

# Usługi ekosystemowe w zarządzaniu układami przyrodniczymi



Pod redakcją  
Małgorzaty Stępniewskiej i Andrzeja Mizgajskiego

**Usługi ekosystemowe  
w zarządzaniu układami przyrodniczymi**



# **Usługi ekosystemowe w zarządzaniu układami przyrodniczymi**

**Pod redakcją  
Małgorzaty Stępniewskiej i Andrzeja Mizgajskiego**

**Bogucki Wydawnictwo Naukowe • Poznań 2023**

**Iceland**   
**Liechtenstein**  
**Norway grants**

Projekt „Usługi świadczone przez główne typy ekosystemów w Polsce – Podejście stosowane” korzysta z dofinansowania otrzymanego od Islandii, Liechtensteinu i Norwegii w ramach funduszy EOG o wartości 6 540 768 zł oraz dofinansowania budżetu państwa o wartości 1 154 253 zł. Celami Projektu są przeniesienie wiedzy naukowej na temat usług ekosystemowych istniejącej w Europie do procesu rozpoznania i oceny usług ekosystemowych w Polsce, zwiększenie potencjału naukowego oraz zdolności administracji i zainteresowanych grup społecznych do wdrażania tego podejścia w zarządzaniu środowiskiem.

Recenzent:  
dr hab. Jakub Kronenberg

Fotografie na okładce:  
archiwum Zakładu Geografii Kompleksowej UAM

Copyright © by Adam Mickiewicz University in Poznań, Poznań 2023

ISBN 978-83-7986-469-0

<https://doi.org/10.12657/9788379864690>

Bogucki Wydawnictwo Naukowe  
ul. Górna Wilda 90  
61-576 Poznań  
[www.bogucki.com.pl](http://www.bogucki.com.pl)  
[biuro@bogucki.com.pl](mailto:biuro@bogucki.com.pl)

Druk i oprawa: [totem.com.pl](http://totem.com.pl)

# Spis treści

<i>Małgorzata Stępniewska, Andrzej Mizgajski</i> Wprowadzenie . . . . .	7
<i>Andrzej Mizgajski, Małgorzata Stępniewska</i> Uwarunkowania i wyzwania wdrażania koncepcji usług ekosystemowych do praktyki . . . . .	11
<i>Adam Kaliszewski, Emilia Wysocka-Fijorek, Mariusz Ciesielski, Bożydar Neroj, Krzysztof Stereńczak, Piotr Gołos</i> Usługi ekosystemów leśnych . . . . .	23
<i>Robert Borek, Bożena Smreczak, Anna Jędrejek, Małgorzata Kozak, Paweł Radzikowski</i> Usługi agroekosystemów . . . . .	41
<i>Andrzej Affek, Jacek Wolski, Bożena Degórska, Jerzy Solon, Anna Kowalska, Edyta Regulska, Marek Degórski</i> Usługi ekosystemów miejskich (zurbanizowanych) . . . . .	65
<i>Katarzyna Fagiewicz</i> Usługi ekosystemów zdegradowanych . . . . .	85
<i>Kinga Krauze, Renata Włodarczyk-Marciniak, Mariusz Sojka, Joanna Jaskuła, Iwona Wagner</i> Usługi ekosystemów wód słodkich . . . . .	109
<i>Aleksandra Koroza, Jan Marcin Węslawski, Tymon Zieliński, Joanna Piwowarczyk</i> Usługi ekosystemów morskich . . . . .	133
<i>Damian Łowicki</i> Usługi ekosystemowe na poziomie krajobrazu . . . . .	157
<i>Viktoria Takacs, Aleksandra Łangowska, Weronika Banaszak-Cibicka, Paweł Sienkiewicz, Janusz Kloskowski, Stanisław Świtek, Monika Fliszkiewicz, Karol Giejdasz, Piotr Tryjanowski</i> Ekologiczne wartości usług ekosystemowych . . . . .	175
<i>Sylwia Kulczyk, Piotr Matczak, Marta Derek, Alina Gerlée, Krzysztof Mączka</i> Kulturowe wartości usług ekosystemowych . . . . .	197
<i>Tomasz Żylicz, Marek Giergiczny, Zbigniew Szkop, Sviataslau Valasiuk, Borys Draus, Adam Wasiak</i> Ekonomiczne wartości usług ekosystemowych . . . . .	217
Słowniczek pojęć . . . . .	237
Spis aneksów online . . . . .	245



**Małgorzata Stępniewska\*, Andrzej Mizgajski**

## **Wprowadzenie**

Koncepcja przygotowania publikacji, która prezentuje obecny stan wiedzy na temat usług ekosystemowych w Polsce powstała w związku z realizacją projektu „Usługi świadczone przez główne typy ekosystemów w Polsce – podejście stosowane” (ECOSERV-POL). Projekt ten jako predefiniowany przez Ministerstwo Klimatu i Środowiska jest realizowany w ramach programu „Środowisko, energia i zmiany klimatu” Mechanizmu Finansowego EOG 2014–2021. Jego celem jest łączenie rozwoju potencjału naukowego w zakresie rozpoznania korzyści czerpanych przez człowieka z ekosystemów z dostarczaniem wiedzy operacyjnej dla decydentów oraz ekspertów-praktyków. Prezentowana pozycja książkowa stanowi swoiste kompendium wiedzy, przedstawiające możliwości praktycznego wykorzystania koncepcji usług świadczonych przez różne ekosystemy, a jednocześnie może być potraktowana jako podręcznik na poziomie akademickim i służący zainteresowanym ekspertom-praktykom. Publikacja ukazuje się równolegle w wersji papierowej oraz w wersji elektronicznej na ogólnodostępnej stronie <https://ecoservpol.amu.edu.pl/podrecznik/>.

Pozycja skierowana jest do różnych grup odbiorców. Środowisko akademickie ma okazję do zapoznania się z syntetycznym ujęciem stanu wiedzy w Polsce, co może stanowić inspirację do podejmowania nowych wyzwań badawczych, a także pozwala wykorzystać prezentowane podejścia w pracy dydaktycznej na kierunkach studiów związanych zwłaszcza z zarządzaniem środowiskiem przyrodniczym i gospodarką przestrzenną. Przedstawiciele różnych poziomów administracji oraz eksperci-praktycy mogą poznać możliwości zastosowania usług ekosystemowych do oceny skutków zmian w sposobie zagospodarowania różnych ekosystemów. Rozpoznanie korzyści dostarczanych przez układy przyrodnicze stwarza pełniejsze przesłanki do rozstrzygnięć w postępowaniach administracyjnych oraz podnosi jakość opracowań eksperckich do dokumentów planistycznych związanych z zarządzaniem przestrzenią i środowiskiem. Adresatami kompendium są również osoby zainteresowane poszerzeniem wiedzy o pożytkach czerpanych przez człowieka z funkcjonowania ekosystemów, a przez to rozwijania motywacji do ich ochrony.

Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu, Wydział Geografii Społeczno-Ekonomicznej i Gospodarki Przestrzennej,  
Zakład Geografii Kompleksowej

\*malgorzata.stepniewska@amu.edu.pl



Rozdział wprowadzający przedstawia uwarunkowania i wyzwania wdrażania usług ekosystemowych do praktyki. Zawiera on ogólnie samą koncepcję tego podejścia oraz pokazuje, że szereg elementów wymaga jeszcze dopracowania, zanim będzie można mówić o jego pełnej operacjonalizacji. Kolejnych sześć rozdziałów omawia usługi ekosystemowe według głównych typów ekosystemów wyróżnianych w Polsce, tj. leśnych, użytkowanych rolniczo, zurbanizowanych, zdegradowanych, wód słodkich i od wody zależnych, a także morskich. Osobny rozdział poświęcono analizie korzyści na poziomie krajobrazu, czyli wynikających ze specyficznej struktury przestrzennej tworzących go ekosystemów. Wyodrębnienie sześciu typów ekosystemów jest formą generalizacji, gdyż nie wszystkie one są jednorodne, zwłaszcza tereny zurbanizowane i zdegradowane. W obu tych przypadkach mamy do czynienia z mozaiką różnych form i intensywności przekształcenia terenu oraz sposobów jego użytkowania. Są to czynniki, które decydują o specyficznej strukturze korzyści dostarczanych przez te układy przyrodnicze. Rozdziały mają podobną strukturę, chociaż zespoły autorskie dostosowywały ją do specyfiki rozpatrywanych ekosystemów. W części wstępnej pokazany jest obecny stan wiedzy o dostarczanych przez dany ekosystem korzyściach, które można interpretować w kategoriach usług ekosystemowych. Istotny fragment poszczególnych rozdziałów stanowi omówienie możliwych do zastosowania wskaźników dla poszczególnych usług i źródeł danych pozwalających je oszacować i zróżnicować przestrzennie. W ramach rozpatrywanych ekosystemów wyróżniono ich podtypy, dla których starano się wyodrębnić wiązki usług, wskazując na ich wzajemne wzmacnianie się lub osłabianie. Tam, gdzie jest to uzasadnione, wyodrębnione części rozdziałów pokazują przykłady analizy usług ekosystemowych na poziomie krajowym, regionalnym i lokalnym. W częściach podsumowujących można znaleźć rekomendacje dotyczące wdrożenia tego podejścia w praktyce zarządzania korzystaniem z różnych typów ekosystemów.

Po treściach uporządkowanych według typów ekosystemów następują rozdziały prezentujące spojrzenia na usługi przez pryzmat wartości ekologicznych, społeczno-kulturowych i ekonomicznych. Kolejne ich części przybliżają zasady badania poszczególnych wartości oraz przedstawiają na przykładach, w jakim stopniu wskaźniki opisujące daną kategorię mogą odzwierciedlać różne rodzaje usług ekosystemowych. Również każdy rozdział z tej grupy zawiera rekomendacje dotyczące zasad konstrukcji wskaźników i zbierania danych pozwalających na ich oszacowanie.

Uzupełnieniem rozdziałów są załączniki elektroniczne, rozszerzające treści oraz pokazujące przykłady opracowane w ramach projektu ECOSERV-POL. Dla spójności treści książki podstawowe znaczenie ma stosowanie jednolitej klasyfikacji usług ekosystemowych. Podobnie jak w trakcie realizacji całego projektu ECOSERV-POL przyjęliśmy Wspólną Międzynarodową Klasyfikację Usług Ekosystemowych (*The Common International Classification of Ecosystem Services* – CICES wer. 5.1), którą firmuje Europejska Agencja Środowiska (<https://cices.eu/>). W tekście stosujemy ujednolicone nazwy polskojęzyczne poszczególnych klas usług lub ich skróty razem z odpowiadającymi im kodami liczbowymi.

W końcowej części znajduje się słownik terminów specjalistycznych wraz z ich definicjami i odwołaniem do źródeł. Powinno to pomóc w ujednoczeniu rozumienia pojęć, które dopiero wchodzą do języka fachowego. Zestawiono również podstawową literaturę fachową, która umożliwi czytelnikowi pogłębienie wiedzy na temat interesujących go zagadnień. W tekście znajdują się odsyłacze do aneksów elektronicznych zawierających informacje dodatkowe, w tym cząstkowe wyniki i raporty z kolejnych etapów projektu.

Oddając do rąk czytelników syntetyczny obraz zaawansowania badań w czołowych polskich ośrodkach naukowych, zauważamy, że jest to podsumowanie pewnego etapu badań nad usługami ekosystemowymi z uwzględnieniem istniejących możliwości praktycznego zastosowania zdobytej wiedzy. Mamy jednocześnie świadomość, że kompendium niniejsze, pokazując istniejące luki badawcze, będzie inspiracją do nowych dociekań służących zrównoważonemu zarządzaniu ekosystemami w Polsce i szerszemu włączeniu się naszych badaczy do współpracy międzynarodowej na tym polu.

Praca nad podręcznikiem łączyła się z zaangażowaniem wielu osób w jego przygotowanie. Przede wszystkim chcielibyśmy podziękować zespołom uczestniczącym w projekcie za wkład w opracowanie merytorycznych treści podręcznika. Jesteśmy wdzięczni zespołom autorskim poszczególnych rozdziałów za konstruktywny dialog i gotowość do modyfikacji służących uzyskaniu możliwie spójnej i przyjaznej dla odbiorcy formy publikacji. Łączyło się to z koniecznością dochowania często napiętych terminów. Szczególne wyrazy podziękowania kierujemy do Pana Jakuba Kronenberga, który przygotował recenzję wydawniczą. Jego merytoryczne uwagi oraz rekomendacje pozwoliły wyeliminować szereg mankamentów i miały istotne znaczenie dla nadania publikacji ostatecznego kształtu. Duży wkład we wstępne ujednoczenie redakcyjne tekstów wniosły Panie Daria Pieczka i Karolina Sulich, za co Im dziękujemy. Wysoko sobie cenimy współpracę z profesjonalnym zespołem firmy Bogucki Wydawnictwo Naukowe przy opracowaniu edytorskim podręcznika.



## Rozdział 1

# Uwarunkowania i wyzwania wdrażania koncepcji usług ekosystemowych do praktyki

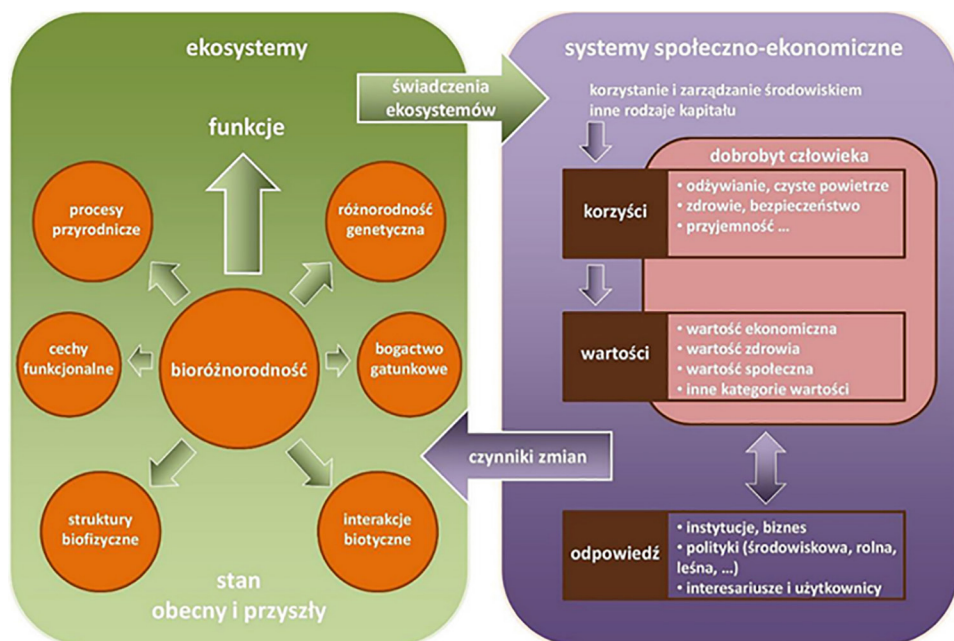
### 1. Koncepcja usług ekosystemowych jako novum badawczo-aplikacyjne

Pojęcie usług świadczonych człowiekowi przez ekosystemy, określanych też jako **usługi/świadczenia ekosystemowe**<sup>1</sup>, zyskało w ostatnim ćwierćwieczu sporą popularność wśród badaczy relacji człowiek–środowisko. Można przyjąć, że jest to wyraz szukania wzrostu skuteczności ochrony środowiska przyrodniczego człowieka, która przegrywa z mechanizmami rynkowymi i dążeniem społeczeństw do podnoszenia materialnego poziomu życia bez zwracania uwagi na negatywne skutki dla otoczenia przyrodniczego. O rozmiarach problemu w skali globalnej świadczy, że tylko w latach 1974–2022 liczba ludzi na Ziemi podwoiła się, osiągając 8 mld. Równoległe kilkunastokrotnie wzrosła aktywność gospodarcza mierzona produktem globalnym brutto, z 5,4 bln dolarów (1974) do 96 bln dolarów (World GDP 1960–2023). Przytoczone liczby wiążą się ze wzrostem produkcji przemysłowej i rolniczej, z eksploatacją zasobów Ziemi, eliminowaniem naturalnych i półnaturalnych ekosystemów oraz rosnącym zanieczyszczeniem środowiska przyrodniczego. Należy wskazać, że nurty badawcze uwzględniające znaczenie procesów przyrodniczych dla człowieka są od dawna obecne w koncepcjach naukowych zarówno u przedstawicieli nauk społecznych, jak i przyrodników (Mizgajski 2010). Wprawdzie nie oferowały one całościowego ujęcia, jednak ukształtowały podstawy do rozpoznania usług ekosystemowych jako zagadnienia badawczo-aplikacyjnego. Tradycyjne podejście koncentruje się na prawnoadministracyjnych rygorach korzystania z zasobów i systemów przyrodniczych. Mała skuteczność takich sposobów ochrony przyrody skierowała uwagę badaczy na

<sup>1</sup> Terminy pierwszy raz użyte w rozdziale są zdefiniowane w słowniczku pojęć.

koncepcję usług ekosystemowych jako ekologicznych, ekonomicznych i kulturowych korzyści dla człowieka wynikających z procesów i cech ekosystemów.

Wiedza na temat usług ekosystemowych daje możliwość przezwyciężenia swoistego antagonizmu pomiędzy układem społeczno-gospodarczym a przyrodniczym. Można stwierdzić, że koncepcja ta łączy oba systemy, obejmując przepływ korzyści od ekosystemów do systemu społeczno-ekonomicznego, a z drugiej strony uwzględnia przepływ oddziaływań na ekosystemy przy korzystaniu z ich usług oraz w wyniku procesów związanych z bytowaniem i gospodarowaniem człowieka (ryc. 1). Można więc stwierdzić, że potencjał ekosystemów do dostarczania usług zależy nie tylko od ich cech, ale również od intensywności i sposobu ich wykorzystania.



Ryc. 1. Usługi ekosystemowe jako łącznik między ekosystemami a społeczeństwem i gospodarką (Maes i in. 2013)

W literaturze przedmiotu występuje szereg definicji usług ekosystemowych (ang. *ecosystem services*), spośród których jasną konstrukcją wyróżniają się następujące ujęcie: usługi ekosystemowe to wkład ekosystemów do wartości ujawniających się przy ekonomicznych, społecznych, kulturowych i innych formach działalności człowieka (Potschin-Young i in. 2018). Jest to więc podejście, które polega na wyrażeniu procesów i cech systemów przyrodniczych w kategoriach różnorodnych korzyści dla człowieka, które próbuje się kwantyfikować, poszukując adekwatnych wskaźników. Wiąże się z tym rozpatrywanie usług z perspektywy różnych wartości dla człowieka, w tym ekologicznych, społecznych i ekonomicznych. Z punktu widzenia oceny wielkości usług istotne jest rozróżnienie między

potencjałem różnych ekosystemów, rzeczywistym poziomem usług oraz rozmiarami społecznego popytu na nie. Poszczególne ekosystemy świadczą swoiste zestawy usług, które mogą wzajemnie się wzmacniać lub osłabiać. Otwiera to pole badawcze do badań nad różnymi ekosystemami w perspektywie wiązek generowanych przez nie usług. Należyte rozpoznanie korzyści dostarczanych człowiekowi przez systemy przyrodnicze pozwoli na podejmowanie właściwych decyzji dotyczących utrzymania bądź zmiany sposobu czy intensywności korzystania z ekosystemów.

Zastosowanie spójnej klasyfikacji usług ekosystemowych pozwala uporządkować wiedzę na ich temat, a jednocześnie jest warunkiem porównywalności wyników rozpoznania usług. Opublikowany w 2005 r. pod egidą ONZ „Raport o stanie ekosystemów świata”, znany jako „Millennium Ecosystem Assessment” (MEA 2005) wyróżnił cztery grupy korzyści generowanych przez ekosystemy: zaopatrzeniowe, regulacyjne, kulturowe i wspierające. Usługi zaopatrzeniowe (*Provisioning services*) to produkty uzyskiwane od ekosystemów, w tym żywność, naturalne materiały, paliwa, zasoby genetyczne, biochemikalia, np. leki, bioprodukty dekoracyjne, woda pitna. Usługami regulacyjnymi (*Regulating services*) określa się korzyści uzyskiwane dzięki regulowaniu procesów w ekosystemach, np. jakości powietrza, jakości klimatu, stosunków wodnych, procesów erozyjnych, kształtowania gleb, zapylenia roślin, występowania szkodników, zapobiegania naturalnym zjawiskom ekstremalnym. Usługi kulturowe (*Cultural services*) obejmują niematerialne korzyści dla człowieka dzięki ekosystemom, które wpływają na różnorodność kulturową, tworzą wartości duchowe, religijne, intelektualne, edukacyjne i estetyczne, są źródłem inspiracji artystycznej, tworzą dziedzictwo kulturowe, kształtują relacje społeczne, dostarczają korzyści związanych z rekreacją i ekoturystyką. Usługi wspierające (*Supporting services*) to korzyści pośrednie, powstające w dłuższym czasie, lecz niezbędne do kreowania wszystkich innych usług. Przykłady to formowanie się gleb, procesy fotosyntezy, łańcuchy pokarmowe, obieg wody.

Podobną klasyfikację zastosowano w serii raportów Ekonomia Ekosystemów i Bioróżnorodności (TEEB 2010), którym patronował Program Narodów Zjednoczonych ŚRODOWISKO, a wspierała Unia Europejska i odpowiednie ministerstwa niektórych państw Europy Zachodniej. Pojęcie „usługi wspierające” stosuje się w nim zamiennie z określeniem „usługi siedliskowe” *Habitat Services*.

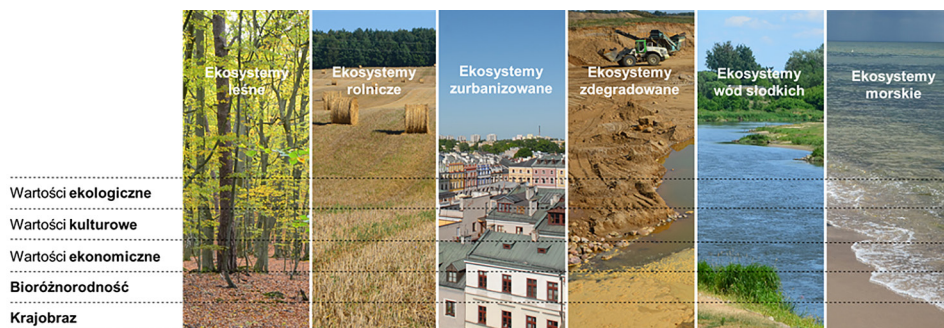
Inne podejście do klasyfikacji przyjęła Międzypaństwowa Platforma Naukowo-Polityczna ds. Bioróżnorodności i Usług Ekosystemowych (*Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*, IPBES – <https://www.ipbes.net/>), która w 2017 r. przyjęła system wyróżniający 18 specyficznych kategorii „wkładu przyrody dla ludzi” (*Nature’s Contribution to People* – NCP, IPBES 2017).

Z inicjatywy Europejskiej Agencji Środowiska podjęto prace nad szczegółową klasyfikacją usług ekosystemowych. Opracowanych zostało kilka kolejnych wersji, z których ostatnia, CICES wer. 5.1 powstała w 2018 r. (Haines-Young, Potschin 2018). Klasyfikacja ta wyróżnia usługi biotyczne i abiotyczne na pięciu poziomach szczegółowości (sekcja, dział, grupa, klasa, typ), przy czym na

najogólniejszym poziomie wyodrębniono trzy sekcje (*Section*), a wśród nich **usługi zaopatrzeniowe, regulacyjne z podtrzymującymi** (*Regulating & Maintenance*) oraz **kulturowe**. Klasyfikacja CICES przedstawiona jest w postaci rozbudowanej tabeli z objaśnieniami do poszczególnych rodzajów usług ekosystemowych. Jej ważnym elementem są kolumny z nazwami kategorii w innych klasyfikacjach (MEA, TEEB i IPBES), odpowiadającymi poszczególnym klasom CICES wer. 5.1. W ramach projektu ECOSERV-POL przyjęto klasyfikację CICES wer. 5.1 i wyodrębniono kategorie usług na poszczególnych poziomach szczegółowości, które mają istotne znaczenie w Polsce w odniesieniu do rozpatrywanych typów ekosystemów. Zaproponowano też ujednoczenie tłumaczenia nazw usług ekosystemowych na język polski (**aneks 1.1**).

Unia Europejska dostrzega potencjał koncepcji usług ekosystemowych jako dźwigni do zwiększenia efektywności ochrony środowiska człowieka, wprowadzając identyfikację i ocenę usług ekosystemowych do strategicznych dokumentów programowych, np. do kolejnych edycji Europejskiej Strategii na rzecz Bioróżnorodności. Jest to wyraz znaczenia politycznego koncepcji usług ekosystemowych, gdyż pogłębienie wiedzy w społeczeństwach o różnorodnych korzyściach z procesów w ekosystemach powinno zwiększyć zrozumienie Europejczyków dla wysiłków na rzecz ochrony otoczenia przyrodniczego i podnoszenia jego jakości.

W Polsce zainteresowanie usługami ekosystemowymi rozwija się przede wszystkim w wyniku udziału naszych zespołów badawczych w projektach międzynarodowych oraz dzięki działaniom administracji jako odpowiedzi na zalecenia Komisji Europejskiej (Stępniewska i in. 2018a). Obecnie ważnych bodźców do podnoszenia kompetencji naukowo-aplikacyjnych dostarcza projekt „Usługi świadczone przez główne typy ekosystemów w Polsce – podejście stosowane” (ECOSERV-POL). W ramach jego realizacji zespoły badawcze reprezentujące różne dyscypliny naukowe podjęły się identyfikacji usług ekosystemowych i ich wskaźników istotnych dla warunków przyrodniczych i społeczno-ekonomicznych Polski. Prace badawcze objęły główne typy ekosystemów o różnym stopniu przekształcenia przez człowieka, które są reprezentatywne dla krajobrazowo-ekologicznej struktury kraju, czyli ekosystemy leśne, agroekosystemy, ekosystemy zurbanizowane oraz ekosystemy zdegradowane, a także ekosystemy wód słodkich i ekosystemy morskie



Ryc. 2. Struktura projektu ECOSERV-POL

i ekosystemy morskie. Swoim zakresem projekt objął również usługi ekosystemowe świadczone na poziomie krajobrazu oraz ujęcie horyzontalne, uwzględniające wartości ekologiczne, kulturowe i ekonomiczne wynikające z cech ekosystemów. Wymiar łączący poszczególne pola badawcze projektu miała bioróżnorodność jako cecha wskaźnikowa dla dobrostanu ekosystemów (ryc. 2). Chodziło więc o odejście od podejścia wyznaczającego wyraźne linie demarkacyjne między poszczególnymi zakresami problemowymi.

W realizacji prac badawczych uczestniczyły renomowane instytucje naukowe specjalizujące się w badaniach poszczególnych typów ekosystemów w Polsce oraz kategorii wartości związanych z ekosystemami (tab. 1). Partner zagraniczny – Norwegian Institute for Nature Research – dzielił się norwesкими doświadczeniami w zakresie rozpoznania i oceny usług ekosystemowych, w tym poprzez opracowanie raportu tematycznego (aneks 1.2).

**Tabela 1.** Wykonawcy prac badawczych w projekcie ECOSERV-POL

Lider i promotor projektu	Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu
Partnerzy projektu	Instytut Badawczy Leśnictwa oraz Biuro Urządzenia Lasu i Geodezji Leśnej Instytut Nawożenia, Uprawy i Gleboznastwa PIB Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN Europejskie Regionalne Centrum Ekohydrologii PAN Instytut Oceanologii PAN Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu Wydział Geografii i Studiów Regionalnych Uniwersytetu Warszawskiego Warszawski Ośrodek Ekonomii Ekologicznej Uniwersytetu Warszawskiego Norwegian Institute for Nature Research

## 2. Główne wyzwania dla badań aplikacyjnych nad usługami ekosystemowymi

### 2.1. Dobór źródeł danych i skali przestrzennej analiz

**Skala przestrzenna** oceny usług ekosystemowych i skala podejmowania decyzji zarządczych niekoniecznie są identyczne (Stępniewska 2016). Z jednej strony, wyznaczone jednostki przestrzenne, w których dokonuje się rozpoznania usług ekosystemowych, powinny korespondować z uwarunkowaniami biofizycznymi (np. zlewnie w przypadku usług ekosystemów wodnych). Z drugiej strony, analiza winna brać pod uwagę także jednostki administracyjne (takie jak gminy, powiaty, województwa) dla skutecznego wdrożenia wyników do procesu decyzyjnego. Odrębności te muszą być brane pod uwagę w określaniu zakresu przestrzennego analiz.

Wyzwaniem dla wdrażania koncepcji usług ekosystemowych w praktyce jest określenie ich wielkości, co wymaga zastosowania wskaźników opartych na



dostępnych i wiarygodnych danych. Zasób dostępnych baz danych stale rośnie dzięki rozwojowi technik zbierania informacji geograficznej i poszerzania baz danych statystycznych. Duża ilość i różnorodność danych powoduje trudności w optymalizacji zestawu wskaźników, które mogą właściwie charakteryzować poszczególne usługi ekosystemowe. Dla ich analizy pomocne może być wykorzystanie rekomendacji Komisji Europejskiej (European Commission 2009) dotyczących oceny jakości wskaźników, które powinny spełniać kryteria RACER (*Relevance, Acceptance, Credibility, Easiness, Robustnes*). Wymienione kryteria można odnieść do oceny wskaźników opisujących usługi ekosystemowe. Trafność (*Relevance*) oznacza należyte odzwierciedlenie usługi, której dotyczy wskaźnik. Akceptacja (*Acceptance*) wiąże się z aprobatą ze strony osób i instytucji wykorzystujących dany wskaźnik, zaś wiarygodność dla niespecjalistów (*Credibility*) z jednoznacznością konstrukcji i interpretacji wskaźnika. Kryterium łatwości (*Easiness*) dotyczy możliwości pozyskania danych do konstrukcji wskaźnika. Solidność (*Robustness*) odnosi się do jednoznaczności danych, z czym jest związana odporność wskaźnika na manipulację.

Innym problemem jest fakt, że interesariusze oczekują precyzyjnych i przestrzennie jednoznacznych informacji w skali lokalnej o środowisku, w tym o systemach przyrodniczych. Jednak dostęp do szczegółowych danych bywa utrudniony, a ich gromadzenie i przetwarzanie kosztowne. Ogólnodostępne dane zwykle dotyczą stanu poszczególnych komponentów środowiska, co pozwala określać potencjał ekosystemów do dostarczania usług. W znacznie mniejszym stopniu możliwa jest ocena rzeczywistego wykorzystania usług ekosystemowych i zapotrzebowania na nie (Stępniewska i in. 2017). W tych zakresach rozpoznanie usług ekosystemowych odbywa się często na podstawie wtórnych źródeł informacji. Konieczna jest wtedy ocena odpowiedniości i przydatności wykorzystanych danych wtórnych, w tym rozpoznanie wpływu stopnia generalizacji danych na uzyskiwane wyniki. Szczególną ostrożność należy zachować w trakcie interpretacji wartości bezwzględnych oraz porównywania wyników uzyskanych na podstawie danych z różnych źródeł.

## 2.2. Przejście od rozpoznania indywidualnych usług do ich wiązek

Nowoczesne podejście do koncepcji usług ekosystemowych powinno uwzględniać ich relacje polegające na **wzajemnym wzmacnianiu** lub **osłabianiu**. Stąd ważne jest, aby nie rozpatrywać poszczególnych usług ekosystemowych wyłącznie indywidualnie, ale w postaci pewnych grup charakterystycznych dla poszczególnych typów lub podtypów ekosystemów. Istotnych przesłanek do podejmowania decyzji o zagospodarowaniu przestrzennym może dostarczyć określenie struktury usług ekosystemowych oraz wzajemnych zależności pomiędzy nimi dla określonego miejsca i czasu oraz rozpoznanie przewidywanych zmian tej struktury przy różnych wariantach przyszłego zagospodarowania terenu. Wielkość wielu usług ekosystemowych jest ze sobą pozytywnie sprzężona, ale kiedy zarządzanie koncentruje się na optymalizacji wielkości pojedynczej usługi, to niemal zawsze występują negatywne skutki dla pozostałych (Braat, de Groot 2012).

Zrozumienie czynników oddziałujących na dostarczanie **wiązek usług ekosystemowych** może wesprzeć efektywniejsze zarządzanie dzięki określeniu wpływu wzmocnienia jednej usługi na liczbę i wielkość pozostałych. Przykładem może być kształtowanie mozaikowego krajobrazu rolniczego, gdy odstępuje się od maksymalizacji produkcji rolnej na rzecz zapewnienia usług regulacyjnych istotnych dla podtrzymania produkcji oraz korzyści kulturowych związanych z walorami estetycznymi i rekreacyjnymi krajobrazu.

Ujęcie korzyści z ekosystemów w postaci wiązek redukuje także ryzyko ich podwójnego liczenia, powstające przy zastosowaniu nazbyt drobiazgowego podziału usług ekosystemowych i nadmiernej liczby szczegółowych wskaźników.

### 2.3. Rozróżnienie między potencjałem, rzeczywistym świadczeniem a zapotrzebowaniem na usługi ekosystemowe

Poszczególne ekosystemy mają swoistą strukturę przestrzenną i cechują się różnymi procesami w ich obrębie. W rezultacie ich **potencjał** do dostarczania określonych usług może się istotnie różnić. Jak zauważają Burkhard i in. (2014), w silnie zmodyfikowanych krajobrazach kulturowych rozdzielanie wkładu człowieka od wkładu ekosystemów w generowanie usług jest zagadnieniem złożonym. Wpływ zastosowanej technologii oraz nakładów pracy i energii na cechy ekosystemu mogą prowadzić do większej dostawy niektórych usług, niż wynikałoby to z naturalnych właściwości ekosystemu.

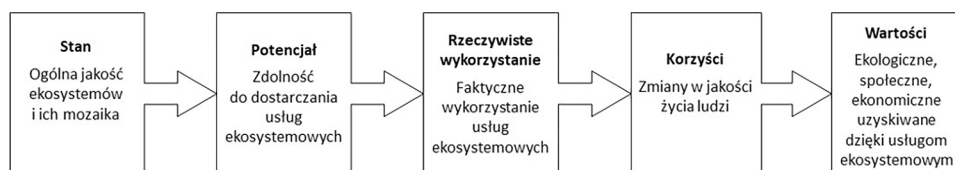
Potencjał ekosystemów do dostarczania usług nie musi być równy ich **rzeczywistemu wykorzystaniu**, na przykład miejsce o wysokich walorach krajobrazowych może nie być użytkowane rekreacyjnie z powodu jego ograniczonej dostępności. Potencjał uważany jest za zasób usług ekosystemowych, podczas gdy rzeczywiste wykorzystanie wiąże się z ich faktycznym przyswojeniem. Transfer usług ekosystemowych odbywa się poprzez ich przepływ z terenów powstawania do miejsc ich wykorzystywania, np. dostarczanie produktów rolnych do miejsc ich przetwarzania lub konsumpcji. Może też zachodzić sytuacja odwrotna, gdy osoby chcące korzystać z usługi udają się w miejsce jej powstawania. Przykładem mogą być wizyty na terenach atrakcyjnych rekreacyjnie czy wyjście do lasu na grzybobranie.

Niezależnie od wielkości rzeczywiście świadczonych usług ekosystemowych, **zapotrzebowanie** na nie może zmieniać się w czasie i przestrzeni. Oceny zapotrzebowania opierają się głównie na danych dotyczących zaludnienia i konsumpcji, a także sposobu użytkowania terenu oraz powiązanego z tym popytu na pewne usługi. Na zapotrzebowanie na świadczenia silnie wpływają czynniki społeczno-ekonomiczne, stąd różni się ono w zależności od lokalnych potrzeb i wartości. Jest to istotne wobec faktu, że świadomość znaczenia usług ekosystemowych stanowi motywację dla indywidualnych i społecznych działań na rzecz ochrony ekosystemów. Jak jednak zauważają Geijzendorffer i Roche (2014), korzystaniu ze świadczeń nie musi towarzyszyć świadomość zapotrzebowania na nie. Na przykład wiele świadczeń regulacyjnych jest stale wykorzystywanych przez ludzi bezwiednie. Stawia to przed instytucjami publicznymi zadanie artykułowania

zapotrzebowania i zapewnienia dostawy świadczeń. Przykładem jest ustanawianie form ochrony przyrody na poziomie od krajowego po lokalny. Chociaż ustawa o ochronie przyrody nie odwołuje się wprost do pojęcia „usługi ekosystemowe”, poszczególne formy ochrony przyrody tworzy się dla ochrony różnych zestawów korzyści dostarczanych przez układy przyrodnicze (Stępniewska i in. 2018b).

## 2.4. Łączenie wartości ekologicznych, społeczno-kulturowych i ekonomicznych

Przyswajanie koncepcji usług ekosystemowych wiąże się z nadawaniem wartości korzyściom, jakie uzyskujemy dzięki własnościom systemów przyrodniczych, co dobrze ujmuje przedstawienie usług ekosystemowych jako relacji kaskadowej (ryc. 3).



Ryc. 3. Usługi ekosystemowe w ujęciu kaskadowym (Czucz i in. 2020, zmodyfikowane)

Korzyści dla człowieka wynikające z funkcjonowania ekosystemów można oceniać z trzech odmiennych perspektyw, czyli przez pryzmat **wartości ekologicznych**, **wartości społeczno-kulturowych** czy wreszcie **wartości ekonomicznych**. Te trzy spojrzenia nie wykluczają się, a są wobec siebie komplementarne. Wartości ekologiczne łączą się z respektowaniem przez człowieka prawa do trwałego funkcjonowania elementów i układów przyrody ożywionej i nieożywionej. Mówimy wtedy o samoistnej wartości ekosystemów, jakkolwiek nadawanej przez człowieka (Farber i in. 2002). Wartości ekologiczne związane z usługami ekosystemowymi mają w części charakter użytkowy (*instrumental value*), co nadaje im wymiar ekonomiczny, pozwalający na przypisanie wartości monetarnej. Przykładowo do takich usług można zaliczyć zapylanie roślin, regulację tempa erozji czy ochronę przed szkodnikami.

Sposób postrzegania układów przyrodniczych, tj. pojedynczych ekosystemów czy krajobrazu rozumianego jako ich mozaika, wiąże się z percepcją emocjonalną, a więc wymiarem społeczno-kulturowym, który może, choć nie musi, mieć wartość ekonomiczną. Wiąże się to z wpływem doznań estetycznych dotyczących ich przyrodniczego otoczenia na ceny nieruchomości (Łowicki 2012).

Najbardziej oczywistą domeną wartości ekonomicznych są usługi zaopatrzeniowe związane z dostarczaniem przez ekosystemy dóbr użytkowych, np. drewna, produktów rolnych czy ryb, które są wyceniane przy transakcjach rynkowych.

Niezwykle trudnym wyzwaniem jest całościowa ocena wiązki (zestawu) usług świadczonych przez określony ekosystem z uwzględnieniem wszystkich trzech rodzajów wartości przypisywanych uzyskiwanym korzyściom. Mamy do czynienia ze splotem korzyści materialnych i niematerialnych, a jednocześnie

poszczególne rodzaje korzyści w różnym stopniu poddają się wycenieniu ekonomicznej. Rodzi to zasadniczy problem w opracowaniu porównywalnych wskaźników, które łączyłyby system ekologiczny, społeczny i ekonomiczny. Jedną z propozycji było zastosowanie wskaźnika nakładu energii na wytworzenie określonego dobra lub usługi (Patterson 1998), co pozwoliłoby porównać wielkość usług regulujących tworzących wartości ekologiczne i usług zaopatrzeniowych związanych z wartościami ekonomicznymi. Podstawowym mankamentem uniemożliwiającym szersze zastosowanie tej teorii jest brak danych empirycznych pozwalających kwantyfikować nakłady energii na wytwarzanie dóbr i usług.

W ostatnich latach pojawiła się koncepcja przewyższenia opozycji między wartościami samoistnymi opartymi na przesłankach etycznych a wartościami instrumentalnymi związanymi z percepcją korzyści dla człowieka. Pierwsza grupa wartości koncentruje się na niewymiernych wartościach kulturowych i psychologicznych związanych z relacją między człowiekiem a ekosystemem, natomiast druga grupa ich nie uwzględnia, a odnosi się do korzyści wymiernych. Na tym tle w publikacjach Chan i in. (2016) oraz Klain i in. (2017) zaproponowano koncepcję wartości relacyjnych wiążących ludzi i ekosystemy przez materialne i niematerialne relacje do przyrody oraz wynikające z nich zasady i wyobrażenia związane z wysoką jakością życia. Zaprezentowane podejście syntetyzuje skrajne podejścia do wartościowania relacji pomiędzy człowiekiem a jego przyrodniczym otoczeniem, jednak nie przybliżyło to możliwości zobiektywizowanej kwantyfikacji pozwalającej zestawiać różne wartości.

## 2.5. Wprowadzenie koncepcji usług ekosystemowych do systemu prawnego i planowania strategicznego

Usługi ekosystemowe są już standardowo ujmowane w dokumentach strategicznych Unii Europejskiej jako narzędzie dla wzmocnienia ochrony kapitału naturalnego<sup>2</sup>. Działania Komisji Europejskiej mobilizują kraje członkowskie i wspierają je w kwestiach metodycznych oraz technicznych. W Polsce proces włączania usług ekosystemowych w procesy planistyczne i decyzyjne jest w początkowej fazie. Odniesienia do usług ekosystemowych zawierają niektóre dokumenty strategiczne i prawodawstwo<sup>3</sup>, jednak zastosowanie usług ekosystemowych w zarządzaniu środowiskiem jest wciąż ograniczone. Opinie uczestników procesów zarządzania środowiskiem (Stępniewska i in. 2017, 2018a, [aneks 1.3](#)) pozwalają stwierdzić, że do kluczowych barier należy brak wystarczającego umocowania usług

<sup>2</sup> Przykłady stanowią: „Europejski Zielony Ład”; „Strategia ochrony różnorodności biologicznej do 2030 r.”; „Ogólny unijny program działań w zakresie środowiska do 2030 r.”; „Strategia w zakresie przystosowania do zmiany klimatu”; „Strategia Zielona Infrastruktura – zwiększanie kapitału naturalnego Europy 2013”; „Plan ochrony zasobów wodnych Europy”.

<sup>3</sup> Należą do nich: „Strategia na rzecz Odpowiedzialnego Rozwoju do roku 2020 z perspektywą do roku 2030”; „Polityka Ekologiczna Państwa 2030”; „Koncepcja Przestrzennego Zagospodarowania Kraju 2030”; „Krajowa Polityka Miejska 2030”; „Strategiczny plan adaptacji dla sektorów i obszarów wrażliwych na zmiany klimatu do roku 2020 z perspektywą do roku 2030”; „Program ochrony i zrównoważonego użytkowania różnorodności biologicznej na lata 2015–2020”; ustawa o obszarach morskich Rzeczypospolitej Polskiej i administracji morskiej.

ekosystemowych w polskim systemie prawnym i w dokumentach planowania strategicznego. Istniejący stan prawny daje podstawy do wdrożenia usług ekosystemowych – nawet w tych aktach prawnych i dokumentach strategicznych, w których brak bezpośrednio terminu „usługi ekosystemowe”, kapitał naturalny jest intuicyjnie postrzegany jako dostarczyciel korzyści dla człowieka. Dalsze wysiłki powinny dotyczyć zaimplementowania pojęcia „usługi ekosystemowe” bezpośrednio do ustaw regulujących ochronę i korzystanie ze środowiska oraz do przepisów wykonawczych.

Wprowadzenie pojęcia „usługi ekosystemowe” do dokumentów strategicznych i aktów prawnych powinno uwzględniać całokształt dostarczanych przez ekosystemy korzyści przyrodniczych, kulturowych i ekonomicznych, stąd odnosi się do różnych obszarów zarządzania:

- Planowanie przestrzenne – przy rozważaniu skutków decyzji o różnym przeznaczeniu terenu w krajowych dokumentach strategicznych, planach zagospodarowania przestrzennego województw, planach zagospodarowania przestrzennego obszarów funkcjonalnych oraz lokalnych dokumentach planistycznych.
- Ocena oddziaływania na środowisko (OOŚ) – uwzględnienie usług ekosystemowych w dokumentach eksperckich sporządzanych w ramach OOŚ dla planowanych przedsięwzięć i dokumentów strategicznych.
- Zarządzanie różnymi typami ekosystemów – włączenie koncepcji usług ekosystemowych do dokumentów dotyczących poszczególnych typów ekosystemów na poziomie krajowym, regionalnym i lokalnym (np. lasów, wód, form ochrony przyrody).
- Ocena usług ekosystemów wodnych i od wody zależnych – rozwijana w związku z regulacjami prawnymi dotyczącymi zwrotu kosztów usług wodnych.
- Odbudowa ekosystemów (ang. *ecosystem restoration*) – wiąże się z realizacją działań wynikających z Europejskiej Strategii Bioróżnorodności.

Wdrożenie usług ekosystemowych do systemu prawnego i planistycznego powinno objąć poziom krajowy, regionalny i lokalny. Na poziomie krajowym chodzi o dostarczenie wiedzy operacyjnej (najlepiej ilościowej) o wielkości poszczególnych usług ekosystemowych. Należy dążyć do przedstawiania wielkości usług w ujęciu pozwalającym na włączenie tych wielkości do systemów rachunkowości i raportowania. Na poziomie regionalnym rozpoznanie powinno dostarczyć informacji służących planowaniu rozwoju województw oraz jednostek wydzielonych dla zarządzania poszczególnymi typami ekosystemów. W skali regionalnej rozpoznanie usług ekosystemowych może być także istotnym narzędziem wyłaniania priorytetów i uzasadnienia rozkładu strumieni finansowego wsparcia ze środków publicznych na rzecz utrzymania lub odtworzenia poziomu usług. Ocena usług ekosystemowych w ujęciu lokalnym powinna wzbogacać argumentację za celowością nakładów na zmniejszenie presji na środowisko o aspekt wymiernych korzyści oraz pozwolić na pełniejsze prognozowanie przyszłych zmian w rodzaju i poziomie korzyści z procesów przyrodniczych.

### 3. Podsumowanie

Przedstawiona analiza pokazuje, że usługi ekosystemowe są atrakcyjną koncepcją ramową wiążącą nauki przyrodnicze i społeczne, której ambitnym celem jest rozwijanie świadomości korzyści dla człowieka wynikających z należytego i trwałego funkcjonowania układów przyrodniczych. Polscy badacze aktywnie włączają się w rozwijanie zarówno podstaw teoretycznych, jak i możliwości praktycznego wykorzystania tego podejścia, czego obecnym przejawem jest działalność czołowych zespołów badawczych w ramach projektu ECOSERV-POL. Niezależnie od niewątpliwych postępów występuje szereg wyzwań, które utrudniają wdrożenie koncepcji usług ekosystemowych do praktyki na satysfakcjonującym poziomie. Szczególną barierą jest znalezienie sposobu porównywania wartości ekologicznych, społecznych i ekonomicznych przy uwzględnieniu zróżnicowania istotnych korzyści oferowanych lub dostarczanych przez różne typy ekosystemów.

Kolejne rozdziały podręcznika ukazują aktualny stan wiedzy na temat możliwości wdrożenia koncepcji usług ekosystemowych do praktyki zaprezentowany przez czołowe polskie jednostki badawcze prowadzące badania nad tym zagadnieniem. Przedstawione treści mogą stanowić dobry punkt wyjścia do dalszych innowacyjnych badań nad formowaniem zasad użytkowania środowiska przyrodniczego z uwzględnieniem zasad zrównoważonego rozwoju.

### Literatura

- Braat L.C., de Groot R., 2012. The Ecosystem Services Agenda: Bridging The worlds of Natural Science and Economics, Conservation and Development, and Public and Private Policy. *Ecosystem Services*, 1: 4–15.
- Burkhard B., Kandziora M., Hou Y., Müller F., 2014. Ecosystem Service Potentials, Flows and Demands – Concepts for Spatial Localisation, Indication and Quantification. *Landsc. Online*, 34: 1–32.
- Chan K.M., Balvanera P., Benessaiah K., Chapman M., Díaz S., Gómez-Baggethun E., ... Turner N., 2016. Why protect nature? Rethinking values and the environment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(6): 1462–1465.
- Czúcz B., Haines-Young R., Kiss M., Bereczki K., Kertész M., Vári Á., Potschin-Young M., Arany I., 2020. Ecosystem service indicators along the cascade: How do assessment and mapping studies position their indicators? *Ecological Indicators*, 118, 106729.
- European Commission, 2009. *IMPACT Assessment Guidelines*. Brussels, Belgium.
- Farber S.C., Costanza R., Wilson M.A., 2002. Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecological Economics*, 41(3): 375–392.
- Geijzendorffer I.R., Roche P.K., 2014. The relevant scales of ecosystem services demand. *Ecosyst. Serv.*, 10: 49–51.
- Haines-Young R., Potschin M., 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. [W:] *Ecosystem Ecology: a new synthesis*. Cambridge University Press, s. 110–139.

- Haines-Young R., Potschin M., 2018. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure ([www.cices.eu](http://www.cices.eu)).
- IPBES, 2017. Update on the classification of nature's contributions to people by the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Report of the Executive Secretary on the implementation of the work programme for the period 2014–2018 (<https://www.ipbes.net/ipbes5inf24-0>).
- Klain S.C., Olmsted P., Chan K.M., Satterfield T., 2017. Relational values resonate broadly and differently than intrinsic or instrumental values, or the New Ecological Paradigm. *PloS one*, 12(8), e0183962.
- Łowicki D., 2012. Land prices as an indicator of the recreational services of ecosystems. *Ekonomia i Środowisko*, 2(42): 167–175.
- Maes J., Teller A., Erhard M., Liqueste C., Braat L., Berry P., Egoh B., ..., Bidoglio G., 2013. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- MEA, 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC (<https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>).
- Mizgajski A., 2010. Świadczenia ekosystemów jako rozwijające się pole badawcze i aplikacyjne. *Ekonomia i Środowisko*, 1(37): 10–19.
- Pascual U., Balvanera P., Díaz S., Pataki G., Roth E., Stenseke M., Watson R.T., Bařak Dessane E., Islar M., Kelemen E. i in., 2017. Valuing nature's contributions to people: the IPBES approach. *Curr. Opin. Environ. Sustainability*, 26–27: 7–16.
- Patterson M., 1998. Commensuration and theories of value in ecological economics. *Ecological Economics*, 25(1): 105–125.
- Potschin-Young M., Burkhard B., Czúcz B., Santos Martín F., 2018. Glossary for Ecosystem Service mapping and assessment terminology. Deliverable D1.4 EU Horizon 2020 ESERALDA Project, Grant agreement No. 642007.
- Stepniewska M., 2016. Ecosystem Service Mapping and Assessment as a Support for Policy and Decision Making. *CLEAN – Soil, Air, Water*, 44, 10: 1414–1422.
- Stepniewska M., Lupa P., Mizgajski A., 2018a. Drivers of the ecosystem services approach in Poland and perception by practitioners. *Ecosyst. Serv.*, 33: 59–67.
- Stepniewska M., Łowicki D., Lupa P., 2017. Possibilities of using the concept of ecosystem services at the regional level in experts' opinions. *Ekonomia i Środowisko*, 60: 81–91.
- Stepniewska M., Zwierzchowska I., Mizgajski A., 2018b. Capability of the Polish legal system to introduce the ecosystem services approach into environmental management. *Ecosyst. Serv.*, 29: 271–281.
- TEEB, 2010. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB.
- World GDP, 1960–2023 (<https://www.macrotrends.net/countries/WLD/world/gdp-gross-domestic-product>).

**Adam Kaliszewski\*<sup>1</sup>, Emilia Wysocka-Fijorek<sup>1</sup>, Mariusz Ciesielski<sup>1</sup>,  
Bożydar Neroj<sup>2</sup>, Krzysztof Stereńczak<sup>1</sup>, Piotr Gołoś<sup>1</sup>**

## **Rozdział 2**

# **Usługi ekosystemów leśnych**

### **1. Usługi ekosystemowe w wielofunkcyjnej gospodarce leśnej**

Celem zrównoważonej gospodarki leśnej jest zachowanie struktury lasów i ich wykorzystanie w sposób zapewniający realizację wszystkich ważnych funkcji bez szkody dla innych ekosystemów. Realizacja modelu wielofunkcyjnego leśnictwa ma służyć osiągnięciu właściwej równowagi pomiędzy różnymi potrzebami społeczeństwa.

Pojęcie funkcji lasu w Polsce jest mocno ugruntowane w naukach leśnych, prawie oraz praktyce zarządzania lasami (Ustawa 1991, Instrukcja 2012, Rozporządzenie 2012). Ustawa o lasach z 1991 r. jako jedną z zasad prowadzenia gospodarki leśnej przyjmuje ciągłość i zrównoważone wykorzystanie wszystkich funkcji lasu. Funkcje te dzielone są na trzy kategorie: gospodarcze (użytkowanie drewna i użytków nieдрzewnych), ochronne (ochrona wód, gleby i powietrza, kształtowanie warunków klimatycznych, zachowanie różnorodności biologicznej) i społeczne (tworzenie warunków do rekreacji, ochrona zdrowia, zachowanie dziedzictwa kulturowego, także nauka i edukacja). Trudnością w realizacji koncepcji wielofunkcyjności lasów jest to, że poszczególne funkcje lasów – z wyjątkiem funkcji użytkowej – są rzadko wyodrębniane, trudne jest ich skwantyfikowanie i powiązanie z wyraźnymi cechami przestrzennymi lub czasowymi (Hanewinkel 2011, Hoogstra-Klein i in. 2017). Ponadto istnieją rozbieżne poglądy co do skali, w jakiej wielofunkcyjna gospodarka leśna miałaby być realizowana: na poziomie pojedynczego drzewostanu, pojedynczego gospodarstwa leśnego (publicznego lub prywatnego), czy też – co jest często korzystniejsze i łatwiejsze do osiągnięcia – na poziomie krajobrazu lub kraju (Vincent, Binkley 1993, Ammer, Puettmann 2009, Borchers 2010).

W odniesieniu do lasów praktyczne wykorzystanie koncepcji usług ekosystemowych jest relatywnie nowym podejściem – przede wszystkim przez możliwość

<sup>1</sup> Instytut Badawczy Leśnictwa; <sup>2</sup> Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej

\* a.kaliszewski@ibles.waw.pl



rozpatrywania usług w różnych skalach, określania popytu i podaży na te usługi oraz relacji między usługami (wzajemne wzmacnianie i osłabianie, wiązki) (Bennett i in. 2009). Nie podważa ona jednak koncepcji funkcji lasu, ale ją uzupełnia i poszerza możliwości rozpoznania i wykorzystania potencjału ekosystemów leśnych w dobie zmian klimatu i rosnących potrzeb społecznych (Kindler 2016).

## 2. Źródła i dostępność danych o lasach w Polsce

Informacje o lasach powstają w wielu instytucjach oraz jednostkach naukowych i są gromadzone w licznych bazach danych. Rozproszenie informacji utrudnia wykorzystywanie ich na potrzeby konkretnych analiz i opracowań. W ramach projektu zidentyfikowanych zostało blisko 30 podstawowych źródeł danych, mogących dostarczyć informacji o najważniejszych usługach ekosystemowych (aneks 2.1). Należy podkreślić, że zasady dostępu do danych są zróżnicowane. W większości przypadków dane są możliwe do uzyskania na wniosek, m.in. na zasadach dostępu do informacji publicznej. Do najważniejszych źródeł bezpośrednio dotyczących lasów i gospodarki leśnej należą Bank Danych o Lasach (BDL), Wielkoobszarowa Inwentaryzacja Stanu Lasów (WISL) oraz Monitoring Lasu (ML).

Bank Danych o Lasach ([www.bdl.lasy.gov.pl](http://www.bdl.lasy.gov.pl)) jest wielomodułowym systemem gromadzenia, przetwarzania i udostępniania informacji, w znacznym stopniu integrującym dane dotyczące lasów wszystkich form własności na terenie Polski, prowadzonym na zlecenie Dyrekcji Generalnej Lasów Państwowych przez Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej. Największym zbiorem są dane pochodzące z inwentaryzacji drzewostanów wykonywanych podczas sporządzania planów urządzenia lasu, uproszczonych planów urządzenia lasu oraz planów ochrony parków narodowych. W odróżnieniu od pozostałych form własności dane o lasach w zarządzie Państwowego Gospodarstwa Leśnego Lasy Państwowe (PGLLP) są corocznie aktualizowane w zakresie opisu taksacyjnego (skład gatunkowy i wiek drzewostanów) i opisu czynności gospodarczych. Ponadto w BDL prezentowane są wyniki WISL, który jest niezależnym od wymienionych powyżej planów źródłem informacji opisujących stan lasów w kraju. W BDL dane podlegają agregacji i ujmowane są w różnych układach i przekrojach. Dostępne w Banku dane umożliwiają określenie wielu wskaźników usług ekosystemowych, szczególnie zaopatrzeniowych oraz regulacyjnych, które bazują na opisach pojedynczych wydzieleń, stanowiących podstawę planowania gospodarki leśnej w urządzaniu lasu.

W przypadku lasów innych form własności, w których gospodarka leśna prowadzona jest w oparciu o uproszczony plan urządzenia lasu lub inwentaryzację stanu lasów, informacje gromadzone są również do poziomu wydzielenia. Mają one jednak bardziej ogólny charakter i nie zawsze są aktualne, co może w istotny sposób wpływać na wykorzystanie tych danych jako miarodajnych i wiarygodnych wskaźników usług ekosystemowych.

Wielkoobszarowa Inwentaryzacja Stanu Lasów (WISL), realizowana w Polsce od 2005 r., jest kompleksowym programem zbierania informacji o zasobach leśnych metodą statystyczną. Dane WISL pozyskiwane są w oparciu o sieć niemal

30 tys. stałych powierzchni próbnych rozmieszczonych regularnie na obszarze Polski w lasach wszystkich form własności. Inwentaryzacja prowadzona jest w trybie ciągłym – co roku inwentaryzowanych jest około 20% powierzchni próbnych, dzięki czemu dane WISL są aktualizowane rok do roku. Wyniki WISL (dostępne w BDL) zawierają szczegółowe dane dotyczące lasów wszystkich form własności: struktury gatunkowej i wiekowej, miąższości drzew żywych i drewna martwego oraz struktury młodego pokolenia lasu. Ponadto WISL jest obecnie jedynym źródłem danych rejestrującym bieżący przyrost miąższości oraz wielkość pozyskania drewna. Zestawienia WISL wykonywane są w różnych układach, m.in. według podziału administracyjnego kraju, podziału administracyjnego Lasów Państwowych, regionalizacji przyrodniczo-leśnej oraz form własności, prezentując m.in. informacje w strukturze klas wieku i gatunków panujących. Dane WISL dają możliwość oszacowania potencjału usług ekosystemowych w skali regionu (np. województw) lub kraju.

Monitoring Lasu jest elementem składowym podsystemu monitoringu przyrody w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska, realizowanego przez Główny Inspektorat Ochrony Środowiska we współpracy z Ministerstwem Klimatu i Środowiska oraz Dyrekcją Generalną Lasów Państwowych. ML prowadzony jest na podstawie ciągłych lub okresowych obserwacji i pomiarów wybranych wskaźników na stałych powierzchniach obserwacyjnych w lasach wszystkich form własności. Podobnie jak w przypadku danych WISL, dane ML mogą posłużyć do oszacowania potencjału usług ekosystemowych w mniejszej skali (np. regionu).

### 3. Leśne usługi ekosystemowe w Polsce

Lasy dostarczają bardzo szerokiego spektrum usług ekosystemowych. W literaturze na poziomie europejskim wyróżnia się ponad 100 różnych usług (Maes i in. 2016). Podobną liczbę można wyodrębnić w odniesieniu do polskich lasów. W tabeli 1 wymieniono najważniejsze z nich wraz z kodami według klasyfikacji CICES, wer. 5.1, przykładowymi wskaźnikami i źródłami danych do określenia tych wskaźników.

**Tabela 1.** Najważniejsze leśne usługi ekosystemowe oraz charakteryzujące je przykładowe wskaźniki i źródła danych do ich oszacowania

Usługa ekosystemowa	Kod	Przykładowe wskaźniki	Źródła danych
Usługi zaopatrzeniowe			
Drewno	1.1.1.2	zasoby drzewne na pniu (m <sup>3</sup> lub m <sup>3</sup> /ha)	BDL
		przyrost drewna na pniu (m <sup>3</sup> /ha/rok)	BDL
		pozyskanie drewna (m <sup>3</sup> lub m <sup>3</sup> /ha)	BDL
		intensywność pozyskania drewna (% przyrostu)	BDL
Owoce leśne	1.1.5.1	potencjalna produkcja jagód (kg/ha/rok)	BDL, literatura

Usługa ekosystemowa	Kod	Przykładowe wskaźniki	Źródła danych
Miód	1.1.5.1	Potencjalna produkcja miodu (kg/ha/rok)	BDL, literatura
Surowce farmaceutyczne	1.2.2.3	Powierzchnia dna lasu (ha) Potencjalna sucha masa użytkowa gatunku (kg/ha)	BDL, literatura BDL, literatura
Dziczyzna	1.1.6.1	Pozyskanie dziczyzny (t) Wartość dziczyzny (zł)	GUS GUS
Usługi regulacyjne			
Przeciwdziałanie erozji	2.2.1.1	Zmniejszenie zagrożenia erozją (t, t/ha)	BDL, analizy przestrzenne
Regulacja cyklu hydrologicznego	2.2.1.3	Lasy wodochronne (udział procentowy, występowanie) Retencja wody w lasach (mm lub m <sup>3</sup> )  Magazynowanie wody w glebie (mm lub m <sup>3</sup> )	DGLP <sup>1</sup> , BULiGL <sup>2</sup> , jednostki naukowe IBL <sup>3</sup>
Ochrona leśnych zasobów genowych	2.2.2.3	Lasy stanowiące drzewostany nasienne (udział procentowy, występowanie) Powierzchnia obszarów Natura 2000 (udział procentowy, występowanie)	BDL GIOŚ
Ochrona gleby	2.2.4.1	Chemiczne właściwości gleby (t C/ha)	ML, IBL
Oczyszczanie wody	2.2.5.1	Jakość wody (klasyfikacja jakości wód)	GDOŚ <sup>4</sup>
Zapylenie	2.2.2.1	Wskaźnik względnego potencjału zapylenia	BDL, kalkulacje na podstawie literatury
Wiązanie i magazynowanie węgla	2.2.6.1	Węgiel zgromadzony w lasach (t/ha) Sekwestracja węgla przez lasy (t/ha lub t/ha/rok)	BDL, kalkulacje BDL, kalkulacje
Oczyszczanie powietrza	2.2.6.1	Zanieczyszczenie ozonem i pył zawieszony (ppm; μg/m <sup>3</sup> )	GIOŚ
Usługi kulturowe			
Rekreacja i turystyka	3.1.1.1	Rozmieszczenie symbolicznych dzikich gatunków związanych z lasami (występowanie, liczba osobników/1000 ha) Przydatność drzewostanów do pełnienia funkcji rekreacyjnych (skala rangowa)  Drzewostany w wieku rębny i starsze (występowanie)	nadleśnictwa, OTOP <sup>5</sup>  BDL, kalkulacje na podstawie literatury  BDL

Usługa ekosystemowa	Kod	Przykładowe wskaźniki	Źródła danych
		Drzewostany dostępne dla ludności (występowanie)	BDL
		Liczba obiektów infrastruktury rekreacyjnej (liczba/km <sup>2</sup> powierzchni leśnej)	DGLP
		Długość szlaków turystycznych (km/km <sup>2</sup> powierzchni leśnej)	DGLP
		Długość ścieżek edukacyjnych (km/km <sup>2</sup> powierzchni leśnej)	DGLP
Zachowanie różnorodności biologicznej	3.2.2.1	Wskaźnik bioróżnorodności Rozmieszczenie obszarów Natura 2000 Stan zachowania leśnych gatunków priorytetowych (Natura 2000) Lasy stanowiące ostoje zwierząt i stanowiska roślin podlegających ochronie gatunkowej (udział procentowy, występowanie)	BDL, kalkulacje GDOŚ ML, GDOŚ, BDL BDL
Wartości kulturowe, naukowe, edukacyjne	3.2.2.1 3.2.2.2	Rozmieszczenie lasów wyznaczonych jako miejsca o znaczeniu kulturowym (ha, udział procentowy)	nadleśnictwa

Źródło: opracowanie IBL.

<sup>1</sup> Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych; <sup>2</sup> Biuro Urządzenia Lasu i Geodezji Leśnej; <sup>3</sup> Instytut Badawczy Leśnictwa; <sup>4</sup> Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska; <sup>5</sup> Ogólnopolskie Towarzystwo Ochrony Ptaków

Usługi ekosystemowe mogą być rozpatrywane w różnych skalach przestrzennych – krajowej, regionalnej i lokalnej. Wykorzystano kilkanaście wskaźników, pozwalających na ilościowe i jakościowe określenie poszczególnych usług i ich rozmieszczenia w różnych skalach. Wybrane wskaźniki ukazują bogactwo usług ekosystemowych dostarczanych przez las w różnych aspektach (zaopatrzeniowym, regulacyjnym i kulturowym) oraz świadczą o potencjale ekosystemów w zakresie zaspokajania rozmaitych potrzeb społecznych. Potencjał świadczenia przez lasy usług ekosystemowych cechuje duże zróżnicowanie w skali krajowej, regionalnej i lokalnej, wynikające z rozmieszczenia, struktury, wieku czy składu gatunkowego lasów. Znaczenie ma także ukształtowanie terenu, szczególne walory przyrodnicze i lokalizacja względem aglomeracji miejskich. Istotny jest poziom zarządzania, na jakim rozpatrywane są poszczególne usługi ekosystemowe i ich wiązki.

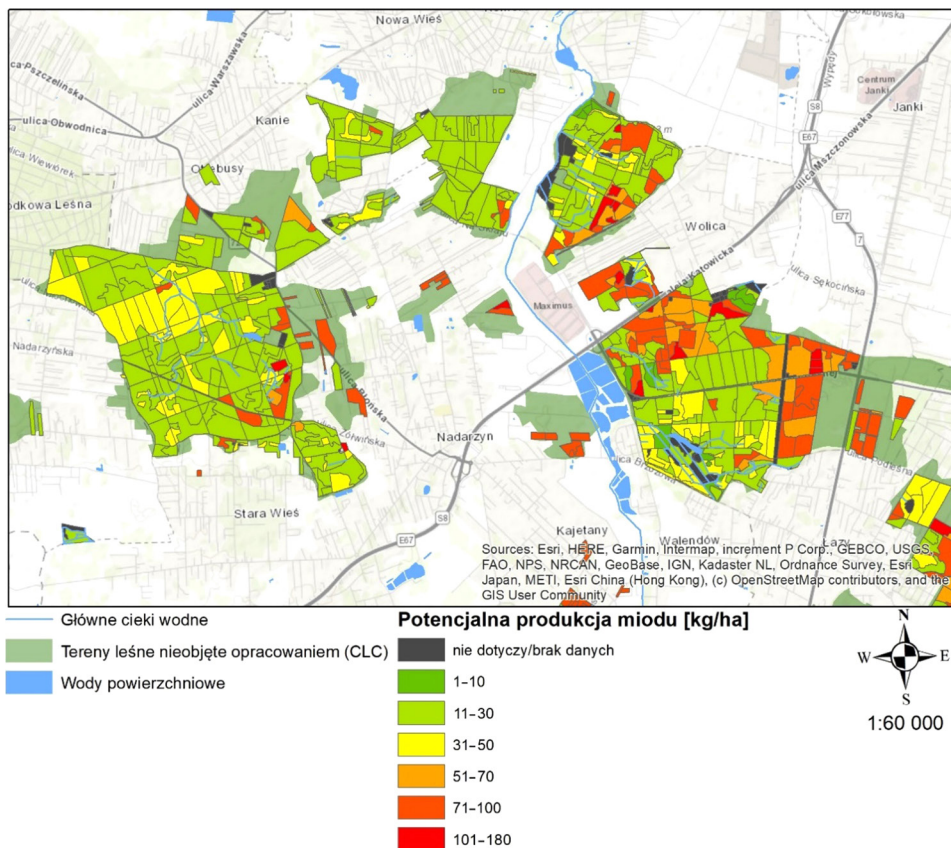
Największy potencjał usług zaopatrzeniowych występuje na obszarach o dużej lesistości i zasobności drzewostanów. Wykorzystanie tego potencjału w odniesieniu do zasobów drewna jest jednak ograniczone i możliwe do realizacji wyłącznie na poziomie niezagrażającym trwałości lasów. W praktyce oznacza to możliwość wykorzystania zasobów drzewnych w stopniu określonym w planach urządzenia lasu (lub dokumentach równorzędnych).

Świadczenie przez ekosystemy leśne usług regulacyjnych jest istotne zwłaszcza na obszarach o zróżnicowanej rzeźbie terenu (ograniczenie erozji gleb), na

terenach cennych przyrodniczo, głównie ze względu na zachowanie różnorodności biologicznej, oraz na terenach zurbanizowanych (m.in. oczyszczanie powietrza). Wiązanie węgla atmosferycznego odbywa się z największą intensywnością w drzewostanach młodych, charakteryzujących się szybkim przyrostem miąższości, a ilość zmagazynowanego węgla zwiększa się wraz ze wzrostem wieku drzewostanów (do momentu ich usunięcia lub naturalnego rozpadu).

Usługi kulturowe świadczone są przede wszystkim przez lasy w sąsiedztwie dużych skupisk ludności oraz na obszarach atrakcyjnych turystycznie ze względu na cenne walory przyrodnicze i krajobrazowe (m.in. obszary górskie, pojezierza). W lasach zachowało się również wiele śladów historycznej działalności człowieka. Dzięki zastosowaniu nowoczesnych technologii ślady te są coraz częściej odkrywane i udostępniane w różnych rejonach kraju (Stereńczak i in. 2020).

Przykładowe wyniki dotyczące wybranych usług ekosystemowych na poziomie lokalnym, regionalnym i krajowym zamieszczono poniżej. Na rycinie 1

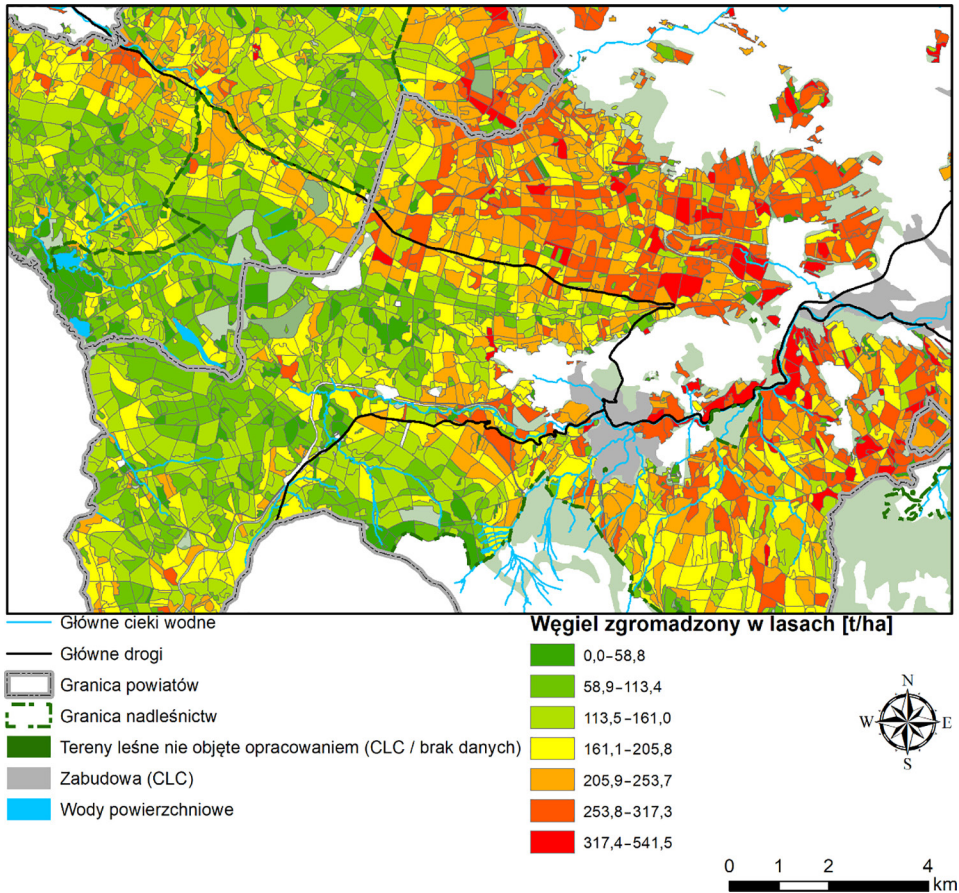


**Ryc. 1.** Potencjalna produkcja miodu (kg/ha) w lasach w okolicach Nadarzyna koło Warszawy (poziom lokalny)

Źródło: opracowanie IBL na podstawie BDL.

przedstawiono potencjalną produkcję miodu przez ekosystemy leśne (usługa zaopatrzeniowa) w okolicach Nadarzyna koło Warszawy. Obszar charakteryzuje się niskim i średnim potencjałem produkcji miodu, znacznie zróżnicowanym przestrzennie. W przeliczeniu na 1 ha największym potencjałem produkcji miodu charakteryzuje się kompleks Lasów Sękocińskich we wschodniej części obszaru, w którym wartość tego wskaźnika przekracza 70 kg/ha. Podobnym potencjałem cechują się pojedyncze wydzielenia we wschodniej części Lasu Młochowskiego (kompleks leśny na zachód od Nadarzyna) oraz w lesie na północ od Wolicy. Na przeważającym obszarze potencjał ten nie przekracza jednak 50 kg/ha, a z reguły jest niższy niż 30 kg/ha.

Na rycinie 2 zilustrowano ilość węgla zakumulowanego w biomasy nadziemnej oraz podziemnej w ekosystemach leśnych (usługa regulacyjna) w skali regionalnej na przykładzie Leśnego Kompleksu Promocyjnego Sudety Zachodnie.

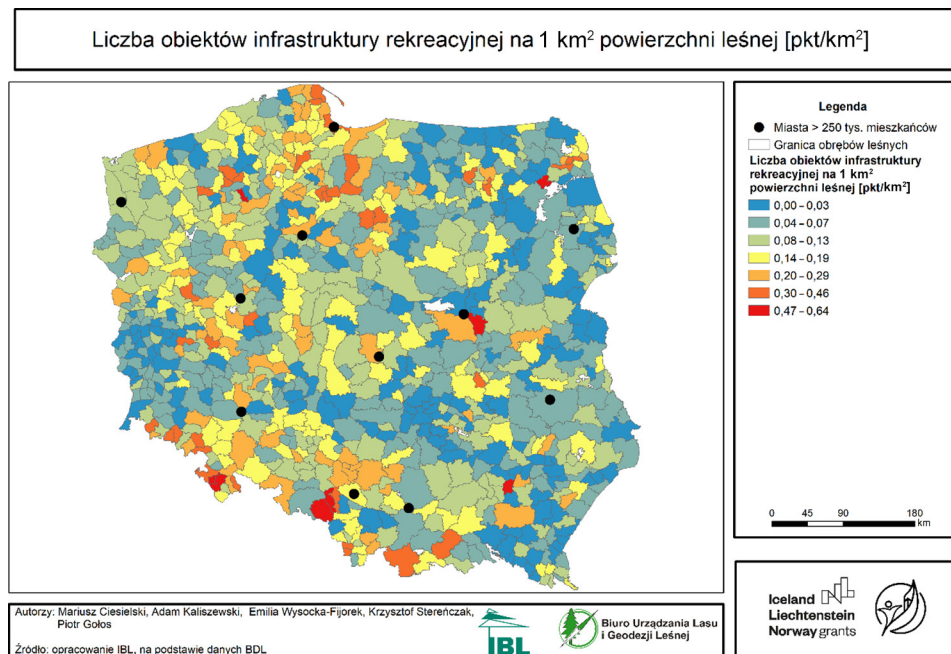


**Ryc. 2.** Węgiel zgromadzony w lasach (t/ha) w Leśnym Kompleksie Promocyjnym Sudety Zachodnie (poziom regionalny)

Źródło: opracowanie IBL na podstawie BDL.

Warto zauważyć, że jest to obszar, na którym w latach 80. i 90. XX w. wystąpiło wielkoobszarowe zamieranie lasów górskich. Zamieranie poprzedzone było stałym, wieloletnim pogarszaniem się stanu zdrowotnego ekosystemów leśnych. Tylko w polskiej części Sudetów degradacji i całkowitemu zniszczeniu uległo ponad 15 tys. ha ekosystemów leśnych, głównie borów świerkowych. W drugiej połowie lat 90. i na początku obecnego stulecia podjęto się odnowienia wylesionych obszarów i przebudowy zachowanych drzewostanów. Obecnie głównym zadaniem jest przebudowa monokultur świerkowych na żyznych siedliskach i utrzymanie w dobrej kondycji odbudowanych drzewostanów na obszarze kłęski.

Ilość zakumulowanego węgla jest silnie związana z zasobami drzewnymi na pniu oraz składem gatunkowym drzewostanów. Występowanie wydzieleń z dużą ilością zgromadzonego węgla odzwierciedla znaczące zasoby drewna na pniu i charakteryzuje się sporym zróżnicowaniem przestrzennym. Największa ilość węgla zgromadzona jest w niższych położeniach górskich, gdzie występują starsze drzewostany, charakteryzujące się większą zasobnością (północna i wschodnia część obszaru). W wielu z nich ilość zmagazynowanego węgla przekracza 250 t/ha. W drzewostanach młodszych, zakładanych w miejscu zniszczonych drzewostanów w wyższych położeniach górskich (część zachodnia i południowa), ilość węgla zgromadzonego w biomacie jest wyraźnie niższa (różne odcienie koloru zielonego).



**Ryc. 3.** Liczba obiektów infrastruktury rekreacyjnej w lasach (obiekty/km<sup>2</sup> powierzchni leśnej) w Polsce (poziom krajowy)  
Źródło: opracowanie IBL na podstawie BDL.

Na rycinie 3 pokazano zróżnicowanie wskaźnika liczby obiektów infrastruktury rekreacyjnej na 1 km<sup>2</sup> powierzchni leśnej w skali kraju (usługa kulturowa). Rozmieszczenie punktowych obiektów infrastruktury rekreacyjnej (wiaty i miejsca wypoczynku, miejsca postojowe i in.) w dużym stopniu wynika z zapotrzebowania na tego typu elementy w okolicy dużych miast (aglomeracja górnośląska, warszawska, poznańska, trójmiejska) oraz z charakteru danego obszaru i jego atrakcyjności (np. tereny górskie, Pojezierze Mazurskie, Pojezierze Pomorskie, Wyżyna Krakowsko-Częstochowska). Popyt na usługi turystyczne w okolicach dużych miast często przewyższa podaż możliwą do zrealizowania bez uszczerbku dla ekosystemów leśnych. Dlatego bardzo ważne jest rozwijanie i udoskonalanie w tych rejonach infrastruktury turystycznej, wydzielenie terenów funkcjonalnych, wyposażonych w elementy technicznego zagospodarowania, pozwalających na zminimalizowanie negatywnego wpływu odwiedzających na las.

#### 4. Wiązki usług ekosystemowych oraz relacje między usługami

Każdy ekosystem leśny dysponuje potencjałem do dostarczania wielu usług ekosystemowych. To, jakie usługi faktycznie dostarcza las, wynika przede wszystkim z jego składu gatunkowego, struktury, sposobu zagospodarowania i lokalizacji (Schwaiger i in. 2019, Jönsson, Snäll 2020, Akujärvi i in. 2021, Roces-Díaz i in. 2021). Jednym z wyników projektu ECOSERV-POL było określenie dostarczanych przez ekosystemy leśne wiązek usług, tj. zestawów charakterystycznych usług ekosystemowych.

W odniesieniu do ekosystemów leśnych wiązka taka obejmuje przynajmniej kilkadziesiąt usług. Mając na uwadze ograniczone możliwości analizy wielu z nich, opracowano zestaw kilkunastu wskaźników usług ekosystemowych, które mogą być w łatwy sposób określone dla większości ekosystemów leśnych w Polsce na podstawie danych dostępnych w BDL. Wymienione wskaźniki usług ekosystemowych mogą być prezentowane na różnych poziomach agregacji: krajowym (np. dla całych województw lub regionalnych dyrekcji Lasów Państwowych), regionalnym (np. dla powiatów/gmin, nadleśnictw lub parków narodowych) i lokalnym (dla poszczególnych wydziałów leśnych). Założenia metodyczne określania wartości wskaźników przedstawiono w [aneksie 2.2](#).

##### Usługi zaopatrzeniowe:

###### a) Zasoby drzewne na pniu i zasobność drzewostanów (1.1.1.2)

Oba wskaźniki charakteryzują potencjał ekosystemów leśnych w zakresie świadczenia usługi zaopatrzeniowej – produkcji drewna. Zasoby drzewne na pniu (zapas na pniu, miąższość) to objętość wszystkich drzew żywych na danym obszarze o pierśnicy (tj. średnicy drzewa mierzonej na wysokości 1,3 m) powyżej 7 cm, wyrażana w m<sup>3</sup>. Zasobność to zapas na pniu w przeliczeniu na 1 ha (m<sup>3</sup>/ha).

###### b) Pozyskanie drewna i intensywność pozyskania drewna (1.1.1.2)

Oba wskaźniki charakteryzują wykorzystanie drewna jako kluczowej usługi zaopatrzeniowej świadczonej przez ekosystemy leśne. Planowane pozyskanie



drewna określa miąższość (ilość) planowanego do pozyskania drewna w drzewostanach młodych (przed osiągnięciem wieku dojrzałości rębnej) w ramach cięć pielęgnacyjnych oraz w drzewostanach dojrzałych w ramach cięć odnowieniowych. Pozyskanie drewna wyrażone jest w m<sup>3</sup>. Intensywność pozyskania drewna określa miąższość planowanego do pozyskania drewna w ciągu roku w przeliczeniu na jednostkę powierzchni lasu (m<sup>3</sup>/ha/rok).

c) Potencjalna produkcja miodu (1.1.5.1)

Wskaźnik charakteryzuje potencjał ekosystemu leśnego w zakresie produkcji miodu. Określa teoretyczną maksymalną podaż usługi w danym typie ekosystemu i kontekście regionalnym, obliczona dla warunków środowiskowych (w tym składu gatunkowego roślin, jakości gleby, warunków wodnych) optymalnych do realizacji tej usługi (Solon i in. 2017). Wskaźnik jest wyrażony w kg/ha/rok.

d) Potencjalna produkcja jagód (1.1.5.1)

Wskaźnik charakteryzuje potencjał ekosystemu leśnego w zakresie produkcji jagód borówki czernicy. Określa on zasobność jagodzisk nizinnych i górskich wyrażoną w kg/ha/rok w określonym stopniu urodzaju (Grochowski 1990).

### Usługi regulacyjne:

a) Powierzchnia obszarów Natura 2000 (2.2.2.3)

Wskaźnik określa wykorzystanie ekosystemów leśnych w zakresie utrzymania i zwiększania różnorodności biologicznej. Obszary Natura 2000 obejmują obszary specjalnej ochrony ptaków (OSO), wyznaczone na podstawie dyrektywy Rady 79/409/EWG z dnia 2 kwietnia 1979 r. w sprawie ochrony dzikiego ptactwa (tzw. Dyrektywy Ptasiej) (Dyrektywa 1979), oraz specjalne obszary ochrony siedlisk (SOO), wyznaczone na mocy dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory (tzw. Dyrektywy Siedliskowej) (Dyrektywa 1992). Wskaźnik ten jest przedstawiany jako odsetek powierzchni obszarów Natura 2000 w całkowitej powierzchni leśnej (np. obrębu) lub jako informacja 0–1 o położeniu wydzielenia leśnego w granicach obszarów Natura 2000.

b) Wskaźnik bioróżnorodności (2.2.2.3 oraz 3.2.2.1)

Wskaźnik przedstawia różnorodność biologiczną drzewostanów na danym obszarze. Wyraża on potencjał lasów w zakresie świadczenia tej usługi regulacyjnej. Różnorodność biologiczną określono przy użyciu zmodyfikowanego wskaźnika Shannona-Wienera, opierając się na zróżnicowaniu składu gatunkowego drzewostanów oraz ich powierzchni.

c) Węgiel zgromadzony w lasach (2.2.6.1)

Wskaźnik charakteryzuje ilość węgla zakumulowanego w biomase (nadziemnej oraz podziemnej), określonej na podstawie rzeczywistej struktury gatunkowej drzewostanów (w t/ha) (IPCC 2006). Opisuje on rzeczywiste wykorzystanie tej usługi regulacyjnej.

d) Lasy z funkcją ochronną (w zależności od celu ustanowienia lasu ochronnego to m.in. 2.2.1.1, 2.2.3.1, 2.2.2.3, 3.1.1.1, 3.2.2.1)

Wskaźnik opisuje powierzchnię oraz udział powierzchniowy lasów ochronnych na danym obszarze z punktu widzenia różnych przesłanek do ochrony,

określonych w ustawie o lasach z 1991 r. Zgodnie z tą ustawą za lasy ochronne mogą być uznane lasy, które: chronią glebę przed zmywaniem lub wyjąłowieniem, powstrzymują usuwanie ziemi, obrywanie się skał lub lawin; chronią zasoby wód powierzchniowych i podziemnych, regulują stosunki hydrologiczne w zlewni oraz na obszarach wododziałów; ograniczają powstawanie lub rozprzestrzenianie się lotnych piasków; są trwale uszkodzone na skutek działalności przemysłu; stanowią drzewostany nasienne lub ostoje zwierząt i stanowiska roślin podlegających ochronie gatunkowej; mają szczególne znaczenie przyrodniczo-naukowe lub dla obronności i bezpieczeństwa państwa; lub są położone w granicach administracyjnych miast i w odległości do 10 km od granic administracyjnych miast liczących ponad 50 tys. mieszkańców, w strefach ochronnych wokół sanatoriów i uzdrowisk, w strefie górnej granicy lasów.

### Usługi kulturowe:

#### a) Obiekty infrastruktury turystycznej (3.1.1.1)

Wskaźnik określa liczbę obiektów punktowych (np. miejsca wypoczynku), długość szlaków turystycznych i ewentualnie długość ścieżek edukacyjnych na danym obszarze. Charakteryzuje on potencjał świadczenia usług ekosystemowych w zakresie rekreacji.

#### b) Przydatność drzewostanów do pełnienia funkcji rekreacyjnych (3.1.1.1)

Wskaźnik charakteryzuje drzewostany najbardziej/średnio/najmniej predysponowane do pełnienia funkcji rekreacyjnej, tj. drzewostany o określonej liczbie punktów ustalonej na podstawie cech siedliskowych i taksacyjnych według zmodyfikowanej metody Wajchman-Świtalskiej (2017). Uzyskane wartości punktowe posłużyły następnie do wykonania waloryzacji drzewostanów. Wybrane w metodzie waloryzacji kryteria odzwierciedlają funkcje ekologiczne (biotyczne) i rekreacyjne drzewostanów. Wskaźnik ten opisuje potencjał (podaż) usługi. Należy mieć na uwadze, że nie wszędzie potencjał jest skorelowany z popytem na usługę.

#### c) Powierzchnia drzewostanów w wieku rębnym i starszych (3.1.1.1)

Drzewostany w wieku rębnym i starsze to te drzewostany, które z gospodarczego punktu widzenia osiągnęły cel gospodarowania. W zależności od gatunku, regionu oraz indywidualnych cech drzewostanu przyjmowane są różne wieki rębności. Do kategorii drzewostanów w wieku rębnym i starszym kwalifikowane są drzewostany, w których wiek gatunku panującego był wyższy od przyjętego wieku rębności w wydzieleniu, określonego w planie urządzenia lasu. Wskaźnik przedstawia potencjał ekosystemów leśnych w zakresie świadczenia usług kulturowych, związanych z występowaniem starodrzewów i drzew o charakterze pomników przyrody.

## 5. Leśne usługi ekosystemowe w różnych podtypach ekosystemów leśnych

Między usługami ekosystemowymi zachodzą liczne wzajemne oddziaływania, a dwa główne typy relacji to wzajemne osłabianie (ang. *trade-off*), występujące w sytuacji, gdy wzrost świadczenia jednej usługi powoduje jednoczesne

ograniczenie korzyści uzyskiwanych z innej usługi, oraz wzajemne wzmocnienie (ang. *synergy*), zachodzące wtedy, gdy świadczenie jednej usługi pozytywnie wpływa na poziom innej usługi. Relacje te mogą zachodzić między kategoriami, wewnątrz usług, a także w przestrzeni i czasie. Wiązka usług ekosystemowych jest zestawem usług powiązanych z danym ekosystemem, zwykle występujących razem w czasie i przestrzeni.

Leśne usługi ekosystemowe wzajemnie wzmocniają się lub osłabiają. Badania w ramach projektu ECOSERV-POL wskazują, że najsilniejsze wzmocnienie występuje między ilością węgla zgromadzonego w lasach i zasobnością drzewostanów oraz między potencjalną zdolnością do zapyłania i potencjalną produkcją miodu. W przypadku rozpoznanego wzajemnego osłabiania usług potencjalna produkcja miodu stoi w opozycji do potencjalnej produkcji tlenu i ilości węgla zgromadzonego w lasach. Kolejne badania wskazują, że wzajemne osłabianie najczęściej występuje między usługami zaopatrzeniowymi a innymi leśnymi usługami ekosystemowymi (Turner i in. 2014, Temperton i in. 2019). Z kolei między usługami regulacyjnymi i kulturowymi obserwuje się przede wszystkim wzajemne wzmocnienie (Lee, Lautenbach 2016). Niemniej jednak między produkcją drewna a usługami regulacyjnymi może również zachodzić wzajemne wzmocnienie, przede wszystkim w lasach słabo zagospodarowanych (Jopke i in. 2015).

Opierając się na przeprowadzonych badaniach, literaturze przedmiotu oraz wiedzy eksperckiej, opracowano uproszczony schemat kształtowania się poziomu różnych wskaźników leśnych usług ekosystemowych w zależności od wybranych cech lasu, które można utożsamiać z podtypami ekosystemów leśnych (tab. 2). Przyjęto, że głównymi cechami różnicującymi poziom realizacji usług ekosystemowych (wyrażonych wskaźnikami) jest wiek drzewostanów, żyzność siedliska oraz sposób zagospodarowania drzewostanu. Poniższe zestawienie ma charakter jedynie orientacyjny, a poszczególne wartości w przybliżeniu obrazują wielkość wybranych wskaźników w zależności od zmian przyjętych cech różnicujących. Wartości nie powinny być przyjmowane jako niepodważalne, jednak mogą być wykorzystywane do oszacowania poziomu potencjału wybranych usług przez ekosystemy leśne w przypadku braku możliwości bardziej precyzyjnego ich określenia.

Wraz ze wzrostem wieku drzewostanu rośnie potencjał do świadczenia zaopatrzeniowych usług ekosystemowych. Podobnie jest z usługami regulacyjnymi. Usługi kulturowe związane są głównie z drzewostanami dojrzałymi.

Rozpatrując intensywność zagospodarowania drzewostanów, można sformułować uogólnienie, że drzewostany o mniejszej intensywności zagospodarowania (np. w parkach narodowych czy rezerwatach przyrody) charakteryzują się większymi zasobami drewna na pniu oraz znikomym rozmiarem pozyskania drewna, choć nie jest to ścisłą regułą. Lasy gospodarcze charakteryzują się największą intensywnością pozyskania, mimo że ich potencjał nie jest realizowany w pełni ze względu na liczne ograniczenia w prowadzeniu gospodarki leśnej (np. certyfikacja). Lasy te, z uwagi na realizowany model wielofunkcyjnej gospodarki leśnej, świadczą również usługi regulacyjne i kulturowe. Wraz z rosnącym ograniczeniem pozyskania drewna, czyli zmniejszeniem usługi zaopatrzeniowej, wzrasta poziom realizacji usług regulacyjnych.

**Tabela 2.** Szacunkowa wielkość wybranych wskaźników usług ekosystemowych (poziom usługi: 0 – nie dotyczy lub brak wpływu/wyrażonego związku z poziomem realizacji usługi; 1 – bardzo niski; 2 – niski; 3 – średni; 4 – wysoki; 5 – bardzo wysoki)

Wskaźnik	Grupa wiekowa			Intensywność zagospodarowania					Wilgotność siedliska				
	uprawa / odnowienie	młodnik	średni wiek	drzewostan dojrzali	stary drzewostan	parki narodowe i rezerwaty	lasy ochronne	obszary zurbanizowane	lasy gospodarcze	suche	świeże	wilgotne	bagienne
<b>Usługi zaopatrzeniowe</b>													
Zasoby drewne na pniu i zasobność drzewostanów (usługa: drewno)	1	2	3	4	5	5	4	4	4	3	5	4	2
Pozyskanie drewna i intensywność pozyskania drewna (usługa: drewno)	0	1	3	5	4	1	3	3	4	1	4	4	1
Potencjalna produkcja miodu (usługa: miód)	2	1	2	3	4	4	4	4	4	2	5	4	3
Potencjalna produkcja jagód (usługa: owoce leśne)	3	2	3	5	5	2	4	4	4	2	4	3	1
<b>Usługi regulacyjne</b>													
Powierzchnia obszarów Natura 2000 (usługa: ochrona leśnych zasobów genowych)	3	4	4	5	5	5	4	3	3	5	3	3	5
Wskaźnik bioróżnorodności (usługa: zachowanie różnorodności biologicznej)	1	2	3	4	5	5	5	4	4	2	5	4	3
Węgiel zgromadzony w lasach (usługa: wiązanie i magazynowanie węgla)	1	3	4	5	5	4	4	4	4	1	5	4	3
Lasy z funkcją ochronną (różne usługi w zależności od celu wyznaczenia lasu ochronnego)	3	4	5	5	5	5	5	4	3	4	3	3	5
<b>Usługi kulturowe</b>													
Obiekty infrastruktury turystycznej (usługa: rekreacja i turystyka)	3	4	5	5	5	3	3	4	4	3	4	3	0
Przydatność drzewostanów do pełnienia funkcji rekreacyjnych (usługa: rekreacja i turystyka)	0	2	4	5	5	3	3	4	4	4	5	4	1
Powierzchnia drzewostanów w wieku rębnym i starszych (usługa: rekreacja i turystyka)	0	0	0	4	5	4	4	4	3	4	3	4	4

Źródło: opracowanie IBL.

Uwilgotnienie siedlisk leśnych ma duże znaczenie dla możliwości dostarczenia usług ekosystemowych. Największy potencjał realizacji usług zaopatrzeniowych mają siedliska świeże, a najmniejszy skrajne pod względem uwilgotnienia, czyli suche oraz bagienne. Podobnie jest z możliwością świadczenia niektórych usług kulturowych – np. przydatnością drzewostanów do pełnienia funkcji rekreacyjnych: lasy silnie wilgotne cechują się z reguły niską atrakcyjnością z punktu widzenia rekreacji. Usługi regulacyjne nie są tak mocno związane z wilgotnością siedliska.

## 6. Rekomendacje odnośnie do rozpoznawania leśnych usług ekosystemowych

Koncepcja usług ekosystemowych w odniesieniu do lasów do niedawna była mniej rozpowszechniona niż w przypadku innych ekosystemów (np. rolniczych) (Pistorius i in. 2012). Wynikało to w znacznej mierze z faktu, że gospodarka leśna od wielu dekad posługuje się pojęciem „funkcji lasu” (Bader, Riegert 2011), rozwiniętym w powszechnie uznawaną obecnie w Europie koncepcję wielofunkcyjności, uwzględniającą w równym stopniu aspekty ekologiczne, ekonomiczne i społeczne – i spójną z koncepcją trwałości ustanowioną w ramach Szczytu Ziemi w Rio de Janeiro w 1992 r. (Volz 2006). Sama koncepcja wielofunkcyjności znajduje odzwierciedlenie we wszystkich ważnych dokumentach i aktach prawnych dotyczących gospodarki leśnej (Ustawa 1991, Polityka... 1997, Rozporządzenie 2012).

Koncepcja usług ekosystemowych może być postrzegana jako dopełnienie koncepcji wielofunkcyjności. W większym stopniu skupia się na wzajemnym oddziaływaniu funkcji i usług, podczas gdy koncepcja funkcji lasu jest ukierunkowana bardziej na kwestie gospodarowania i bierze pod uwagę aspekty trwałości lasu, tj. dwa zagadnienia, które uznaje się za niewystarczająco uwzględniane w koncepcji usług ekosystemowych (Kindler 2016). Jako nowe podejście, nie doczekała się ona jeszcze odzwierciedlenia w dokumentach programowych, aktach prawnych i instrukcjach odnoszących się do gospodarki leśnej.

Poniżej przedstawiono kilka rekomendacji, służących ułatwieniu przeniesienia idei i wyników badań naukowych dotyczących leśnych usług ekosystemowych do codziennej praktyki i procesu decyzyjnego związanego z lasami:

1. Uwzględnienie leśnych usług ekosystemowych w strategiach, politykach i raportach dotyczących lasów i leśnictwa na poziomie ogólnokrajowym wymaga stworzenia podstaw prawnych, otwierających drogę do posługiwania się pojęciem usług ekosystemowych w lasach w oficjalnych dokumentach i opracowaniach. W tym kontekście uzupełnienia wymaga prawna definicja wielofunkcyjnej gospodarki leśnej i doprecyzowanie relacji między funkcjami lasu a leśnymi usługami ekosystemowymi. Należałoby również wskazać źródła danych podstawowych oraz przyjąć ujednoliczoną metodykę określania wskaźników usług ekosystemowych na różnych poziomach zarządzania.

2. Obecnie w Polsce lasy i gospodarka leśna nie stanowią przedmiotu planowania regionalnego. Wprowadzenie w procesie planowania regionalnego zasady uwzględniania leśnych usług ekosystemowych mogłoby służyć zwiększeniu efektywności rozmieszczenia i planowania działań związanych z użytkowaniem gruntów, infrastrukturą, osadnictwem i urbanistyką. Opracowane w ramach projektu ECOSERV-POL wskaźniki leśnych usług mogą być określane na różnych poziomach decyzyjnych, również regionalnym.
3. Duże wyzwanie formalne i praktyczne stanowi silniejsze powiązanie procesu planowania przestrzennego na poziomie lokalnym z procesem planowania urządzeniowego w lasach, a także planowania ochronnego na obszarach leśnych (plan ochrony i plany zadań ochronnych dla wybranych form ochrony przyrody). Uwzględnianie w procesach planowania różnorodnych leśnych usług ekosystemowych oraz występującego między nimi wzajemnego wzmocnienia i osłabiania może przyczynić się do minimalizowania ryzyka potencjalnych konfliktów oraz maksymalizowania korzyści czerpanych z ekosystemów leśnych przez różne grupy interesariuszy.
4. Wskazane jest wprowadzenie idei usług ekosystemowych do instrukcji gospodarczych obowiązujących w Państwowym Gospodarstwie Leśnym Lasy Państwowe, w tym do instrukcji zarządzania lasu.

## Literatura

- Akujärvi A., Repo A., Akujärvi A.M., Liski J., 2021. Bridging mapping and simulation modelling in the ecosystem service assessments of boreal forests: effects of bioenergy production on carbon dynamics. *For. Ecosyst.*, 8, 4. <https://doi.org/10.1186/s40663-021-00283-2>
- Ammer C., Puettmann C., 2009. Waldbau, quo vadis? – Waldbewirtschaftung zwischen Funktionenorientierung und Multifunktionalität. *Forstarchiv*, 80: 90–96.
- Bader A., Riegert C., 2011. Interdisciplinarity in 19th and Early 20th Century: Reflections on Ecosystem Services of Forest. *Rupkatha J. Interdiscip. Stud. Humanit.*, 3: 87–98.
- Bennett E.M., Peterson G.D., Gordon L.J., 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecol. Lett.*, 1394–1404. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x>
- Borchers J., 2010. Segregation versus Multifunktionalität in der Forstwirtschaft. *Forst Holz*, 65: 44–49.
- Dyrektywa, 1992. Dyrektywa Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk (Dz.U. L 206 z dn. 22.07.1992 r.).
- Dyrektywa, 1979. Dyrektywa Rady 79/409/EWG z dnia 2 kwietnia 1979 r. w sprawie ochrony dzikiego ptactwa (Dz.U. L 103 z dn. 25.04.1979 r.).
- Grochowski W., 1990. Uboczna produkcja leśna. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa.
- Hanewinkel M., 2011. Multifunktionalität des Waldes. [W:] *Forum Für Wissen 2011. Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf*, s. 7–14.
- Hoogstra-Klein M.A., Hengeveld G.M., de Jong R., 2017. Analysing scenario approaches for forest management – One decade of experiences in Europe. *For. Policy Econ.*, 85: 222–234. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2016.10.002>

- Instrukcja, 2012. Instrukcja zarządzania lasu. CILP, Warszawa.
- IPCC, 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Vol. 4. Agriculture, Forestry and Other Land Use.
- Jönsson M., Snäll T., 2020. Ecosystem service multifunctionality of low-productivity forests and implications for conservation and management. *J. Appl. Ecol.*, 57: 695–706. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13569>
- Jopke C., Kreyling J., Maes J., Koellner T., 2015. Interactions among ecosystem services across Europe: Bagplots and cumulative correlation coefficients reveal synergies, trade-offs, and regional patterns. *Ecol. Indic.*, 49: 46–52. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.09.037>
- Kindler E., 2016. A comparison of the concepts: Ecosystem services and forest functions to improve interdisciplinary exchange. *For. Policy Econ.*, 67: 52–59. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2016.03.011>
- Lee H., Lautenbach S., 2016. A quantitative review of relationships between ecosystem services. *Ecol. Indic.*, 66: 340–351. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.02.004>
- Maes J., Liqueste C., Teller A., Erhard M., Paracchini M.L., Barredo J.I., Grizzetti B., Cardoso A., Somma F., Petersen J.-E., Meiner A., Gelabert E.R., Zal N., Kristensen P., Bastrup-Birk A., Biala K., Piroddi C., Egoh B., Degeorges P., Fiorina C., Santos-Martín F., Naruševičius V., Verboven J., Pereira H.M., Bengtsson J., Gocheva K., Marta-Pedroso C., Snäll T., Estreguil C., San-Miguel-Ayanz J., Pérez-Soba M., Grêt-Regamey A., Lillebø A.I., Malak D.A., Condé S., Moen, J., Czúcz B., Drakou E.G., Zulian G., Lavalle C., 2016. An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020. *Ecosyst. Serv.*, 17: 14–23. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.10.023>
- Pistorius T., Schaich H., Winkel G., Plieninger T., Bieling C., Konold W., Volz K.-R., 2012. Lessons for REDDplus: A comparative analysis of the German discourse on forest functions and the global ecosystem services debate. *For. Policy Econ., Emerging Economic Mechanisms for Global Forest Governance*, 18: 4–12. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2011.09.001>
- Polityka..., 1997. Polityka leśna państwa. MOŚZNiL, Warszawa.
- Roces-Díaz J.V., Vayreda J., De Cáceres M., García-Valdés R., Banqué-Casanovas M., Morán-Ordóñez A., Brotons L., de-Miguel S., Martínez-Vilalta J., 2021. Temporal changes in Mediterranean forest ecosystem services are driven by stand development, rather than by climate-related disturbances. *For. Ecol. Manag.*, 480, 118623. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118623>
- Rozporządzenie, 2012. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 12 listopada 2012 r. w sprawie szczegółowych warunków i trybu sporządzania planu urządzenia lasu, uproszczonego planu urządzenia lasu oraz inwentaryzacji stanu lasu (Dz.U. z 2012 r. poz. 1302).
- Schwaiger F., Poschenrieder W., Biber P., Pretzsch H., 2019. Ecosystem service trade-offs for adaptive forest management. *Ecosyst. Serv.*, 39, 100993. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100993>
- Solon J., Roo-Zielińska E., Affek A., Kowalska A., Kruczkowska B., Wolski J., Degórski M., Grabińska B., Kołaczowska E., Regulska E., Zawiska I., 2017. Świadczenia ekosystemowe w krajobrazie młodogłacjalnym. Ocena potencjału i wykorzystania. Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN, SEDNO Wydawnictwo Akademickie, Warszawa.
- Stereńczak K., Zapłata R., Wójcik J., Kraszewski B., Mielcarek M., Mitelsztedt K., Białczak M., Krok G., Kuberski Ł., Markiewicz A., Modzelewska A., Parkitna K., Piasecka Ż., Pilch K., Rzczycki K., Sadkowski R., Więtecha M., Rysiak P., von Gadow K., Ciesze-

- wski C.J., 2020. ALS-Based Detection of Past Human Activities in the Białowieża Forest – New Evidence of Unknown Remains of Past Agricultural Systems. *Remote Sens.*, 12, 2657. <https://doi.org/10.3390/rs12162657>
- Temperton V.M., Buchmann N., Buisson E., Durigan G., Kazmierczak Ł., Perring M.P., Dechoum M. de S., Veldman J.W., Overbeck G.E., 2019. Step back from the forest and step up to the Bonn Challenge: how a broad ecological perspective can promote successful landscape restoration. *Restor. Ecol.*, 27: 705–719. <https://doi.org/10.1111/rec.12989>
- Turner K.G., Odgaard M.V., Bøcher P.K., Dalgaard T., Svenning J.C., 2014. Bundling ecosystem services in Denmark: Trade-offs and synergies in a cultural landscape. *Landsc. Urban Plan.*, 125: 89–104. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.02.007>
- Ustawa, 1991. Ustawa z dnia 28 września 1991 r. o lasach (t.j. Dz.U. z 2020 r. poz. 1463).
- Vincent J., Binkley C., 1993. Efficient multiple-use forestry may require land-use specialization. *Land Econ.*, 69: 370–376.
- Volz K.-R., 2006. Prinzip Nachhaltigkeit – Ein Beitrag zum Umgang mit konstruierten Idealbildern. *AFZ-Wald*, 61: 1154–1157.





**Robert Borek\*, Bożena Smreczak, Anna Jędrejek,  
Małgorzata Kozak, Paweł Radzikowski**

## **Rozdział 3**

# **Usługi agroekosystemów**

### **1. Znaczenie usług świadczonych przez agroekosystemy**

Usługi ekosystemowe świadczone przez agroekosystemy zapewniają ludziom dobrostan fizyczny i psychiczny, w tym nie tylko żywność, ale także wysoki poziom zadowolenia z życia. Możliwość spożywania bogatych w składniki pokarmowe płodów rolnych oraz bezpośrednie obcowanie z przyrodą pozwala ludziom na utrzymanie dobrego zdrowia i samopoczucia. Z drugiej strony ekosystemy rolnicze należą do najbardziej zagrożonych procesami degradacji. Ocena usług zaopatrzeniowych może być przeprowadzona w stosunkowo prosty sposób, na przykład poprzez wielkość produkcji lub wielkość plonów roślin, natomiast ocena usług regulacyjnych i kulturowych jest bardziej skomplikowana i wymaga zastosowania wielu różnych wskaźników.

System rolniczy (agroekosystem) jest układem ekologicznym, powstałym z przekształcenia naturalnego ekosystemu, na przykład leśnego lub trawiastego, w celu zaspokojenia zapotrzebowania na żywność i paszę oraz w pewnym zakresie na biomasę nieżywnościową. Nadrzędnym zadaniem systemu rolniczego jest produkcja żywności dla ludzi. W dostarczeniu usługi zaopatrzeniowej kluczowa jest przestrzenna zmienność potencjału produkcji żywności, która zależna jest od jakości siedliska i klimatu oraz interakcji zachodzących z pozostałymi usługami ekosystemowymi.

Dla podtrzymania stabilności układu i zapewnienia trwałego świadczenia usług zaopatrzeniowych niezbędna jest ochrona gleby, będąca usługą regulacyjną. Najważniejszym elementem gleby jest wierzchnia warstwa orno-próchnicza, która ma zdolność do akumulacji węgla organicznego, przeciwdziałając zmianie klimatu. Odpowiada również za retencję wody oraz makro- i mikroelementów niezbędnych do prawidłowego wzrostu i rozwoju roślin uprawianych z przeznaczeniem na żywność, paszę, bioenergię i inne bioprodukty. Jednak podstawowym

czynnikiem warunkującym istnienie i właściwe funkcjonowanie agroekosystemów jest bioróżnorodność. Bioróżnorodność jest uwarunkowana dostępnością wody, tlenu i składników pokarmowych. Wywiera wpływ na przepływ energii i obieg materii, oddziałuje korzystnie na odporność ekosystemu rolniczego na zmiany środowiskowe, w tym klimatyczne.

Tereny wiejskie, gdzie dominują agroekosystemy, są również miejscem bytowania człowieka, stanowiąc swoiste układy społeczno-ekologiczne. Mieszkańcy wsi jednocześnie są twórcami i odbiorcami usług kulturowych, a odwiedzający ją ludzie mogą czerpać z tych usług świadczonych przez tereny rolnicze, w tym dziedzictwo kulturowe i atrakcyjność turystyczną. Wartości kulturowe na poziomie gospodarstw rolnych i gmin świadczą o tożsamości danego obszaru wiejskiego.

Wzrost zapotrzebowania na żywność, postęp technologiczny w rolnictwie oraz polityczno-ekonomiczne decyzje władz, jak też samych rolników doprowadziły w ostatnich dekadach do znaczącego wzrostu produktywności i plonowania roślin uprawnych. Intensyfikacja rolnictwa spowodowała zwiększenie zużycia pestycydów i nawozów mineralnych, uproszczenie struktury upraw oraz wzrost wykorzystania nowych odmian roślin i ras zwierząt charakteryzujących się wyższą produktywnością na niekorzyść uprawy/hodowli genotypów tradycyjnych. Rezultatem jest ograniczenie świadczenia regulacyjnych i kulturowych usług ekosystemowych, co pogłębiane jest zmianami klimatu i nadmiernym wykorzystaniem zasobów glebowych. Sposobem na ograniczenie tych negatywnych procesów może być upowszechnianie stosowania praktyk rolniczych opartych na koncepcji (agro-)ekologicznej, dywersyfikacja produkcji oraz propagowanie wiedzy lokalnej odwołującej się do tradycji i „praktyki życiowej” w kontekście lokalnych realiów (Adamski, Gorlach 2007). Działania takie pozwolą na wzmocnienie synergii pomiędzy usługami ekosystemowymi oraz poprawę wykorzystania zasobów glebowych.

## 2. Stan rozpoznania i źródła informacji o wskaźnikach usług agroekosystemów

W Instytucie Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowym Instytucie Badawczym w Puławach (IUNG-PIB) opracowano tabelę istotnych usług świadczonych przez agroekosystemy w podziale na zaopatrzeniowe, regulacyjne i kulturowe oraz zaproponowano wskaźniki służące do oceny wartości poszczególnych usług. Łącznie w sekcji usług zaopatrzeniowych zidentyfikowano 7 klas usług, w sekcji usług regulacyjnych 13 klas, a w sekcji usług kulturowych 9 klas. W sumie przedstawiono 118 wskaźników, w tym 20 opisujących korzyści zaopatrzeniowe, 74 korzyści regulacyjne i 24 korzyści kulturowe. Wskaźniki usług zostały tak dobrane, aby pozwalały na ocenę interakcji między nimi w różnych skalach przestrzennych (krajowej, regionalnej i lokalnej). Najważniejsze wskaźniki opisujące usługi ekosystemowe dostarczane przez agroekosystemy wraz z ich kodami według klasyfikacji CICES (wer. 5.1) przedstawiono w tabeli 1, a szczegółowe informacje i pełna tabela znajdują się w [aneksie 3.1](#).

**Tabela 1.** Najważniejsze wskaźniki opisujące usługi ekosystemowe dostarczane przez agroekosystemy wraz z ich kodami według klasyfikacji CICES, wer. 5.1

Dział	Klasa	Kod CICES	Wskaźnik	Źródło danych
<b>Usługi zaopatrzeniowe</b>				
Biomasa	Rośliny lądowe, grzyby i glony uprawiane dla pozyskania żywności	1.1.1.1	Wskaźnik waloryzacji rolniczej przestrzeni produkcyjnej	IUNG-PIB
			Powierzchnia kompleksów glebowo-rolniczych	IUNG-PIB, urzędy gmin, starostwa powiatowe, urzędy marszałkowskie
			Powierzchnia poszczególnych klas bonitacyjnych gleb	Urzędy gmin, starostwa powiatowe, urzędy marszałkowskie
			Produkcja netto biomasy na cele żywnościowe w agroekosystemie (suma plonów głównych)	ARiMR, GUS, IUNG-PIB, JRC
	Włókno i inne materiały z roślin uprawnych, grzybów, glonów i bakterii do bezpośredniego użycia lub przetworzenia (bez materiału genetycznego)	1.1.1.2	Produkcja biomasy na cele paszowe w agroekosystemie	ARiMR, GUS, IUNG-PIB, JRC
	Rośliny, grzyby i glony uprawiane dla pozyskania energii	1.1.1.3	Produkcja netto biomasy na cele energetyczne w agroekosystemie	ARiMR, GUS, IUNG-PIB
<b>Usługi regulacyjne</b>				
Przekształcanie biochemicznych lub fizycznych czynników wprowadzanych do ekosystemów	Kształtowanie widoku	2.1.2.3	Powierzchnia zadrzewień śródpolnych	Corine Land Cover, GIOŚ, BDOT10k
Regulacja warunków fizycznych, chemicznych i biologicznych	Przeciwdziałanie erozji	2.2.1.1	Wskaźnik erozyjności wodnej gleb	IUNG-PIB
	Ochrona przed silnym wiatrem	2.2.1.4	Wskaźnik erozyjności wietrznej gleb	IUNG-PIB
	Zapylanie (lub rozsiewanie „gamet” w kontekście morskim)	2.2.2.1	Stopień naturalności krajobrazu (udział klas użytkowania rolnego z roślinnością naturalną)	Corine Land Cover/GIOŚ
	Utrzymywanie macecznych populacji organizmów oraz siedlisk (w tym ochrona puli genowej)	2.2.2.3	Udział UR objętych ochroną Natura 2000	ARiMR
			Różnorodność roślin uprawnych w płodozmianie	ARiMR, rolnicy

Dział	Klasa	Kod CICES	Wskaźnik	Źródło danych
Regulacja warunków fizycznych, chemicznych i biologicznych	Przeciwdziałanie gradacji szkodników (w tym gatunków inwazyjnych)	2.2.3.1	Powierzchnia zadrzewień śródpolnych	Corine Land Cover, GIOŚ, BDOT10k
	Przeciwdziałanie chorobom	2.2.3.2	Kontrola chorób roślin	Podmioty prowadzące platformy monitoringu agrofagów
	Procesy wietrzenia oraz ich wpływ na jakość gleb	2.2.4.1	Zasobność gleby w składniki pokarmowe	IUNG-PIB, GIOŚ, JRC, rolnicy
			Zakwaszenie gleby (pH)	IUNG-PIB, GIOŚ, SCHR
	Procesy rozkładu i wiązania oraz ich wpływ na jakość gleb	2.2.4.2	Zawartość węgla organicznego w glebie	IUNG-PIB, GIOŚ, JRC, rolnicy
Regulacja temperatury i wilgotności, w tym przewietrzania i transpiracji	2.2.6.2	Podatność gleb na suszę	IUNG-PIB	
<b>Usługi kulturowe</b>				
Bezpośrednie interakcje, in situ i w terenie, z systemami biologicznymi, zależne od ich obecności w warunkach naturalnych	Cechy systemów biologicznych umożliwiające prowadzenie badań naukowych lub kreowanie tradycyjnej wiedzy ekologicznej	3.1.2.1	Liczba zarejestrowanych krajowych odmian roślin uprawnych	IHAiR, COBORU
	Cechy systemów biologicznych, które umożliwiają działania edukacyjne oraz szkoleniowe	3.1.2.2	Liczba gospodarstw (zagród) edukacyjnych	CDR, MRiRW
	Cechy systemów biologicznych ważne dla kultury i dziedzictwa	3.1.2.3	Liczba obiektów kulturowych	Strony internetowe gmin, geoportale regionalne, serwisy turystyczne i promocyjne regionów
	Cechy systemów biologicznych ważne dla kultury i dziedzictwa	3.1.2.3	Liczba farm agroturystycznych	GUS, urzędy gmin, MRiT, POT, PFTW
	Elementy systemów biologicznych mające znaczenie sakralne lub religijne	3.1.2.3	Liczba obiektów sakralnych posiadających wartość historyczną (liczba krzyży śródpolnych)	Strony internetowe gmin, serwisy turystyczne i promocyjne regionów, BDOT10k
Pośrednie interakcje, na odległość, często w pomieszczeniach, z systemami biologicznymi, niewymagające warunków naturalnych	Cechy i znamiona systemów biologicznych mające wartość niedookreśloną lub jako spuścizna	3.2.2.2	Liczba zagrożonych gatunków występujących w agroekosystemach	ARiMR, IOP PAN

Źródło: opracowanie własne.

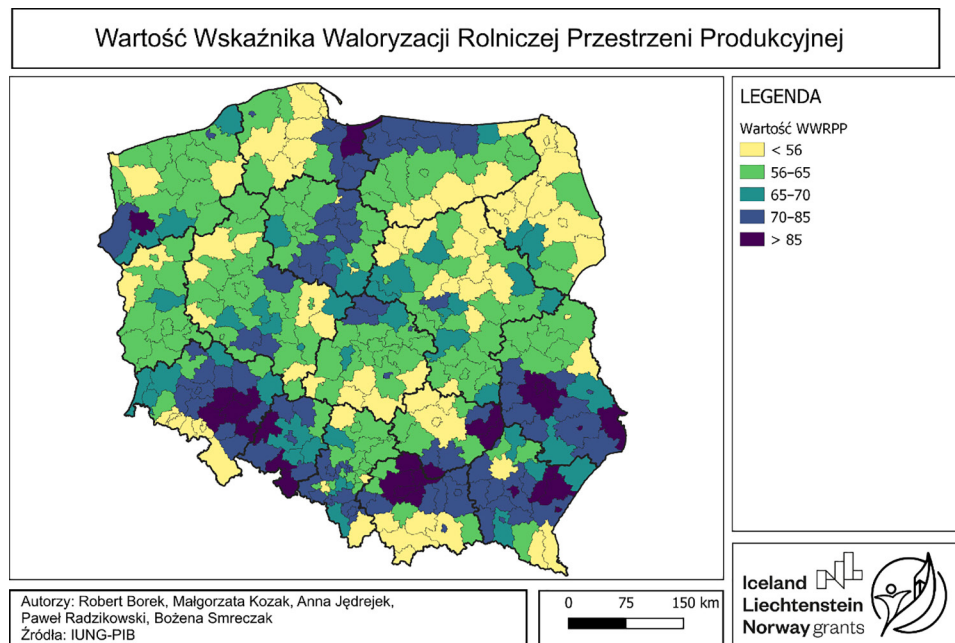
## 2.1. Wskaźniki usług zaopatrzeniowych dostarczanych przez agroekosystemy

Wielkość produkcji biomasy na cele żywnościowe i nieżywnościowe w rolnictwie (1.1.1.1, 1.1.1.2, 1.1.3.1, 1.1.3.2, 1.1.3.3) może być scharakteryzowana za pomocą łatwo dostępnych danych Głównego Urzędu Statystycznego (GUS) lub danych Wspólnotowego Centrum Badawczego JRC Komisji Europejskiej (JRC), które są szacowane na podstawie zagregowanych danych z reprezentatywnych gospodarstw rolnych. W przypadku GUS dane raportowane są na różnych poziomach jednostek terytorialnych, na których najmniejszą jednostką terytorialną jest gmina, co daje możliwość oceny usług nawet na poziomie lokalnym. Analizy z wykorzystaniem danych Agencji Restrukturyzacji i Modernizacji Rolnictwa (ARiMR) i GUS dotyczące potencjału podaży biomasy rolniczej na poziomie krajowym, regionalnym i lokalnym prowadzone są w Zakładzie Biogospodarki i Analiz Systemowych IUNG-PIB, a wyniki umieszczane są na zakładowym Geoportalu (<http://geoportal.biogospodarka.iung.pl/>).

Bardziej wiarygodnymi i szczegółowymi wskaźnikami obrazującymi potencjał produkcyjny rolnictwa są współczynniki obejmujące parametry oceniające jakość gruntów rolnych w różnych systemach klasyfikacyjnych. Pokrywa glebowa tworzy na terenie kraju złożoną mozaikę, zależną głównie od skały macierzystej i ukształtowania terenu. Te informacje przestrzenne gromadzone są przez administrację samorządową na poziomie regionalnym oraz lokalnym i obejmują: 1) mapę glebowo-rolniczą w skali 1:5000 zawierającą informację o powierzchni kompleksów rolniczej przydatności gleb oraz 2) system informacji przestrzennej zawierający informację o powierzchni poszczególnych klas bonitacyjnych gruntów rolnych i leśnych. W analizach, w zależności od dostępności danych, informacje te można stosować zamiennie.

Najlepszym wskaźnikiem potencjału produkcyjnego siedliska jest opracowany w IUNG-PIB wskaźnik waloryzacji rolniczej przestrzeni produkcyjnej (WWRPP) (1.1.1.1, 1.1.1.2), który pozwala na ocenę potencjalnego plonowania roślin na podstawie czterech najistotniejszych elementów środowiska, tj. gleby, klimatu, rzeźby terenu i warunków wodnych. Jest to wykaz tabelaryczny dla różnych jednostek administracyjnych (województwo, powiat, gmina, obręb ewidencyjny), co pozwala na rozpatrywanie usług na poziomach: krajowym, regionalnym i lokalnym. Na rycinie 1 został przedstawiony wskaźnik waloryzacji rolniczej przestrzeni produkcyjnej dla skali regionalnej. Właścicielem i dysponentem tych danych jest IUNG-PIB. Stopień wykorzystania potencjału świadczenia usług zaopatrzeniowych (potencjału produkcyjnego) zależy od regionalnych uwarunkowań środowiskowych i organizacyjno-ekonomicznych.

Ocena wielkości produkcji zwierzęcej w rolnictwie (1.1.3) i przyjęcie właściwych wskaźników nie jest proste. Jednoczesna ocena wielkości i wartości produkcji zwierzęcej oraz ocena produkcji paszy na użytkach rolnych stwarza zagrożenie podwójnego liczenia usługi zaopatrzeniowej. W ocenie agroekosystemów zwierzęcych powinny zostać ujęte jedynie świadczenia ekosystemowe, wynikające z ich bezpośrednich korzyści dla człowieka (Merida i in. 2022).

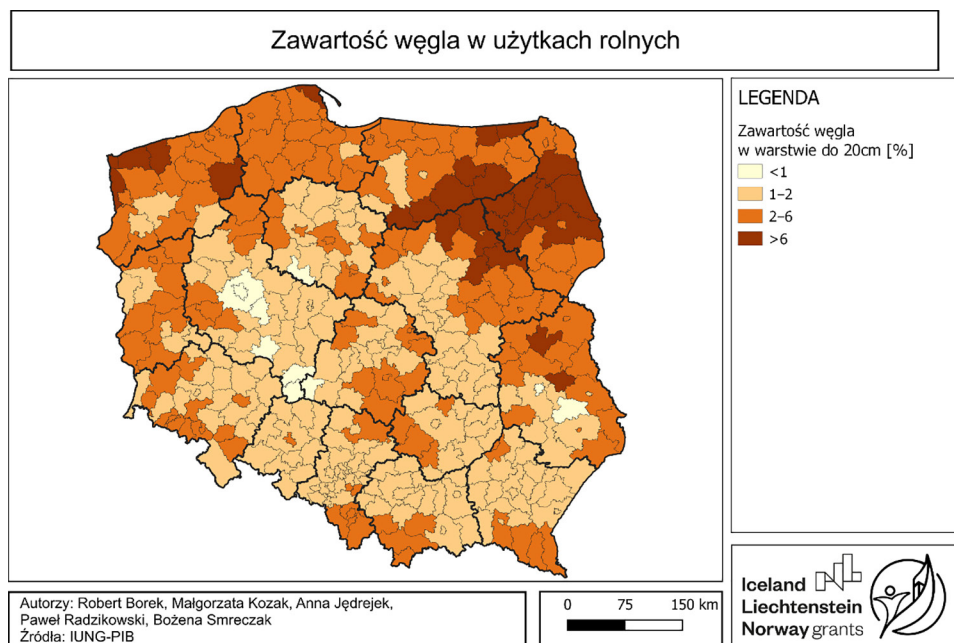


**Ryc. 1.** Wartość WWRPP dla powiatów – CICES: 1.1.1.1  
Źródło: opracowanie własne na podstawie danych IUNG-PIB.

Krajowe agroekosystemy wspierają również utrzymanie bogactwa gatunkowego roślin pokrewnych do roślin uprawnych lub mających potencjalne wykorzystanie w rolnictwie (1.2.1.2). Najbardziej przydatne informacje dotyczące tego zakresu gromadzone są w Krajowym Centrum Roślinnych Zasobów Genowych ([bankgenow.edu.pl](http://bankgenow.edu.pl)) przez Instytut Hodowli i Aklimatyzacji Roślin (IHAR).

## 2.2. Wskaźniki usług regulacyjnych dostarczanych przez agroekosystemy

Jedną z najważniejszych usług regulacyjnych ekosystemów rolniczych jest zachowanie zasobów naturalnych, w szczególności ochrona gleby. Zawartość glebowej materii organicznej (GMO) (2.2.4.2), w tym przede wszystkim substancji próchnicowych, jest jednym z kluczowych wskaźników oceny żyzności gleby. Odpowiednia zawartość GMO wpływa również na poprawę struktury gleby, zwiększa bioróżnorodność, w tym liczebność i skład populacji mikroorganizmów i makrofauny. Ponadto jest źródłem składników pokarmowych dla roślin uprawnych, poprawia zdolność utrzymania wody w glebie i zwiększa odporność roślin na suszę i choroby. Największy potencjał sekwestracji węgla w glebach mają łąki trwałe i pastwiska, określane wspólną nazwą jako trwałe użytki zielone (TUZ) oraz agroleśnictwo (systemy rolno-leśne). Na rycinie 2 przedstawiona jest zawartość węgla w użytkach rolnych na głębokości 0–20 cm dla skali regionalnej. Dane o powierzchni tych użytków można znaleźć m.in. w bazach GUS oraz ARiMR. Natomiast informacje o zawartości węgla mogą być pozyskane z IUNG-PIB,



**Ryc. 2.** Zawartość węgla w użytkach rolnych w warstwie do 20 cm – CICES: 2.2.4.2  
Źródło: opracowanie własne na podstawie danych IUNG-PIB.

właścicielem i dysponentem danych jest Zakład Gleboznawstwa Erozji i Ochrony Gruntów.

Zasobność gleb w składniki pokarmowe, w szczególności azot, fosfor i potas (2.2.4.1), istotnie zależy od ich naturalnej zasobności w te pierwiastki, ale również od sposobu ich uprawy. Ważnym parametrem oceny jakości gleb jest także jej zakwaszenie (2.2.4.1). Jest ono jednym z głównym czynników kształtujących warunki fizyczno-chemiczne gleby, które decydują o życiu fauny glebowej i produktywności ekosystemu w dłuższym okresie. Za wskaźniki jakości usług regulacyjnych agroekosystemów należy przyjąć zawartości głównych pierwiastków plonotwórczych, tj. azotu, fosforu i potasu, oraz odczyn gleby. Danymi punktowymi o zawartości tych pierwiastków oraz pH dysponuje Krajowa Stacja Chemiczno-Rolnicza (KSChR) wraz z okręgowymi stacjami chemiczno-rolniczymi (OSChR) oraz IUNG-PIB tworząc bazy danych o stanie agrochemicznym gleb użytkowanych rolniczo na zlecenie Ministerstwa Rolnictwa i Rozwoju Wsi (MRiRW). Dane z monitoringu gleb ornych Polski, uwzględniającego właściwości gleb oraz stan ich zanieczyszczenia dla 216 punktów, dostępne są na stronie monitoringu ([https://www.gios.gov.pl/chemizm\\_gleb](https://www.gios.gov.pl/chemizm_gleb)) i aktualizowane co 5 lat. W zależności od przestrzennego rozkładu punktów z danymi mogą one być wykorzystane w skali lokalnej (pole uprawne) lub regionalnej, gdzie można wykonać mapę zmienności wybranego wskaźnika przy użyciu punktów pomiarowych.

Dostępność wody w glebie (2.2.6.2) jest ściśle powiązana z zawartością GMO i składem granulometrycznym gleby. Ten potencjał regulacyjny można



przestrzennie przedstawić za pomocą wskaźnika całkowitej pojemności wodnej gleby lub jego odwróconego współczynnika, czyli kategorii podatności gleb na suszę. Mapa podatności gleb na suszę i mapa całkowitej pojemności wodnej powstała na podstawie mapy glebowo-rolniczej w skali 1:25 000 i jest dostępna dla całego kraju. Istnieje możliwość zastosowania tego wskaźnika we wszystkich skalach od krajowej do lokalnej. Właścicielem i dysponentem tych danych jest IUNG-PIB.

Podstawą funkcjonowania agroekosystemów jest zachowanie sieci kluczowych powiązań pomiędzy organizmami i wynikająca z niego bioróżnorodność. Pozostawianie nieużytków, miedz lub zadrzewień w krajobrazie rolniczym poprawia usługę zapyłania (2.2.2.1) przez dzikie owady roślin entomofilnych (drzewa i krzewy owocowe, plantacje trwałe, rzepak i rzepik, gryka). Do oceny potencjału zapyłania można wykorzystać pośrednio informacje o powierzchni siedlisk, stanowiących miejsce bytowania owadów zapyłających, na przykład udział klas użytkowania rolniczego z roślinnością naturalną lub udział użytków rolnych (UR) objętych ochroną Natura 2000 (połączenie danych z Corine Land Cover z danymi na temat obszarów Natura 2000, raport II). Na poziomie lokalnym wielkość zapyłania może zostać oszacowana na podstawie wskaźników opracowanych w badaniach polowych. Szczegółowe informacje odnoszące się do analizy usług ekosystemowych na poziomie krajobrazu znajdują się w rozdziale 8.

Różnorodność biologiczną w agroekosystemach (2.2.2.3) można rozpatrywać na kilku różnych poziomach. Na poziomie ekosystemu jest to różnorodność typów siedlisk, np. łąk świeżych, i stan ich zachowania. Dane z tego zakresu są gromadzone przez ARiMR w trakcie licznych waloryzacji związanych z otrzymywaniem płatności do zachowania siedlisk w ramach Wspólnej Polityki Rolnej (WPR). Szczegółowość gromadzonych danych to działka rolna. Dane dotyczące zasobów genetycznych roślin i zwierząt są gromadzone w państwowych instytutach badawczych podległych Ministerstwu Rolnictwa i Rozwoju Wsi. Ponadto prostą metodą oceny różnorodności na poziomie pola lub gospodarstwa jest określenie różnorodności roślin uprawnych w płodozmianie i częstości ich występowania. Dobrymi wskaźnikami bioróżnorodności są: powierzchnia zadrzewień śródpolnych, wskaźnik ptaków krajobrazu rolniczego oraz liczebność dżdżownic w glebie.

Ocena roli regulacji agroekosystemów w kontroli szkodników i chorób (2.2.3.2) jest dość trudna. W skali Polski można wykorzystać dane podmiotów prowadzących platformy monitoringu agrofagów albo przestrzenne dane o udziale powierzchni produkcji ekologicznej w powierzchni UR lub o udziale powierzchni zadrzewień śródpolnych.

### **2.3. Wskaźniki usług kulturowych dostarczanych przez agroekosystemy**

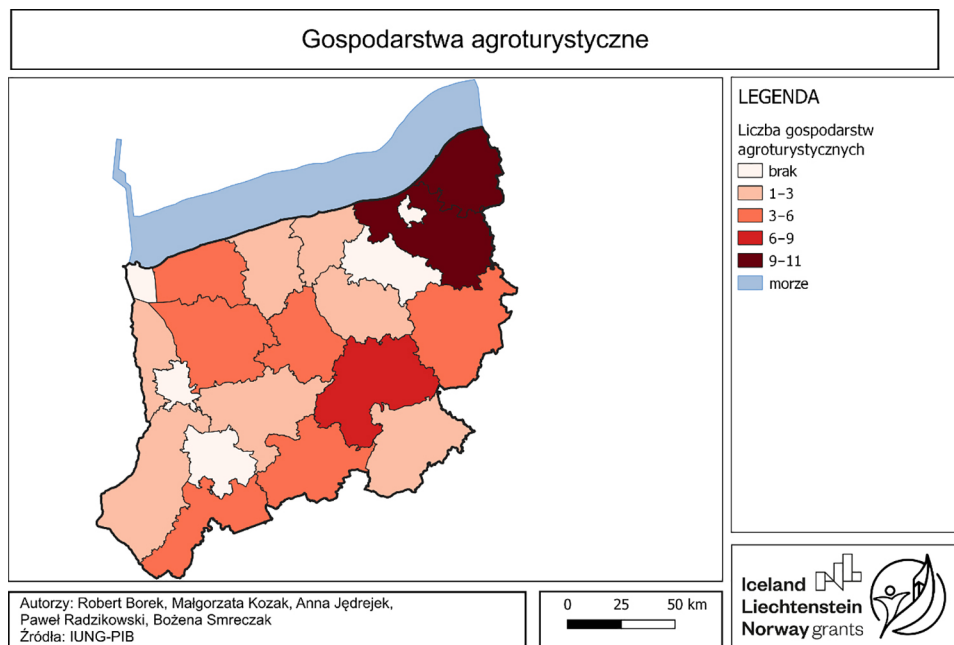
Usługi kulturowe, świadczone przez ekosystemy rolnicze, wychodzą poza obszar zajęty przez użytki rolne i obejmują korzyści wynikające z cech obszarów wiejskich, dotyczących krajobrazu, tradycji gospodarowania i tworzonej tam kultury. Są to też niematerialne korzyści wytworzone przez ludzi żyjących tam od pokoleń związane z dziedzictwem kulturowym wsi, czyli budowaniem tożsamości

terytorialnej. Kultura ludowa na terenie naszego kraju jest niezwykle zróżnicowana, niemal każdy region wytworzył swoistą gwarę, muzykę, stroje, tradycje i architekturę. Rolnicy, poszukując nowych źródeł dochodu poza działalnością rolniczą, dostrzegli potencjał turystyczny obszarów wiejskich. Mieszkańcy miast chętnie zaczęli poszukiwać takich miejsc, gdzie mogą wypocząć na łonie natury, poznać pracę w gospodarstwie, miejscowy folklor, tradycję, architekturę, zabytki, lokalne rzemiosło czy skosztować miejscowej kuchni. Niestety brak jest ogólnopolskich baz gromadzących dane odnośnie do wartości kulturowych polskiej wsi, należy ich poszukiwać w skali regionalnej lub lokalnej. Dane te wymagają harmonizacji.

Źródłem tradycyjnej wiedzy mogą być dane na temat rodzimych odmian roślin uprawnych utrzymywanych w kolekcjach zachowawczych, krajowych odmianach roślin uprawnych oraz rodzimych ras zwierząt hodowlanych (3.1.2.1). Informacje z tego zakresu są przechowywane w bankach genów Ogrodu Botanicznego PAN w Powsinie oraz bazach Instytutu Hodowli i Aklimatyzacji Roślin (IHAIr) i Centralnego Ośrodka Badania Odmian Roślin Uprawnych (COBORU). Tradycyjna wiedza ekologiczna, rolnicza i przetwórcza jest często przekazywana dzieciom i młodzieży przez gospodarzy prowadzących zagrody edukacyjne (3.1.2.2). Duży potencjał usług kulturowych wiąże się ze świadczeniem usług turystycznych przez gospodarstwa agroturystyczne; dane na ten temat dostarczane są przez urzędy gmin w ramach prowadzonej Ewidencji Obiektów Turystycznych (<https://form.stat.gov.pl/eot2/asp/>) (3.1.2.3). Na rycinie 3 przedstawiona jest liczba gospodarstw agroturystycznych dla skali regionalnej (wg danych Ośrodka Doradztwa Rolniczego Barzkowice). Zachowaniu dziedzictwa obszarów wiejskich sprzyja organizacja wydarzeń kulturalnych promujących tożsamość regionu wiejskiego. Tożsamość lokalna obejmuje również tradycje kulinarne, stąd jako wskaźnik usług kulturowych uwzględniono liczbę produktów tradycyjnych, produktów Chronionych Nazwą Pochodzenia (ChNP) i produktów Chronionych Oznaczeniem Geograficznym (ChOG) (3.1.2.3). Dodatkową wartością lokalną są obiekty kulturowe (zabytki, cmentarze, grodziska, kapliczki itp.) (3.2.1.2) oraz specyficzne cechy krajobrazu wiejskiego, które mogą być wyrażone przez indeksy krajobrazowe (3.1.2.3).

Usługi kulturowe dostarczane przez agrosystemy, które tworzone i zarządzane są przez społeczność wiejską, istnieją niezależnie od usług zaopatrzeniowych i regulacyjnych. Stanowią wartość dodaną do wartości terenów wiejskich wytworzoną przez ludzi tam zamieszkujących, wynikającą z ich przedsiębiorczości, chęci przekazywania tradycji, głębokiego przywiązania do miejsca. Bogactwo kulturowe wsi może wynikać ze świadomości w zakresie świadczonych usług regulacyjnych (potrzeba ich ochrony) oraz w zakresie usług zaopatrzeniowych (przedsiębiorczość). Wartość usług kulturowych wynika w znacznym stopniu z historii oraz poziomu rozwoju gospodarczego regionu. W ocenie usług ekosystemowych dostarczanych przez agroekosystemy usługa kulturowa nie może być pomijana, gdyż pełni wielofunkcyjną rolę w kształtowaniu życia społecznego zbiorowości lokalnej oraz całego kraju. Atrakcyjność turystyczna obszarów wiejskich wynika nie tylko z walorów przyrodniczych danego miejsca, ale przede

wszystkim z walorów antropogenicznych. Każdy region ma swoiste unikalne cechy wynikające z tradycji i historii, unikalny krajobraz kulturowy. Promocja tych walorów może ocalić je przed zapomnieniem. Niestety w Polsce nie jest prowadzona baza danych gospodarstw agroturystycznych. Alternatywą dla tego wskaźnika może być liczba zagród edukacyjnych, które nie tylko tak jak gospodarstwa agroturystyczne stanowią bazę noclegową, ale prowadzą szereg działań edukacyjnych związanych z produkcją roślinną, zwierzęcą, przetwórstwem, świadomością ekologiczną i konsumencką, dziedzictwem kultury materialnej wsi, tradycyjnymi zawodami, rękodziełem i twórczością ludową. Ponadto Ogólnopolska Sieć Zagród Edukacyjnych prowadzona przez Centrum Doradztwa Rolniczego (CDR) w Brwinowie Oddział w Krakowie jest dobrze zewidencjonowana, a lokalizacja zagród ogólnodostępna na stronie <https://zagrodaedukacyjna.pl/zagrody/>. Brak zagród edukacyjnych na niektórych obszarach Polski można interpretować jako brak opracowanej lokalnej strategii promocji szeroko rozumianej kultury ludowej (dziedzictwa kulturowego polskiej wsi) oraz jako brak chęci podejmowania nowych działań przez rolników. Z analiz przeprowadzonych w projekcie ECOSERV-POL można stwierdzić, że kulturowe usługi dostarczane przez agroekosystemy są rozpoznane w bardzo małym stopniu, a przedmiotowe bazy danych są rozproszone i szczątkowe, co uniemożliwia wykonanie wiarygodnych badań. Może to wynikać z faktu, że temat dziedzictwa kulturowego wsi jako element kapitału obszarów wiejskich był pomijany w projektach rozwoju wsi.



**Ryc. 3.** Liczba gospodarstw agroturystycznych w województwie zachodniopomorskim według danych ODR Barzkowice  
Źródło: opracowanie własne na podstawie danych IUNG PIB.

### 3. Wiązki usług ekosystemowych oraz relacje między nimi

Złożoność i wielofunkcyjny charakter agroekosystemów jest wyzwaniem dla zrównoważonego gospodarowania ich zasobami. Z perspektywy usług ekosystemowych wiąże się to z wyważeniem proporcji pomiędzy usługami wchodzącymi w skład wiązki dostarczanej przez agroekosystemy. Dotyczy to identyfikacji interakcji pomiędzy poszczególnymi usługami, które mogą się wzajemnie wzmacniać lub osłabiać. Zoptymalizowanie struktury usług świadczonych przez agroekosystemy ma kluczowe znaczenie w projektowaniu zagospodarowania terenu oraz w budowaniu strategii rozwoju (Agudelo i in. 2020).

Dobrze zarządzana przestrzeń rolnicza, zachowanie równowagi pomiędzy usługami zaopatrzeniowymi i regulacyjnymi, znacząco przyczynia się do zachowania oraz poprawy stanu środowiska, utrzymania bioróżnorodności agroekosystemów, generując usługi ekosystemowe dla społeczeństwa, które nie zawsze są dostrzegane i doceniane.

Rozwój produkcji roślinnej i zwierzęcej podlega regułom rynkowym, które w rosnącym stopniu są modyfikowane przez interwencje na poziomie Unii Europejskiej i regulacje krajowe, mające coraz większe znaczenie dla wielkości i struktury usług ekosystemowych. Dotyczy to zasad określonych w kolejnych ramach finansowania Wspólnej Polityki Rolnej (WPR), dyrektyw środowiskowych UE oraz regulacji prawnych na poziomie krajowym. Świadczenie usług zaopatrzeniowych (1.1.1) jest wspierane w szczególności przez płatności bezpośrednie, dbałość o dochody związane z produkcją wybranych gatunków roślin i zwierząt, a także interwencje sektorowe ukierunkowane na produkcję warzyw i owoców oraz rozwój pszczelarstwa. Zapobieganiu porzucaniu gruntów na obszarach peryferyjnych przeciwdziałają w pewnym stopniu płatności dla obszarów z ograniczeniami naturalnymi lub innymi szczególnymi ograniczeniami (płatność ONW).

Usługi regulacyjne związane z przeciwdziałaniem zmianom klimatu (2.2.6.2) są wspierane przez regulacje prawne Unii Europejskiej, które mają pomóc rolnictwu stać się sektorem neutralnym klimatycznie do 2050 r. Dla rolnictwa ważnym dokumentem wyznaczającym spełnienie tego celu są rozporządzenia Komisji Europejskiej (KE), określające reguły certyfikacji praktyk tzw. rolnictwa węglowego. Ma ono za zadanie zwiększenie przechwytywania i magazynowania dwutlenku węgla z atmosfery w biomase nadziemnej i podziemnej roślin oraz w glebie, a także ograniczenie emisji gazów cieplarnianych powstających przy uprawie i nawożeniu gleb. Korzystając z ekoschematu „Rolnictwo węglowe i zarządzanie składnikami pokarmowymi” w ramach WPR 2023–2027, rolnik będzie mógł otrzymać płatność za wykonanie praktyk akumulujących węgiel w glebie.

Dodatkowo plan strategiczny (PS) dotyczący WPR 2023–2027 przewiduje finansowanie działań, które mogą przyczynić się do sekwestracji węgla w ekosystemach rolnych lub redukcji emisji gazów cieplarnianych (2.2.6.2), takich jak: działania na rzecz ochrony środowiska oraz łagodzenia zmian klimatu; inwestycje przyczyniające się do ochrony środowiska i klimatu; ekstensywne użytkowanie łąk i pastwisk poza obszarami Natura 2000; tworzenie zadrzewień śródpolnych

i systemów rolno-leśnych oraz premie z tytułu utrzymania tych inwestycji; rolnictwo ekologiczne; rozwój usług na rzecz rolnictwa i leśnictwa.

Podniesienie pH gleb uprawnych (2.2.4.1) może zostać zrealizowane ze środków MRiRW na wapnowanie gleb z „Ogólnopolskiego programu środowiskowej regeneracji gleb poprzez ich wapnowanie”, dzięki któremu rolnicy uzyskują wsparcie na zakup nawozów wapniowych.

Znacząca poprawa uwilgotnienia gleb (2.2.6.2) jest możliwa do osiągnięcia przez zastosowanie praktyk przyczyniających się do wzrostu materii organicznej w glebie oraz działań zapobiegających odpływowi wody. Plan przeciwdziałania skutkom suszy określa, w jaki sposób w najbliższych latach podejmowane będą działania dotyczące zarządzania zasobami wodnymi, zarządzania kryzysowego i szacowania strat spowodowanych suszą. W zakresie poprawy retencji glebowej, planuje się spowolnienie lub zatrzymanie spływu wód poprzez stosowanie bezorkowych systemów uprawy, utrzymanie całorocznej pokrywy roślinnej, trwałych zadarnień lub zalesień terenów o dużym nachyleniu, a także prowadzenie zabiegów uprawowych w kierunku poprzecznym do nachylenia stoku. Duża część działań w agroekosystemach może być finansowana z budżetu WPR lub wynika z wymogów, stawianych rolnikom chcącym skorzystać z tych płatności.

W PS pojawiło się wiele nowych interwencji wspierających różnorodność biologiczną i wzmacniających usługi regulacyjne (2.2.2.1, 2.2.2.3, 2.2.3.1), np.: systemy rolno-leśne, zadrzewienia śródpolne, wieloletnie pasy kwietne, ogródki bioróżnorodności, biologiczna ochrona upraw, interwencje w sektorze pszczelarstwa. Część działań z poprzednich PROW będzie kontynuowana, tj.: ochrona cennych siedlisk łąk półnaturalnych oraz siedlisk lęgowych ptasich na obszarach Natura 2000 i poza nimi.

Dobrym przykładem wsparcia bioróżnorodności i dobrostanu zwierząt na terenach rolniczych oraz wartości kulturowych regionu (2.2.2.3, 2.2.3.2, 3.1.2.4) są regionalne programy: „Małopolski wypas kulturowy – ekstensywne metody gospodarowania, jako ekologiczny sposób zachowania bioróżnorodności i krajobrazu” finansowany przez Urząd Marszałkowski Województwa Małopolskiego oraz „Program aktywizacji gospodarczo-turystycznej województwa podkarpackiego poprzez promocję cennych przyrodniczo i krajobrazowo terenów łąkowo-pastwiskowych z zachowaniem bioróżnorodności w oparciu o naturalny wypas zwierząt gospodarskich i owadopyłność – Podkarpacki Naturalny Wypas” finansowany przez Urząd Marszałkowski Województwa Podkarpackiego.

Tożsamość regionu wiejskiego może być wzmocniona poprzez wytwarzanie regionalnych produktów w ramach systemu Chronionych Nazw Pochodzenia, Chronionych Oznaczeń Geograficznych oraz Gwarantowanych Tradycyjnych Specjalności (3.1.2.3). Potencjał świadczenia tej usługi wymaga zwiększenia świadomości społecznej w zakresie możliwości ochrony produktów lokalnych i regionalnych oraz wsparcia przetwórstwa rolno-spożywczego.

W ramach interwencji LEADER/rozwój lokalny kierowany przez społeczność (RLKS) zakłada finansowanie w zakresie rozwoju pozarolniczych funkcji gospodarstw rolnych na tworzenie gospodarstw agroturystycznych lub zagród edukacyjnych (3.1.2.2, 3.1.2.3). Gospodarstwa należące do Sieci Zagród Edukacyjnych

(3.1.2.2) mogą posługiwać się zastrzeżonym znakiem towarowym, który upoważnia je do prowadzenia działalności edukacyjnej, promowanej ze środków Centrum Doradztwa Rolniczego w Brwinowie oddział w Krakowie. Wsparcie na rzecz rozwoju gospodarstw agroturystycznych (3.1.2.3) jest udzielane ze środków Ministerstwa Rozwoju i Technologii. Istniejące bazy danych takich gospodarstw nie są jednak spójne.

Do usług kulturowych gospodarstw rolnych należy zaliczyć także wartości, wynikające z transferu wiedzy. Przekazywanie wiedzy młodszymi pokoleniom (tzw. intermentoring międzypokoleniowy) w gospodarstwach rodzinnych (3.1.2.1) oraz dzielenie się wiedzą podczas rolniczych imprez i wydarzeń kulturalnych pozwala na upowszechnianie informacji o racjonalnym gospodarowaniu zasobami naturalnymi (3.1.2.3). Wskaźnikami obrazującymi wzrost stanu wiedzy są także: stopień gotowości rolników do samodoskonalenia się i dokształcania, wyrażony przez uczestnictwo w kursach czy szkoleniach, oraz liczba zdobytych nagród i wyróżnień, potwierdzających wysoką wartość powziętych przedsięwzięć (3.1.2.1). Brak jednak szczegółowych danych z tego zakresu.

Zrównoważone dostarczanie wiązek usług w przestrzeni rolniczej będzie odmiennie dla różnych gospodarstw rolnych z uwagi na zróżnicowanie sposobu produkcji. Gospodarstwo rolne jest podstawową jednostką techniczno-ekonomiczną agroekosystemów, które podlega jednemu zarządowi i prowadzi produkcję rolną. Poziom gospodarstwa rolnego jest najbardziej szczegółowym ujęciem ekosystemów rolnych i zapewnia dostępność do danych, których dysponentem jest właściciel agroekosystemu – zwykle rolnik. Agroekosystemy w zależności od przyjętej cechy grupującej możemy podzielić na różne podtypy na przykład:

ze względu na sposób intensyfikacji produkcji wyróżniamy

- gospodarstwa z intensyfikacją konwencjonalną;
- gospodarstwa z intensyfikacją (agro-)ekologiczną;
- gospodarstwa z ekstensyfikacją;

ze względu na kierunek produkcji rolniczej

- gospodarstwa z produkcją roślinną;
- gospodarstwa z produkcją mieszaną;
- gospodarstwa z produkcją zwierzęcą.

W pierwszym podtypie – sposób intensyfikacji produkcji – można zauważyć, że wzrost produkcji rolniczej z wykorzystaniem zewnętrznych środków produkcji potencjalnie ogranicza świadczenie innych usług ekosystemowych (regulacyjnych i kulturowych). Są to gospodarstwa wyspecjalizowane, stosujące uproszczony płodozmian lub prowadzące intensywną hodowlę zwierząt. W przypadku gospodarstw prowadzących konwencjonalną intensyfikację, których głównym celem jest zwiększanie produkcji biomasy na gruntach rolnych, istnieje duże ryzyko naruszenia kruchej równowagi środowiska glebowego, zwłaszcza pod względem zbilansowania materii organicznej, bilansu wodnego i równowagi składników mineralnych. Intensywna uprawa gleby oraz nadmierne nawożenie i stosowanie środków ochrony roślin doprowadza do zubożenia wspomnianych zasobów. Naturalne procesy biologiczne w glebie zastępowane są przez zewnętrzne środki produkcji stymulujące usługi zaopatrzeniowe (1.1.1). Intensyfikacja uprawy

gleby zmniejsza liczebność i bogactwo gatunkowe organizmów w niej żyjących (2.2.2.3), ale również upraszcza sieć pokarmowych powiązań pomiędzy nimi. W efekcie zahamowane zostają procesy chemiczne i biologiczne związane z tworzeniem próchnicy, utrzymaniem wody glebowej oraz dostępnością i przyswajaniem makro- i mikroelementów (2.2.4.1, 2.2.4.2, 2.2.6.2).

Alternatywnym sposobem podejścia do produkcji rolniczej jest (agro-)ekologiczna intensyfikacja, która polega na wykorzystaniu naturalnych procesów w celu zastąpienia środków produkcji wytwarzanych przez człowieka przy jednoczesnym utrzymaniu lub zwiększeniu produkcji żywności na jednostkę powierzchni. Podejście nie wyklucza wyłączenia antropogenicznych środków produkcji, lecz zakłada minimalizację ich zużycia. Agroekologiczna intensyfikacja wspomaga synergię usług zaopatrzeniowych (1.1.1) i regulacyjnych (2.2). O skuteczności praktyk rolniczych wspomagających naturalne procesy decyduje długość ich stosowania – równowaga agroekosystemu powiązana również ze wzrostem poziomu plonów może nastąpić po wielu latach. Liczne gospodarstwa w Polsce stosują praktyki chroniące glebę, wodę oraz bioróżnorodność, wspomagając tymi działaniami usługi regulacyjne.

Ekstensyfikacja produkcji dotyczy niskonakładowych gospodarstw (tzw. gospodarstwa socjalne) nieutrzymujących gruntów rolnych w dobrej kulturze. Wskutek nieracjonalnego gospodarowania przestrzenią rolniczą (niezbilansowane nawożenie, brak odkwaszania gleb, porzucanie gruntów) następuje równoczesny spadek plonowania roślin oraz pogorszenie stanu środowiska. W takich gospodarstwach można zaobserwować spadek wartości usług zarówno zaopatrzeniowych (1.1.1), regulacyjnych (2.2), jak i kulturowych (3).

W drugim podtypie – kierunku prowadzonej produkcji rolniczej – można dostrzec, że gospodarstwa z jednokierunkową produkcją to jednostki z reguły wyspecjalizowane i znacząco oddziałujące na środowisko. Specjalizacja w produkcji roślinnej (1.1.1) prowadzi do uproszczenia struktury produkcji, a w efekcie do zubożenia zasobów glebowych (2.2.4.1, 2.2.4.2, 2.2.6.2) oraz spadku bioróżnorodności (2.2.2.1, 2.2.2.3). Gospodarstwa jednokierunkowe inwentarzowe charakteryzują się wysokim poziomem obsady zwierząt i znaczącą ilością odchodów zwierzęcych, bez możliwości rozdysponowania ich na polu w postaci nawozów naturalnych. Obserwuje się znaczące oddziaływanie na środowisko w wyniku problemów ze składowaniem nawozów, mogą nastąpić wymycia związków mineralnych i antybiotyków do wód oraz emisja gazów cieplarnianych i odorów (2.2.5.1, 2.2.6.2, 2.1.2.1). Wyjątkiem są gospodarstwa prowadzące racjonalny wypas zwierząt w sposób niezagrażający stabilności pastwiska.

W gospodarstwach mieszanych dzięki powiązaniu produkcji roślinnej i zwierzęcej można zauważyć zrównoważenie celów regulacyjnych i produkcyjnych. Niższa obsada zwierząt ogranicza ryzyko zanieczyszczeń gleby, wód i atmosfery (2.2.5.1), natomiast stosowanie wzbogaconego płodozmianu zwiększa bioróżnorodność (2.2.2.3), wpływając tym samym pozytywnie na żyzność gleb (2.2.4.2), a to przyczynia się do wzrostu produkcji biomasy (1.1.1). Jednak gospodarstwa mieszane osiągają niższe wyniki produkcyjne i ekonomiczne w porównaniu do gospodarstw jednokierunkowych. Właśnie te niekorzystne warunki ekonomiczne

oraz coraz bardziej restrykcyjne przepisy dotyczące hodowli zwierząt przyczyniły się do powstania niekorzystnego trendu do przekształcania ich w gospodarstwa prowadzące tylko produkcję roślinną.

Należy podkreślić, że wartość usług agroekosystemów mierzona w obrębie gospodarstwa nie przedstawia całościowego oddziaływania rolnictwa i nie pozwala w pełni ocenić wielkości wartości usług. W celu wykonania oceny całościowej należy uwzględnić ślad ekologiczny produkcji, czyli negatywne oddziaływanie produkcji rolnej na ekosystemy i poziom świadczonych przez nie usług. Jego wielkość jest związana z wymogami rynku, oczekującego standaryzowanej jednolitej żywności, presją na obniżanie kosztów i maksymalizowanie krótkookresowych zysków kosztem inwestowania w utrzymanie gleby w dłuższej perspektywie. Jednocześnie odpowiednie regulacje prawne i instrumenty ekonomiczne mogą zmniejszać ślad ekologiczny. Potencjał świadczenia usług ekosystemowych przez agroekosystemy zależy od sposobu ich użytkowania. Obniżenie wartości usług wynikać może zarówno z intensyfikacji produkcji na danym obszarze, jak i z porzucenia lub odłogowania gruntów rolnych, na które może wkroczyć roślinność inwazyjna. Trwałość i stabilność produkcji rolniczej, przynosząca godziwy dochód w dłuższym okresie, jest uwarunkowana dostępnością zasobów i wartości nieprodukcyjnych. Odpowiednie zbalansowanie pomiędzy usługami zaopatrzeniowymi, regulacyjnymi i kulturowymi zwiększa zdolność ekosystemów rolniczych do pełnienia swoich funkcji w zmieniających się warunkach klimatycznych, środowiskowych i rynkowych.

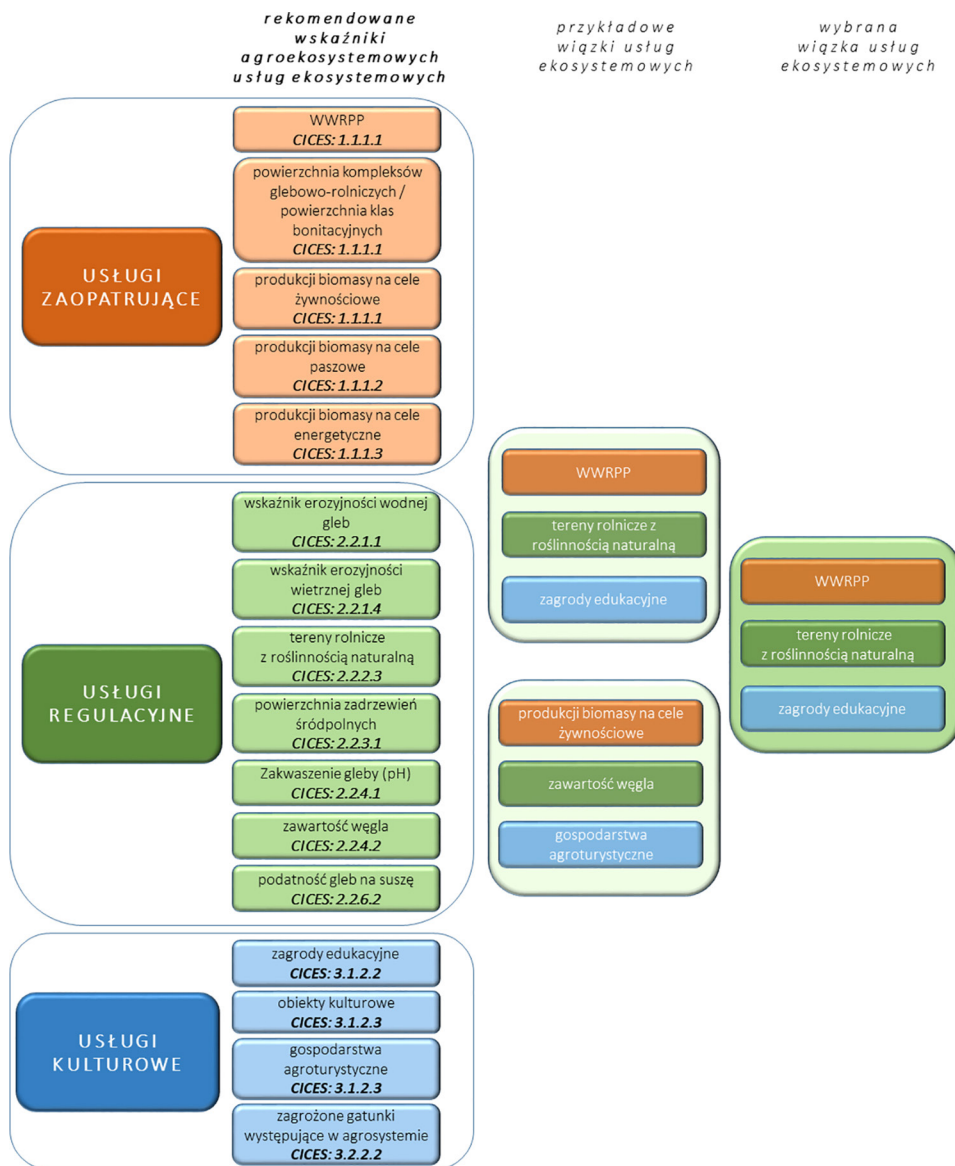
Poniżej przedstawione zostały przykładowe podejścia metodyczne, które mogą być pomocne w uchwyceniu interakcji między usługami.

Pierwszym krokiem powinno być ustalenie, dla jakiego poziomu szczegółowości, tzn. wielkości jednostki administracyjnej lub innej jednostki przestrzennej, będą analizowane interakcje między usługami. Dobrą praktyką w badaniu tych zależności jest dopilnowanie, aby wartości lub potencjały badanych wskaźników były pozyskane dla tego samego poziomu. Należy mieć jednak świadomość, że nie zawsze jest to możliwe. W przypadku agroekosystemów dość kłopotliwa może być ocena i uchwycenie usług kulturowych w skali lokalnej (gmina, obręb geodezyjny, gospodarstwo) i ich porównanie z innymi regionami Polski, ponieważ nie są prowadzone bazy danych w takiej szczegółowości, a te zebrane na poziomie województw są zbyt ogólne.

Kolejnym etapem, tak naprawdę kluczowym, jest dobór wskaźników przedstawiających analizowane klasy usług. W zależności od przyjętej skali oraz możliwości pozyskania danych do zmapowania wskaźników tworzymy z nich wiązkę istotnych usług dostarczanych przez analizowane agroekosystemy, a przedmiotem badań będą łączące je relacje. Bardzo ważne jest, aby dostrzec ich wielofunkcyjność poprzez dowartościowanie usług regulacyjnych i kulturowych jako uzupełniających wobec zaopatrzenia w żywność i inne produkty rolnictwa. Dlatego zasadne jest, żeby konstruowana wiązka była złożona ze wskaźników, które są miarą trzech rodzajów usług: zaopatrzeniowych, regulacyjnych i kulturowych. Ponadto przy wyborze wiązki z rekomendowanych wskaźników usług ekosystemowych należy kierować się dostępnością danych dla badanego poziomu i ważne



jest, aby wybrana wiązka najważniejszych charakteryzowała badany podtyp agroekosystemów (ryc. 4).



**Ryc. 4.** Przykładowy model tworzenia wiązek z najistotniejszych wskaźników usług ekosystemowych dostarczanych przez agroekosystemy  
 Źródło: opracowanie własne.

Badanie interakcji między usługami ekosystemowymi, w zależności od rodzaju posiadanych danych, można przeprowadzić w dwojaki sposób, a mianowicie:

- statyczny, który opisuje relacje pomiędzy poszczególnymi klasami usług w odniesieniu do konkretnej sytuacji, bez uwzględnienia zmian w czasie;
- dynamiczny, który uwzględnia zmiany w czasie i pozwala na analizowanie wiązki wskaźników na przykład w trzech modelach: I – stanu przeszłego, II – stanu obecnego i III – stanu przyszłego; analizy odnoszące się do zmian w czasie w przypadku agroekosystemów mogą być cenną wskazówką do badania wpływu planowanych przedsięwzięć na środowisko i rolniczą przestrzeń produkcyjną, a zwłaszcza do jej właściwego zagospodarowania.

Istnieje wiele metod przedstawienia wyodrębnionych interakcji, jedną z podstawowych i najprostszych jest pokazanie wybranej wiązki wskaźników jako ilościowego zestawienia w formie tabelarycznej, z wyróżnieniem poszczególnych usług dla wydzielonych jednostek przestrzennych (tab. 2).

**Tabela 2.** Przykładowe zestawienie dla wybranej wiązki wskaźników usług agroekosystemów dla gmin w województwie

Usługa	Rośliny lądowe, uprawiane na potrzeby wytwarzania żywności, bioproduktów i energii (1.1.1.1)	Utrzymywanie matecznych populacji organizmów oraz siedlisk (w tym ochrona puli genowej) (2.2.2.3)	Cechy systemów biologicznych, które umożliwiają działania edukacyjne oraz szkoleniowe (3.1.2.2)	liczba gmin
Pozycja wskaźnika w sekwencji	potencjał	potencjał	wykorzystanie	
Oznaczenie	WWRPP*	rolnictwo z roślinnością naturalną**	liczba zagród edukacyjnych	
WW	wysoki	wysoki	1	
WS	wysoki	średni	0	11
WN	wysoki	niski	10	85
SW	średni	wysoki	0	5
SS	średni	średni	0	1
SN	średni	niski	1	14
NW	niski	wysoki	1	21
NS	niski	średni	0	12
NN	niski	niski	1	51

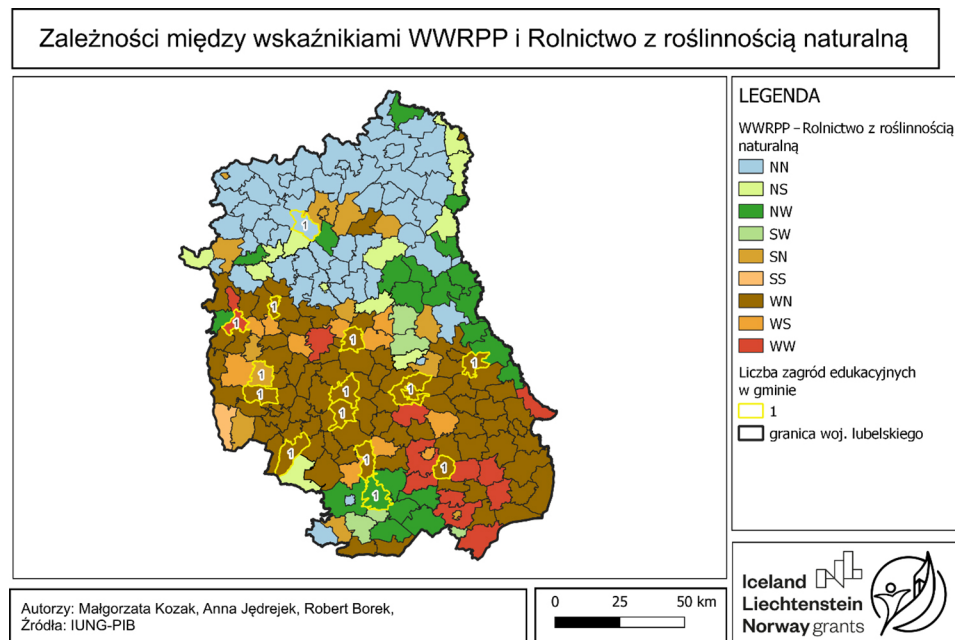
\*WWRPP: wysoki (>70), średni (65–75), niski (<65);

\*\*rolnictwo z roślinnością naturalną: wysoki (>30%), średnia (20–30%), niski (<20%);

Źródło: opracowanie własne.

Natomiast do przedstawienia przestrzennych zależności najczęściej stosuje się mapowanie poszczególnych wskaźników czy też całej badanej wiązki usług.

Rycina 5 jest przykładem, który pokazuje zmapowanie takich zależności pomiędzy wskaźnikiem waloryzacji rolniczej przestrzeni produkcyjnej (1.1.1.1), udziałem rolnictwa z roślinnością naturalną (2.2.2.3) a liczbą zagród edukacyjnych (3.1.2.2) w gminach województwa lubelskiego.



**Ryc. 5.** Mapa zależności pomiędzy wskaźnikami w wiązce usług ekosystemowych: wskaźnik waloryzacji rolniczej przestrzeni produkcyjnej (WWRPP), udział rolnictwa z roślinnością naturalną i liczba zagród edukacyjnych w gminach województwa lubelskiego. Oznaczenia: NN – niski-niski, NS – niski-średni, NW – niski-wysoki, SW – średni-wysoki, SN – średni-niski, SS – średni-średni, WN – wysoki-niski, WS – wysoki-średni, WW – wysoki-wysoki. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych IUNG-PIB.

## 4. Rekomendacje wdrożenia usług ekosystemowych agroekosystemów

### 4.1. Poziom krajowy

Niska świadomość środowiskowa mieszkańców obszarów wiejskich ogranicza uwzględnianie różnorodnych usług agroekosystemów w zarządzaniu sektorem rolniczym. Chociaż w ostatnich latach zauważalna jest poprawa dzięki przyjaznym środowisku regulacjom WPR, szkoleniom w tym zakresie oraz działaniom oddolnym różnych organizacji na terenach wiejskich. Pojęcie usług ekosystemowych pojawia się w różnych dokumentach strategicznych, natomiast brak jest transpozycji tego podejścia do prawa dotyczącego rolnictwa.

Na poziomie Unii Europejskiej podstawowym dokumentem kierunkowym do wdrażania koncepcji usług ekosystemowych w rolnictwie jest Europejski Zielony

Ład oraz powiązana z nim strategia „Od pola do stołu”. Inne ważne dokumenty UE, ustalające ramy prawne do uwzględnienia usług ekosystemowych w rolnictwie, to: „Europejski pakt na rzecz klimatu”, „Europejska strategia adaptacji na rzecz klimatu”, „Strategia na rzecz ochrony gleb 2030”, „Ramowa dyrektywa wodna”, strategię dotyczące biogospodarki oraz rozporządzenie w sprawie zrównoważonego stosowania środków ochrony roślin. Do istotnych krajowych dokumentów strategicznych, mających znaczenie dla gospodarowania w agroekosystemach, należą: „Polityka ekologiczna państwa 2030”, „Program ochrony i zrównoważonego użytkowania różnorodności biologicznej”, „Program wodno-środowiskowy kraju” oraz „Plan przeciwdziałania skutkom suszy”. Wymienione strategię krajowe w luźny sposób odnoszą się do świadczenia usług ekosystemowych przez ekosystemy rolne w Polsce. Nieco więcej uwagi poświęcono temu zagadnieniu w „Planie przeciwdziałania skutkom suszy”, w którym zaproponowano odpowiedni zestaw dobrych praktyk wzmacniający usługi regulacyjne. Usługi ekosystemowe uwzględnione są w „Strategii zrównoważonego rozwoju wsi, rolnictwa i rybactwa 2030” (SZRWRiR). W wielu miejscach występują w Krajowym Planie Strategicznym WPR na lata 2023–2027, w którym jednak odnoszą się głównie do ochrony bioróżnorodności, siedlisk i krajobrazu w ramach celu 6. Brak sprecyzowania znaczenia tego terminu może sugerować, że świadczenia ekosystemowe rolnictwa dotyczą jedynie różnorodności biologicznej.

W celu ochrony agroekosystemów przed zagrożeniami skutkującymi spadkiem produktywności oraz utrzymania zasobów (wody, gleby, bioróżnorodności) na zbliżonym poziomie konieczne jest podejmowanie działań kompleksowych. Należy wprowadzić spójny system gospodarowania tymi zasobami na poziomie kraju, który będzie respektowany przez poszczególne ośrodki decyzyjne. System powinien wykorzystywać koncepcję „rozwiązań opartych na zasobach przyrody”, rozumianych jako rozwiązania budujące systemowe podejście do ograniczenia ryzyka ekonomicznego, wzmacniające wielofunkcyjność obszarów rolnych, czyli zbalansowanie różnych usług agroekosystemowych, a także podnoszące odporność systemów przyrodniczych na zmiany środowiskowe.

Presja globalnego rynku żywności ogranicza promocję produktów lokalnych i tradycyjnych dostarczających usługi kulturowe (3.1.2.3) lub regulujące klimat (2.2.6.2). Ogranicza również wprowadzenie polskiego produktu na rynek (usługa zaopatrzeniowa w kontekście lokalnego bezpieczeństwa żywnościowego). Należy dążyć do uproszczenia wymogów biurokratycznych wobec rolników produkujących lokalne produkty o obniżonym śladzie ekologicznym.

Przy rozpoznaniu poziomu usług świadczonych przez ekosystemy rolne powinno się uwzględnić przepływ usług pomiędzy ekosystemami. Na przykład wspomaganie bioróżnorodności na poziomie krajobrazu rolniczego ułatwi migrację organizmom wzdłuż miedz lub zadrzewień śródpolnych do sąsiadujących ekosystemów naturalnych. Z kolei rekultywacja gruntów zdegradowanych, na przykład przez odkrywkową eksploatację kopalni, zwiększy potencjał świadczenia usług ekosystemowych agroekosystemów w sąsiedztwie. Istnieje potrzeba zwiększenia świadomości rolników co do znaczenia innych usług agroekosystemów niż związanych z produkcją rolniczą oraz stymulowanie tych usług przez środki

publiczne, publiczno-prywatne i prywatne. Konieczne też jest wsparcie edukacji konsumentów w zakresie bezpieczeństwa/jakości żywności, co zmniejszyłoby presję rynku na wielkość produkcji kosztem usług regulacyjnych i kulturowych.

Skuteczne wdrażanie koncepcji usług ekosystemowych świadczonych przez ekosystemy wykorzystywane rolniczo wymaga uwzględnienia tego podejścia w prawodawstwie, polepszenia wdrażania celów środowiskowych ujętych w strategii zrównoważonego rozwoju wsi oraz lepszego monitorowania wskaźników środowiskowych realizacji polityki rolnej.

## 4.2. Poziom regionalny

Świadczenie usług przez ekosystemy wykorzystywane rolniczo powinno odnosić się do celów rolniczej polityki regionalnej, prowadzonej na poziomie województw. Zróżnicowanie siedliskowe i gospodarcze regionów wpływa na regionalizację produkcji rolnej w strefach funkcjonalnych produkcji rolniczej (p. raport IUNG-PIB z realizacji etapu III) oraz na terenie obszarów funkcjonalnych (Mazur i in. 2015). Podejmowane przez władze wojewódzkie samorządowe działania na rzecz ochrony agroekosystemów powinny uwzględniać zróżnicowanie przestrzenne regionu, w szczególności w związku z realizacją celów strategii rozwoju ponadlokalnego. Takim przykładem jest koncepcja inteligentnych wiosek (Smart Villages), która może być wdrażana przez samorządy. Opiera się ona na identyfikacji potencjału poszczególnych obszarów wiejskich w regionie na podstawie ich szczegółowej charakterystyki gospodarczej, środowiskowej i społecznej, co pozwala wykorzystać go w sposób najbardziej efektywny i zrównoważony przy użyciu innowacyjnych metod. Głównym celem tej koncepcji jest wsparcie rozwoju społecznego i gospodarczego połączone z dbałością o środowisko.

## 4.3. Poziom lokalny

Uwzględnienie koncepcji usług ekosystemów w skali lokalnej dostarcza społecznościom i władzom lokalnym wiedzy w zakresie korzyści, czerpanych z ekosystemów użytkowanych rolniczo. W szczególności zwiększa się świadomość społeczna na temat roli usług regulacyjnych i kulturowych świadczonych przez agroekosystemy.

Podstawowe informacje o usługach ekosystemów użytkowanych rolniczo powinny znaleźć się w dokumentach, określających strategiczne kierunki rozwoju lokalnego. Planując wdrożenie usług ekosystemowych, należy wziąć pod uwagę umieszczenie koncepcji usług w prognozach i raportach oddziaływania na środowisko, wymaganych w związku z oceną oddziaływania na środowisko dla planowanych przedsięwzięć i dokumentów planistycznych, w tym zwłaszcza miejscowych planów zagospodarowania przestrzennego.

Określenie wielkości usług ekosystemowych na poziomie lokalnym wymaga zastosowania wskaźników możliwych do oszacowania w skali szczegółowej. Przydatną bazą do oszacowania wielkości istotnych usług agroekosystemów może być powiązanie wskaźnika usługi zaopatrzeniowej (informacji z map ewidencyjnych

(katastralnych) o rozmieszczeniu konturów klas gruntów lub szczegółowych danych z mapy glebowo-rolniczej w skali 1:5000) ze wskaźnikami usługi regulacyjnej, np. zawartością węgla organicznego w glebie, oraz wskaźnikiem usługi kulturowej, np. liczbą zagrożonych gatunków występujących w agroekosystemach. W ten sposób uzyskujemy mapę przedstawiającą rozmieszczenie najcenniejszych miejsc usług dostarczanych przez agroekosystemy. Takie dane mogą być przydatne przy opracowywaniu miejscowych planów zagospodarowania przestrzennego, a także planowaniu przedsięwzięć.

Ważnym elementem planowania przestrzennego w gminie jest właściwie przeprowadzony proces konsultacji z mieszkańcami, najlepiej zorganizowany w formie warsztatów oraz zakończony wykonaniem odpowiednich badań ankietowych. Pomocnym narzędziem w ocenie zapotrzebowania lokalnych społeczności na usługi ekosystemowe są różnego rodzaju narzędzia cyfrowe (PGIS), służące do e-partycypacyjnego modelowania przestrzeni produkcyjno-usługowej (Schwartz i in. 2021).

## 5. Podsumowanie rekomendacji

Niezbędna jest edukacja nie tylko rolników, ale i całego społeczeństwa podnosząca świadomość na temat wielorakich korzyści dostarczanych przez agroekosystemy, ze szczególnym uwzględnieniem usług regulacyjnych i kulturowych. Należy opracować ogólnopolską bazę danych w zakresie wartości kulturowych polskiej wsi.

Wyłonione w projekcie ECOSERV-POL wskaźniki usług agroekosystemowych pozwalają na mapowanie i monitoring w różnych skalach szczegółowości, dlatego koncepcja oceny usług ekosystemowych może być zastosowana w wielopoziomowych procesach decyzyjnych, zarówno na poziomie krajowym, regionalnym w strategiach, politykach, oficjalnych dokumentach, jak i na poziomie lokalnym do opracowania miejscowych planów zagospodarowania przestrzennego i przy planowaniu przedsięwzięć. Aby to było możliwe, należy stworzyć normy prawne wprowadzające pojęcie usług ekosystemowych ze wskazaniem źródeł danych dla wskaźników najlepiej charakteryzujących trzy typy usług dostarczanych przez agroekosystemy, spójnych dla różnych poziomów zarządzania.

Koncepcję usług ekosystemowych można zastosować jako nową metodę do oceny wdrażanych działań rolno-środowiskowych, realizowanych w zakresie Wspólnej Polityki Rolnej i poza nią oraz do oceny ich wpływu na poprawę usług świadczonych przez różne podtypy agroekosystemów.

Ocena i monitoring usług ekosystemowych powinny odnosić się do zróżnicowania przestrzennego regionu i służyć wyznaczeniu celów strategii rozwoju ponadlokalnego w ramach polityki prowadzonej na poziomie województw, zwłaszcza w kontekście określania stref funkcjonalnych produkcji rolniczej oraz obszarów funkcjonalnych.

Należy promować rolnictwo zrównoważone wśród gospodarstw, a przede wszystkim rolnictwo ekologiczne, jako te formy gospodarowania, które w największym stopniu zachowują należyte proporcje pomiędzy różnymi sekcjami

usług, przez co usługi dostarczane społeczeństwu będą wyższej jakości. Pełna ocena usług ekosystemowych, świadczonych przez gospodarstwo, wymaga obliczenia śladu ekologicznego produkcji.

Informacje o usługach, świadczonych przez ekosystemy użytkowane rolniczo powinny znaleźć się w dokumentach określających strategiczne kierunki rozwoju lokalnego oraz w prognozach i raportach oddziaływania na środowisko. Kluczowym etapem procesu jest przeprowadzenie dobrze zaplanowanych konsultacji społecznych w sprawie oceny zapotrzebowania lokalnych społeczności na usługi ekosystemowe.

## Skróty:

- ARiMR – Agencja Restrukturyzacji i Modernizacji Rolnictwa
- CDR – Centrum Doradztwa Rolniczego
- ChNP – produkty Chronione Nazwą Pochodzenia
- ChOG – produkty Chronione Oznaczeniem Geograficznym
- COBORU – Centralny Ośrodek Badania Odmian Roślin Uprawnych
- EFA – obszary proekologiczne
- GDOŚ – Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska
- GIOŚ – Główny Inspektorat Ochrony Środowiska
- GMO – glebowa materia organiczna
- IHiAR – Instytut Hodowli i Aklimatyzacji Roślin
- IOP PAN – Instytut Ochrony Przyrody Polskiej Akademii Nauk
- IUNG-PIB – Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowy Instytut Badawczy w Puławach
- JRC – Joint Research Centre
- KE – Komisja Europejska
- LEADER – Liaison Entre Actions de Development de l'Economie Rurale
- MRiRW – Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi
- MRiT – Ministerstwo Rozwoju i Technologii
- NFOŚiGW – Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej
- ONW – obszary z ograniczeniami naturalnymi lub innymi szczególnymi ograniczeniami
- PFTW – Polska Federacja Turystyki Wiejskiej
- POT – Polska Organizacja Turystyczna
- PROW – Programu Rozwoju Obszarów Wiejskich
- PS – plan strategiczny
- RLKS – rozwój lokalny kierowany przez społeczność
- SZRWRiR – strategia zrównoważonego rozwoju wsi, rolnictwa i rybactwa
- TUZ – trwałe użytki zielone
- UR – użytki rolne
- WFOŚiGW – Wojewódzki Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej
- WPR – Wspólna Polityka Rolna

WWRPP – wskaźnik waloryzacji rolniczej przestrzeni produkcyjnej  
 SCHR – stacje chemiczno-rolnicze  
 BDOT10k – Krajowa Baza Danych Obiektów Topograficznych o wysokiej rozdzielczości

## Literatura

- Adamski T., Gorlach K., 2007. Koncepcja rozwoju neo-endogennego, czyli renesans znaczenia wiedzy lokalnej. [W:] K. Gorlach, M. Niezgoda, Z. Seręga (red.), Socjologia jako służba społeczna. Pamięci Władysława Kwaśniewicza. Wydawnictwo UJ, Kraków.
- Agudelo C.A.R., Bustos S.L.H., Moreno C.A.P., 2020. Modeling interactions among multiple ecosystem services. A critical review. *Ecological Modelling*, 429: 109103.
- Borek R., 2020a. Ocena potencjału działań Programu Rozwoju Obszarów Wiejskich w ograniczeniu emisji gazów cieplarnianych w rolnictwie. *Zagadnienia Doradztwa Rolniczego*, 4.
- Borek R., 2020 b. Ocena potencjału instrumentów Wspólnej Polityki Rolnej w ochronie wód i bioróżnorodności. *Zagadnienia Doradztwa Rolniczego*, 3.
- Józefaciuk A., Józefaciuk C., 1999. Ochrona gruntów przed erozją. Wydawnictwo IUNG-PIB, Puławy.
- FDPA (Fundacja na rzecz Rozwoju Polskiego Rolnictwa), 2020. Hałasiewicz A., Wilkin J., Beer-Nawrocka A., Bartkowski J., Chmielewska B., Fedyszak-Radziejowska B., Kalinowski S., Nurzyńska I., Poczta W., Stanny M., Strzelecki P., Zegar J.S., Polska Wieś 2020. Raport o stanie wsi.
- Krasowicz S., Stuczyński T., Doroszewski A., 2009. Produkcja roślinna w Polsce na tle warunków przyrodniczych i ekonomiczno-organizacyjnych. *Studia i Raporty IUNG-PIB*.
- Mazur M., Bański J., Czapiewski K., Śleszyński P., 2015. Wiejskie obszary funkcjonalne – próba metodyczna wyznaczenia ich obszarów i granic. *Studia Obszarów Wiejskich*, 37: 7–36.
- Merida V.E., Cook D., Ögmundarson Ó., Davíðsdóttir B., 2022. Ecosystem services and disservices of meat and dairy production: A systematic literature review. *Ecosystem Services*, 58: 101494.
- Monitoring chemizmu gleb ornych Polski ([https://www.gios.gov.pl/chemizm\\_gleb](https://www.gios.gov.pl/chemizm_gleb)).
- MRiRW (Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi), FAPA (Fundacja Programów Pomocy dla Rolnictwa), 2015. Koncepcja i funkcjonowanie Ogólnopolskiej Sieci Zagród Edukacyjnych ([http://ksow.pl/files/Bazy/Biblioteka/files/10\\_Koncepcja\\_i\\_funkcjonowanie\\_Ogolnopolskiej\\_Sieci\\_Zagrod\\_Edukacyjnych.pdf](http://ksow.pl/files/Bazy/Biblioteka/files/10_Koncepcja_i_funkcjonowanie_Ogolnopolskiej_Sieci_Zagrod_Edukacyjnych.pdf)).
- MRiRW (Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi), 2021. Produkty zarejestrowane jako Chronione Nazwy Pochodzenia, Chronione Oznaczenia Geograficzne oraz Gwarantowane Tradycyjne Specjalności (<https://www.gov.pl/web/rolnictwo/produkty-zarejestrowane-jako-chronione-nazwy-pochodzenia-chronione-oznaczenia-geograficzne-oraz-gwarantowane-tradycyjne-specjalnosci>).
- MRiRW (Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi), 2021. Lista produktów tradycyjnych (<https://www.gov.pl/web/rolnictwo/lista-produktow-tradycyjnych12>).
- Obszary o niekorzystnych warunkach gospodarowania (<http://onw.iung.pulawy.pl/specyficzne/wwrpp>).
- Orgiazzi A., Bardgett R.D., Barrios E., Behan-Pelletier V., Briones M.J.I., Chotte J-L., De Deyn G.B., Eggleton P., Fierer N., Fraser T., Hedlund K., Jeffery S., Johnson N.C.,



- Jones A., Kandeler E., Kaneko N., Lavelle P., Lemanceau P., Miko L., Montanarella L., Moreira F.M.S., Ramirez K.S., Scheu S., Singh B.K., Six J., van der Putten W.H., Wall D.H. (red.), 2016. Global Soil Biodiversity Atlas. European Commission, Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Plan Strategiczny dla Wspólnej Polityki Rolnej na lata 2023–2027 (<https://www.gov.pl/attachment/7c43a3be-7221-4a4f-963e-cc0483ed84b5>).
- Rutkowska A., 2015. Produkcyjne i środowiskowe skutki wieloletniego wyczerpywania gleb z fosforu i potasu. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 45(19): 55–67.
- Sieć zagród edukacyjnych (<https://zagrodaedukacyjna.pl>).
- Schwartz C., Shaaban M., Bellingath-Kimura S.D., Piorr A., 2021. Participatory Mapping of Demand for Ecosystem Services in Agricultural Landscapes. *Agriculture*, 11(12): 1193.
- Tieskens K.F., Schulp C.J., Levers C., Lieskovský J., Kuemmerle T., Plieninger T., Verburg P.H., 2017. Characterizing European cultural landscapes: Accounting for structure, management intensity and value of agricultural and forest landscapes. *Land Use Policy*, 62: 29–39.
- Waloryzacja rolniczej przestrzeni produkcyjnej Polski wg gmin. Opracowanie zespołowe pod red. T. Witka. IUNG-PIB Puławy, 1994, A-57 (supl.).
- Wilkin J. (red.), 2018. Ziemia ginącym i podlegającym degradacji zasobem rolnictwa i obszarów wiejskich (<https://www.fdpa.org.pl/ziemia-ginacymi-podlegajacym-degradacji-zasobem-rolnictwa-i-obszarow-wiejskich>).

**Andrzej Affek, Jacek Wolski, Bożena Degórska, Jerzy Solon,  
Anna Kowalska, Edyta Regulska, Marek Degórski\***

## **Rozdział 4**

# **Usługi ekosystemów miejskich (zurbanizowanych)**

### **1. Cechy ekosystemów miejskich**

Ekosystemy miejskie, ekosystemy miasta czy ekosystemy w mieście to terminy często stosowane w publikacjach na temat funkcjonowania i warunków życia w miastach, w tym dotyczących planowania przestrzennego. Nadaje się im przy tym różne znaczenia, często słabo określone i nieostre, co wpływa zarówno na treść i zakres proponowanych zaleceń planistycznych, jak i na nieporozumienia w interpretacji wyników.

Zgodnie z ogólną definicją zawartą w konwencji o różnorodności biologicznej (UN 1992), „ekosystem” oznacza dynamiczne zgrupowanie roślin, zwierząt, mikroorganizmów oraz ich nieożywione środowisko, wspólnie tworzące jednostkę funkcjonalną. Jest to bardzo szeroka definicja, którą – szczególnie w odniesieniu do systemów ekologicznych występujących w miastach – można interpretować w rozmaity sposób.

Ekosystemy miejskie ujmują się często jako pozostałości ekosystemów naturalnych i półnaturalnych na obszarach miejskich (Maes 2021). Przy takim podejściu mogą nimi być m.in. parki, drzewa przyuliczne, lasy, jeziora lub rzeki, a także inne typy ekosystemów, jeśli tylko nie są całkowicie i od początku zaprojektowane i skonstruowane przez człowieka. W nieco szerszym ujęciu oznaczają one wszystkie ekosystemy o cechach naturalnych, takie jak lasy czy tereny podmokłe oraz miejskie tereny rekreacyjne (niezależnie od ich genezy), które łącznie stanowią miejskie przestrzenie zielone (Pukowiec-Kurda 2022).

Międzynarodowa Unia Ochrony Przyrody (IUCN) niedawno zaproponowała nową, hierarchiczną typologię ekosystemów, łączącą ujęcia biogeograficzne i ekologiczne (Keith i in. 2020). W obrębie ekosystemów lądowych wyróżniono grupę (biom) systemów ekologicznych związanych z intensywnym użytkowaniem ziemi, a w jej ramach wydzielono m.in. podgrupę ekosystemów miejskich

i przemysłowych. Cechą wyróżniającą tej podgrupy jest dominujący wpływ człowieka na wszelkie właściwości strukturalne i funkcjonalne<sup>1</sup> (Keith i in. 2020). W przeciwieństwie do wcześniej omówionych ujęć, w ramach których wytwory działalności ludzkiej są traktowane jako obiekty zewnętrzne w stosunku do ekosystemów, w podejściu IUCN stanowią one ważny ich składnik. Za przestrzenne składniki ekosystemów miejskich uznaje się zatem bardzo różne typy zagospodarowania terenu, w tym obszary zadrzewione, zalesione i trawiaste, ogrody, mokradła i wody, ale także budynki, infrastrukturę transportową, techniczną, obiekty przemysłowe, obszary odkrytej gleby i powierzchnie utwardzone.

Do cech charakterystycznych układu przestrzennego ekosystemów miejskich należy m.in.: złożoność i wysoka niejednorodność składników tworzących drobnoskalowe mozaiki, występowanie licznych barier ekologicznych oraz duża dynamika zmian w czasie i w przestrzeni. Nie bez znaczenia są też specyficzne uwarunkowania ekologiczne (Keith i in. 2020), w tym:

- znaczna rola zasilania zewnętrznego w obiegu energii, wody i składników odżywczych;
- funkcjonowanie w warunkach sztucznego cyklu oświetlenia;
- chemiczne i pyłowe zanieczyszczenie powietrza;
- odmienność reżimu termicznego i wodnego, wynikająca z istnienia miejskiej wyspy ciepła, przyspieszonych spływów powierzchniowych w wyniku istnienia powierzchni nieprzepuszczalnych oraz obecności sztucznych i płytkich gleb;
- stała presja oddziaływania ludzkiego, wpływająca na zasięgi przestrzenne, składy gatunkowe i liczebności poszczególnych grup gatunków;
- uproszczenie sieci powiązań między gatunkami.

Powyższe cechy i uwarunkowania sprawiają, że ogół gatunków roślin i zbiorowisk roślinnych na obszarze miasta jest inny niż na terenach otaczających. Taka szata roślinna charakteryzuje się licznym występowaniem gatunków obcego pochodzenia (np. roślin ozdobnych) i mieszańców międzygatunkowych. Co więcej, układy roślinne są ubogie gatunkowo i tworzą je często kombinacje gatunków (rodzimych i nierodzimych), które naturalnie nigdy nie współistniały. Takie niespotykane wcześniej układy nazywane są nowymi ekosystemami miejskimi (ang. *Novel Urban Ecosystems*), a ich typowymi przykładami są: roślinność ruderalna (zasiedlająca podłoża zmienione przez człowieka) i nieużytków, układy komponowane i pielęgnowane (np. parki) czy zgrupowania roślin tworzące układy liniowe (Ahern 2016). Nieco odmienne miejsce zajmują ekosystemy odtworzone oraz pozostałości ekosystemów o charakterze naturalnym.

Z kolei planiści na określenie całości elementów przyrodniczych w tkance miejskiej stosują termin „zielona infrastruktura” (ZI) lub „błękitno-zielona infrastruktura” (BZI). Komisja Europejska definiuje BZI jako system powiązanych przestrzennie i funkcjonalnie terenów lub obiektów, w których zagospodarowaniu

---

<sup>1</sup> Takie układy najczęściej nie spełniają jednak podstawowych kryteriów, wynikających z ekologicznej definicji ekosystemu jako kompleksu biocenozy i biotopu, ze wszystkimi niezbędnymi mechanizmami regulacyjnymi (por. np. Odum 1982, Richling, Solon 2011).

dominuje pokrycie roślinnością lub wodami, zaprojektowany i zarządzany w sposób mający zapewnić szeroką gamę usług ekosystemowych (Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego... 2013). Nie ma tu więc znaczenia pochodzenie komponentu przyrodniczego, istotne natomiast są dostarczane przez niego usługi i korzyści płynące dla człowieka.

W analizach przedstawionych w dalszej części rozdziału przyjęto koncepcję ekosystemów miejskich zgodną z podejściem IUCN. Umożliwia ona bowiem bardzo pragmatyczne wyróżnianie podstawowych pól analizy i przestrzennych elementów składowych w zależności od skali i zasięgu opracowania, charakteru dostępnych danych i celu analizy (por. tab. 1).

## 2. Usługi ekosystemów miejskich w planowaniu przestrzennym i zarządzaniu

W Polsce miasta koncentrują na małym obszarze ponad połowę mieszkańców kraju (60%), z czego 44% zamieszkuje miejskie obszary funkcjonalne (ang. *functional urban areas* – FUA) o statusie obszaru metropolitalnego z ludnością powyżej 250 tys. (FUA250) (OECD 2021). Specyfika obszarów zurbanizowanych sprawia, że na zanieczyszczenia oraz negatywne skutki zmian klimatycznych (np. zanieczyszczone powietrze, stres termiczny, powodzie i podtopienia) narażony jest duży odsetek mieszkańców. Dlatego też usługi świadczone przez ekosystemy miejskie odgrywają pierwszorzędną rolę w podnoszeniu jakości życia oraz we wzroście odporności i zdolności adaptacyjnych miast i obszarów podmiejskich. Dotychczasowe badania dowodzą bowiem, że jakość życia mieszkańców miast w znacznym stopniu jest warunkowana dostępnością zielonej infrastruktury oraz jej walorami rekreacyjnymi i estetycznymi (Zwierzchowska, Mizgajski 2019).

Biorąc pod uwagę wielofunkcyjność zielonej infrastruktury oraz doniosłą rolę, jaką pełni w przestrzeni miejskiej, wskazujemy na potrzebę możliwie szerokiego wykorzystania usług świadczonych przez ekosystemy miejskie. Niezbędnym warunkiem jest zatem wdrożenie mapowania i oceny usług do planowania i zagospodarowania przestrzennego oraz zarządzania rozwojem miast. Pozwoliłoby to bowiem na wymierną ocenę sytuacji i podejmowanie działań, które przyniosą korzyść mieszkańcom i zapewnią zrównoważony rozwój, w tym przede wszystkim:

- dostarczenie wiarygodnej, ilościowej informacji przestrzennej o potencjale, wykorzystaniu i zapotrzebowaniu na usługi ekosystemowe;
- monitoring zmian potencjału, wykorzystania i zapotrzebowania na usługi (np. w odpowiedzi na zmiany klimatu, zmiany zagospodarowania), w tym kontrolę skuteczności działań celowych;
- tworzenie alternatywnych scenariuszy przyszłego potencjału, wykorzystania i zapotrzebowania na usługi w zależności od przyjętego wariantu rozwoju przestrzeni miejskiej;
- identyfikację i ochronę obszarów o wyróżniającym się potencjale do świadczenia usług, tzw. hotspotów (ang. *hotspots*);

- dostosowanie zagospodarowania i zarządzania ekosystemami miejskimi do optymalizacji przepływu usług i dopasowania do zapotrzebowania mieszkańców;
- wybór korzystniejszego kierunku zagospodarowania dzięki uwzględnianiu w rachunku ekonomicznym wymiernych korzyści płynących z ekosystemów miejskich;
- identyfikowanie korzyści w obliczu występowania konfliktów w grze o przestrzeń, wspieranie procesu zarządzania konfliktami i opracowywanie kompromisów;
- umożliwienie skuteczniejszej ochrony przyrody w miastach;
- podnoszenie jakości merytorycznej aktów planowania przestrzennego oraz procesu podejmowania decyzji.

Powyższe działania mogłyby się także przyczynić do ponownego połączenia miast z biosferą oraz zmniejszenia śladu ekologicznego i długu ekologicznego miast, przy jednoczesnym zwiększeniu odporności, zdrowia i jakości życia ich mieszkańców (Gómez-Baggethun i in. 2013).

Podjęcie społeczno-ekologiczne do usług ekosystemowych, wynikające ze współczesnych ujęć ekologii miasta i koncepcji metamiasta (Grimm i in. 2000, Pickett i in. 2001, McGrath, Pickett 2011), jest zgodne z postrzeganiem miasta lub miejskiego obszaru funkcjonalnego jako odrębnego typu ekosystemu (Keith i in. 2020). Z powodu swojej mozaikowatej budowy, tak rozumiany ekosystem miejski (nazwany też ekosystemem zurbanizowanym) może być dzielony – ze względu na skalę analizy lub potrzeby tematyczne – na mniejsze jednostki przestrzenne, reprezentujące różne podtypy ekosystemu miejskiego. Takie ujęcie ułatwia wykorzystanie koncepcji usług ekosystemowych m.in. do oceny i monitorowania jakości życia, sprawiedliwości społecznej i ochrony bioróżnorodności w miastach.

Biorąc pod uwagę przydatność dla praktyki, wskazujemy, aby mapowanie i ocena usług ekosystemów miejskich miały odniesienie do poziomów planowania przestrzennego i zarządzania terytorialnego. Na poziomie lokalnym w największym wymiarze wspierać będą proces planowania rozwoju i podejmowania decyzji w odniesieniu do miast, na poziomie regionalnym – miejskich obszarów funkcjonalnych, natomiast na poziomie krajowym – związków metropolitalnych i innych miejskich obszarów funkcjonalnych o znaczeniu krajowym, np. tych o statusie obszaru metropolitalnego (FUA250).

Obowiązek mapowania i oceny usług ekosystemowych powinien zostać ujęty w ustawie o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym w odniesieniu do wszystkich poziomów planowania przestrzennego już na etapie uwarunkowań i być uwzględniany przy określaniu zasad i kierunków zagospodarowania przestrzennego. Ważna i niezbędna jest także analiza usług na potrzeby opracowania ekofizjograficznego, adekwatnie do poziomu planowania. W najszerszym zakresie usługi ekosystemowe należy brać pod uwagę w planowaniu na poziomie lokalnym w procesie sporządzania aktów planowania przestrzennego. Wdrożenie koncepcji usług ekosystemowych do praktyki musi jednak znaleźć umocowanie w krajowej polityce przestrzennej i na poziomie regionalnym (m.in. w strategii rozwoju województwa, planie zagospodarowania przestrzennego województwa, strategii

rozwoju związku metropolitalnego). Rekomendujemy, aby wymóg uwzględniania usług ekosystemowych odnosił się także do strategicznych ocen oddziaływania na środowisko skutków realizacji polityki, strategii, planu lub programu oraz do ocen oddziaływania przedsięwzięcia na środowisko przez umocowanie prawne w ustawie o udostępnieniu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko. Koncepcja usług ekosystemowych powinna też znaleźć zastosowanie w innych sporządzanych przez miasta dokumentach, a w szczególności w planach adaptacji miast do zmian klimatu, dokumentach z zakresu polityki miejskiej, ochrony bioróżnorodności i planowania krajobrazu oraz dotyczących gospodarki wodnej.

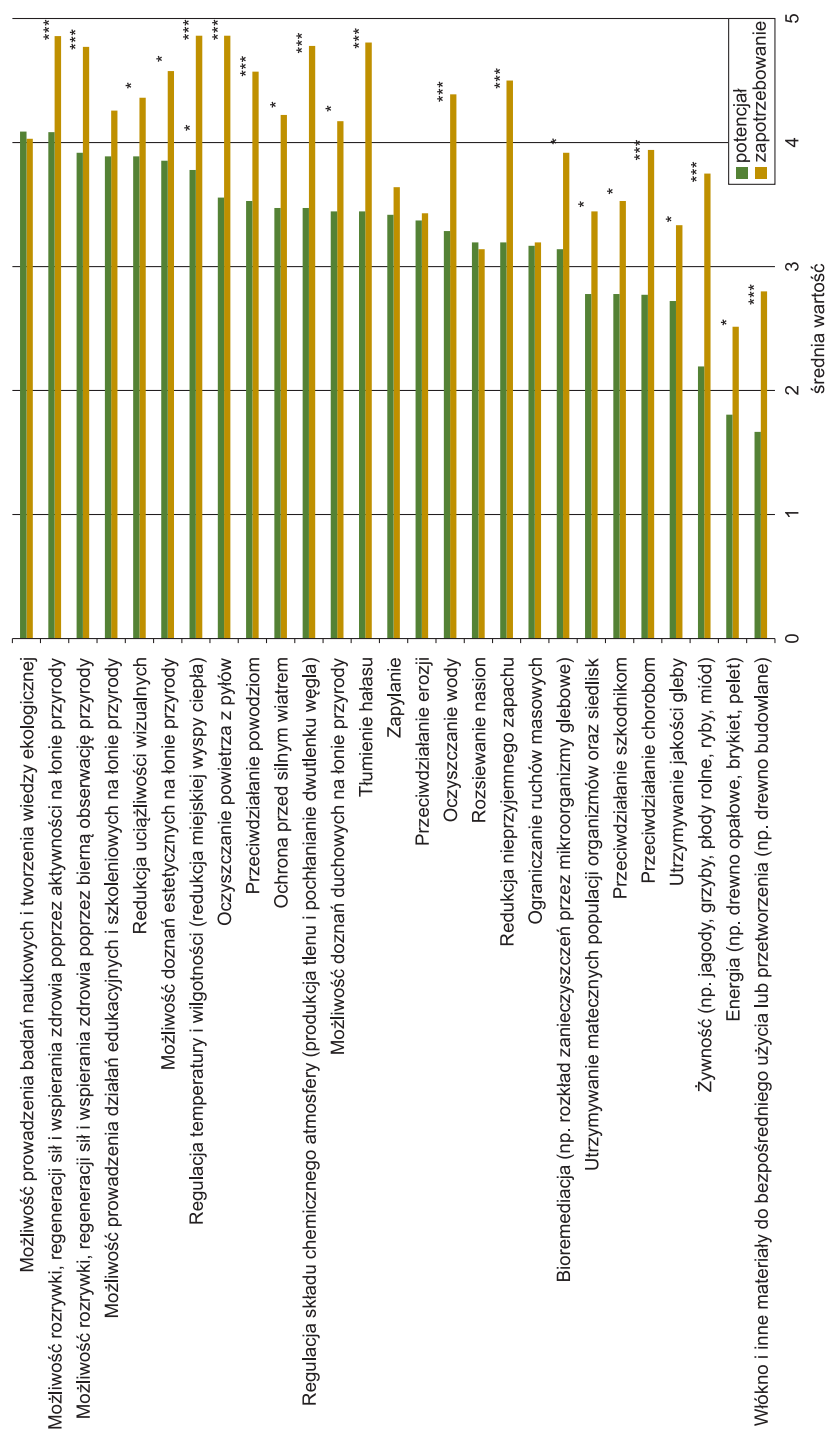
### 3. Usługi ekosystemów miejskich kluczowe dla mieszkańców

Wybór usług ekosystemowych do mapowania i oceny w miastach determinowany jest specyfiką ekosystemów obszarów zurbanizowanych oraz ich wpływem na dobrostan mieszkańców (Maes i in. 2016). Postępowanie mające na celu wskazanie kluczowych usług w danym mieście powinno więc uwzględniać jego specyfikę i perspektywę różnych grup interesariuszy, w tym reprezentantów danej społeczności odpowiedzialnych za kształtowanie przestrzeni. Takie przykładowe postępowanie przeprowadzono dla Warszawy. W doborze usług istotnych dla mieszkańców miasta kierowaliśmy się w pierwszej kolejności wskazaniami zawartymi w „Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego m.st. Warszawy” (SUiKZP)<sup>2</sup> i wynikającymi z wywiadów ze specjalistami zajmującymi się planowaniem przestrzennym w urzędzie miejskim. Na tej podstawie wstępnie przyjęliśmy, że mieszkańcy Warszawy mają największe zapotrzebowanie na następujące dobra i usługi ekosystemowe:

- usługi zaopatrzeniowe: dostarczanie podstawowych dóbr niezbędnych do życia (żywności, wody, surowców);
- usługi regulacyjne: kształtowanie klimatu, redukcja zanieczyszczeń powietrza i wody, ograniczanie zjawisk ekstremalnych, retencjonowanie wody, podtrzymywanie procesów zachodzących w ekosystemie i warunków siedliskowych;
- usługi kulturowe: tworzenie warunków do rekreacji, integracji społecznej, edukacji i obcowania z przyrodą, dostarczanie wrażeń estetycznych i duchowych.

W kolejnym kroku przygotowaliśmy badania kwestionariuszowe, które przeprowadziliśmy wśród uczestników warsztatów poświęconych usługom ekosystemów miejskich. Respondentami byli przedstawiciele administracji rządowej centralnej (ministerstwa, GIOŚ itp.) oraz samorządowej poziomu regionalnego (urzędy marszałkowskie) i lokalnego (urzędy miejskie i dzielnicowe), a także radni, przedstawiciele organizacji pozarządowych i naukowcy, łącznie 36 osób.

<sup>2</sup> Dokumentem obowiązującym w momencie powstawania tego rozdziału jest SUiKZP uchwalone w 2006 r. (Uchwała nr LXXXII/2746/2006 z dnia 10 października 2006 r.) wraz z późniejszymi zmianami. Uchwałą z dnia 24 maja 2018 r. Rada m.st. Warszawy zainicjowała proces sporządzania nowego studium, które zostało przekazane do konsultacji społecznej w czerwcu 2023 r.



**Ryc. 1.** Potencjał ekosystemów miejskich do świadczenia usług i zapotrzebowanie na nie mieszkańców miast oszacowane przez uczestników warsztatów poświęconych usługom ekosystemów miejskich (potencjał istotnie niższy niż zapotrzebowanie z: \*  $p < 0,05$ ; \*\*\*  $p < 0,0001$ )

Źródło: opracowanie własne.

W kwestionariuszu uwzględniono 27 usług należących do każdej z trzech sekcji wyróżnionych we Wspólnej Międzynarodowej Klasyfikacji Usług Ekosystemowych CICES ver. 5.1 (Haines-Young, Potschin 2018): 3 zaopatrzeniowe, 18 regulacyjnych, 6 kulturowych (ryc. 1). Respondenci mieli określić zarówno zapotrzebowanie mieszkańców na wymienione usługi, jak i potencjał ekosystemów miejskich do ich świadczenia.

Wyniki badań pokazały, że zdaniem respondentów mieszkańcy mają największe zapotrzebowanie na regulację temperatury i wilgotności powietrza, oczyszczanie powietrza z pyłów, tłumienie hałasu, a także na rekreację i odpoczynek na łonie przyrody oraz możliwość doznań estetycznych. Wśród usług zaopatrzeniowych wskazano największe zapotrzebowanie na dostarczanie żywności.

Z kolei, według badanych, ekosystemy miejskie wykazują największy potencjał do świadczenia usług kulturowych – prowadzenia badań naukowych, rekreacji i odpoczynku oraz edukacji na łonie przyrody, a także regulacyjnych – redukcji uciążliwości wizualnych, regulacji temperatury i wilgotności powietrza, oczyszczania powietrza z pyłów i przeciwdziałania powodzi. Potencjał ekosystemów miejskich do dostarczania usług zaopatrzeniowych uznano za istotnie niższy. Co ważne, z analizy porównawczej odpowiedzi respondentów wynika, że zapotrzebowanie mieszkańców istotnie przewyższa potencjał ekosystemów miejskich do świadczenia większości usług.

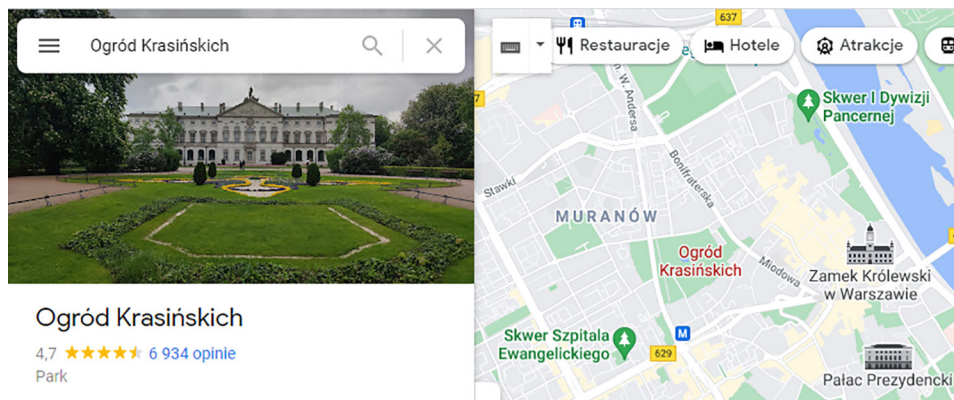
## 4. Ocena i mapowanie usług ekosystemów miejskich

Ocena i mapowanie usług ekosystemowych jest bardziej złożone niż tradycyjne kartowanie ekosystemów, ponieważ obejmuje kilka powiązanych ze sobą zagadnień (Burkhard, Maes 2017). Do najważniejszych należą: (1) wybór lub konstrukcja wskaźników poprawnie opisujących przedmiot pomiaru i samą usługę, (2) dobór odpowiedniej skali przestrzennej i związanej z nią jednostki mapowania, (3) wybór danych źródłowych umożliwiających obliczenie wartości wskaźników.

### 4.1. Przedmiot pomiaru

Podstawowe pytanie na początek powinno brzmieć: co ma być przedmiotem pomiaru, czyli jaki aspekt usługi chcemy zmierzyć? Do najistotniejszych aspektów z praktycznego punktu widzenia należą: (1) potencjał ekosystemów miejskich do świadczenia usług, (2) korzystanie z usług, (3) zapotrzebowanie na usługi i różnica między zapotrzebowaniem a wykorzystaniem, czyli (4) niezaspokojone zapotrzebowanie (Burkhard i in. 2012, Maes i in. 2013). Potencjał to zdolność ekosystemów do świadczenia usług. Jest z założenia niezależny od tego, czy ktoś z danej usługi korzysta czy nie. Przeważnie przyjmuje się, że potencjał odpowiada takiej wielkości usługi, która może być dostarczana przez ekosystem w sposób trwały przez dłuższy okres (ONZ 2021). Przykładem pomiaru potencjału ekosystemów miejskich do świadczenia usług może być pomiar potencjału elementów błękitno-zielonej infrastruktury (parków, skwerów itp.) do rekreacji za pomocą



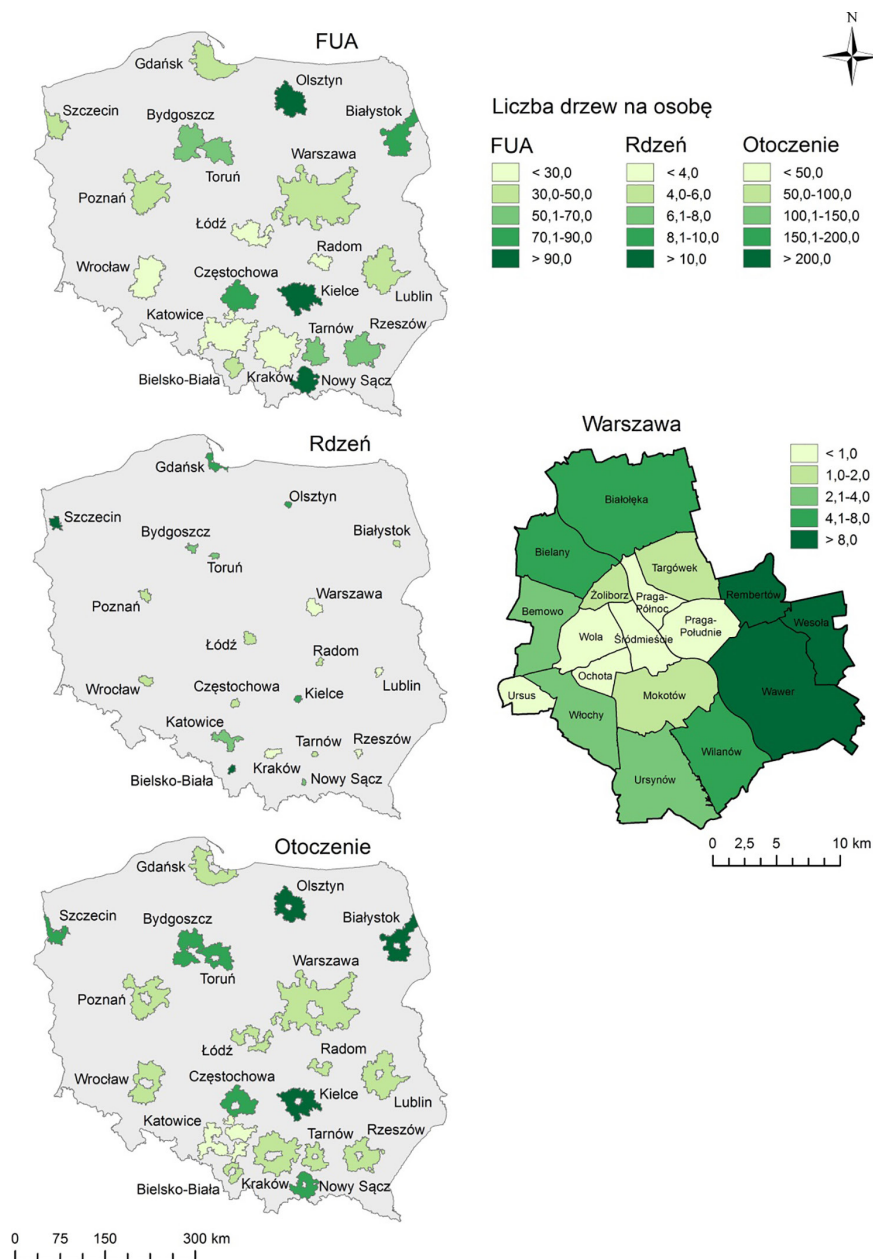


**Ryc. 2.** Średnia ocena i liczba opinii przypisana przykładowemu elementowi błękitno-zielonej infrastruktury w aplikacji Google Maps jako pośredni wskaźnik odpowiednio potencjału i wykorzystania ekosystemów miejskich do rekreacji  
 Źródło: Google Maps.

wskaźnika o charakterze partycypacyjnym – średniej oceny w aplikacji Google Maps (ryc. 2). Analogicznie wskaźnikiem wykorzystania może być liczba osób, która oceniła dany park lub skwer w Google Maps. Innym przykładem pomiaru korzystania z usług ekosystemów miejskich jest pomiar wykorzystania drzew do oczyszczania powietrza, którego wskaźnikiem może być liczba drzew w jednostce przestrzeni przypadająca na mieszkańca (ryc. 3). Z kolei odsetek ludności miasta lub dzielnicy mieszkającej dalej niż 300 m od terenów zieleni może posłużyć jako wskaźnik niezaspokojonego zapotrzebowania mieszkańców na rekreację na łonie przyrody (ryc. 4).

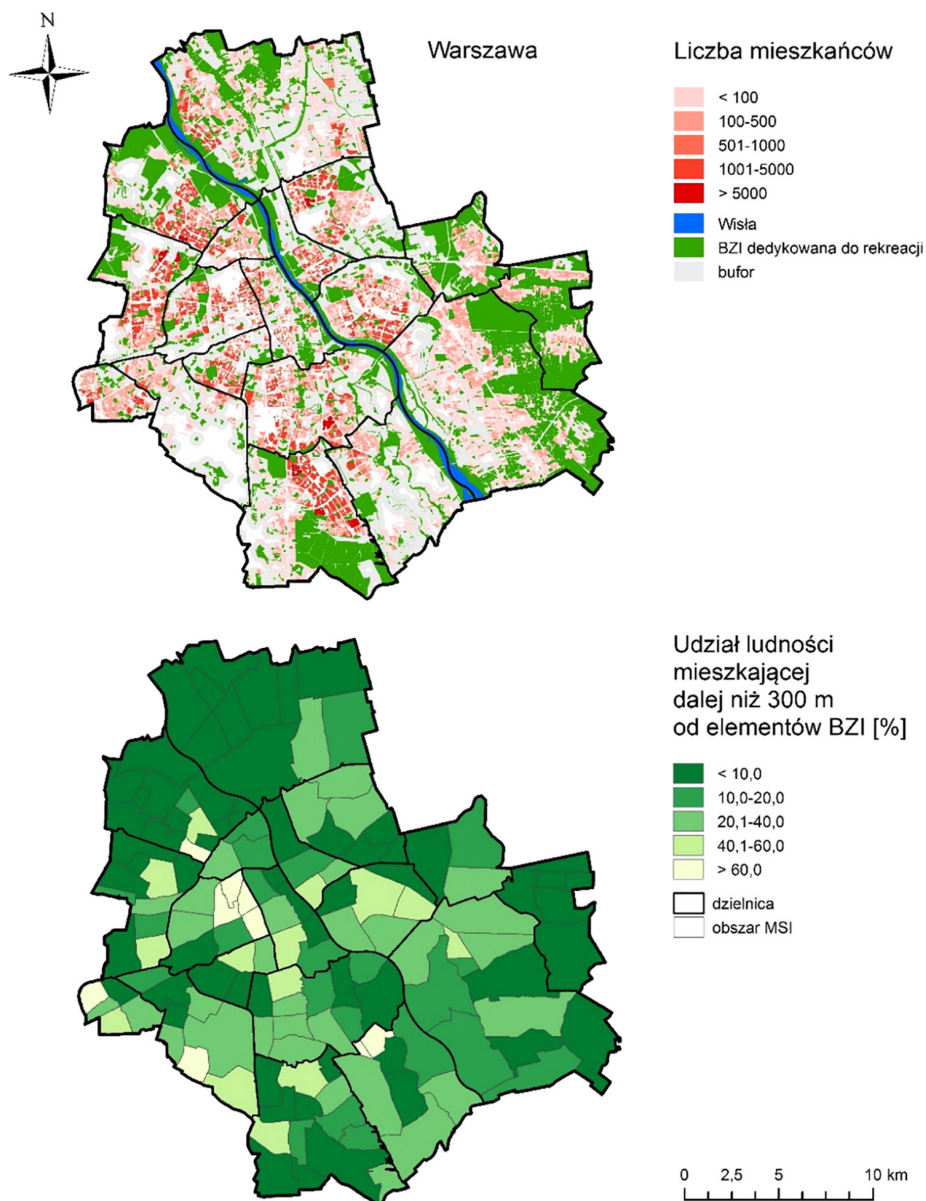
## 4.2. Wskaźniki

Kluczowym etapem oceny i mapowania usług ekosystemowych jest stworzenie zestawu wskaźników określających poziom, natężenie czy wielkość poszczególnych usług. Można je opisać na różnych wymiarach, podobnie jak w przypadku wskaźników stanu środowiska przyrodniczego (Roo-Zielińska i in. 2007). Wskaźniki **bezpośrednie** stosujemy, gdy znane jest powiązanie logiczne między przedmiotem pomiaru a usługą, zaś wpływ innych zmiennych jest znikomy lub nie występuje. Z kolei wskaźniki **pośrednie** wykorzystujemy, gdy istnieje związek przyczynowo-skutkowy przy jednoczesnym silnym wpływie innych zmiennych na przedmiot pomiaru (wskaźnik cząstkowy) lub występuje istotna korelacja między powyższymi, ale powiązanie logiczne nie jest udowodnione (wskaźnik zastępczy, tzw. *proxy*). O wyborze wskaźnika pośredniego może też decydować brak odpowiednich danych źródłowych. Wskaźniki **proste** są skonstruowane przy użyciu tylko jednej zmiennej, ewentualnie stosunku dwóch zmiennych, natomiast wskaźniki **złożone** są zazwyczaj zestawami addytywnych (podlegających sumowaniu) lub nieaddytywnych zmiennych pochodzących z różnych dziedzin. Określenia te



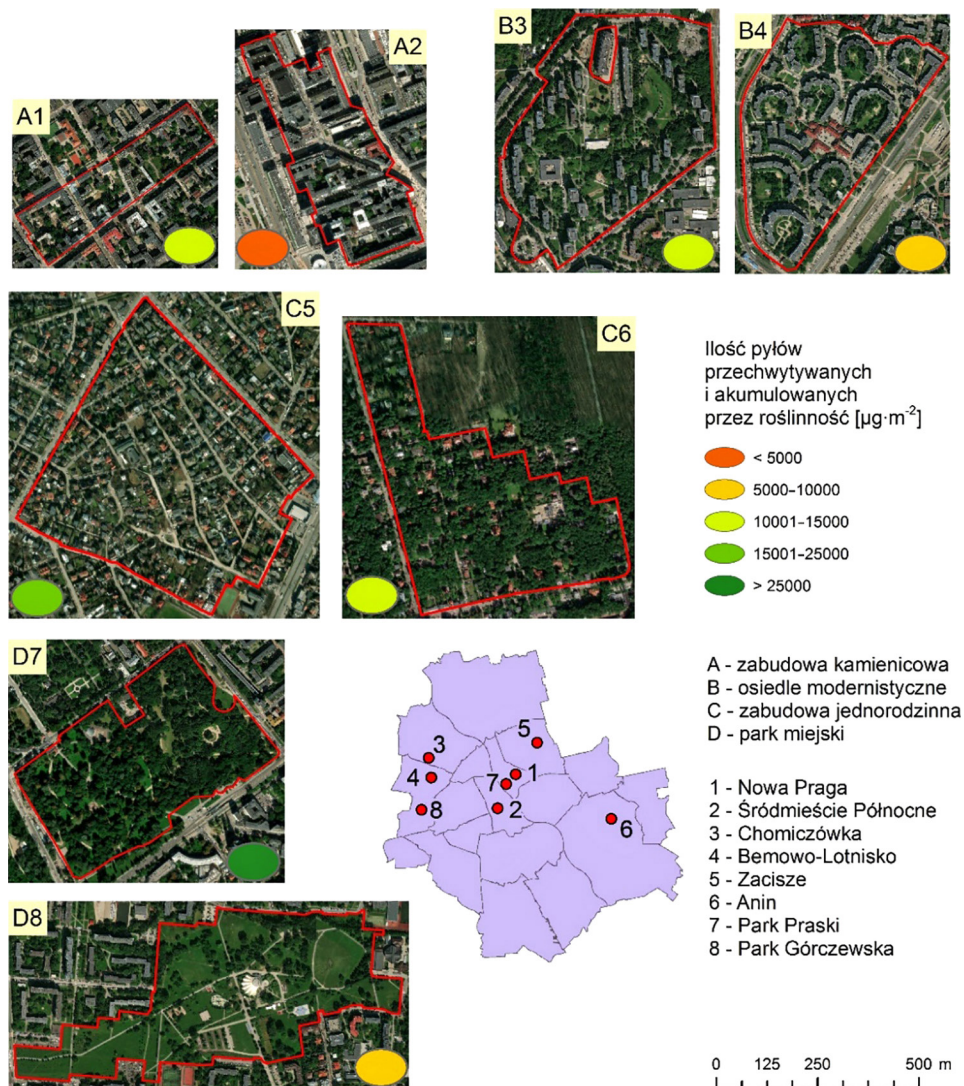
**Ryc. 3.** Liczba drzew przypadająca na jednego mieszkańca jako pośredni wskaźnik wykorzystania ekosystemów miejskich do oczyszczania powietrza z pyłów. Przestrzenną jednostką odniesienia jest dla skali krajowej miejski obszar funkcjonalny FUA w całości i w podziale na rdzeń i otoczenie, a dla skali miasta – dzielnica

Źródła danych: opracowanie własne na podstawie danych z Europejskiej Agencji Środowiska i Urzędu m.st. Warszawy.



**Ryc. 4.** Udział procentowy ludności mieszkającej dalej niż 300 m od błękitno-zielonej infrastruktury BZI (lasów miejskich, zieleni urządzonej i nieurządzonej, wód powierzchniowych, terenów z przeznaczeniem sportowym i rekreacyjnym) jako wskaźnik niezaspokojonego zapotrzebowania mieszkańców Warszawy na rekreację na łonie przyrody. Udział procentowy ludności liczony oddzielnie dla każdego osiedla (obszaru miejskiego systemu informacji MSI)

Źródła danych: opracowanie własne na podstawie danych z Europejskiej Agencji Środowiska i Urzędu m.st. Warszawy.



**Ryc. 5.** Ilość pyłów przechwytywanych i akumulowanych przez roślinność w jednostce powierzchni na terenie 8 obszarów testowych w Warszawie jako bezpośredni wskaźnik wykorzystania ekosystemów miejskich do oczyszczania powietrza z pyłów w skali lokalnej

Źródła danych: opracowanie własne na podstawie danych z Europejskiej Agencji Środowiska, Urzędu m.st. Warszawy oraz Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska.

charakteryzują poziom złożoności samego wskaźnika, bowiem pod względem analiz algebraicznych czy kartograficznych wskaźnik prosty może być wysoce zaawansowany, zaś złożony – względnie prosty do wyliczenia. Wyróżnić można też wskaźniki o charakterze **podstawowym i eksperckim**. Te pierwsze są intuicyjne, stosunkowo łatwe do wyliczenia i zaprezentowania odbiorcom niebędącym specjalistami z danej dziedziny. Zazwyczaj stosuje się je w badaniach przekrojowych, porównawczych czy monitoringowych, a także w celach popularyzatorskich. Z kolei te drugie są bardziej wymagające obliczeniowo, często stanowią zestaw uzupełniających miar opisujących poszczególne składowe usługi, zazwyczaj służą pogłębionym analizom lub operacjonalizacji działań prowadzonych przez specjalistów.

Przykładem wskaźnika pośredniego i prostego o charakterze podstawowym jest średnia ocena parku miejskiego w Google Maps (ryc. 2). Z kolei do oceny wykorzystania ekosystemów miejskich do oczyszczania powietrza można zastosować podstawowy, pośredni wskaźnik – liczbę drzew przypadającą na jednego mieszkańca (ryc. 3) lub ekspercki, bezpośredni wskaźnik – ilość pyłów przechwytywanych i akumulowanych przez roślinność na jednostkę powierzchni (ryc. 5). Analogicznie do oszacowania wykorzystania ekosystemów do łagodzenia uciążliwości (hałasu, nieprzyjemnych zapachów lub widoków) generowanych przez obiekty miejskiej infrastruktury technicznej można zastosować średnią powierzchnię liści na jednostkę powierzchni (indeks liściowy LAI) w najbliższym otoczeniu obiektu (wskaźnik podstawowy) lub maksymalną wysokość roślinności w poszczególnych segmentach bufora, wyliczoną np. z chmury punktów z lotniczego skanowania laserowego (wskaźnik ekspercki).

### 4.3. Skale i jednostki pomiaru

Optymalnym rozwiązaniem jest wyrażenie wartości wskaźników w **skali ilościowej** (zazwyczaj ilorazowej), bezpośrednio odnoszącej się do usługi, w przeliczeniu na jednostkę powierzchni i/lub czas, ewentualnie na osobę. Skala ilościowa umożliwia dokładne określenie różnic w jednostkach pomiarowych, zastosowanie statystyk opisowych oraz, jeżeli jest taka potrzeba, nadanie wymiaru monetarnego wartościom o charakterze przyrodniczym. Nie zawsze jednak wykorzystanie skali ilościowej jest możliwe, bądź ze względu na charakter mierzonego zjawiska, bądź z uwagi na brak odpowiednich danych. Rozwiązaniem jest wówczas **skala porządkowa**, w której poszczególnym obiektom przypisuje się odpowiednie rangi – liczbowe lub opisowe (dużo–mało, silny–słaby itp.). Pozwala to oszacować względną wielkość usługi, czego efektem jest uszeregowanie ekosystemów czy uporządkowanie wartości według stopnia natężenia. Przykładem wskaźnika mierzonego na skali ilościowej jest liczba drzew przypadająca na mieszkańca (ryc. 3) lub indeks liściowy LAI.

### 4.4. Jednostki przestrzenne

Ważnym krokiem w procesie mapowania usług ekosystemowych jest wybór podstawowej jednostki przestrzennej, w której prowadzone będą analizy i agregacja

danych. W przypadku ekosystemów miejskich stosuje się zwykle albo **jednostki administracyjne** dopasowane do skali analizy, albo **inne homogeniczne jednostki typu nieprzyrodniczego**. Ze względu na silną fragmentację i wysoką heterogeniczność tkanki miejskiej nie zalecamy wykorzystywania przestrzennych jednostek przyrodniczych powszechnie stosowanych do mapowania innych typów ekosystemów, takich jak homogeniczne ekosystemy czy typy krajobrazu naturalnego. Jeżeli celem analizy nie jest scharakteryzowanie indywidualnych wydziałów, ale raczej określenie zróżnicowania między typami obiektów, można do tego zastosować różnego rodzaju klasyfikacje przestrzeni miejskiej, np. według pełnionej funkcji (mieszkaniowa, usługowa, przemysłowa, rekreacyjna itp.), pokrycia terenu (np. zróżnicowanie według gęstości zabudowy) lub morfologii zabudowy (zabudowa jednorodzinna, kamienicowa, wielkoskalowa wielorodzinna itp.) (ryc. 5).

#### 4.5. Skale przestrzenne analizy

Ocenę i mapowanie usług ekosystemów miejskich można prowadzić w różnych skalach przestrzennych, dostosowanych do odpowiedniego poziomu planowania i celu analizy. Wyróżnić możemy trzy podstawowe skale analizy: krajową, regionalną i lokalną, przy czym w niniejszym opracowaniu do oceny usług ekosystemów miejskich przyjęto, że skali regionalnej odpowiada skala miasta, natomiast skali lokalnej – skala osiedla (tab. 1). Warto przy tym zauważyć, że tak rozumiane skale analizy nie są w pełni tożsame z przyjętymi w Polsce poziomami planowania przestrzennego. W **skali krajowej** odpowiednią, podstawową jednostką odniesienia jest miejski obszar funkcjonalny o statusie obszaru metropolitalnego (FUA250). W Polsce mamy 20 takich obszarów. Dodatkowo można wydzielić w ramach FUA obszar rdzeniowy, czyli główny ośrodek miejski lub ośrodki miejskie tworzące tzw. miejskie centrum (*urban centre*), oraz otoczenie, czyli strefę dojazdów do pracy (*commuting zone*) (ryc. 3). Z kolei do uzyskania zróżnicowania przestrzennego w **skali miasta** dobrze sprawdzą się jako podstawowe pola analizy dzielnice, osiedla lub inne jednostki pomocnicze (np. jednostki miejskiego systemu informacji MSI) (ryc. 3 i 4). Przykładowo w Warszawie mamy 18 dzielnic i 143 obszarów MSI. Na potrzeby najbardziej szczegółowych analiz prowadzonych dla poszczególnych osiedli (**skala lokalna**) jednostką odniesienia może być poszczególny budynek, drzewo lub niewielki fragment przestrzeni.

Wybór skali analizy wiąże się także z wyborem odpowiednich pod względem rozdzielczości i szczegółowości danych źródłowych, bowiem zarówno zbyt szczegółowe dane w skali krajowej, jak i zbyt ogólne w skali lokalnej się nie sprawdzą. W związku z tym rozdzielczość informacyjna wskaźników jest zazwyczaj powiązana ze skalą przestrzenną analiz, choć zdarza się, że można skonstruować wskaźnik o charakterze wieloskalowym (ryc. 3). Z zasady jednak tworzenie uniwersalnych wskaźników jest niezalecane ze względów metodycznych (rozdzielczość danych), logicznych (interpretacja przyrodnicza) i praktycznych (potrzeby planistyczne).

**Tabela 1.** Charakterystyka skal przestrzennych

Skala	Jednostka odniesienia	Preferowany typ danych	Przykłady zalecanych danych	Rozdzielczość przestrzenna danych
Krajowa	<ul style="list-style-type: none"> <li>FUA</li> <li>Rdzeń i otoczenie FUA</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Produkty mapowe na bazie danych satelitarnych</li> <li>Dane statystyczne</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li><i>CORINE Land Cover, Urban Atlas, Tree Cover Density, Imperviousness Density, Total Productivity (EEA)</i></li> <li>Dane z Banku Danych Lokalnych (GUS)</li> </ul>	10–100 m
Regionalna (miasta)	<ul style="list-style-type: none"> <li>Dzielnica</li> <li>Osiedle</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Produkty mapowe na bazie danych satelitarnych</li> <li>Dane topograficzne i ekofizjograficzne</li> <li>Treści generowane przez użytkowników</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li><i>Urban Atlas, Tree Cover Density, Imperviousness Density, Total Productivity, Leaf Area Index (EEA)</i></li> <li>BDOT10k (GUGiK)</li> <li>Mapa dróg rowerowych (OSM)</li> </ul>	1–10 m
Lokalna (osiedla)	<ul style="list-style-type: none"> <li>Budynek</li> <li>Drzewo</li> <li>Niewielki fragment przestrzeni</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Wysokorozdzielcze modele terenu i pokrycia terenu (NMT i NMPT)</li> <li>Dane z wizji terenowej</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>LiDAR (GUGiK)</li> <li>Mapa koron drzew</li> <li>Spisy botaniczne</li> </ul>	≤1 m

Objaśnienie skrótów: EEA – Europejska Agencja Środowiska; FUA – miejski obszar funkcjonalny; GUGiK – Główny Urząd Geodezji i Kartografii; GUS – Główny Urząd Statystyczny; OSM – OpenStreet-Map

Źródło: opracowanie własne.

#### 4.6. Dane źródłowe

Dane do konstrukcji wskaźników usług ekosystemów miejskich, które docelowo mają być powszechnie stosowane w planowaniu przestrzennym w Polsce, powinny spełniać szereg warunków, w tym być: (1) bezpłatne, (2) ogólnodostępne (opracowane dla większości miast/miejskich obszarów funkcjonalnych w Polsce), (3) przyjazne (w standardowych formatach i możliwe do analizowania w oprogramowaniu open source), (4) ustandaryzowane, (5) o rozdzielczości przestrzennej dostosowanej do skali analizy, (6) z metadanymi (w tym z informacją o aktualności).

Dane spełniające kryteria to m.in. dane z państwowego zasobu geodezyjnego i kartograficznego (np. Baza Obiektów Topograficznych BDOT10k, chmury punktów z lotniczego skanowania laserowego i produkty pochodne – numeryczne

modele terenu i pokrycia terenu – NMT i NMPT), z Banku Danych Lokalnych GUS (np. liczba mieszkańców) czy dane Europejskiej Agencji Środowiska (*Tree Cover Density, Imperviousness Density, Dominant Leaf Type, Total Productivity, Leaf Area Index, Normalized Difference Vegetation Index, Urban Atlas, CORINE Land Cover*). Inne przydatne źródła znajdują się w zasobie Organizacji Współpracy Gospodarczej i Rozwoju (np. granice miejskich obszarów funkcjonalnych FUA), Głównej Dyrekcji Ochrony Środowiska (np. formy ochrony przyrody), Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska (np. stężenia pyłu zawieszonego PM10) oraz Służby Geologicznej Stanów Zjednoczonych (Landsat 8). Mimo że powyższe dane mają charakter referencyjny, to jednak nie należy do nich podchodzić bezkrytycznie, gdyż i tam zdarzają się błędy. W szczególności dotyczy to danych teledetekcyjnych, które ze swojej natury zawierają informację pośrednią o ekosystemie (opartą na charakterystyce odbicia promieniowania elektromagnetycznego) i są obciążone określoną niepewnością.

#### 4.7. Dane społeczne

W przypadku oceny i mapowania usług kulturowych coraz powszechniej wykorzystuje się treści generowane przez użytkowników (ang. *user generated content*) i umieszczane w Internecie. Przykładem takich treści są zdjęcia i opinie w serwisach społecznościowych (np. Instagram, Flickr), ale także otwarte zasoby kartograficzne tworzone przez wolontariuszy (tzw. GIS partycypacyjny, np. OpenStreetMap). W przypadku zdjęć i opinii niewątpliwym atutem są duże zbiory danych. Z kolei mocną stroną zasobów GIS-u partycypacyjnego jest aktualność i możliwość pozyskania informacji niedostępnych w repozytoriach publicznych. Z drugiej strony trzeba mieć na względzie, że dane społeczne są obciążone dużym subiektywizmem, często nie są reprezentatywne dla całego społeczeństwa, cechują się także brakiem spójności, niekonsekwentną standaryzacją czy zróżnicowaną kompletnością. Pomiar potencjału i wykorzystania rekreacyjnego parków miejskich za pomocą opinii umieszczonych w aplikacji Google Maps jest jednym z przykładów wykorzystania treści generowanych przez użytkowników do oceny i mapowania usług ekosystemowych (ryc. 2).

#### 4.8. Relacje przestrzenne w ocenie świadczeń

W ocenie usług danego ekosystemu miejskiego znaczenie ma nie tylko to, do jakiego podtypu należy i co się w jego obrębie znajduje, ale także gdzie się mieści w przestrzeni, zarówno w relacji do innych ekosystemów, jak i w relacji do skupisk ludności. Jest to szczególnie istotne przy szacowaniu wykorzystania kulturowych usług ekosystemowych wymagających bezpośredniej obecności człowieka w ekosystemie, ponieważ dostępność danego ekosystemu dla mieszkańców czy turystów przeważnie określana jest za pomocą odległości, czasu lub kosztów potrzebnych na dotarcie do niego, w ogromnej mierze rzutuje na realne możliwości skorzystania z jego potencjału usługowego (ryc. 4). Relacje przestrzenne mają także znaczenie dla szeregu usług związanych z funkcją izolacyjną roślinności



(redukcja zapachu, tłumienie dźwięku czy kształtowanie widoku). Potencjał do świadczenia tych usług może mieć wiele ekosystemów, ale jedynie położenie w sąsiedztwie obiektów generujących uciążliwości powoduje, że możemy mówić o rzeczywistych korzyściach. Z kolei relacje przestrzenne między poszczególnymi ekosystemami są istotne z punktu widzenia możliwości świadczenia usługi regulacyjnej utrzymania siedlisk. Wiele jest bowiem gatunków zwierząt (w tym głównie ptaków, ryb i ssaków), dla których łączność ekologiczna i stopień fragmentacji siedlisk i krajobrazu są kluczowe do przetrwania. Dlatego do oceny świadczenia tej usługi przez ekosystemy miejskie wskazane jest także uwzględnienie szerszego otoczenia miast. Z kolei w przypadku usług związanych z regulacją obiegu wody (np. przeciwdziałanie powodziom błyskawicznym) ocena powinna być prowadzona w układzie zlewniowym.

#### 4.9. Wiązki świadczeń i hotspoty usług

Istotnym elementem oceny usług jest analiza wiązek i interakcji między usługami, a także wskazanie obszarów o wyróżniającym potencjale do świadczenia wielu usług (Raudsepp-Hearne i in. 2010, Holt i in. 2015). Taką przykładową analizę wykonano w skali regionalnej dla podtypów ekosystemów miejskich Warszawy (ryc. 6). Dla tej skali wyróżniono 30 podtypów, w tym 4 kategorie zabudowy, 11 kategorii z funkcją usługową, m.in. o charakterze społecznym, handlowym czy religijnym, 3 kategorie zieleni miejskiej i szereg innych. Podział odpowiadał typologii funkcji terenu stosowanej w planowaniu przestrzennym. Przedmiotem pomiaru był potencjał różnych podtypów ekosystemów miejskich do świadczenia siedmiu kluczowych usług ekosystemowych:

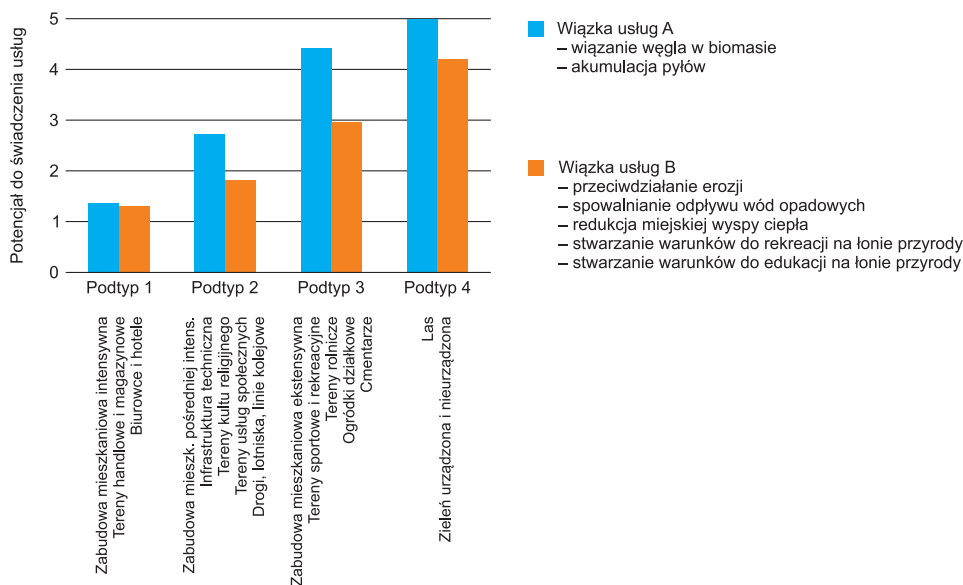
1. wiązanie węgla w biomasie,
2. przeciwdziałanie erozji,
3. spowalnianie odpływu wód opadowych,
4. akumulacja pyłów,
5. redukcja miejskiej wyspy ciepła,
6. stwarzanie warunków do rekreacji na łonie przyrody,
7. stwarzanie warunków do edukacji na łonie przyrody.

Analiza podobieństwa (hierarchiczna analiza skupień) wskazała, że badane usługi grupują się pod względem potencjału w dwie główne wiązki: A (1+4) oraz B (2+3+5+6+7). Analiza ta dała także możliwość agregacji 30 podtypów ekosystemów do 4 o wyraźnie innych poziomach potencjału do świadczenia usług ekosystemowych:

- Podtyp 1. Ekosystemy zabudowy mieszkaniowej intensywnej i biurowej oraz terenów handlowych.
- Podtyp 2. Ekosystemy zabudowy mieszkaniowej średnio intensywnej, terenów usług społecznych, infrastruktury technicznej i komunikacyjnych.
- Podtyp 3. Ekosystemy zabudowy mieszkaniowej ekstensywnej, terenów rolniczych, rekreacyjno-sportowych i cmentarzy.
- Podtyp 4. Ekosystemy lasów miejskich oraz zieleni urządzonej i nieurządzonej.

Obszary zgrupowały się według intensywności zabudowy, udziału powierzchni nieprzepuszczalnej oraz zadrzewienia. Uzyskane wyniki wskazują, że ekosystemy miejskie we wszystkich podtypach mają wyraźnie wyższy potencjał do świadczenia usług z wiązki A niż z wiązki B. Potencjał ekosystemów do świadczenia usług w obydwu wiązках systematycznie rośnie począwszy od podtypu 1 (intensywna zabudowa mieszkaniowa, biurowa i tereny handlowe) do podtypu 4 (lasy i zieleń urządzona i nieurzadzona) wraz z malejącą intensywnością zabudowy oraz rosnącym udziałem powierzchni przepuszczalnej i pokrytej drzewami. Hotspotami pod względem potencjału do świadczenia kluczowych usług ekosystemowych są więc w Warszawie lasy miejskie oraz tereny zieleni urządzonej (parki, skwery) i nieurzadzona, w tym spontanicznie rozwijająca się roślinność w dolinie Wisły oraz na dawnych gruntach rolnych, obecnie nieużytkowanych.

Wyłonienie wiązek usług pozwala na znaczne ograniczenie liczby niezbędnych do wyliczenia wskaźników. W ramach wiązki usług jeden wskaźnik może z dobrym przybliżeniem pokazywać poziom wszystkich usług należących do danej wiązki. Unika się wówczas redundancji informacji i można zmniejszyć nakład pracy i koszty uwzględnienia usług ekosystemowych w planowaniu przestrzennym. I tak np. wskaźnikiem poziomu potencjału usług z wiązki A może być roczny przyrost biomasy (produkcja pierwotna brutto), z kolei wskaźnikiem poziomu potencjału usług z wiązki B – łączna miara (suma) procentowego udziału powierzchni nieprzepuszczalnej i procentowego pokrycia terenu koronami drzew.



**Ryc. 6.** Potencjał podtypów ekosystemów miejskich do świadczenia kluczowych usług ekosystemowych zgrupowanych w dwie główne wiązki

Źródło: opracowanie własne.

Podobne analizy można wykonać dla innych skal przestrzennych, z tym że trzeba pamiętać o odpowiednim dostosowaniu typologii ekosystemów miejskich i zestawu rozpatrywanych usług do danej skali i celu analizy.

Nie wszystkie istotne dla mieszkańców miast usługi ekosystemowe i ekosystemy mogły być włączone do powyższej analizy wielousługowej i posłużyć do wylaniania wiązek, hotspotów i podtypów ekosystemów. Są bowiem usługi, które jest sens analizować jedynie w przypadku specyficznych obiektów i układów przestrzennych. Przykładowo potencjał do łagodzenia uciążliwości pochodzenia antropogenicznego, w tym do redukcji zapachu, tłumienia hałasu i kształtowania widoku, analizowano jedynie dla najbliższego otoczenia obiektów infrastruktury technicznej (np. oczyszczalni ścieków czy elektrociepłowni), zaś ocenę wykorzystania drzew widocznych z okien budynków do generowania doznań estetycznych, wspierania zdrowia i regeneracji sił – tylko w odniesieniu do osiedli z zabudową mieszkaniową. Warto zauważyć, że w pierwszym przypadku *de facto* mamy do czynienia nie z jedną usługą, ale także z wiązką usług związaną z rolą izolacyjną roślinności. Nie miałyby jednak sensu tych usług rozpatrywać dla obszarów, które nie generują uciążliwości zapachowych, dźwiękowych czy wizualnych. Podobnie, ze względu na swoją specyfikę, ekosystemy wód powierzchniowych nie mogły być włączone do analizy wielousługowej, ponieważ do oszacowania ich potencjału większość zaproponowanych wskaźników nie miała zastosowania. Dlatego też zalecamy, aby obszary wód powierzchniowych w granicach miast analizować zgodnie z metodyką opracowaną dla ekosystemów wód słodkich (patrz rozdz. 7).

## 5. Rekomendacje dotyczące metod oceny i mapowania usług ekosystemów miejskich

W celu sprawnego i efektywnego przeprowadzenia oceny i mapowania usług ekosystemów miejskich rekomendujemy, aby:

- dokonać wyboru kluczowych usług w konsultacji z interesariuszami i utrzymać model partycypacyjny podczas całego procesu oceny dla zwiększenia świadomości i akceptacji wyników oceny oraz uzyskania wsparcia na etapie ich wdrażania;
- analizować możliwie szeroką paletę usług, w szczególności z sekcji usług regulacyjnych i kulturowych, o ile cel oceny nie jest z definicji wąski i specjalistyczny;
- wykorzystać wskaźniki bezpośrednie, w skali ilościowej, w przeliczeniu na jednostkę powierzchni i czas, o ile jest taka możliwość;
- dostosować wskaźniki i dane źródłowe do skali i zasięgu analizy według tabeli 1;
- stosować wskaźnik podstawowy, ekspercki lub oba jednocześnie w zależności od celu opracowania i grupy docelowej interesariuszy;
- stosować zintegrowane metody oceny (łączenie oceny eksperckiej i społecznej);
- korzystać z usług ekspertów przy konstruowaniu, obliczaniu i mapowaniu wskaźników;

- komunikować wyniki oceny społeczeństwu w sposób atrakcyjny i zrozumiały, przystępnym językiem, w formie bezpłatnych publikacji i map, webinarium i otwartych spotkań z mieszkańcami.

Czytelników zainteresowanych szerszym zestawem wskaźników usług ekosystemów miejskich przeznaczonych do stosowania w różnych skalach przestrzennych, wraz z szerokim omówieniem założeń teoretycznych i metodyki, odsyłamy do raportów przygotowanych w ramach projektu ECOSERV-POL przez zespół naukowców z Instytutu Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania Polskiej Akademii Nauk ([aneksy 4.1–4.4](#)). Lista opracowanych wskaźników wraz ze wskazaniem kategorii i kodu usługi według CICES wer. 5.1, przedmiotu pomiaru oraz dedykowanej skali analiz zamieszczona jest w aneksie online ([aneks 4.5](#)).

## Literatura

- Ahern J.F., 2016. Novel Urban Ecosystems: Concepts, Definitions and a Strategy to Support Urban Sustainability and Resilience. *Landscape Architecture Frontiers*, 66: 10–21.
- Burkhard B., Kroll F., Nedkov S., Muller F., 2012. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators*, 21: 17–29.
- Burkhard B., Maes J. (red.), 2017. *Mapping Ecosystem Services*. Pensoft Publishers, Sofia.
- Gómez-Baggethun E., Gren Å., Barton D., Langemeyer J., McPhearson T., O'Farrell P., Andersson E., Hamstead Z., Kremer P., 2013. *Urban Ecosystem Services*. [W:] T. Elmqvist, M. Fragkias, J. Goodness, B. Güneralp, P.J. Marcotullio, R.I. McDonald, S. Parnell, M. Schewenius, M. Sendstad, K.C. Seto, C. Wilkinson (red.), *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities*. Springer, Netherlands, s. 175–251.
- Grimm N.B., Grove J.M., Pickett S.T.A., Redman C.L., 2000. Integrated Approaches to Long-Term Studies of Urban Ecological Systems: Urban ecological systems present multiple challenges to ecologists – pervasive human impact and extreme heterogeneity of cities, and the need to integrate social and ecological approaches, concepts, and theory. *BioScience*, 50: 571–584.
- Haines-Young R.H., Potschin M.B., 2018. *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1. and Guidance on the Application of the Revised Structure*, Nottingham.
- Holt A.R., Mears M., Maltby L., Warren P., 2015. Understanding spatial patterns in the production of multiple urban ecosystem services. *Ecosystem Services*, 16: 33–46.
- Keith D.A., Ferrer-Paris J.R., Nicholson E., Kingsford R.T. (red.), 2020. *The IUCN Global Ecosystem Typology 2.0: Descriptive profiles for biomes and ecosystem functional groups*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów: Zielona infrastruktura – zwiększanie kapitału naturalnego Europy. Bruksela, 6.05.2013, COM(2013)0249 final.
- Maes J., Teller A., Erhard M., Lique C., Braat L. i in., 2013. *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An Analytical Framework for Ecosystem Assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020*. European Union, Luxembourg.

- Maes J., Zulian G., Thijssen M., Castell C., Baró F. i in., 2016. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. Urban Ecosystems. Publications Office of the European Union, Luxembourg
- Maes M.J.A., 2021. Connecting science with policy for sustainable development of urban ecosystems. Ph.D. Thesis, University College London, London.
- McGrath B., Pickett S.T.A., 2011. The metacity: A conceptual framework for integrating ecology and urban design. *Challenges*, 2: 55–72.
- Ministerstwo Infrastruktury i Rozwoju, 2015. Krajowa Polityka Miejska 2023. Dokument przyjęty uchwałą Rady Ministrów w dniu 20 października 2015 r., Warszawa.
- Mizgajski A., Zwierzchowska I., Stępniewska M., Zajączkowski D., 2015. Urban MAES – usługi ekosystemowe na obszarach zurbanizowanych. Opracowanie wykonane na zlecenie Ministerstwa Środowiska na podstawie umowy nr DLP/4/2015.
- Odum E.P., 1982. Podstawy ekologii. PWRiL, Warszawa.
- OECD, 2021. Functional urban areas by country (<https://www.oecd.org/regional/regional-statistics/functional-urban-areas.htm>).
- ONZ, 2021. System of Environmental-Economic Accounting – Ecosystem Accounting (SEEA EA). White cover publication, pre-edited text subject to official editing (<https://seea.un.org/ecosystem-accounting>).
- Pickett S.T.A., Cadenasso M.L., Grove J.M. i in., 2001. Urban ecological systems: Linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan areas. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32: 127–157.
- Považan R., Kadlečík J. (red.), Affek A., Arany I., Černecký J., Ďuricová V., Favilli F., Leheček J., Mederly P., Švajda J., 2021. Pakiet narzędzi Carpathian Ecosystem Services Toolkit. Interreg CENTRAL EUROPE projekt Centralparks „Budowanie zdolności zarządzania obszarami chronionymi w Karpatach w celu integracji i harmonizacji ochrony różnorodności biologicznej i lokalnego rozwoju społeczno-gospodarczego”. Produkt D.T3.1.3. Państwowa Służba Ochrony Przyrody Republiki Słowackiej, Banská Bystrica.
- Pukowiec-Kurda K., 2022. The urban ecosystem services index as a new indicator for sustainable urban planning and human well-being in cities. *Ecological Indicators*, 144: 109532.
- Raudsepp-Hearne C., Peterson G.D., Bennett E.M., 2010. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *PNAS*, 107: 5242–5247.
- Richling A., Solon J., 2011. Ekologia krajobrazu. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Roo-Zielińska E., Solon J., Degórski M. 2007. Ocena stanu i przekształceń środowiska przyrodniczego na podstawie wskaźników geobotanicznych, krajobrazowych i glebowych. IGIPIZ PAN, Monografie, 9.
- UN, 1992. Convention on Biological Diversity.
- Villamagna A.M., Angermeier P.L., Bennett E.M., 2013. Capacity, Pressure, Demand, and Flow: A Conceptual Framework for Analyzing Ecosystem Service Provision and Delivery. *Ecological Complexity*, 15: 114–121.
- Zwierzchowska I., Mizgajski A., 2019. Potencjał zielonej infrastruktury w dużych polskich miastach do świadczenia usług ekosystemowych. *Rozwój Regionalny i Polityka Regionalna*, 47: 21–37.

## Rozdział 5

# Usługi ekosystemów zdegradowanych

### 1. Rewitalizacja terenów zdegradowanych a usługi ekosystemów

Poznanie korzyści, jakich mogą dostarczać ekosystemy zdegradowane, wymaga zdefiniowania i uściślenia ich zakresu znaczeniowego. Na gruncie nauk o krajobrazie ekosystemy zdegradowane powstają w wyniku procesów i zjawisk zachodzących w środowisku przyrodniczym pod determinującym wpływem czynników antropogenicznych (Degórski 2005, 2009), a ich klasyfikacji dokonuje się głównie na podstawie przyczyny degradacji. Najczęstszą przyczyną jest deformacja powierzchni lub elementów ukształtowania terenu związana z produkcją przemysłową i eksploatacją kopalini. Ekosystemy zdegradowane obejmują ekosystemy poprzemysłowe i ekosystemy pogórnice.

Ekosystemy poprzemysłowe to przestrzenie, na których zaprzestano produkcji przemysłowej lub takie, które przestały pełnić funkcje pomocnicze (np. magazynowe, administracyjne, infrastruktury technicznej).

Ekosystemy pogórnice powstają na obszarach, gdzie prowadzono roboty górnicze pod powierzchnią terenu, na jego powierzchni, gdzie zostały zainicjowane, a niekiedy trwają nadal, przekształcenia wynikające z robót górniczych związanych z eksploatacją złóż kopalini metodą odkrywkową, podziemną lub otworową (Ostręga, Uberman 2005).

Typologia aktualnych krajobrazów Polski (Chmielewski i in. 2012) klasyfikuje obszary poprzemysłowe i pogórnice w grupie krajobrazów kulturowych, których struktura i funkcje są w pełni ukształtowane przez działalność człowieka, głównie w procesie rekultywacji. Tworzą one układy odznaczające się wartościami użytkowymi, zarówno przyrodniczymi, jak i kulturowymi, które dostarczają korzyści człowiekowi, zaspokajając potrzeby energetyczno-materialne w aspekcie produktywności biotycznej, wodnym, surowcowym, atmosferycznym, transurbacyjnym i rekreacyjno-wypoczynkowym.

Ekosystemy poprzemysłowe ze względu na swoiste, zróżnicowane cechy i właściwości wynikające z charakteru produkcji prowadzonej w danej przestrzeni nie poddają się jednolitej klasyfikacji i wymagają indywidualnego podejścia w identyfikacji istotnych dla nich usług ekosystemowych. Ekosystemy pogórnice tworzą charakterystyczne dla górnictwa odkrywkowego i podziemnego, powtarzalne podtypy (m.in. zwałowiska wewnętrzne, zwałowiska zewnętrzne, zagłębienia poeksploatacyjne, hałdy, niecki z osiadania, zapadliska), co znajduje odzwierciedlenie w strukturze i poziomie korzyści, jakich mogą dostarczać człowiekowi. Przez wzgląd na możliwość typologicznego ujęcia ekosystemów pogórnich i ich dominację powierzchniową w strukturze obszarów zdegradowanych w Polsce zostały one potraktowane priorytetowo w rozpoznaniu świadczonych usług ekosystemowych.

Postępowanie z terenami pogórnymi ewoluowało od rekultywacji uwzględniającej nadrzędność celów gospodarczych, skoncentrowanej na przywróceniu produktywności biologicznej gruntów pod zagospodarowanie rolnicze i leśne do ekologicznej rewitalizacji. Podstawę tego podejścia stanowi zmiana postrzegania obszarów pogórnich, nie tylko jako terenów zdegradowanych, ale również jako przestrzeni o nowych własnościach i potencjale (Nieć i in. 2008, Paulo 2008).

W tym kontekście Pietrzyk-Sokulska (2005) mówi nie o rekultywacji, ale adaptacji obszarów pogórnich, która jest procesem przystosowania terenów poeksploatacyjnych do pełnienia nowych funkcji, przy wykorzystaniu ich atrakcyjności naturalnej oraz elementów antropogenicznych powstałych podczas działalności wydobywczej. W szeregu opracowań (Nita, Myga-Piątek 2005, Pietrzyk-Sokulska 2008, 2011, Nita 2013) podkreśla się, że celem zagospodarowania terenów pogórnich powinno być poszukiwanie możliwości zachowania ich walorów, często wzbogacających krajobraz (Pietrzyk-Sokulska 2013) lub kreowanie w ich obrębie nowych wartości – pojezierzy antropogenicznych (Rzętała 2008, Orlikowski, Szwed 2009, Pancewicz 2011), siedlisk gatunków roślin i zwierząt, użytków ekologicznych (Ledwoń i in. 1999, Kazimierzczak, Misior 2008). Najbardziej pożądanym i zaawansowanym modelem odzyskiwania terenów pogórnich jest rewitalizacja ekologiczna (*ecological restoration*) oparta na przesłankach ekologicznych i społecznych, co odróżnia to pojęcie od rewitalizacji w wymiarze kulturowym (np. rewitalizacja miasta). Jej celem jest nie tylko odbudowa ekosystemów czy poprawa ich stanu, ale zagospodarowanie terenów uwzględniające uwarunkowania przyrodnicze wyrobisk i zwałowisk pogórnich oraz ich otoczenia, jak również uwarunkowania społeczne i kulturowe, określające oczekiwania i zapotrzebowanie lokalnych społeczności na konkretne typy przestrzeni (Ostręga, Uberman 2005, Pietrzyk-Sokulska 2005, Naworyta 2013).

Tak rozumiana rewitalizacja wpisuje się w założenia Konwencji o różnorodności biologicznej (2016), która wzywa do odbudowy zdegradowanych ekosystemów jako działań dla zatrzymania procesu utraty bioróżnorodności, poprawy odporności ekosystemów, przywrócenia ich łączności, podniesienia jakości świadczeń dostarczanych przez ekosystemy oraz dla wspierania adaptacji do zmian klimatu i poprawy jakości życia mieszkańców.

Wobec wzrastającej gęstości zaludnienia, urbanizacji i wynikającego z tych procesów zapotrzebowania na przestrzeń (np. nowe tereny zieleni w miastach), wzrasta świadomość konieczności odbudowy zdegradowanych ekosystemów, czego wyrazem jest ustanowienie przez Organizację Narodów Zjednoczonych lat 2021–2030 Dekadą Rewitalizacji Ekosystemów (*Decade of Ecosystem Restoration*). W krajach europejskich udział terenów zdegradowanych w strukturze użytkownika jest zróżnicowany, w Belgii stanowi 0,5% (14 500 ha), Czechach i Niemczech 0,4% (odpowiednio 30 000 ha i 140 000 ha), w Rumunii 3,8% (900 000 ha) (Olivier i in. 2011). W Polsce grunty zdegradowane wymagające rekultywacji zajmowały w strukturze kraju 62 089 ha (0,20%) (GUS 2020), czyli powierzchnię większą o 10 000 ha od miasta stołecznego Warszawy (51 724 ha) (GUS 2021). Dane te jednoznacznie wskazują, że tereny zdegradowane to znaczący zasób przestrzeni do ponownego wykorzystania.

Rewitalizacja przywraca lub nadaje nowe funkcje zdegradowanym ekosystemom, przez co ponownie uzyskują one zdolność do dostarczania korzyści, począwszy od najbardziej podstawowych, takich jak poprawa bezpieczeństwa żywnościowego, wodnego, klimatycznego (usługi zaopatrzeniowe i regulacyjne) po zaspokajanie potrzeb niematerialnych istotnych dla zdrowia i dobrego samopoczucia mieszkańców (usługi kulturowe). Efektywnie zaplanowana i zrealizowana rewitalizacja może wzbogacać przestrzeń o niewystępujące w przeszłości lub deficytowe typy przestrzeni. Szczególnie odnosi się to do rewitalizacji terenów pogórnich, o największym udziale w strukturze zdegradowanych, co jest związane z szerokim zakresem ich właściwości topograficznych, hydrograficznych, geologicznych, geotechnicznych, środowiskowych czy społecznych, które tworzą potencjał użytkowy tych ekosystemów.

## **2. Tereny pogórnice jako przedmiot zarządzania ekosystemami – uwarunkowania formalnoprawne**

W „Koncepcji Przestrzennego Zagospodarowania Kraju 2030” jako jedno z podstawowych działań zwiększających sprawność systemu planowania przestrzennego wymienia się wprowadzenie do aktów prawnych zasady wykorzystania terenów już zainwestowanych przed zagospodarowywaniem nowych. Sprzyja to porządkowaniu użytkownika powierzchni ziemi i stymuluje adaptację do nowych funkcji.

Wobec tego dokumentu oczywiste wydaje się prawne uregulowanie oraz powiązanie zasad i celów rewitalizacji ekosystemów pogórnich z podstawowymi instrumentami zarządzania przestrzenią. Jednak w obowiązujących uwarunkowaniach formalnoprawnych zarządzania przestrzenią wyraźnie zaznacza się rozbieżność między postępowaniem administracyjnym wobec terenów górniczych (w rozumieniu art. 6 ust. 1 pkt 15 ustawy z dnia 9 czerwca 2011 r. Prawo geologiczne i górnicze, Dz.U. z 2011 r. nr 163, poz. 981) i obszarów poza nimi, występujących w granicach gminy. Wiąże się to z ograniczeniami systemu zarządzania, które przedstawiono w tabeli 1.



**Tabela 1.** Prawnoadministracyjne i programowe uwarunkowania zarządzania ekosystemami pogórnictwami

SYSTEM ZARZĄDZANIA EKOSYSTEMAMI POGÓRNICZYMI	
EKOSYSTEMY POGÓRNICZE	EKOSYSTEMY POZA TERENAMI GÓRNICZYMI
PODMIOT ZARZĄDZAJĄCY	
Wyższy/okręgowy urząd górniczy Starostwo powiatowe Zarząd kopalni	Wójt gminy (burmistrz, prezydent miasta)
PROBLEM	
<p>Decyzje w sprawach rekultywacji (po zasięgnięciu opinii dyrektora właściwego miejscowo okręgowego urzędu górniczego) wydaje starosta w myśl art. 22 ust. 2 pkt 1 ustawy z dnia 3 lutego 1995 r. o ochronie gruntów rolnych i leśnych (Dz.U. z 2004 r. nr 121, poz. 1266 ze zm.).</p> <p>Przepisy wymienionej ustawy nie regulują szczególnego sposobu opiniowania przez organy współdziałające (wójt, burmistrz, prezydent miasta) decyzji w sprawach rekultywacji i zagospodarowania gruntów pogórnictwami. Ustawodawca wskazuje jedynie, że decyzje rekultywacyjne wydaje starosta, po zasięgnięciu opinii organów współdziałających (z ustawy nie wynika, jaki jest zakres opinii). Organ współdziałający ma kompetencje jedynie do zajęcia stanowiska w sprawie, w formie niewiążącej opinii, a rozstrzygnięcie leży wyłącznie w kompetencji starosty.</p>	
INSTRUMENTY ZARZĄDZANIA	
Prawnoadministracyjne	Prawnoadministracyjne
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ustawa z dnia 3 lutego 1995 r. o ochronie</li> <li>• gruntów rolnych i leśnych. (Dz.U. nr 121 poz. 1266, art. 4 ust. 18 ze zm.)</li> <li>• Ustawa z dnia 13 kwietnia 2007 r.</li> <li>• o zapobieganiu szkodom w środowisku</li> <li>• i ich naprawie (Dz.U. nr 75, poz. 493)</li> <li>• Rozp. MŚ z 24 kwietnia 2012 r. w sprawie</li> <li>• szczegółowych wymagań dotyczących</li> <li>• projektów zagospodarowania złóż</li> <li>• (Dz.U. z 2012 r. poz. 511)</li> <li>• Polska Norma Górnictwo Odkrywkowe</li> <li>• PN-64/G-01203 PN-G-07800:2002</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ustawa z dnia 27 marca 2003 r. o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym (Dz.U. nr 80 poz. 717 ze zm.)</li> </ul>
Programowe	Programowe
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Projekt zagospodarowania złoża</li> <li>• Koncesja na eksploatację złoża</li> <li>• Plan ruchu zakładu górniczego</li> <li>• Dokumentacja rekultywacji odkrywek</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania gminy</li> <li>• Miejscowy plan zagospodarowania przestrzennego</li> <li>• Strategia rozwoju gminy</li> <li>• Plany rozwoju lokalnego</li> <li>• Program rewitalizacji</li> </ul>

## PROBLEM

Uregulowania dotyczące kierunku i zakresu rekultywacji nie są zawarte w przepisach Prawa geologicznego i górniczego, które formułuje jedynie generalne założenia, odsyłając po szczegóły do ustawy o ochronie gruntów ornych i leśnych. Zapisy tej ustawy nie uwzględniają specyficznych cech obszarów pogórnich, a w szczególności faktu, że proces rekultywacji rozpoczyna się już w fazie eksploatacji złoża (zwałowiska zewnętrzne i wewnętrzne) – jedynie wyrobiska końcowe rekultywowane są w fazie likwidacji kopalni

Nie istnieją przepisy nakazujące uwzględnienie w dokumentacjach rekultywacyjnych ustaleń miejscowego planu określających sposób zagospodarowania działki po zakończeniu eksploatacji

Realizacja polityki przestrzennej w gminie opiera się na planach miejscowych, które określają szczegółowo przeznaczenie, warunki zagospodarowania i zabudowy konkretnego terenu. W przypadku terenów górniczych wskazuje się jedynie ich górnicze przeznaczenie (oznaczenie PG, w starszych opracowaniach K – kopalniane lub R – różne), bez podania informacji o potencjalnym czy rekomendowanym zagospodarowaniu tego terenu po zakończeniu eksploatacji

Źródło: opracowanie własne.

W świetle analizy uwarunkowań formalnoprawnych ekosystemy pogórnice są specyficznym typem przestrzeni, dla której podejmuje się decyzje dotyczące użytkowania gruntów, akceptując lub nadając priorytet różnym modelom rekultywacji. Decyzje te podejmowane są przez zarządy kopalni, w niektórych przypadkach we współpracy z lokalnymi władzami, zazwyczaj bez wymiernej oceny efektów, w szczególności niematerialnych, co wynika z braku dostępnych narzędzi ewaluacji.

Brak powiązania koncepcji rekultywacji i zagospodarowania (projekt zagospodarowania złoża) z miejscowymi planami zagospodarowania przestrzennego nie sprzyja kompleksowemu i racjonalnemu prowadzeniu procesów rekultywacyjnych. Ogranicza w znacznym zakresie realizację spójnej wizji rozwoju lokalnego wykorzystującego potencjał ekosystemów pogórnich. Relacje zewnętrzne (kopalnia – otoczenie) stanowią najsłabsze ogniwo systemu zarządzania ekosystemami pogórnymi, bowiem w wielu przypadkach proces rekultywacji i zagospodarowania nie jest poprzedzony konsultacjami, badaniem preferencji i oczekiwań lokalnych społeczności. Budowa tych relacji powinna być realizowana na dwóch płaszczyznach. Pierwsza dotyczy zmiany podejścia do zarządzania krajobrazem pogórnym na poziomie przedsiębiorcy górniczego, przyszłych użytkowników i społeczności lokalnych. Krajobrazy pogórnice w myśl nowego paradygmatu powinny być postrzegane nie jako zagrożenie, ale jako szansa rozwoju obszarów, na których występują (Pietrzyk-Sokulska 2008). Drugim elementem budowania relacji między systemem zarządzania a otoczeniem jest konieczność uwzględniania w procesie rewitalizacji i zagospodarowania ekosystemów pogórnich problemu spójności przestrzennej obszarów pogórnich i stanowiących ich otoczenie, terenów nieprzekształconych przez górnictwo, określenie typów i rodzajów ekosystemów niezbędnych do wypełnienia lub wzmocnienia struktury przyrodniczej i poprawy jakości życia w wymiarze społecznym.

Aby te decyzje były zamierzone i wpisywały się w programy rozwoju lokalnego, konieczna jest ocena skutków zmian użytkowania gruntów, jakie dokonują się poprzez wskazywanie obszarów do pełnienia nowych funkcji. W przypadku lokalnych planów i programów formalną podstawę oceny skutków ich realizacji stanowi Strategiczna Ocena Oddziaływania na Środowisko (SOOŚ), której przeprowadzenie reguluje ustawa z dnia 3 października 2008 r. o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko (Dz.U. nr 199, poz. 1227 z późn. zm.). Jednak zakres SOOŚ w odniesieniu do polityki planowania przestrzennego nie wskazuje jednoznacznie na konieczność oceny wpływu podejmowanych działań w przestrzeni na jakość życia w gminie czy lokalne wyzwania, np. adaptację do zmian klimatu. Natomiast dokumentacje rekultywacji odkrywek czy plany ruchu likwidowanego zakładu wyznaczające kierunki rekultywacji nie wymagają przeprowadzenia SOOŚ, a są jedynie opiniowane przez władze gmin, na terenie których występują (tab. 1). W przypadku tych decyzji szczególnie istotna jest ocena, w jakim zakresie przyjęte do realizacji kierunki rekultywacji ekosystemów pogórnich i powstała w efekcie struktura użytkowania gruntów pogórnich wspierać będą politykę przestrzenną gminy. Rekomenduje się zatem wprowadzenie regulacji prawnych wiążących prawo miejscowe z systemem zarządzania ekosystemami pogórnymi oraz regulacji włączających ocenę wpływu procesów rekultywacji na realizację planów i strategii rozwoju gmin.

Wsparciem dla operacjonalizacji tych założeń jest koncepcja świadczeń ekosystemów, która pozwala ocenić, jakie korzyści w wymiarze regulacyjnym, zapotrzebowanym i kulturowym będą wynikać z decyzji rekultywacyjnych o przeznaczeniu przestrzeni do realizacji konkretnych funkcji (np. tereny zabudowy, infrastruktury technicznej i komunikacyjnej, tereny obiektów produkcyjnych, magazynów, tereny rolnicze, lasy, tereny zieleni urządzonej, tereny objęte formami ochrony przyrody, wody).

### **3. Specyfika ekosystemów pogórnich a struktura świadczonych przez nie usług**

Ekosystemy pogórnice zostały wykreowane przez człowieka w procesie eksploatacji złóż i rekultywacji obszarów pogórnich. Zakres i skala przekształceń przestrzeni wynikających z działalności górniczej zależy od uwarunkowań przyrodniczych, czasu trwania, czynników technicznych (metody prowadzonej eksploatacji). Właściwości i cechy odbudowanych ekosystemów kształtują się zależnie od przyjętych scenariuszy rekultywacji (tab. 2) i zakresu działań naprawczych. Stąd obszary pogórnice tworzą specyficzne ekosystemy antropogeniczne charakteryzujące się dużą dynamiką zmian, warunkującą ich wykorzystanie.

Nowo powstałe ekosystemy pogórnice związane ze zwałowiskami wewnętrznymi można sklasyfikować pod względem morfologicznym w grupie krajobrazów równinnych oraz falistych i pagórkowatych. Zwałowiska zewnętrzne tworzą krajobrazy pagórkowate i wzgórzowe ze skarpami. Kolejny typ ekosystemu

**Tabela 2.** Scenariusze kształtowania terenów pogórnicych

SCENARIUSZE REKULTYWACJI TERENÓW POGÓRNICZYCH
Adaptacja terenów pogórnicych do pełnienia nowych funkcji użytkowych, przy wykorzystaniu atrakcyjności naturalnej oraz elementów antropogenicznych powstałych w trakcie działalności wydobywczej (Pietrzyk-Sokulska 2006)
Kształtowanie gruntów pogórnicych od surowych gruntów do wielofunkcyjnych krajobrazów zależnie od wizji rozwoju i zapotrzebowania regionu na konkretne typy ekosystemów
Pozostawienie gruntów pogórnicych naturalnej sukcesji roślinnej

Źródło: opracowanie własne.

kształtują zagłębienia końcowe i czynne odkrywki. Charakterystyka litologiczna ekosystemów pogórnicych jest jednolita, w budowie geologicznej nowych form występują zmieszane grunty nadkładu. Stosunki wodne kształtowane są w zależności od etapu eksploatacji pod wpływem leja depresji lub procesów jego wypełniania (czasu i tempa odbudowy horyzontów wodonośnych). Gleby antropogeniczne wykształcone w procesie agrotechnicznej i biologicznej rekultywacji charakteryzują się różnym stopniem wykształcenia profilu glebowego, na większości gruntów pokopalnianych są niesklasyfikowane.

Przez tak zróżnicowaną genezę ekosystemy pogórnicych różnią się między sobą cechami i właściwościami, co znajduje odzwierciedlenie w strukturze i poziomie korzyści, jakich mogą dostarczać człowiekowi. Ze względu na tę specyfikę analiza usług ekosystemów pogórnicych wymaga uszczegółowienia klasyfikacji w stosunku do typologii ekosystemów powszechnie stosowanej do mapowania i oceny ekosystemów w skali europejskiej (MAES 2013). Wyróżnia ona w kategorii ekosystemów lądowych (poziom 1), w grupie ekosystemów miejskich (poziom 2), jedynie dwa typy ekosystemów górnicych: kopalnie oraz hałdy i zwałowiska. Typologia ta jest zbyt ogólna i niewystarczająca, ponieważ nie uwzględnia specyfiki strukturalnej i funkcjonalnej, jaką charakteryzują się tereny pogórnicych. Zastosowanie wydzielen zaproponowanych w MAES (2013) jest zasadne w mapowaniu dużych powierzchni, natomiast w Polsce tereny zdegradowane działalnością wydobywczą powiązane są z obszarami występowania surowców mineralnych, zwłaszcza energetycznych. Z tego wynika ich nierównomierny rozkład przestrzenny w skali kraju i wyraźna koncentracja w określonych regionach. Największą powierzchnię zajmują w województwie wielkopolskim (10 333 ha), dolnośląskim (6319 ha), łódzkim (5098 ha), co jest efektem prowadzonej w tych regionach odkrywkowej eksploatacji węgla brunatnego (Zagłębie Konińsko-Tureckie, Bełchatowskie i Turoszowskie). Kolejny obszar koncentracji terenów pogórnicych to Górniośląski i Rybnicki Okręg Węglowy (4982 ha) w granicach województwa śląskiego, gdzie prowadzona jest podziemna eksploatacja węgla kamiennego. Z tej przyczyny poziom analizy usług wymaga uwzględnienia skali lokalnej i regionalnej.

W rezultacie pierwszym etapem prac nad wyłonieniem usług i wypracowaniem metody ich oceny było sporządzenie szczegółowej klasyfikacji ekosystemów pogórnicych (zwałowiska wewnętrzne, zwałowiska zewnętrzne, wyrobiska, zagłębienia poeksploatacyjne, hałdy, niecki z osiadania i zapadliska) różnicującej

zasoby i wartości użytkowe poszczególnych typów. Tabelę przedstawiającą wydzielone ekosystemy pogórnice (16 typów) wraz z ich charakterystyką zamieszczono w [aneksie 5.1](#).

## 4. Ocena wartości usług dostarczanych przez ekosystemy pogórnice – metody

### 4.1. Zakres informacyjny baz danych

Ocena wartości usług ekosystemów pogórnicych wymaga dostępu do danych opisujących ich specyficzne cechy i właściwości, które wobec dużej dynamiki re-kulturowanych ekosystemów powinny być aktualizowane.

W ogólnodostępnych zasobach danych o charakterze przestrzennym obiekty wpisujące się w kategorie terenów pogórnicych występują w strukturze czterech baz tematycznych, które w skróconej formie przedstawiono w tabeli 3. Szczegółowy zakres informacyjny zasobu danych oraz ich przydatność do oceny usług ekosystemów zawiera [aneks 5.2](#).

**Tabela 3.** Zakres informacyjny ogólnodostępnych baz danych przestrzennych uwzględniających tereny pogórnice

Baza danych	Zakres informacyjny
CORINE Land Cover (CLC) 2016	Poziom 3 wyróżnia dwie klasy: <ul style="list-style-type: none"> <li>• 131. Miejsca eksploatacji odkrywkowej</li> <li>• 132. Zwałowiska i hałdy</li> </ul> (minimalna jednostka mapowania 0,25 ha)
Baza Danych Obiektów Ogólnogeograficznych (BDOO)	Poziom 3 obejmuje dwie klasy: <ul style="list-style-type: none"> <li>• PTWZ01 – Wyrobisko i zwałowisko (WZ)_01</li> </ul>
Baza Danych Obiektów Topograficznych (BDOT10k)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• PTWZ02 – Wyrobisko i zwałowisko (WZ)_02</li> </ul> Zwałowisko
Centralna Baza Danych Geologicznych (PIG-PIB)	dane o występowaniu złóż kopalin, granicach obszarów i terenów górniczych oraz związanych z nimi koncesjach; nie odnosi się do typów i cech ekosystemów pogórnicych
Baza Danych o Zasobach Złóż Kopalin MIDAS	
Mapa sozologiczna Polski w skali 1: 50 000	formy antropogeniczne (wyrobiska/zwałowiska) i ich pokrycie terenu; geodynamika ekosystemów (spadki powyżej 4° i 8°)

Źródło: opracowanie własne.

Przegląd danych oferowanych przez ogólnodostępne bazy wskazuje, że ich zasób informacyjny jest w nieznacznym zakresie przydatny do oceny świadczeń ekosystemów pogórnicych w skali szczegółowej. Ogranicza się do ogólnych wydziałów i nie zawiera informacji o właściwościach ekosystemów. Wyklucza to możliwość określenia potencjału ekosystemów pogórnicych do gospodarczego i społecznego wykorzystania oraz do wskazania kierunków działań naprawczych.

Konsekwencją braku dostępnego zasobu danych o ekosystemach pogórnicych jest konieczność zaangażowania badaczy w mapowanie ekosystemów występujących w analizowanym rejonie górniczym (dla rozpoznania ich aktualnego rozkładu i stanu) oraz opracowanie bazy danych zawierającej charakterystyki definiujące ich potencjał do dostarczania usług. Dla każdego wydzielonego ekosystemu podstawowe informacje w bazie powinny określać typ ekosystemu pogórnicych, jego powierzchnię, formę i fazę rekultywacji oraz informacje uzupełniające – geodynamikę systemu, ekosystemy przyrodniczo cenne, ekosystemy o znaczących walorach dla turystyki i rekreacji, ekosystemy z elementami zagospodarowania turystycznego. Szczegóły przedstawiono w tabeli 4.

**Tabela 4.** Podstawowy zakres informacji dla oceny wartości usług ekosystemów pogórnicych

Atrybut	Objaśnienie	Materiał źródłowy
Nazwa terenu górniczego	–	<ul style="list-style-type: none"> <li>System Gospodarki i Ochrony Bogactw Mineralnych Polski MIDAS (złoża kopalin, obszary i tereny górnicze), dane przestrzenne udostępniane w formacie SHP</li> <li>MIDAS PIG-PIB (<a href="https://www.pgi.gov.pl/">https://www.pgi.gov.pl/</a>)</li> <li>CBDG Menedżer pobierania (<a href="https://www.pgi.gov.pl/">https://www.pgi.gov.pl/</a>)</li> </ul>
Typ ekosystemu pogórnicych	<ul style="list-style-type: none"> <li>Zwałowisko wewnętrzne</li> <li>Zwałowisko zewnętrzne powstałe w wyniku składowania nadkładu (górnictwo odkrywkowe)</li> <li>Hałda – składowisko skały płonnej (górnictwo podziemne)</li> <li>Wyrobnisko górnicze (górnictwo odkrywkowe)</li> <li>Zagłębienia poeksploatacyjne (górnictwo odkrywkowe)</li> <li>Zbocza zwałowisk i hałd</li> <li>Skarpy zbiorników wodnych</li> <li>Niecki z osiadania terenu (deformacje ciągłe)</li> <li>Zapadliska (deformacje nieciągłe)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Projekty rekultywacji lub dokumentacje rekultywacyjne</li> <li>Projekty zagospodarowania złóż</li> <li>Dokumentacje geologiczne, hydrogeologiczne, geologiczno-inżynierskie, złożowe</li> <li>Usługi WMS: <ul style="list-style-type: none"> <li>Ortofotomapa w skali 1: 10 000</li> <li>Mapa sozologiczna Polski w skali 1: 50 000</li> <li>Baza Danych Obiektów Topograficznych (BDOT10k)</li> <li>Usługi przeglądania WMS i WMTS – Geoportal Krajowy</li> </ul> </li> </ul>
Powierzchnia ekosystemu	Wielkość wyrażana w ha	<ul style="list-style-type: none"> <li>Analiza GIS</li> <li>Projekty rekultywacji lub dokumentacje rekultywacyjne</li> </ul>

Atrybut	Objaśnienie	Materiał źródłowy
Forma rekultywacji	<p>R – rekultywacja rolna, oznacza ekosystemy przekształcane w użytki rolne</p> <p>L – rekultywacja leśna, oznacza ekosystemy przekształcane na użytki leśne</p> <p>W – rekultywacja wodna, oznacza odpowiednio ukształtowane ekosystemy, zagłębienia poeksploatacyjne przekształcane w sztuczne zbiorniki wodne o różnym przeznaczeniu (przyrodnicze, rekreacyjne, przeciwpożarowe, hodowlane)</p> <p>I – rekultywacja na inne cele – ogrody działkowe, tereny rekreacyjne, składowiska odpadów, parki przemysłowe, farmy fotowoltaiczne</p>	<p>Projekty rekultywacji lub dokumentacje rekultywacyjne Bank Danych o Lasach (<a href="http://lasy.gov.pl">lasy.gov.pl</a>)</p>
Faza rekultywacji	<p>D – dojrzała, ekosystemy po okresie 30-letniej rekultywacji, przywrócone do stanu właściwego (wtórna równowaga), o właściwościach zbliżonych do ekosystemów nieprzekształconych stanowiących ich otoczenie</p> <p>Z – zaawansowana, ekosystemy między 10–30 rokiem rekultywacji, na etapie rozwoju, kształtowania właściwości fizycznych i chemicznych (struktury gruntu, jego chemizmu, zasobności, miąższości profilu glebowego)</p> <p>P – początkowa, faza inicjacji procesów rekultywacyjnych w pierwszych 10 latach, zdominowana przez techniczną (podstawową), obejmującą odpowiednie ukształtowanie rzeźby terenu (zazwyczaj wyrównanie), uregulowanie stosunków wodnych (sieć rowów opaskowych i zbiorczych wraz z kanalizacją oraz budową dróg, ze wstępną fazą rekultywacji biologicznej polegającej na stosowaniu zabiegów, które zmierzają do tego, aby na powierzchni – uprzednio zreaktywowanej technicznie – wytworzyć warstwę gleby sposobami stosowanymi w rolnictwie (mechaniczna uprawa gruntu, nawożenie i wprowadzenie mieszanek roślin próchnicotwórczych, fitomelioracyjnych)</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Projekty rekultywacji lub dokumentacje rekultywacyjne</li> <li>• Bank Danych o Lasach</li> <li>• Mapa sozologiczna Polski w skali 1: 50 000</li> <li>• Usługi przeglądania WMS i WMTS – Geoportals Krajowy</li> </ul>

Atrybut	Objaśnienie	Materiał źródłowy
Geodynamika ekosystemu (spadki)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Obszary o urozmaiconej rzeźbie pagórkowate i wzgórzowe o nachyleniu powyżej 6°, na których występują procesy morfodynamiczne (erozja, osuwanie się gruntów)</li> <li>• Tereny równinne, o spadkach w przewadze do 3°, miejscami faliste (spadki 3–6°)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Dokumentacje mierniczo-geologiczne zakładu górniczego</li> <li>• Projekty zagospodarowania złóż</li> <li>• Projekty rekultywacji lub dokumentacje rekultywacyjne</li> <li>• Numeryczny Model Terenu</li> <li>• Usługi przeglądania WMS i WMTS – Geoportal Krajowy</li> </ul>
Ekosystemy przyrodnicze	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ekosystemy o rozpoznanej wysokiej bioróżnorodności, rozważane do objęcia ochroną</li> <li>• Ekosystemy chronione lub włączone w system ochrony (np. sieć obszarów Natura 2000, parki krajobrazowe)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Waloryzacje przyrodnicze obejmujące tereny pogórnice</li> <li>• Raporty oddziaływania na środowisko</li> <li>• Centralny rejestr form ochrony przyrody <a href="https://crfop.gdos.gov.pl/CRFOP/">https://crfop.gdos.gov.pl/CRFOP/</a> <a href="https://geoserwis.gdos.gov.pl/mapy/">https://geoserwis.gdos.gov.pl/mapy/</a></li> <li>• Regionalne Dyrekcje Ochrony Środowiska</li> </ul>
Ekosystemy o znaczących walorach dla turystyki i rekreacji	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Zwałowiska wewnętrzne i zewnętrzne zrehabilitowane w kierunku leśnym</li> <li>• Formy o urozmaiconej rzeźbie ze spadkami powierzchni 6°</li> <li>• Zagłębienia poeksploatacyjne zrehabilitowane w kierunku wodnym dostosowane do pełnienia funkcji rekreacyjnej</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Projekty rekultywacji lub dokumentacje rekultywacyjne</li> <li>• Ortofotomapy</li> <li>• Numeryczny Model Terenu</li> <li>• Nadleśnictwa</li> </ul>
Ekosystemy pogórnice zagospodarowane turystycznie	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ekosystemy pogórnice zrehabilitowane w kierunku rekreacyjnym</li> <li>• Ekosystemy rekultywowane w kierunku leśnym lub wodnym zagospodarowane turystycznie</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Projekty rekultywacji lub dokumentacje rekultywacyjne</li> <li>• Bank Danych o Lasach</li> <li>• Mapy turystyczne</li> <li>• Nadleśnictwa</li> <li>• Lokalne Organizacje Turystyczne</li> </ul>

Źródło: opracowanie własne

Przykłady przestrzennych baz danych o terenach pogórnicznych (struktura i zasoby) opracowane dla terenów górniczych zlokalizowanych w województwie wielkopolskim, łódzkim i dolnośląskim udostępnione są w [aneksie 5.3](#).



## 4.2. Usługi dostarczane przez ekosystemy pogórnice

Ekosystemy pogórnice rozpatrywane w kontekście korzyści to takie, które mimo degradacji zachowały wartości użytkowe i/lub wzbogaciły się o nowe walory antropogeniczne. Specyficzna struktura typów ekosystemów pogórnich sprawia, że tworzą one układy odznaczające się potencjałem zarówno przyrodniczym, jak i kulturowym, który dostarcza korzyści człowiekowi, zaspokajając potrzeby w aspekcie produktywności biotycznej, potrzeb wodnych, surowcowych, dotyczących jakości powietrza i rekreacyjno-wypoczynkowych. Rozpoznanie i uświadomienie usług świadczonych przez ekosystemy pogórnice w Polsce oraz opracowanie metody oceny ich wartości jest warunkiem koniecznym wykorzystania walorów terenów pogórnich w rozwoju regionów, w których występują.

Kluczowym elementem operacjonalizacji tego zadania jest określenie zestawu wskaźników, które pozwolą na przeprowadzenie oceny oddziaływania terenów pogórnich i będą stanowiły wskazania dla lokalnych decydentów, jakie typy działań rekultywacyjnych przełożą się na największe korzyści dla rozwoju regionu.

Na skutek wdrożonych długofalowych i wielokierunkowych działań rekultywacyjnych ekosystemy pogórnice nabywają cech i właściwości porównywalnych z cechami ekosystemów nieprzekształconych przez górnictwo (np. miąższość poziomu próchniczego gleb). Dzięki temu mogą się sprawdzać wskaźniki „uniwersalne” stosowane w ocenie usług ekosystemów rolniczych, leśnych, wodnych. W szczególności dotyczy to ekosystemów dojrzałych, które osiągnęły wtórny stan równowagi. Jednak istotne są również swoiste wskaźniki ujmujące cechy ekosystemów wynikające np. z praktykowanego modelu rekultywacji biologicznej czy zakresu prac w ramach rekultywacji technicznej.

W rezultacie ocena potencjału terenów pogórnich do dostarczania usług bazuje na podejściu eksperckim wykorzystującym wiedzę naukową wspartą literaturą przedmiotu, odnoszącą się do społeczno-ekologicznych aspektów rekultywacji. Analizując wpływ ekosystemów pogórnich na środowisko i uwzględniając zróżnicowane metody ich rekultywacji, wyłoniono reprezentatywne wskaźniki do oceny usług. Zestaw usług i wskaźniki dla głównych typów ekosystemów pogórnich zestawiono w tabeli 5.

Wskaźniki usług ekosystemów pogórnich w przewadze przedstawiają potencjał do dostarczania usług. Często opierają się na założeniach czy przeciętnych wartościach charakterystycznych dla danego zjawiska rozpoznanych w badaniach terenowych lub laboratoryjnych, na modelowaniu zjawisk i literaturze przedmiotu. Z tego względu niektóre wymagają uzupełnienia w warstwie teoretycznej, komentarzy lub objaśnień. Szczegółowy opis wskaźników z uzasadnieniem i metodą (algorytmem) ich obliczania przedstawiają opracowania Fagiewicz (aneks 5.4).

Każdy z podtypów ekosystemów pogórnich jest zdolny do dostarczania pakietu usług (zaopatrzeniowe, regulacyjne i kulturowe), co potwierdza ich walory użytkowe, mimo wcześniejszej degradacji. Surowe grunty pogórnice po rekultywacji technicznej to idealny typ przestrzeni (niezagospodarowany, bezglebowy, bez szaty roślinnej) do rozwijania farm fotowoltaicznych, co w kontekście transformacji regionów górniczych w kierunku zeroemisyjnej gospodarki stanowi

Tabela 5. Usługi głównych typów ekosystemów pogórniczych i ich wskaźniki



USŁUGI EKOSYSTEMOWE		
Sekcja	Kod (CICES ver. 5.1)*	Wskaźnik
Typ ekosystemu: Zwałowiska we wczesnej fazie rekultywacji (surowe grunty pogórnicze)		
Zaopatrzeniowe	4.3.2.4	Potencjał terenów pogórniczych do produkcji energii słonecznej (kWh)
Typ ekosystemu: Zwałowiska wewnętrzne w fazie rekultywacji rolnej		
Zaopatrzeniowe	1.1.1.1	Potencjał do produkcji roślinnej (%)
	1.1.1.1	Plonowanie roślin stosowanych w rekultywacji rolnej ekosystemów pogórniczych (pszenica ozima, żyto ozime, rzepak, lucerna). Potencjał (t)
	1.1.1.1	Potencjał do produkcji miodu z pożytków pszczelich wprowadzanych na tereny pogórnicze w ramach rekultywacji rolnej (t/rok)
Regulacyjne	2.2.2.1	Potencjał ekosystemów pogórniczych do zapylania – dostępność pożytków pszczelich (skala rangowa)
	2.2.6.1	Sekwestracja węgla przez ekosystemy pogórnicze. Potencjał (t CO <sub>2</sub> /ha/rok)
Typ ekosystemu: Zwałowiska wewnętrzne w fazie rekultywacji leśnej		
Zaopatrzeniowe	1.1.1.1	Potencjał do produkcji miodu gatunków miododajnych stosowanych w rekultywacji leśnej (t/rok)
	1.1.1.2	Potencjał do produkcji drewna (%)
	1.1.1.2	Pozyskiwanie drewna z czyszczenia i trzebieży lasów na gruntach pogórniczych. Potencjał (m <sup>3</sup> grubizny)

USŁUGI EKOSYSTEMOWE		
Sekcja	Kod (CICES ver. 5.1)*	Wskaźnik
Regulacyjne	2.2.1.1	Udział ekosystemów zrehabilitowanych zdolnych do przeciwdziałania erozji i ruchom masowym w strukturze obszarów pogórnich (%)
	2.2.2.1	Potencjał ekosystemów pogórnich do zapylania – dostępność pożytków pszczelich (skala rangowa)
	2.2.6.1	Sekwestracja węgla przez ekosystemy pogórnice. Potencjał (t CO <sub>2</sub> /ha/rok)
Kulturowe	3.1.1.1	Ekosystemy pogórnice atrakcyjne dla turystyki kwalifikowanej oraz rekreacji wypoczynku. Potencjał (%)
Typ ekosystemu: Zwałowiska zewnętrzne zrehabilitowane w kierunku leśnym		
Zaopatrzeniowe	1.1.1.1	Potencjał do produkcji miodu gatunków miododajnych stosowanych w rekultywacji leśnej (t/rok)
	1.1.1.2	Potencjał do produkcji drewna (%)
	1.1.1.2	Pozyskiwanie drewna z czyszczenia i trzebieży lasów na gruntach pogórnich. Potencjał (m <sup>3</sup> grubizny)
Regulacyjne	2.2.1.1	Udział ekosystemów zrehabilitowanych zdolnych do przeciwdziałania erozji i ruchom masowym w strukturze obszarów pogórnich (%)
	2.2.2.1	Potencjał ekosystemów pogórnich do zapylania – dostępność pożytków pszczelich (skala rangowa)
	2.2.6.1	Sekwestracja węgla przez ekosystemy pogórnice. Potencjał (t CO <sub>2</sub> /ha/rok)
Kulturowe	3.1.1.1	Ekosystemy pogórnice atrakcyjne dla turystyki kwalifikowanej oraz rekreacji i wypoczynku. Potencjał
Typ ekosystemu: Zagłębienia poeksploatacyjne w fazie rekultywacji wodnej		
Zaopatrzeniowe	1.3.1.1	Zasoby wody – jeziorność (%)
Regulacyjne	2.2.1.3	Retencja wody w krajobrazie (mln m <sup>3</sup> )
	2.2.1.3	Regulacja powodzi (mln m <sup>3</sup> )
	2.2.2.3	Zbiorniki poeksploatacyjne przystosowane do pełnienia funkcji przyrodniczych (strome skarpy, niedostępne brzegi) (%)
	2.2.6.2	Wzrost parowania z powierzchni zbiorników powstałych w ramach rekultywacji wodnej (hm <sup>3</sup> /rok)
Kulturowe	3.1.1.1	Zbiorniki ukształtowane do pełnienia funkcji rekreacyjnych (łagodne zejście do wody, plaża, zagospodarowanie turystyczne) (%)
	3.1.1.1	Nowe formy turystyki i rekreacji związane z rozwojem potencjału wodnego obszaru
Typ ekosystemu: Krajobraz pogórnicy (mozaika ekosystemów)		
Regulacyjne	2.2.6.2	Średnia temperatura powierzchniowa ekosystemów pogórnich (°C). Efekt chłodzący

\*Ustandaryzowane nazwy polskojęzyczne usług ekosystemowych dostępne są w [aneksie 1.1](#).  
Źródło: opracowanie własne.

nieprzeciętny potencjał. W przypadku podtypów poddawanych rekultywacji rolnej warto podkreślić, że korzyści zaopatrzeniowe i regulacyjne osiągnęte są już od pierwszego roku, co wynika z przyjętego modelu rekultywacji biologicznej gruntów pogórnich. Model PAN opiera się na założeniu, że rekultywacja i zagospodarowanie gruntów zwałowisk nie są uzależnione od procesów glebotwórczych, lecz odwrotnie – procesy glebotwórcze i kształtująca się produktywność nowo tworzonego ekosystemu uzależnione są od metody rekultywacji. Usługi podtypów ekosystemów rekultywowanych w kierunku leśnym i wodnym rozwijają się wraz z zaawansowaniem procesów (porównaj rozdz. 6).

## **5. Zmiany usług ekosystemów związane z odkrywką eksploatacją węgla brunatnego (przed eksploatacją, po eksploatacji)**

Zmiany krajobrazu pod wpływem działalności górniczej i kreowanie nowych ekosystemów pogórnich w procesie rekultywacji prowadzi do kształtowania nowej struktury krajobrazu zapewniającej specyficzne usługi ekosystemów. Ocena łącząca analizę zmian użytkowania na podstawie historycznych (sprzed rozpoczęcia eksploatacji) i współczesnych materiałów kartograficznych (po eksploatacji) oraz planów rekultywacji zakładających różne scenariusze zagospodarowywania terenów pogórnich, w połączeniu z koncepcją usług ekosystemów daje możliwość porównywania korzyści/strat wynikających z podjętych decyzji planistycznych. Ułatwia również ustalenie priorytetów i dostosowanie planów rekultywacji do celów rozwoju regionu czy wyzwań związanych z dokonującą się obecnie transformacją regionów górniczych w kierunku zeroemisyjnej gospodarki.

Ocena bazuje na prostych wskaźnikach, z których każdy niesie potencjał wyjaśniający uzyskiwane korzyści. Zaproponowany algorytm oceny może być wykorzystywany przez różnych interesariuszy uczestniczących w zarządzaniu terenami pogórnymi, szczególnie w procesie planowania. Taka ocena daje zobiektywizowaną, rodzajowo-ilościową informację o dynamice zmian ekosystemów w różnych horyzontach czasowych (przed eksploatacją i po eksploatacji). Określa, które podtypy ekosystemów i w jakim zakresie, odzyskują swój charakter i funkcje w procesie rekultywacji, a które są nowe i wpływają na rozwój nowych funkcji, niewystępujących w krajobrazie przedgórnym.

**Rozpoznanie i ocena zmian usług ekosystemów związanych z realizacją wodnej koncepcji rekultywacji terenów pogórnich w Wielkopolsce Wschodniej.  
Przykład terenu górnego Adamów-Koźmin**

Największe wyzwanie dla Wielkopolski Wschodniej stanowi przeciwdziałanie suszy. Intensywność i zasięg tego zjawiska wzrasta, a rejon Konina i Turku klasyfikuje się jako obszar o największym deficycie wody w skali kraju związanym z uwarunkowaniami naturalnymi, pogłębionymi długofalowym oddziaływaniem odkrywkowej eksploatacji węgla brunatnego.

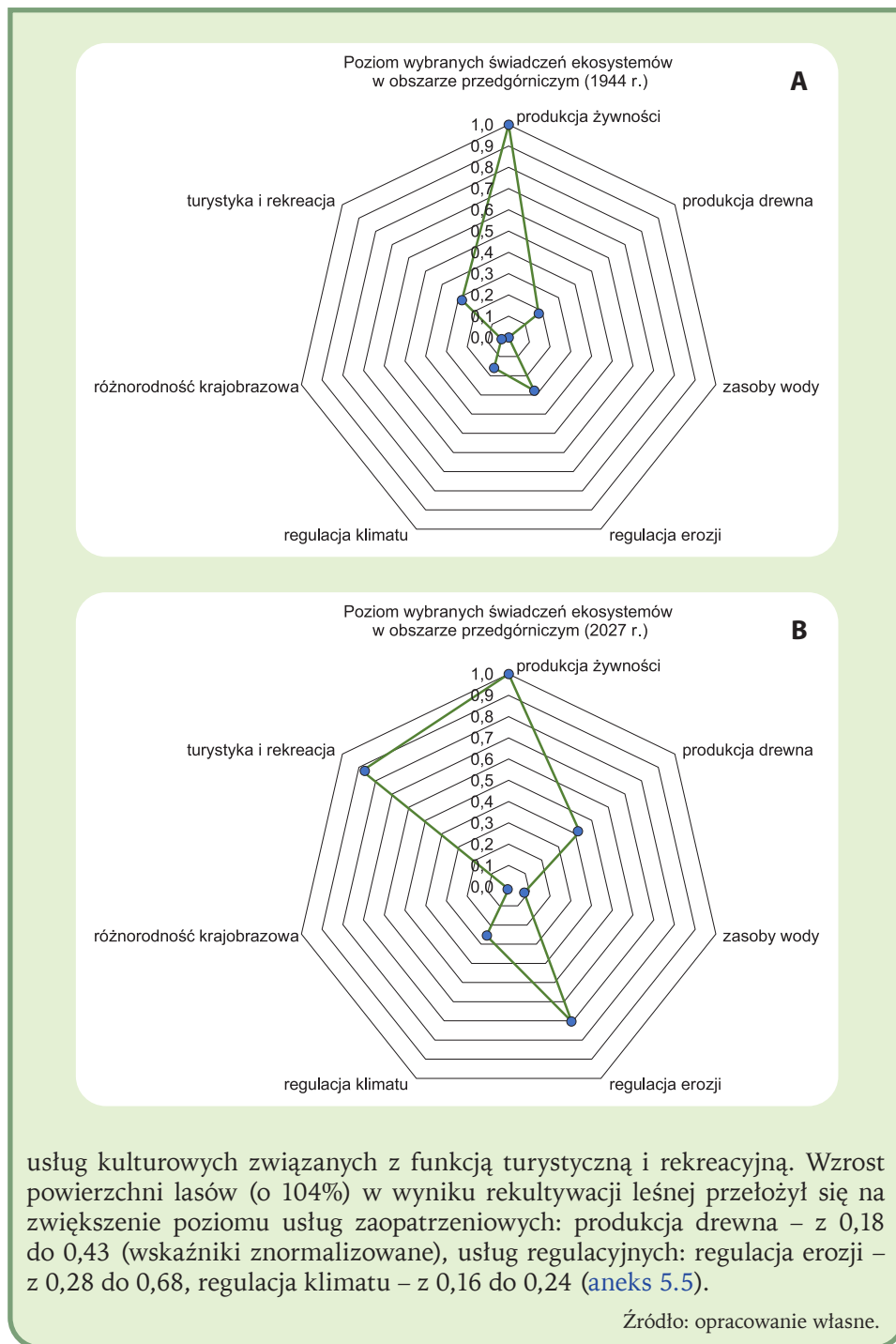
ZE PAK S.A. we współpracy z PGW Wody Polskie przygotował zintegrowany program odbudowy stosunków wodnych. Koncepcja kształtowania zlewni rzek i jezior w rejonie odkrywek węgla brunatnego opiera się na wykorzystaniu wyrobisk pokopalnianych do prowadzenia gospodarki retencyjnej, przeciwpowodziowej oraz dla produkcji energii. Zakłada ona ukształtowanie pojezierzy antropogenicznych w procesie rekultywacji wodnej. Na terenach pogórnich KWB Konin funkcjonować będzie 13 zbiorników poeksploatacyjnych, z których 6 już istnieje, 3 są w trakcie napełniania, a trzy kolejne są planowane. W Zagłębiu Adamowskim docelowo powstanie 9 zbiorników wodnych: budowę 3 zbiorników zakończono, 4 zbiorniki są napełniane, a 2 w trakcie przygotowania do napełniania.

Do oceny różnic między korzyściami dostarczanymi przez ekosystemy pogórnice a korzyściami, jakie zapewniały ekosystemy w okresie przedgórnym, zastosowano koncepcję usług ekosystemów w kontekście zmian struktury terenu górnego Adamów-Koźmin.

Zmiany użytkowania objęły dwukrotny wzrost powierzchni ekosystemów leśnych, które wyparły tereny łąkowe i część rolniczych. Nowymi elementami struktury użytkowania związanymi z przyjętym wodnym kierunkiem rekultywacji są wielkopowierzchniowe zbiorniki wodne kształtowane w obrębie zwałowisk wewnętrznych i zagłębień końcowych. Wobec braku dużych zbiorników wodnych w przedgórnym, starogłacjalnym krajobrazie powstanie wielofunkcyjnych zbiorników wodnych stanowi znaczącą zmianę w strukturze krajobrazu i przyczyni się do wystąpienia specyficznych usług związanych z ekosystemami wodnymi.

W terenie pogórnym kształtowanym w procesie rekultywacji (zakończenie planowane na rok 2027 r.) analizowane usługi wzrosły (ryc. A, B).

Wyjątkiem jest świadczenie zaopatrzeniowe związane z produkcją żywności, którego poziom obniżył się (spadek wskaźnika o 18%), niemniej jego wartość pozostaje najwyższa na tle pozostałych analizowanych usług. Natomiast struktura pozostałych usług jest bardziej zrównoważona, co graficznie przedstawia mniej zwarty wykres radarowy ukazujący poziom usług w obszarze pogórnym. Po zrealizowaniu zakładanych scenariuszy budowy zbiorników wodnych zasoby wodne wzrosną o 365%. Zbiorniki wodne jako nowe elementy krajobrazu kreują nowe przestrzenie turystyczne, co wpłynęło na wzrost



## 6. Zmiany usług ekosystemów w poszczególnych fazach rekultywacji (początkowa, zaawansowana i dojrzała)

Kształtowanie ekosystemów pogórniczych i osiągnięcie przez nie wtórnej równowagi jest procesem, w czasie którego wydzielić można trzy charakterystyczne fazy rozwoju:

- początkowa – faza inicjacji procesów rekultywacyjnych w pierwszych latach, zdominowana przez rekultywację techniczną (podstawową) surowych gruntów, obejmującą odpowiednie ukształtowanie rzeźby (zazwyczaj wyrównanie), uregulowanie stosunków wodnych (sieć rowów opaskowych zbiorczych wraz z kanalizacją rurową) oraz budowę dróg: ze wstępną fazą rekultywacji biologicznej polegającej na stosowaniu zabiegów, które zmierzają do tego, aby na powierzchni – uprzednio zrehabilitowanej technicznie – wytworzyć warstwę gleby sposobami stosowanymi w rolnictwie (mechaniczna uprawa gruntu, nawożenie i wprowadzenie mieszanek roślin próchnicotwórczych i fitomelioracyjnych);
- zaawansowana – ekosystemy kształtowane między 10 a 20 rokiem rekultywacji, w fazie rozwoju – kształtowania właściwości fizycznych i chemicznych (struktury gruntu, jego chemizmu, zasobności, miąższości profilu glebowego);
- dojrzała – ekosystemy po okresie 20-letniej rekultywacji, przywrócone do stanu właściwego (wtórna równowaga), o właściwościach zbliżonych do ekosystemów nieprzekształconych przez górnictwo, stanowiących ich otoczenie.

Każdą z tych faz charakteryzują zróżnicowane cechy ekosystemów pogórniczych wynikające ze specyfiki działań podejmowanych na kolejnych etapach rekultywacji. Zróżnicowanie cech ekosystemów pogórniczych w różnych fazach rekultywacji wpływa na strukturę i poziom świadczonych przez nie usług.

### **Zmiany pakietu usług ekosystemowych na obszarze pogórnym odkrywki Kazimierz Północ w poszczególnych fazach rekultywacji (początkowa, zaawansowana i dojrzała)**

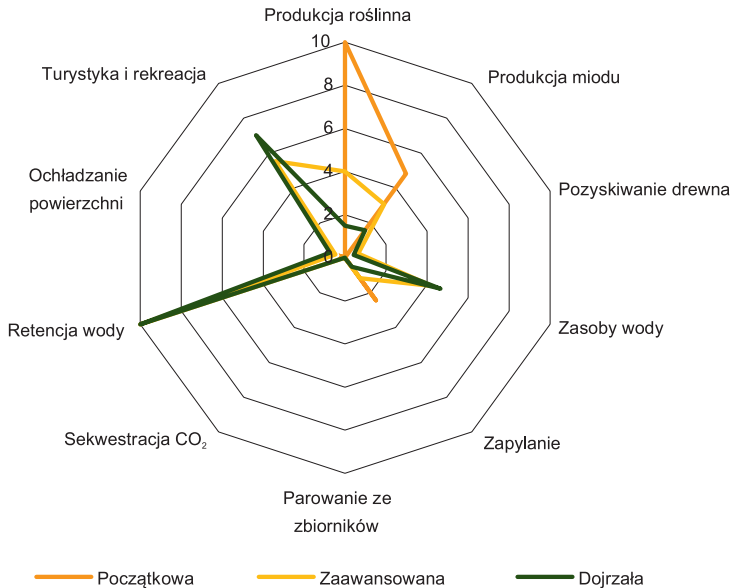
Ocenie poddano zmiany pakietu usług ekosystemów na obszarze pogórnym odkrywki Kazimierz Północ związane z postępowaniem procesu rekultywacji. Podstawę oceny 11 usług ekosystemowych (5 zaopatrzeniowych, 5 regulacyjnych, 1 kulturowej) stanowiła dokumentacja rekultywacji likwidowanego Zakładu Górniczego Kazimierz Północ (marzec 2022). W ukształtowaniu terenu wyraźnie zaznacza się wyrobisko końcowe, a nadkład deponowany w wyrobisku górniczym w czasie eksploatacji tworzy zwałowisko wewnętrzne. Dla powstałych typów ekosystemów (801 ha) zaplanowano 5 kierunków rekultywacji – rolny, wodny, leśny, rekreacyjny, inny (ścieżka rekreacyjna, droga dojazdowa, obudowa przeciwoerozyjna skarp, teren zieleni po ustabilizowaniu przeznaczony pod zabudowę rekreacyjną). W etapie wstępnym badań określono charakterystyczne cechy ekosystemów pogórniczych kształtowane

w poszczególnych fazach rekultywacji, a uwzględniając zmienność tych cech, oceniono potencjał do dostarczania usług zaopatrzeniowych, regulacyjnych i kulturowych w 4-stopniowej skali (brak, niski, przeciętny, wysoki potencjał).

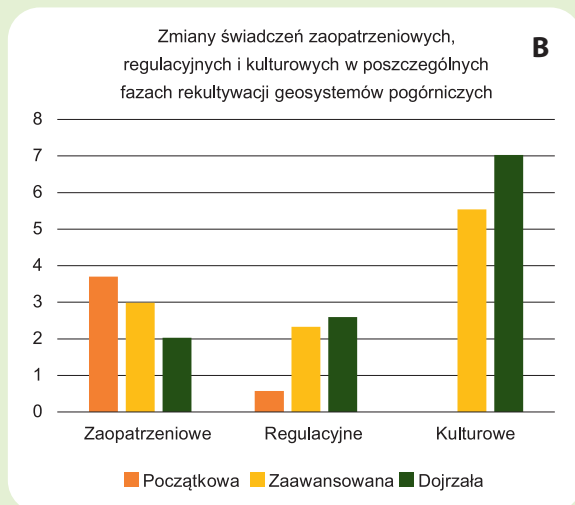
W kolejnym etapie, biorąc pod uwagę przekształcenia ekosystemów w ramach rekultywacji, oceniono zmiany wielkości wiązki usług ekosystemów pogórniczych. W początkowej fazie rekultywacji najwyższy poziom osiągają usługi zaopatrzeniowe, niewielki jest poziom usług regulacyjnych, usługi kulturowe nie występują. Duży potencjał do produkcji roślinnej generowany jest przez udział gruntów poddanych rekultywacji biologicznej (ryc. A). Znaczący wpływ na wielkość usług zaopatrzeniowych ma produkcja miodu, której potencjał związany jest z dostępnością dużego areалу pożytków pszczelich, bowiem lucerna stosowana w rekultywacji rolnej jest również wydajną rośliną miododajną. W zaawansowanej fazie rekultywacji pakiet usług dostarczanych przez ekosystemy pogórnicze wyraźnie się rozszerza. W pakiecie, który tworzy wiązka 11 usług, 9 wykazywało wzrost o 5% lub więcej. W stosunku do fazy początkowej nastąpił istotny wzrost usług regulacyjnych. W strukturze zaznacza się wysoki poziom korzyści wynikających z retencji wody w krajobrazie. Wysoki poziom osiągają również wskaźniki opisujące zasoby wodne oraz zasoby dla turystyki i rekreacji, które rozwijają się wraz z wypełnianiem się wodą zagłębień poeksploatacyjnych.

Zmiany wartości zestawu usług ekosystemowych w poszczególnych fazach rekultywacji (zestawienie porównawcze)

**A**







Na wzrost usług regulacyjnych wpływ mają wykształcone na tym etapie rekultywacji ekosystemy leśne (sekwestracja, ochładzanie powierzchni). Zaawansowany rozwój ekosystemów wodnych i leśnych przekłada się na najwyższy, w stosunku do pozostałych, wzrost usług kulturowych. W zaawansowanej fazie rekultywacji obniżył się poziom usług zaopatrzeniowych, co związane jest z redukcją powierzchni gruntów uprawianych w systemie pastewnym. W dojrzałej fazie rekultywacji w wiązce 11 usług 8 wykazuje wyższy poziom. Najwyższe wartości mają usługi związane z rozwojem zbiorników wodnych (retencja wody, zasoby wody, turystyka i rekreacja), które w fazie dojrzałej osiągają swoje docelowe parametry (powierzchnia, objętość). Prognozuje się wzrost poziomu usług kulturowych w zakresie turystyki i rekreacji wodnej. W efekcie w strukturze usług pojawią się korzyści związane z rozwojem nieistniejących wcześniej na tym terenie form aktywności sportowej, turystycznej, rekreacyjnej i wypoczynkowej (aneks 5.6).

Źródło: opracowanie własne.

## 7. Usługi ekosystemów pogórniczych jako wsparcie dla realizacji polityki lokalnej

Koncepcja usług ekosystemowych, dzięki wypracowaniu możliwych do zaadaptowania wskaźników, może stanowić narzędzie dla praktyków do oceny wpływu lokalnej polityki przestrzennej na wybrane komponenty (społeczny, gospodarczy czy środowiskowy). W sposób szczególny odnosi się do oceny wpływu zmian będących efektem decyzji o kierunkach rekultywacji i zagospodarowania gruntów pogórniczych, które stanowią zasób przestrzeni do zagospodarowania.

Prezentowane przykłady oceny usług ekosystemów pogórnich wykazały, że w fazie wydobywania i bezpośrednio po zakończeniu eksploatacji podaż usług ekosystemowych jest ograniczona, a działalność górnicza wpływa negatywnie na ich strukturę i poziom. Natomiast faza rekultywacji tworzy potencjał do zwiększania różnych usług w takim zakresie, jaki na obszarach niegórnich byłby ograniczony bądź niemożliwy do uzyskania. Wynika to z faktu, że zdegradowane tereny pogórnice są kształtowane od „punktu zero” (surowe grunty pogórnice) i nadanie im nowych funkcji napotyka na zdecydowanie mniej ograniczeń niż przekształcanie zagospodarowanych przestrzeni. To uświadamia wagę decyzji o kierunkach rekultywacji, a jednocześnie szeroki pakiet możliwości ich wykorzystania.

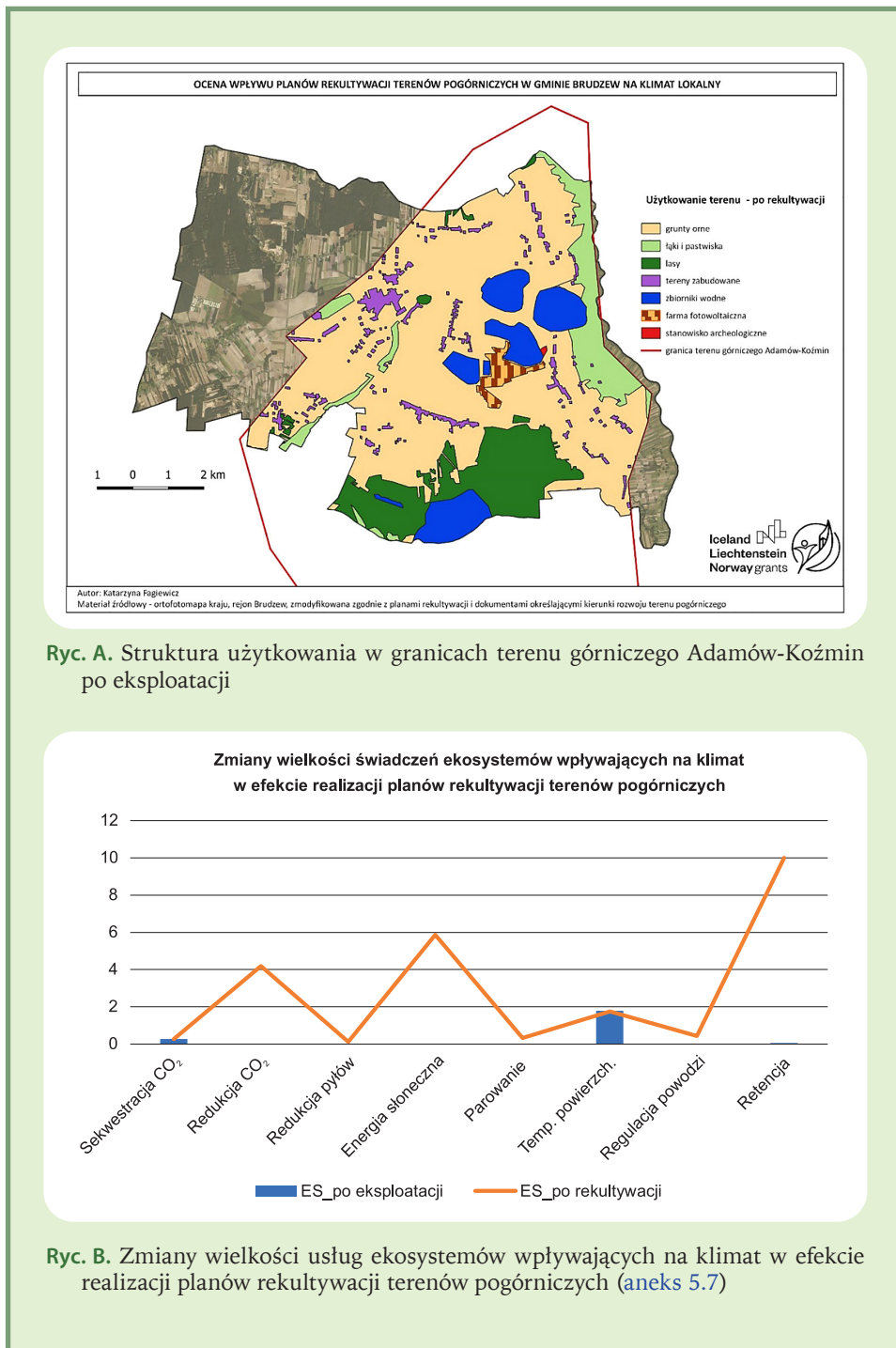
Podejmowanie decyzji w zakresie kształtowania terenów pogórnich musi być wsparte oceną skutków ich realizacji. Ocena, zależnie od potrzeb, może dotyczyć wpływu podejmowanych działań rekultywacyjnych na środowisko, ich znaczenia dla wypełniania założeń przyjętych polityk lokalnych czy stopnia realizacji założonych celów rozwoju danego obszaru.

Zastosowanie oceny wpływu na etapie planowania rekultywacji, określania kierunków działań i przygotowywania projektów dla różnych zakładanych scenariuszy wspomaga wybór optymalnego, wpisującego się w wizję rozwoju regionu.

Rozpoznanie usług świadczonych przez ekosystemy zdegradowane jest kluczowym elementem koncepcji ich wykorzystania jako zasobu przestrzeni w powiązaniu z planami rekultywacji, dokumentami planistycznymi i programami ochrony środowiska. Ważne jest kształtowanie świadomości lokalnych społeczności i administracji samorządowej na temat korzyści, jakie mogą dostarczać ekosystemy zdegradowane, postrzegane zwykle w kategoriach negatywnego wpływu na środowisko, a nie potencjału do wykorzystania.

**Ocena wpływu planów rekultywacji terenów pogórnich na strukturę i poziom usług ekosystemów wspierających przeciwdziałanie i adaptację do zmian klimatu.  
Przykład gminy Brudzew**

Ocenie poddano wpływ założeń lokalnej polityki przestrzennej związanej z rekultywacją terenów pogórnich na lokalny klimat. Metoda zakłada opracowanie dwóch map. Pierwsza przedstawia stan terenów pogórnich odkrytki Koźmin po zakończeniu eksploatacji (surowe grunty pogórnice), druga odzwierciedla strukturę użytkowania terenu pogórnicego po wdrożeniu założeń planów rekultywacji i dokumentów określających kierunki rozwoju terenów pogórnich zlokalizowanych w obrębie gminy Brudzew (strategia promocji gminy Brudzew, miejscowe plany zagospodarowania dla terenów pogórnich). Mapa ukazująca zmiany przestrzeni po zakończeniu procesu rekultywacji i rewitalizacji terenów pogórnich (ryc. A) stanowiła podstawę do oceny korzyści, jakich dostarczać będą wykształcone ekosystemy pogórnice dla regulacji lokalnego klimatu.



Najbardziej istotne zmiany w użytkowaniu gruntów wynikają z rolnego i wodnego kierunku rekultywacji. W efekcie w granicach terenu górniczego powierzchnia gruntów ornych wzrosła o 481,5 ha. Znaczący udział w strukturze mają zbiorniki wodne, o łącznej powierzchni 607,4 ha, co stanowi 7,85% terenu górniczego i 5,4 % powierzchni gminy Brudzew. W niewielkim zakresie zmieniła się powierzchnia użytków zielonych, lasów i terenów zabudowanych. Nowym elementem w przestrzeni jest farma fotowoltaiczna zlokalizowana na obszarze 112 ha gruntów pogórnich. Moc nominalna farmy PV wynosi 70 MW i jest to jedna z największych instalacji tego typu w Polsce. Z ocenionych 4 usług odnoszących się do przeciwdziałania zmianom klimatu i 4 usług wspierających adaptację wszystkie wykazały wzrost (ryc. B). Szczególnie dotyczyło to usług regulacyjnych (regulacja obiegu wody, zwiększenie retencji wody w krajobrazie, przeciwdziałanie powodzi, wzrost parowania). Należy podkreślić istotne znaczenie usług abiotycznych, związane z wykorzystaniem gruntów pogórnich jako przestrzeni dla produkcji energii słonecznej.

Źródło: opracowanie własne.

## Literatura

- Chmielewski T.J., 2012. Systemy krajobrazowe. Struktura – funkcjonowanie – planowanie. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Degórski M., 2005. Środowisko przyrodnicze a środowisko geograficzne. [W:] W. Maik, K. Rembowska, A. Suliborski (red.), Geografia jako nauka o przestrzeni, środowisku i krajobrazie. Podstawowe Idee i Koncepcje w Geografii, 1: 116–129.
- Degórski M., 2009. Krajobraz jako odbicie przyrodniczych i antropogenicznych procesów zachodzących w megasystemie środowiska geograficznego. *Problemy Ekologii Krajobrazu*, 23: 53–60.
- Lewoń K., Jemielski M., Koj A., 1999. Charakterystyka zespołu przyrodniczo-krajobrazowego Zabie Doły. *Aura*, 3.
- Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services, 2013.
- Naworyta W., 2013. Nieco krytycznie o rekultywacji. *Surowce i Maszyny Budowlane*, 1(541): 16–22.
- Nita J., 2013. Zmiany w krajobrazie powstałe w wyniku działalności górnictwa surowców skalnych na obszarze Wyżyn Środkowopolskich. Uniwersytet Śląski, Katowice.
- Nita J., Myga-Piątek U., 2005. Poszukiwanie możliwości zagospodarowania obszarów poeksploatacyjnych w celu zachowania ich walorów geologicznych i krajobrazowych. *Tech. Poszuk. Geol. Geosynoptyka i Geotermia*, 3: 53–71.
- Oliver L., Ferber U., Grimski D., Millar K., Nathanail P., 2011. The Scale and Nature of European Brownfields. Environmental Liability Transfer in Europe: Divestment of Contaminated Land for Brownfield Regeneration Report NICOLE Brownfield Working Group, May 2011.
- Orlikowski D., Szwed L., 2009. Wodny kierunek rekultywacji w KWB Adamów SA inwestycją w przyszłość regionu. *Górnictwo i Geoinżynieria*, 3(2).
- Kazimierczak U., Misior M., 2008. Odkrywkowa eksploatacja surowców mineralnych a środowisko naturalne. *Surowce i Maszyny Budowlane*, 5(392): 72–74.

- Ostręga A., Uberman R., 2005. Formalnoprawne problemy rewitalizacji terenów przemysłowych, w tym pogórnich. *Górnictwo i Geoinżynieria*, 29(4): 115–127.
- Pancewicz A., 2011. Środowisko przyrodnicze w odnowie krajobrazu przemysłowego. Wydawnictwo Politechniki Śląskiej, Gliwice.
- Pietrzyk-Sokulska E., 2005. Kryteria i kierunki adaptacji terenów po eksploatacji surowców skalnych. Studium dla wybranych obszarów Polski. *Studia, Rozprawy, Monografie*, 131. WIGSMiE PAN, Kraków.
- Pietrzyk-Sokulska E., 2008. Tereny pogórnice szansą rozwoju obszarów ich występowania. Studium na przykładzie Wyżyny Krakowsko-Częstochowskiej. Wydawnictwo IGSMiE PAN, Kraków.
- Pietrzyk-Sokulska E., 2011b. Zbiorniki wodne w województwie małopolskim jako istotny element jakości środowiska. Cz. 2. Charakterystyka wybranych antropogenicznych zbiorników wodnych województwa małopolskiego. *Zeszyty Naukowe IGSMiE PAN*, 80: 37–65.
- Pietrzyk-Sokulska E., 2013. Zmiany Wyżyny. Wpływ eksploatacji kopalin na kształtowanie krajobrazu Wyżyny Krakowsko-Częstochowskiej. *Surowce i Maszyny Budowlane*, 1(541): 24–31.
- Rzętała M., 2008. Funkcjonowanie zbiorników wodnych oraz przebieg procesów limnicznych w warunkach zróżnicowanej antropopresji na przykładzie regionu górnośląskiego. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice.

**Kinga Krauze\*<sup>1</sup>, Renata Włodarczyk-Marciniak<sup>1</sup>, Mariusz Sojka<sup>2</sup>,  
Joanna Jaskuła<sup>2</sup>, Iwona Wagner<sup>3</sup>**

## **Rozdział 6**

# **Usługi ekosystemów wód słodkich**

### **1. Znaczenie usług ekosystemów słodkowodnych i od nich zależnych**

Analiza usług ekosystemów słodkowodnych i od nich zależnych jest zarówno interesującym wyzwaniem naukowym – ze względu na dosyć ograniczony zakres dotychczasowych opracowań – jak i koniecznością w świetle ograniczonych zasobów wodnych Polski, których dostępność stale maleje<sup>1</sup>. Przyczyną takiego stanu rzeczy jest działalność człowieka wpływająca na ekosystemy słodkowodne pośrednio, z jednej strony poprzez zmiany klimatu, z drugiej – konsekwentne ignorowanie związków przyczynowo-skutkowych, np. oddziaływania spadku różnorodności gatunkowej na regulację cyklu wodnego, i bezpośrednio, poprzez nieracjonalne wykorzystanie zasobów: przestrzeni, wody, gatunków. Efektem obu są powtarzające się susze meteorologiczne, skłaniające do intensyfikacji wykorzystania ekosystemów słodkowodnych jako źródła wody do nawodnień, zwiększenia poborów wód podziemnych oraz ewentualnego transportu wody z jednej jednolitej części wód powierzchniowych (JCWP) do innej. Tymczasem pomiędzy usługami ekosystemowymi bardzo często zachodzą interakcje – wspierające lub konkurencyjne, co decyduje o końcowym wpływie działań ludzkich na stan przyrody i tym samym jej możliwości dalszego świadczenia usług. W przypadku synergii – nadmierne wykorzystanie jednej usługi może prowadzić również do ograniczenia usługi z nią współwystępującej czy ją wspierającej, ponieważ zależność jest obopólna. Zagrożenie dla jakości życia ludzi i zdrowia ekosystemów

<sup>1</sup> <https://www.gov.pl/web/susza/najnowszy-raport-gus--polska-na-24-miejscu-w-unii-europejskiej-pod-wzgleciem-odnawialnych-zasobow-wody-slodkiej>

<sup>1</sup> Europejskie Regionalne Centrum Ekohydrologii Polskiej Akademii Nauk

<sup>2</sup> Katedra Melioracji, Kształtowania Środowiska i Gospodarki Przestrzennej, Wydział Inżynierii Środowiska i Inżynierii Mechanicznej Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu

<sup>3</sup> Katedra UNESCO Ekohydrologii i Ekologii Stosowanej, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska Uniwersytetu Łódzkiego

\*k.krauze@erce.unesco.lodz.pl

związane z konkurencją między usługami wynika z decyzji dotyczących zarządzania środowiskiem – jeśli priorytetem jest np. pozyskanie wody, faworyzowanie tej właśnie funkcji przyrody może prowadzić do zignorowania innych, np. ochrony siedlisk, czyli uzyskania jednego świadczenia niezależnie od kosztów wynikających z utraty innych (aneks 6.1).

Z tej perspektywy konieczna jest umiejętność właściwej identyfikacji terenów kluczowych dla usług ekosystemów zwiększających szeroko pojęte bezpieczeństwo wodne, jak również krytycznych dla innych usług zaopatrzeniowych (np. rośliny wykorzystywane jako żywność, materiał lub paliwo), dla usług regulacyjnych (bioremediacja, regulacja klimatu, procesy glebotwórcze, zapylenie, rozsiewanie nasion, regulacja zagrożeń biologicznych), a także usług kulturowych (edukacja, dostęp do materiału genetycznego, relaks).

Jest to konieczność nie tylko wynikająca z potrzeby ochrony przyrody i jej zasobów dla przyszłych pokoleń. Badania wskazują, że ponad 78% europejskich firm uznaje dostępność dobrej jakości słodkiej wody za kluczową dla ich bezpośredniej działalności biznesowej, a 193 firmy poddane badaniom ankietowym wskazały, że kryzys związany z ekosystemami słodkowodnymi przekłada się na ryzyko finansowe rzędu 14 mld euro<sup>2</sup>.

Co więcej wszelkie działania wykorzystujące rozwiązania oparte na naturze i dążeniu do neutralności klimatycznej wymagają zabezpieczenia krytycznych ekosystemów słodkowodnych i ich funkcji. Komisja Europejska zaproponowała przeznaczenie co najmniej 25% budżetu UE na klimat w ramach europejskiego planu inwestycyjnego w zakresie zielonego ładu, którego celem jest zmobilizowanie 1 mld euro inwestycji w ciągu 10 lat<sup>3</sup>. Należy zatem uznać, że regiony/gminy zyskują konkurencyjność rynkową i znaczące możliwości finansowe realizacji założeń zrównoważonego rozwoju, jeśli będą w stanie właściwie zidentyfikować obszary kluczowe z punktu widzenia świadczenia usług przez ekosystemy słodkowodne, skwantyfikować te usługi, czyli określić potencjał przyrody do świadczenia usług, przyjmując za punkt wyjścia stan środowiska i presję człowieka, a także właściwie chronić ten potencjał i mądrze go spożytkować.

Polskie ustawodawstwo w niewielkim stopniu uwzględnia usługi ekosystemów słodkowodnych. Dokument nadrzędny, czyli Prawo wodne (Dz.U.2022.2625, 15 marca 2023 r.) odnosi się wyłącznie do usług zaopatrzenia w wodę, czyli poboru wód powierzchniowych i podziemnych oraz odbioru i rozcieńczania ścieków. Inne usługi zaopatrzeniowe objęte są aktami prawnymi dotyczącymi specyficznych obszarów – lasów, terenów rolniczych, terenów miejskich. Plany gospodarowania wodami i ich aktualizacje (aPGW) uwzględniają dodatkowo usługi siedliskowe, natomiast ignorują ubezpieczeniową rolę ekosystemów, np. w zapobieganiu powodziom i suszom. Generalnie, pomimo rosnącej świadomości w zakresie rozwiązań opartych na przyrodzie (NBS), usługi regulacyjne właściwie nie są brane pod uwagę w dokumentach strategicznych lub planistycznych.

---

<sup>2</sup> <https://watereurope.eu/water-security-represents-one-of-the-greatest-challenges-that-businesses-investors-governments-and-citizens-will-face-in-the-upcoming-decades/>

<sup>3</sup> <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/HTML/?uri=CELEX:52019DC0640&from=DE>

Pojawiają się jedynie jako element rekomendacji w zakresie np. renaturyzacji rzek (Pawlaczyk i in. 2020) lub procesów utrzymaniowych rzek i zbiorników wodnych (MGGP 2018). Tymczasem w Europie i na świecie coraz częściej dyskutuje się nad koniecznością wprowadzenia opłat za usługi ekosystemowe (PES – *payments for ecosystem services*), spośród których najczęściej wspominane, a związane z ekosystemami słodkowodnymi, są: sekwestracja węgla, ochrona bioróżnorodności, ochrona zasobów wodnych czy walory krajobrazowe (ekoturystyka) (Fripp 2014). Pierwszym krokiem do wprowadzenia podobnych opłat jest możliwość oceny wielkości i wartości świadczonych usług, do czego, jak liczymy, przyczyni się projekt ECOSERV-POL.

## 2. Uwarunkowania analizy usług ekosystemów słodkowodnych

Prace nad identyfikacją i oceną usług ekosystemów słodkowodnych przebiegały w kilku etapach. W pierwszym skupiono się na identyfikacji obszarów krytycznych dla świadczenia usług. Niezależnie, czy istnieje możliwość określania wielkości podaży tych usług w planowaniu przestrzennym i ocenie wpływu inwestycji na środowisko, konieczne jest przestrzeganie zasady bezwzględnej ochrony obszarów, które jako jedyne w przyjętej skali przestrzennej są w stanie dostarczyć konkretną usługę, oraz tych, które świadczą wiele usług jednocześnie. Zdefiniowano też wskaźniki, które wskazują na współwystępowanie konkretnych usług.

W drugim etapie opracowano, w oparciu o literaturę, matrycę interakcji między usługami, która w przypadku braku pełnych danych potrzebnych do obliczenia wskaźników pozwoli ustalić, jak priorytet dla jednej usługi w planach gospodarowania wodami może wpłynąć na inne. Opracowano też metodę analizy konkurencji i synergii między usługami w oparciu o tę matrycę. Metoda ta pozwala wyznaczyć potencjalne konflikty wynikające z preferowania określonych scenariuszy zagospodarowania terenu.

W trzecim etapie zaproponowano metodykę wyliczania konkretnych wskaźników w oparciu o dane, co umożliwi kwantyfikację wpływu planowania przestrzennego oraz planów gospodarowania wodami na ekosystemy słodkowodne.

Przedmiotem analizy były trzy podsystemy ekosystemów wód słodkich: wody płynące (rzeki, strumienie), wody stojące (jeziora, zbiorniki, stawy, oczka wodne) oraz ekosystemy od wód zależne (szuwały, bagna, lasy bagienne).

Taka kategoryzacja wyłania wyzwanie, którym jest przestrzenna i funkcjonalna łączność podtypów ekosystemów słodkowodnych, np. bagna, szuwały czy lasy bagienne występują najczęściej na terasach zalewowych rzek albo w zlewni bezpośredniej, a nawet w obrębie linii brzegowej jezior, zatem ich rozpatrywanie jako niezależnych systemów jest często, w kontekście usług ekosystemowych, merytorycznie nieuzasadnione. Zdecydowano zatem, że w skali lokalnej, w której pojawiają się strugi o szerokości poniżej metra, oczka wodne lub niewielkie mokradła o powierzchni zaledwie kilku metrów kwadratowych, będą one uznane za element terasy zalewowej rzeki lub zlewni bezpośredniej zbiornika. Większe



ekosystemy wyodrębniono jako niezależne układy przyrodnicze stanowiące odpowiednio hydro- i geokompleksy (wyjaśnienie w dalszych częściach rozdziału).

W zakresie samej metodyki należy wziąć pod uwagę cztery aspekty:

1. Niniejszy rozdział skupia się na usługach ekosystemów wód słodkich, nie uwzględniając zależnych od wody usług terenów rolniczych i leśnych ani usług ekosystemów słodkowodnych w miastach.
2. Większość powszechnie przyjętych wskaźników usług ekosystemów słodkowodnych oparta jest na danych pochodzących z pomiarów bezpośrednich w terenie lub zaawansowanego modelowania matematycznego (EU 2014, Maes i in. 2018). Takie źródła danych pozwalają na uzyskanie najlepszych wyników oceny usług i powinny być faworyzowane. Podręcznik skupia się natomiast na wskaźnikach budowanych w oparciu o istniejące bazy danych lub mapy, tym samym w większości zaproponowano wskaźniki przybliżone, co nie odbiera im wartości merytorycznej i praktycznej.
3. Istotny w metodyce oceny usług ekosystemów słodkowodnych jest stopień agregacji danych. Ekologia wód wskazuje podejście zlewniowe jako to, które pozwala na uwzględnienie wszelkich interakcji między biotycznymi a abiotycznymi elementami zlewni wpływającymi na stan ilościowy i jakościowy wód (Zalewski i in. 2021). Podejście takie znajduje odzwierciedlenie w Ramowej Dyrektywie Wodnej (RDW) – podstawowym dokumencie unijnym w zakresie gospodarki wodnej – oraz wspierających ją dokumentach wykonawczych, czyli planach gospodarowania wodami (PGW) odnoszących się do zlewni JCWP. Dla nich prowadzony jest między innymi monitoring elementów hydromorfologicznych, fizykochemicznych i biologicznych. Równocześnie wiele danych, zwłaszcza dotyczących usług zaopatrzeniowych i kulturowych (np., zaopatrzenie w wodę, pozyskiwanie materiałów mineralnych i niemineralnych, turystyka i in.), agregowanych jest na poziomie gmin, których granice nie pokrywają się z granicami zlewni JCWP. Dlatego należy mieć na uwadze, że wykorzystanie, w tych samych analizach, danych agregowanych dla różnych jednostek przestrzennych prowadzi do nieścisłości. Nadal jednak jest sposobem na uzyskanie przybliżonej informacji o wymiarze świadczonych usług. Jedną z metod poradzenia sobie z ograniczeniami agregacji danych jest np. analiza procentowego udziału powierzchni jednostek administracyjnych w zlewniach JCWP i przypisanie określonego procentowego udziału usługi w zależności od pokrywających się powierzchni. W metodyce opisanej w tym rozdziale, a obejmującej dwa studia przypadku zaprezentowano analizy z perspektywy jednej gminy (aneks 6.1–6.2).
4. Inna forma agregacji danych odnosi się do produktywności rzek i jezior, która jest sprawozdawana w okręgu wędkarskim o niejasnych granicach (dostępnych w formie opisowej, odcinków rzek oraz zbiorników, jezior i stawów). W tym wypadku pozostaje wykorzystanie wartości uśrednionych dla poszczególnych JCWP wymienionych w sprawozdaniach Polskiego Związku Wędkarskiego.

### 3. Zakres obecnego (pośredniego) wykorzystania informacji o usługach ekosystemowych

Punktem wyjścia oceny usług ekosystemów słodkowodnych jest identyfikacja granic ekosystemu. W tym przypadku dla rzek wykorzystano mapy ryzyka i zagrożenia powodziowego opracowane w związku z Dyrektywą 2007/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2007 r. w sprawie oceny ryzyka powodziowego i zarządzania nim. W przypadku jezior i zbiorników przyjęto, że granicą ekosystemu jest bufor 500 m od linii brzegowej jeziora, bufor 50 m w przypadku stawów i bezpośrednia linia brzegowa mokradła.

Podstawowym źródłem danych o ekosystemach słodkowodnych jest monitoring JCWP prowadzony na potrzeby Państwowego Monitoringu Środowiska. Najbardziej przydatne elementy systemu oceny to:

- HIR (Hydromorfologiczny Indeks Rzeczny), a w nim wskaźniki cech morfologicznych rzek, tj. struktura brzegów i dna, geometria koryta i jego krętość, roślinność, erozja, ciągłość rzeki i łączność rzeki z doliną;
- LHS (Lake Habitat Survey, czyli siedliskowa ocena jezior), obejmuje on cechy hydromorfologiczne – głębokość, długość linii brzegowej, strukturę dna i brzegów, zmienność poziomu wody, ocenę użytkowania terenu wzdłuż linii brzegowej, roślinności, aktywności w obrębie jeziora;
- ocena elementów biologicznych: obejmuje monitoring ichtiofauny, flory i bezkręgowców, w formie jakościowej (liczba i rodzaj gatunków), jak również ilościowej (biomasa na jednostkę powierzchni lub objętości);
- ocena elementów fizykochemicznych: obejmuje m.in. ocenę BZT5 i ChZT5, stężenia tlenu, żyzności wody mierzonej stężeniami różnych form azotu i fosforu.

Inne źródła danych wykorzystane w opracowaniu to:

- Baza Danych Elementów Hydromorfologicznych HYMO, zawierająca dane o presjach hydromorfologicznych, zatem pozwalająca z jednej strony na ocenę naturalności koryta rzecznoego (uzupełnienie HIR), z drugiej na pozyskanie informacji o produkcji energii; baza posłużyła do opracowania wskaźników usług regulacyjnych oraz produkcji energii jako usługi zaopatrzeniowej;
- karty kąpielisk wydawane przez Główny Inspektorat Sanitarny, które pozwalają na ustalenie zakresu wykorzystania wód do celów rekreacyjnych, zawierają bowiem kompleksową informację o wszelkiej infrastrukturze rekreacyjnej (pomosty wędkarskie, przystanie itd.); dane takie zostały użyte między innymi do opracowania wskaźników usług kulturowych, np. liczby kąpielisk w powierzchni zlewni JCWP jako wskaźnika fizycznych i empirycznych interakcji z przyrodą;
- wspomniane wcześniej informacje z obwodów rybackich Polskiego Związku Wędkarskiego oraz łowieckich, które pozwalają na ocenę naturalności i zasobności ekosystemów w odniesieniu do różnorodności gatunków zwierząt i ich biomasy;

- pozwolenia wodno-prawne wydawane przez Państwowe Gospodarstwo Wodne – Wody Polskie (PGW-WP), określające cel i zakres korzystania z wód, co pozwala na ocenę usług zaopatrzeniowych, potencjalnie również w wymiarze ilościowym, tj. pobór wód podziemnych lub wód powierzchniowych, odbiór i oczyszczanie ścieków, trwale odwadnianie gruntów, pozyskiwanie materiałów mineralnych i organicznych, dane te są zatem przydatne głównie w ocenie usług zaopatrzeniowych;
- bazy danych GDOŚ wyznaczające obszary chronione i zasięgi chronionych gatunków, które definiują potencjał świadczenia usług siedliskowych oraz zaopatrzeniowych i kulturowych;
- System Informacji Przestrzennej o Mokradłach Polski (IMUZ 2004–2006) (<http://www.gis-mokradla.info>), jedyna mapa referencyjna wskazująca lokalizację obszarów mokradłowych w Polsce; w tym wypadku należy podkreślić, że mapa musi być weryfikowana w oparciu o ortofotomapy, ponieważ większość mokradeł na niej wskazanych nie istnieje;
- mapy rolniczo-glebowe, potencjalnie pozwalają na określenie produktywności gleb dolin rzecznych, niestety często nie pokrywają obszaru dolin, gdyż uznaje się je za „gleby pod wodami”.

Odwołanie się wyłącznie do danych publicznych, niewymagających skomplikowanych analiz, prowadzi w rzeczywistości do wypracowania wskaźników niespecyficznych, czyli takich, które opisują więcej niż jedną usługę (wiązkę usług). Dzieje się tak, kiedy cechy ekosystemu decydują o wielu funkcjach.

W tabeli 1 pokazano niektóre ze wskaźników opracowanych na potrzeby projektu. I tak pierwsze trzy wskaźniki, odnoszące się do terenów chronionych, obliczyć można na podstawie baz danych z Systemu Informacji Przestrzennej o Mokradłach Polski oraz ortofotomap i map ISOK (patrz słowniczek), które pozwalają wyznaczyć granice systemów. Poszczególne wskaźniki wyznaczają w rzeczywistości wiązkę usług, w tym przypadku „powierzchnia chronionych terenów podmokłych w dolinach rzek” pozwala na przybliżoną kwantyfikację usług regulacyjnych obejmujących: regulację cykli hydrologicznych i przepływów (2.2.1.3), utrzymanie macecznych populacji roślin i zwierząt (2.2.2.3), regulację chemicznego stanu wód (2.2.5.1), regulację temperatury i wilgotności (2.2.6.2), regulację ruchu cieczy (5.2.1.2) oraz współwystępujących z nimi usług kulturowych, takich jak: możliwości interakcji pasywnych z przyrodą (3.1.1.2) oraz działań edukacyjnych (3.1.2.2).

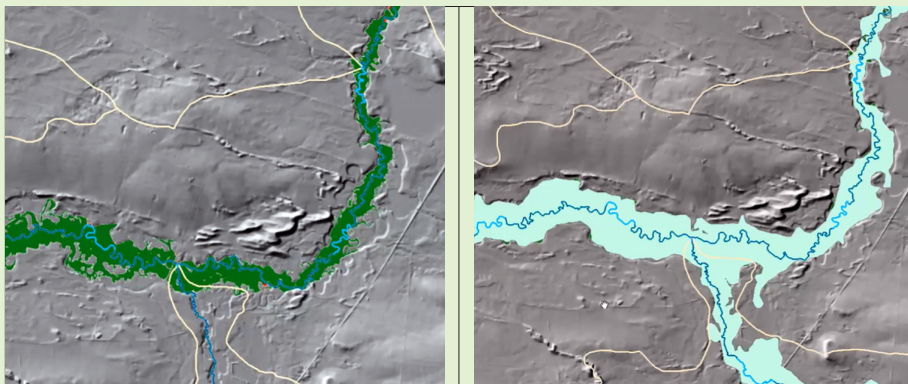
Jeśli weźmiemy pod uwagę wskaźnik „współczynnik krętości rzeki”, a „rozwinienia linii brzegowej” w przypadku jeziora, to dane potencjalnie mogą pochodzić odpowiednio z HIR lub LHS, o ile dla analizowanych JCWP był wykonywany monitoring hydromorfologiczny, lub z wyliczeń przeprowadzonych z ortofotomapy. Wskaźnik ten również nie kwantyfikuje pojedynczej usługi (aneks 6.3), ponieważ krętość rzeki wskazuje na większą łączność rzeki z doliną, możliwość występowania naturalnych siedlisk, terenów podmokłych i na większy opór hydrauliczny koryta. Tym samym wskaźnik wyznacza nie tylko możliwości regulacji cykli hydrologicznych (2.2.1.3) i ruchu cieczy (5.2.1.2), ale również utrzymania macecznych siedlisk roślin i zwierząt (2.2.2.3) oraz przeciwdziałania gradacji

szkodników (2.2.3.1) (zależnych od wilgotności), regulacji chemicznego stanu wód (zależnego od zróżnicowania siedlisk rzeki i terasy) (2.2.5.1). Spośród usług kulturowych informuje on o możliwości współwystępowania usług: aktywnych interakcji z przyrodą (3.1.1.1), interakcji pasywnych (3.1.1.2) i edukacji (3.1.2.2). Spośród usług zaopatrzeniowych do wiązki należy usługa: dziko żyjące zwierzęta wykorzystywane do pozyskania żywności (1.1.6.1).

LHS oraz HIR zestawione z informacjami monitoringu elementów biotycznych i danymi PZW pozwalają stwierdzić, na ile potencjał JCWP do świadczenia usług jest realizowany: jaka biomasa ryb została odłowiona (1.1.6.1), jaką biomasę wytwarzają rośliny wodne czy wilgociolubne występujące w obrębie JCWP (1.1.5.2), jakie gatunki mogą być wykorzystane do ustanowienia nowych populacji, szczepów czy odmian (1.2.1.2, 1.2.2.1).

### Wyznaczanie doliny rzecznej

O ile jeziora i mokradła dosyć łatwo wytyczyć w oparciu o przebieg linii brzegowej, a następnie przyjęte strefy buforowe, o tyle nie wszystkie rzeki ujęte są na mapach zagrożenia powodziowego opracowanych w ramach Informatycznego Systemu Ochrony Kraju (ISOK). Tym samym nie dla wszystkich rzek wyznaczono tereny zalewowe będące granicą aktywnej doliny rzecznej. Dla rzek nieobjętych mapami ISOK zastosowano metodę opracowaną przez Sechu i in. (2021). Zasięg doliny zalewowej wyznaczany jest w trzech etapach: (1) obliczenie spadków terenu, (2) wykorzystanie analizy kosztów w zależności od odległości od sieci hydrograficznej i spadku terenu oraz (3) przyjęcie wartości granicznej kosztów, która pozwala na delimitację doliny zalewowej.



Porównanie wyników wyznaczenia granic doliny zalewowej przy wykorzystaniu map ISOK (po lewej) oraz metody akumulacji kosztów odległości (po prawej).

Źródło: aneks 6.4.

Wskaźniki wiązek nie pozwalają na wyliczenie wartości pojedynczej usługi w ramach wiązki. Powierzchnia terenów podmokłych przekłada się na wielkość

sekwestracji węgla, jednak ustalenie jej wartości wymaga pozyskania dodatkowych informacji, takich jak miąższość terenów bagiennych i zawartość węgla w glebie. Mając trzy wymiary każdego terenu mokradłowego, możemy łatwo wyliczyć ilość węgla uwięzionego w systemie. Informacje te, niedostępne w skalach krajowej i regionalnej, mogą być pozyskane w skali lokalnej w toku badań terenowych i laboratoryjnych (Solon i in. 2017). Jeżeli interesuje nas zdolność ekosystemu do utrzymywania matecznych populacji organizmów oraz siedlisk (2.2.2.3), powierzchnia ekosystemu mokradła będzie określała jedynie potencjał terenu do świadczenia usługi, wartość liczbową uzyskamy, analizując wybrane powierzchnie pod kątem rzeczywistej liczby gatunków roślin czy zwierząt mokradłowych, a potem uśredniając liczby gatunków dla całego obszaru będącego przedmiotem oceny.

Idealną kanwą dla podobnych prac jest mapa siedlisk poziomu 3 (European Nature Information System – EUNIS), możliwa do opracowania w skali lokalnej. Mapy takie wykonywane są tylko dla obszarów chronionych, zatem nie dla każdego terenu są dostępne. Wyjściem jest na przykład posłużenie się mapami BDOT, które pozwalają na wyznaczenie granic różnych typów pokrycia terenu, choć nie uwzględniają rodzajów ekosystemów. Mogą być jednak uzupełnione o informacje z urzędów marszałkowskich, Lasów Państwowych, zarządów parków narodowych i krajobrazowych.

#### 4. Ograniczenia w wykorzystaniu informacji

Ograniczenia w wykorzystaniu powyższych informacji w procesach planistycznych wiążą się przede wszystkim ze sposobem pozyskiwania danych.

Dane z monitoringu wód odnoszą się do zlewni JCWP, pozyskiwane są w wytypowanych punktach zlewni i uznawane za reprezentatywne dla całego obszaru, konsekwencje takiego stanu rzeczy przedstawiono w kolejnych sekcjach rozdziału.

Dane dotyczące stanu ekologicznego wód często obarczone są błędem „dziedziczenia”, to znaczy przepisywania danych z wcześniejszych lat, co związane jest z brakiem możliwości corocznego prowadzenia kompletnego monitoringu wszystkich składowych ekosystemów. Wreszcie HIR i LHS analizowane są wyłącznie w przypadku wód w dobrym stanie ekologicznym, jako element dodatkowo, zatem brak jest opracowań dla całych JCWP.

W przypadku informacji takich jak pozwolenia wodno-prawne lub odłowy ryb dane istnieją w postaci analogowej, co utrudnia dostęp do nich i ich analizę, często też nie jest prowadzona stała kontrola jakości i kompletności tych informacji.

Warto podkreślić, że podręczniki Państwowego Monitoringu Środowiska, opracowane na potrzeby RDW, dostarczają bardzo przydatnej metodyki do gromadzenia danych, która zastosowana w skali lokalnej – gminy lub JCWP – pozwala na uzyskanie wszelkich informacji ważnych z punktu widzenia miejscowych planów zagospodarowania przestrzennego, lokalnych dokumentów strategicznych i prognoz wpływu tychże na środowisko.



## 5. Przykładowe wiązki usług ekosystemowych – wytyczne do analizy interakcji wspierających i osłabiających pomiędzy usługami

### 5.1. Efekt skali

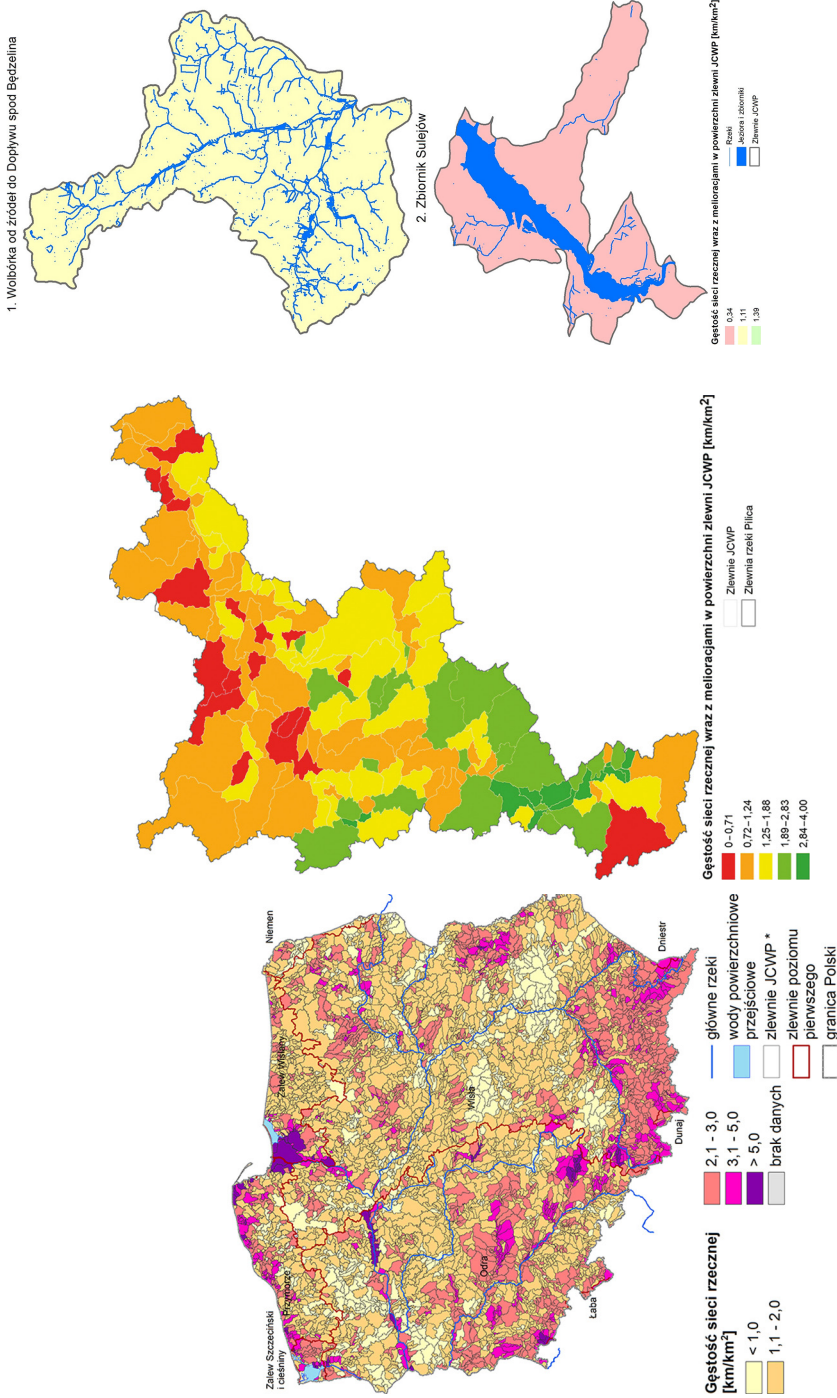
Sposoby zbierania i agregacji danych określają możliwości mapowania usług ekosystemowych w różnych skalach przestrzennych.

Sposób mapowania i możliwości wyboru właściwych wskaźników zostaną przedstawione na przykładzie trzech klas usług: regulacyjnej usługi związanej z zachowaniem przepływów (regulacja obiegu wody i przepływów – 2.2.1.3 – oraz ruchy cieczy – 5.2.1.2), zaopatrzeniowej usługi związanej z poborem wód (wody powierzchniowe wykorzystywane do celów żywieniowych, materiałowych lub energetycznych – 4.2.1) oraz kulturowej usługi charakterystyki systemów żywych umożliwiające aktywne interakcje (3.1.1.1).

Jednym z kilku wyłonionych wskaźników usług 2.2.1.3 oraz 5.2.1.2 była gęstość sieci rzecznej. Jest to wskaźnik przybliżony, będący stosunkiem długości biegu rzeki do pola powierzchni rozpatrywanego obszaru, w tym przypadku zlewni JCWP. Im wyższa jest wartość wskaźnika – gęstość sieci – tym większą zdolność retencjonowania wody w korycie ma dany obszar (opis wskaźnika [aneks 6.4](#)). Jednocześnie wskaźnik informuje o wielkości innych usług tworzących wiązkę, tzn. świadczonych przez obszar o tej samej charakterystyce biotycznej i abiotycznej. Regulacja obiegu wody wpływa korzystnie również na procesy bioremediacji (2.1.1.1), regulację chemicznego stanu wód (2.2.5.1), regulację temperatury i wilgotności (2.2.6.2), filtrację i sekwestrację przez mikroorganizmy (2.1.1.2), a spośród usług kulturowych usługa ta współwystępuje np. z usługą cechy i znamiona systemów biologicznych mające wartość samoistną (3.2.2.1). Rycina 1 pokazuje, jak zmienia się wartość informacyjna wskaźnika ze skalą analiz.

W skali kraju zagregowane wartości wskaźnika dla JCWP pozwalają na wytypowanie regionów o większej odporności na suszę, a jednocześnie świadczących usługi współwystępujące – powiązane z regulacją cyklu wodnego (tab. 1). Tym samym wskaźnik pozwala na zaplanowanie działań strategicznych na obszarach dorzeczy w ramach np. planów gospodarowania wodami – wyłonienie terenów krytycznych dla retencji wody, których zagospodarowanie, np. zabudowa, powinny być zharmonizowane z ochroną funkcji ekosystemów. Uważne planowanie górnych części zlewni Odry czy Wisły zredukowałoby zarówno zagrożenie powodziowe w dole rzek, jak i zwiększyło potencjał do samooczyszczania wód (2.2.5.1) oraz do utrzymania siedlisk różnorodnych gatunków roślin i zwierząt (2.2.2.3). Dopuszczanie zabudowy obszarów o naturalnie większej pojemności retencyjnej może prowadzić do lokalnych podtopień i zagrożenia infrastruktury.

Zobrazowanie tej samej wiązki usług w ujęciu regionalnym, czyli zlewni rzeki Pilicy, za pomocą tego samego wskaźnika i również w odniesieniu do tworzących ją JCWP, ze względu na niską rozdzielczość informacji (JCWP), powoduje spadek wartości informacyjnej, jednak nadal wspiera proces podejmowania decyzji. Jeżeli chcemy zwiększyć potencjał do świadczenia usług związanych z bezpieczeństwem



skala lokalna

skala regionalna

skala krajowa

Ryc. 1. Wskaźnik gęstości sieci rzecznej w JCWP, w trzech skalach przestrzennych  
Źródło: aneksy 6.3-6.5.



wodnym w zlewni, konieczne jest skupienie uwagi na obszarach o najniższej gęstości sieci rzecznej i np. jej zwiększenie poprzez renaturyzację rzek, odtwarzanie małej retencji, ochronę mokradeł. Jednocześnie tereny o najwyższej gęstości sieci rzecznej mają największy kapitał naturalny, dlatego wszelkie działania planistyczne powinny zmierzać do zachowania tych obszarów i ich cech, które sprzyjają retencji wody w korytach rzecznych i krajobrazie. Należałoby zatem rozważyć np. zmniejszenie presji antropogenicznej poprzez inwestycje na innych terenach, o mniejszym potencjale do świadczenia usług. Zmniejszenie presji wiąże się z redukcją ryzyka zniszczeń infrastruktury związanych z podtopieniami i zmniejszeniem kosztów napraw i odszkodowań. Tereny takie stanowią natomiast naturalny obszar inwestycji w rolnictwo, turystykę, edukację.

Zastosowanie tego samego wskaźnika na poziomie lokalnym, czyli pojedynczej zlewni JCWP, powoduje, że otrzymujemy jedną wartość liczbową, tym samym wskaźnik przestaje być przydatny do mapowania wiązki usług regulacyjnych np. z perspektywy gminy.

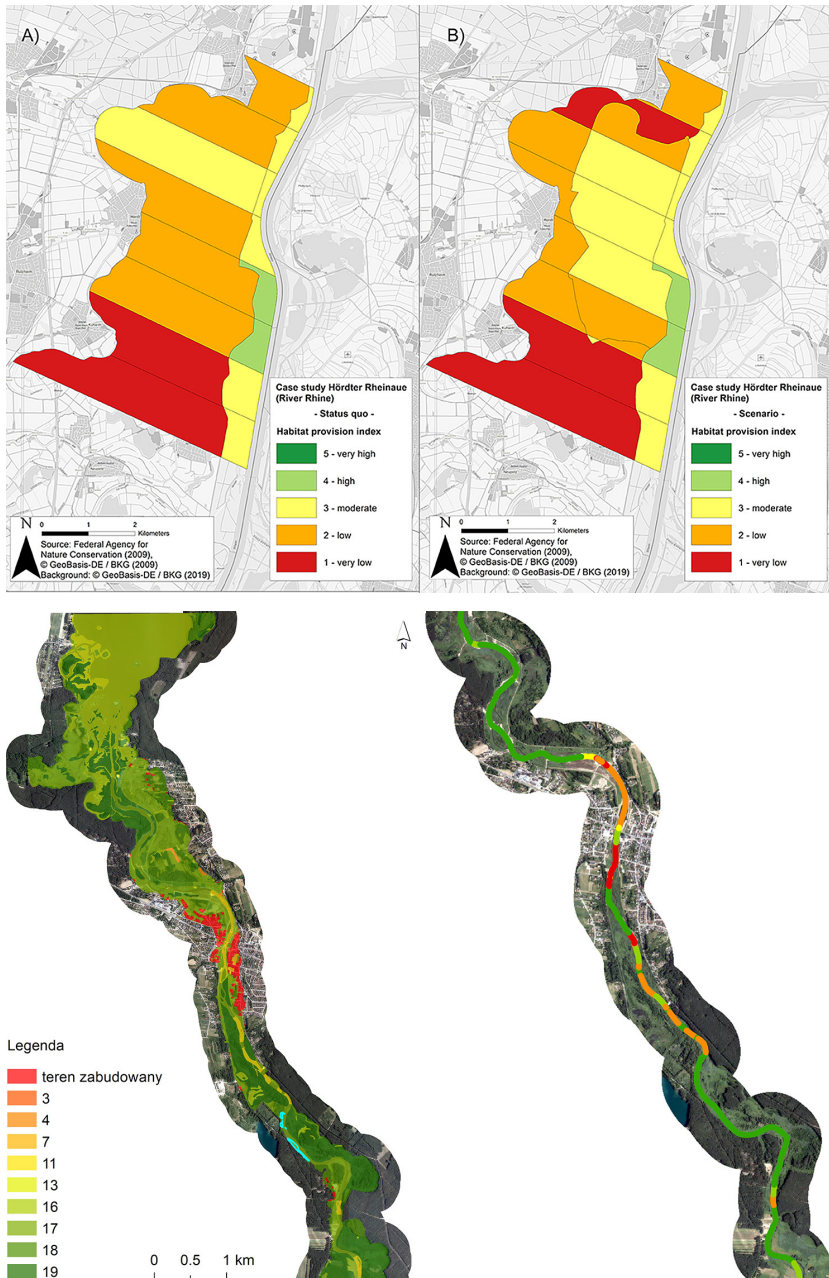
Przykład ten obrazuje konieczność zmiany podejścia do mapowania usług wtedy, kiedy rozdzielczość informacji uniemożliwia analizę adekwatną do potrzeb.

Na tym etapie można zastosować różne podejścia, np. podzielić rzekę wraz z jej doliną lub też jezioro wraz ze strefą buforową na odcinki i odnieść się do ich charakterystycznych cech. Taka metoda zastosowana została w RESI (*river ecosystem service index*, Podschun i in. 2018), wykazując większą przydatność w przypadku rzek niż innych wód powierzchniowych i mokradeł. Podejście to skupia uwagę na elementach całej doliny rzecznej i prezentuje usługi ekosystemowe jako wypadkową różnych typów użytkowania terenu, rzeka natomiast znika z pola analizy jako liniowy element mapy, a definiowana jest przez systemy towarzyszące. W projekcie ECOSERV-POL postanowiono zmienić to podejście na rzecz wydzielenia elementów dolin (rzeki) i zlewni bezpośrednich (jeziora), które współtworzą system słodkowodny, oraz wyodrębnienia rzeki jako poligonu mającego pewne cechy definiujące możliwość dostarczania usług (ryc. 2) (aneks 6.2). Doprowadziło to do wyodrębnienia jednostek nazwanych odpowiednio geo- i hydrokompleksami.

## 5.2. Geokompleksy i hydrokompleksy

Kluczem do wyznaczenia geokompleksów jest analiza form pokrycia terenu. Dodatkowo zdecydowano się na uwzględnienie następujących cech wyróżniających: informacji o melioracjach, formach ochrony przyrody i obecności korytarzy ekologicznych oraz topograficznego indeksu wilgotności (TIW). Każdy z geokompleksów otrzymał zatem 5-literowy kod cechy (aneks 6.1), np. geokompleks AACAB, to A – teren piaszczysty lub żwirowy (BDOT), A – bez melioracji (baza HYMO i ortofotomapa), będący C – użytkiem ekologicznym (Centralny Rejestr Form Ochrony Przyrody, GDOŚ, geoportal), A – nieznajdującym się w korytarzu ekologicznym (GDOŚ), B – o umiarkowanej wartości TIW.

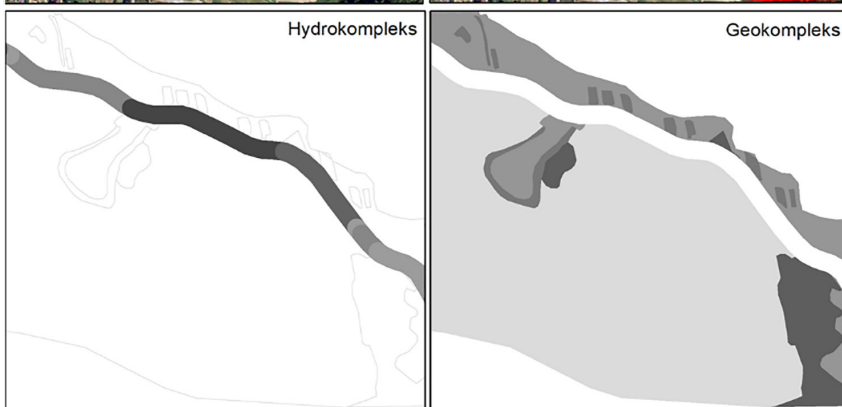
Przypisanie dodatkowych cech, poza standardowo stosowanym użytkowaniem terenu, dostarcza informacji o możliwości występowania i wykorzystania dziko żyjących gatunków, w tym ich puli genetycznej, możliwości obserwacji,



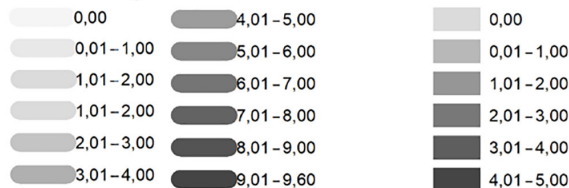
**Ryc. 2.** Porównanie podejścia RESI – segmentacji rzek i zbiorników na potrzeby oceny siedlisk (u góry) (Fischer i in. 2019), oraz podejścia ECOSERV-POL – wydzielenie geo- i hydrokompleksów (na dole), na potrzeby wizualizacji wiązek usług regulacyjnych, które pozwala na wyodrębnienie obszarów pełniących odmienne funkcje ekologiczne  
 Źródło: Fischer i in. (2019), aneksy 6.1–6.2.

### Geo- i hydrokompleksy

Przykład wyznaczenia hydrokompleksu rzecznego – po lewej i geokompleksu – po prawej, wzdłuż tego samego fragmentu rzeki Drzewiczki. Wydzielenia odpowiadają usłudze regulacja stanu chemicznego wód słodkich przez procesy biologiczne (2.2.5.1). Wartość usługi wyliczono na podstawie wskaźnika samooczyszczanie w dolinie zalewowej (aneks 6.1). Najwyższą wartość samooczyszczania ma hydrokompleks o następujących cechach: naturalnej morfologii doliny, rozbudowanej strefie ekotonowej, sinusoidalnym kształcie, naturalnym ukształtowaniu brzegów i dna.



**Wartości usługi 2251**



Hydrokompleksy pozwalają potraktować nawet niewielką rzekę jako poligon oraz wydzielić odcinki podobne morfologicznie i funkcjonalnie. Tym samym do analizy usług ekosystemowym możemy wykorzystać nie tylko wiedzę o dolinie i terasie zalewowej rzeki, ale i o samej rzece.

Najwyższą wartość usługi wykazują geokompleksy leśne oraz starorzecza. Analiza statystyczna wskazuje (patrz kolejny podrozdział), że usługa 2.2.5.1 tworzy wiązkę z pięcioma innymi usługami: 1.2.1.2, 1.2.2.2, 1.2.2.1, 2.1.1.2, 3.2.2.2. Tym samym wysoka wartość wskaźnika dla tej usługi wskazuje na wysoką podaż pozostałych.

Źródło: aneks 6.1.

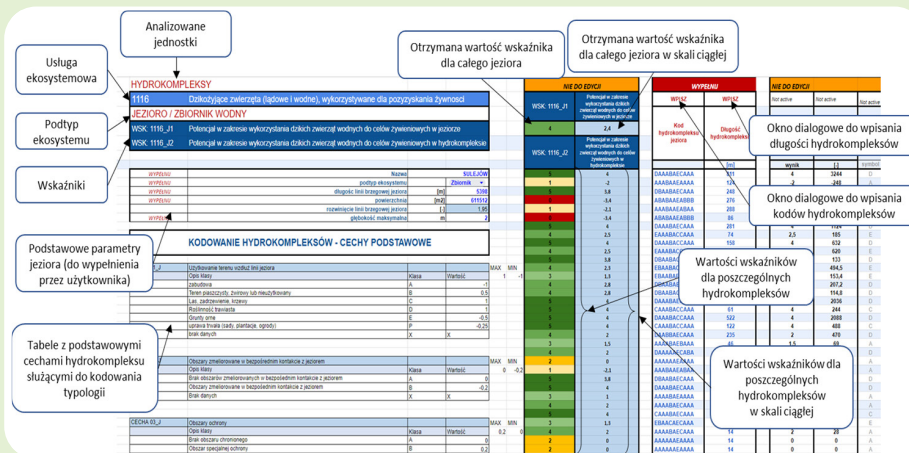
edukacji i interakcji z przyrodą. TIW jako wyodrębniony wskaźnik (aneks 6.4) włączono do charakterystyki geokompleksu, ponieważ pozwala na ustalenie, czy dany obszar ma potencjał do koncentracji spływu powierzchniowego, zatem stwarza korzystne warunki do rozwoju ekosystemów słodkowodnych i od wód zależnych. Wiedza taka pozwala uzupełnić braki informacji na temat lokalizacji mokradeł. Wiadomo, że są to obecnie najbardziej zagrożone ekosystemy, zarówno z powodu celowego osuszania pod działalność gospodarczą lub osadniczą, jak i największej wrażliwości na zmiany klimatu. Stąd nie zawsze mokradła wskazywane na mapach rzeczywiście istnieją, jednak nawet w przypadku nasilonej presji, o ile użytkowanie terenu na to pozwala, obszary o wysokim TIW będą wykazywać większą odporność na zaburzenia cyklu wodnego, a ekosystemy mokradłowe będą się odtwarzać.

Ważnym aspektem analizy cech z perspektywy poszczególnych usług ekosystemowych jest zrozumienie, że mogą one przyjmować różne wartości. Melioracje w kontekście produkcji żywności są niewątpliwie korzystne, jednak mogą powodować zmiany stosunków wodnych wpływające na degradację siedlisk oraz sprzyjać rozprzestrzenianiu się gatunków inwazyjnych i chorób. Opracowując wskaźniki dla każdej z 22 usług ponownie analizowano znaczenie poszczególnych cech geokompleksów, biorąc pod uwagę dostępną literaturę i dane. Usługi, dla których opracowano wzory wskaźników na poziomie lokalnym, to wg kodów CICES: 2.2.2.1, 2.2.2.2, 2.1.1.2, 2.2.1.1, 2.2.1.3, 2.2.1.5, 2.2.6.1, 2.2.6.2, 5.1.1.3, 1.2.2.1, 3.2.1.3, 2.2.5.1, 3.1.2.1, 3.1.2.3, 3.2.2.1, 3.2.2.2, 3.1.2.2, 1.2.1.1, 1.2.1.2, 1.2.2.2, 4.2.2.3, 4.3.1.2.

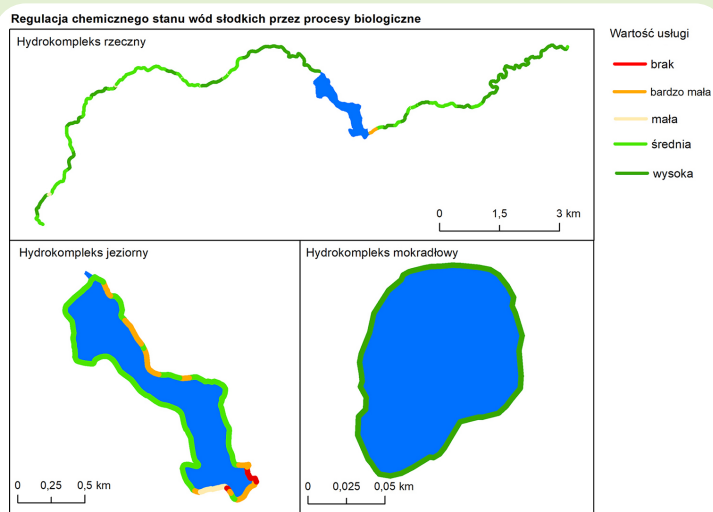
Hydrokompleksy wyodrębniono dla umożliwienia analizy samej rzeki lub zbiornika, jako indywidualnego ekosystemu. Identyfikacji hydrokompleksu służy 15 cech składających się na kod. Cechy podstawowe to: charakter doliny – obecność obwałowań, obszary chronione, obszary zmeliorowane w bezpośrednim kontakcie z korytem rzeki/czaszą zbiornika, występowanie stref ekotonowych, umocnienie brzegu, dzielność koryta (wielo- lub jednodzielne) rzeki lub obecność wysp w zbiorniku, krętość, występowanie barier na rzece, użytkowanie terenu na terasie zalewowej/wokół linii brzegowej, korytarze ekologiczne. Cechy towarzyszące, jednocześnie związane ze świadczeniem usług na terenie JCWP, to: obecność szlaków kajakowych, widoczność ze ścieżek – szlaków turystycznych,

### Wartości usług w geo- i hydrokompleksach

Dla ułatwienia obliczania wartości usług opracowano arkusze kalkulacyjne. Obejmują one 13 usług ekosystemowych świadczonych przez hydrokompleksy i 23 usługi świadczone przez geokompleksy. Poniżej przedstawiono opis karty wskaźnika w arkuszu usługi.



Wartości wygenerowane na podstawie danych zawartych w arkuszach kalkulacyjnych dla poszczególnych usług umożliwiają ich wyliczenie dla wszystkich trzech podtypów ekosystemów słodkowodnych: jezior, rzek i mokradel, z podziałem na hydrokompleksy. Poniżej zaprezentowano ilustrację wyników dla usługi 2.2.5.1.



Źródło: aneks 6.2.

miasta i drogi, użytkowanie wędkarskie, występowanie kąpielisk, pobory wody, słodka woda powierzchniowa wykorzystywana jako źródło energii. Cechy towarzyszące zostały uwzględnione w charakterystyce hydrokompleksów, ponieważ niosą ze sobą istotną informację związaną np. z dostępnością JCWP dla przechodniów lub turystów, jej możliwym użytkowaniem wynikającym z obecności ryb, cech hydromorfologicznych i jakości wody, która umożliwia, np. tworzenie kąpielisk lub łowisk.

### 5.3. Analiza interakcji – podejście eksperckie

Do wyznaczenia relacji pomiędzy poszczególnymi usługami, zarówno w obrębie geokompleksów, jak i hydrokompleksów, wykorzystano opracowane na wcześniejszych etapach wartości interakcji pomiędzy poszczególnymi usługami oraz ocenę wielkości świadczonych usług. Interakcji pomiędzy usługami przypisano rangę mieszczącą się w zakresie: -2, -1, 0, 1 i 2 (aneksy 6.1–6.2, 6.6). Interakcje mogą być symetryczne lub nie. Wartości 1 i 2 oznaczają interakcje pozytywne (wzmacnianie), odpowiednio – umiarkowaną i wysoką. Wartości -1 i -2 oznaczają wzajemne osłabianie z siłą umiarkowaną i wysoką. Natomiast wartość 0 oznacza brak związku pomiędzy usługami.

W oparciu o cechy hydro- i geokompleksów wyznaczono też siłę świadczonych usług, przypisując im wartości 0, 1, 2, 3 lub 4 (aneksy 6.1–6.2). W celu wyznaczenia interakcji pomiędzy dwiema usługami obliczono iloczyn wartości wiązki i siły świadczonej usługi. Biorąc pod uwagę, że kierunki i siły oddziaływania usług między sobą mogą być niesymetryczne, obliczono powiązanie pomiędzy usługą pierwszą a drugą oraz usługą drugą i pierwszą (aneksy 6.1–6.2). Przykład analizy zamieszczono w ramce na następnej stronie.

### 5.4. Analiza interakcji pomiędzy usługami – statystyki wartości usług

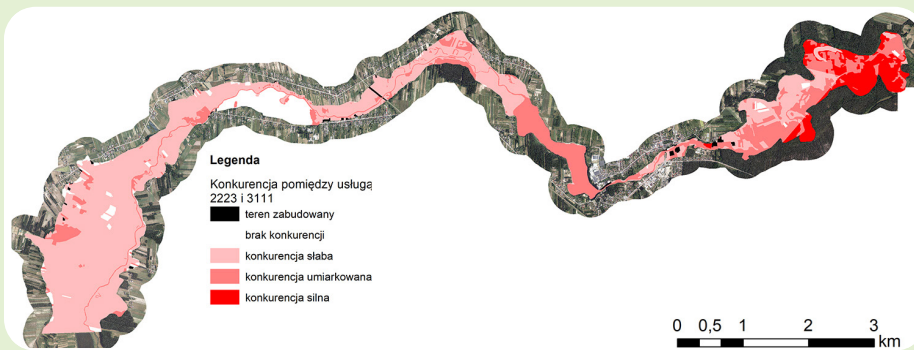
Siłę interakcji pomiędzy usługami można również przedstawić, analizując siłę korelacji pomiędzy wartościami wskaźników dla poszczególnych usług.

W naszym przypadku posłużono się analizą korelacji parami Spearmana. Inne metody to np. analiza scenariuszy czy głównych składowych (PCA) (Dade i in. 2018). Analizę parami przeprowadzono dla wszystkich wskaźników usług ekosystemowych, oddzielnie dla geo- i hydrokompleksów. Wynika to zarówno z dostępności danych, jak i z merytorycznej zasadności brania pod uwagę usług, które świadczone są przez ekosystemy wodne w niewielkim zakresie, tj. włókna i inne materiały pozyskiwane z roślin (ryc. 3).

Analizy statystyczne nie pozwalają na określenie symetryczności interakcji pomiędzy usługami, w przeciwieństwie do wcześniejszej metody eksperckiej. Ich siłą jest jednak możliwość wsparcia wniosków konkretnymi danymi liczbowymi. Korelacje Spearmana dla geokompleksów rzeki Drzewiczki wskazują na silne wzajemne wzmacnianie w obrębie usług kulturowych – między rekreacją a możliwością edukacji i prowadzenia badań naukowych (ryc. 3) oraz usług regulacyjnych – między sekwestracją węgla, samooczyszczaniem wód, dzikimi

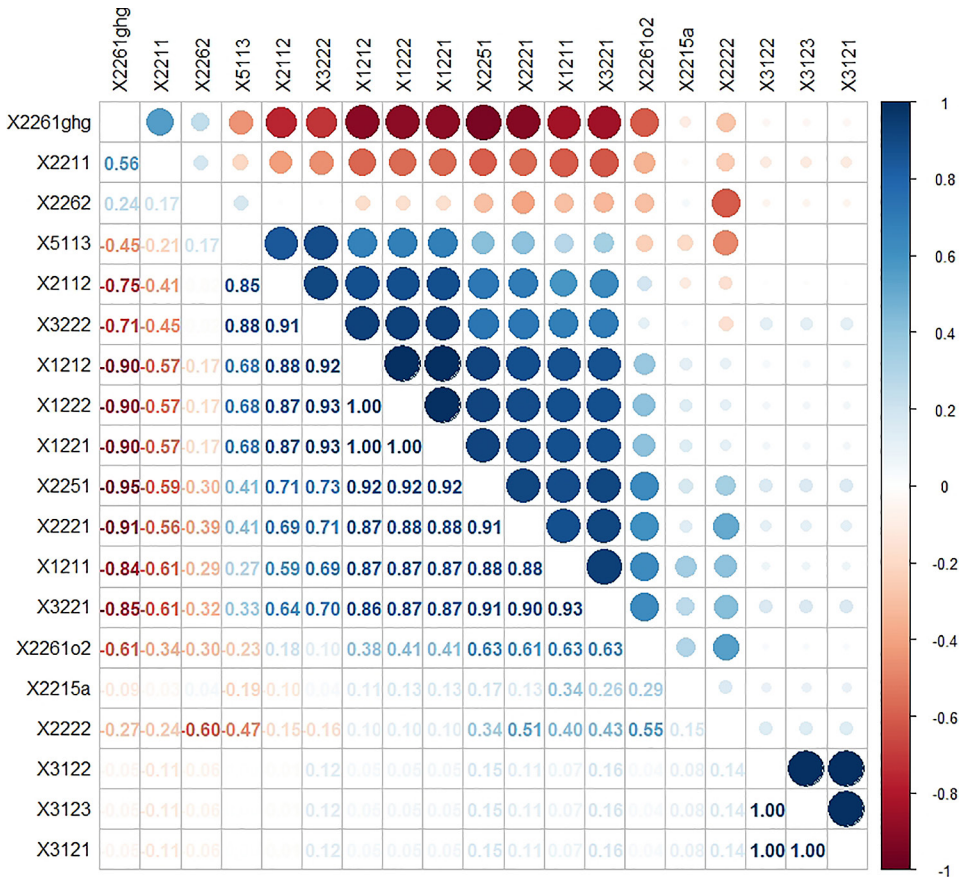
### Wizualizacja związków między usługami na przykładzie analizy geokompleksów rzeki Drzewiczki (zlewnia Pilicy)

Analiza wzajemnych oddziaływań usług „utrzymanie matecznych populacji roślin i zwierząt oraz ich siedlisk” oraz „cechy ekosystemów umożliwiające aktywne interakcje z przyrodą”. Na górze usługa „utrzymanie matecznych populacji roślin i zwierząt oraz ich siedlisk” (2.2.2.3), po środku „cechy ekosystemów umożliwiające aktywne interakcje z przyrodą” (3.1.1.1), na dole interakcja między usługami 2.2.2.3 i 3.1.1.1 – wzajemnie osłabiająca. Pierwsza usługa osiąga najwyższe wartości dla dolnych odcinków doliny Drzewiczki



(kolor zielony), natomiast potencjał świadczenia jej przez pozostałe geokompleksy oszacowany jest jako umiarkowany – niski (kolor pomarańczowy). Usługi związane z rekreacją realizowane są przez geokompleksy całej doliny, z wyjątkiem rozległych pól uprawnych oraz obszarów zabudowanych (kolor czerwony), przy czym największą wartość osiągają dla terenów przyrodniczo atrakcyjnych. Mapa konkurencji wskazuje, że nasilenie tej negatywnej interakcji jest największe właśnie w dolnym odcinku doliny. Oznacza to, że np. decyzja o rozbudowie infrastruktury rekreacyjnej na tym terenie – czyli preferowanie rekreacji, spowoduje spadek świadczenia usługi siedliskowej, zatem w dłuższym czasie zostanie utracona wartość, z powodu której tę infrastrukturę wybudowano.

Źródło: aneks 6.1.



Ryc. 3. Przykład wyniku korelacji rang Spearmana dla usług świadczonych przez geokompleksy rzeki Drzewiczki  
Źródło: opracowanie własne.



populacjami roślin i zwierząt jako źródłami materiału genetycznego czy żywności. Silne wzajemne osłabianie występuje między wskaźnikami emisji CO<sub>2</sub> (wskaźnikiem regulacji stanu chemicznego atmosfery 2.2.6.1ghg) a wskaźnikami wyznaczającymi naturalność ekosystemów (2.2.5.1 – samooczyszczanie, 2.2.2.1 – zapylanie, 1.2.2.2 – dzikie zwierzęta wykorzystywane do celów żywieniowych). Wynika to z faktu, że najwyższą emisją CO<sub>2</sub> odznaczają się tereny intensywne rolnictwa. Silną wiązkę wzajemnie wspierających się usług tworzą usługi kulturowe, takie jak cechy ekosystemów umożliwiające prowadzenie badań naukowych (3.1.2.1), edukacja (3.1.2.2) czy będące spuścizną (3.2.2.2) oraz wymienione wcześniej usługi regulacyjne.

Analiza podobnych statystyk pozwala stwierdzić, jakich korzyści dostarcza badany obszar oraz które z nich utracimy w wyniku przekształceń terenu i nowych inwestycji, co jest ważnym elementem oceny oddziaływania na środowisko. W tym przypadku przekształcenie terenu w kierunku użytkowania rolniczego lub zabudowy prowadziłyby nie tylko do zwiększenia emisji CO<sub>2</sub> i związanych z nią kosztów, ale również obniżenia potencjału przyrody do redukcji emisji CO<sub>2</sub> (wiążą się z tym opłaty za emisje). Jednocześnie zmalałaby podaż wszystkich innych wymienionych wyżej usług, zarówno regulacyjnych, kulturowych, jak i zapotrzeniowych, w efekcie wzmocnienia usług do nich konkurencyjnych. Pośród takich usług znajduje się na przykład regulacja stanu chemicznego wód słodkich, czyli zdolności samooczyszczania wód. Jej redukcja oznacza konieczność kompensacji, tzn. zwiększenia wydatków na oczyszczalnie ścieków, kontrolę stanu wód oraz infrastruktury i związanych z tym procedur, przy czym i tak nie jesteśmy w stanie skutecznie zmniejszyć wpływu zanieczyszczeń obszarowych na jakość wód. Przykład katastrofy ekologicznej na Odrze latem 2022 r. pokazuje, że bezpieczeństwo środowiskowe może być skutecznie zapewnione wyłącznie przez należyłą ochronę i wykorzystanie kapitału naturalnego, którego nie da się zastąpić znanymi technologiami.

Tak więc strategii rozwoju gmin i plany lokalne są krytyczne dla bilansowania usług i zapewnienia wszystkim mieszkańcom równego do nich dostępu, przy ochronie potencjału do regeneracji ekosystemów.

## **6. Podsumowanie – rekomendacje do wykorzystania monitoringu usług ekosystemów słodkowodnych w planowaniu**

Obecnie w procesach planistycznych i budowaniu strategii na wszystkich poziomach operacyjnych bierze się pod uwagę wyłącznie stan przyrody i jej zasobów. Tego również dotyczą działania ochronne i konserwatorskie, stanowiące obecnie trzon działań związanych z zarządzaniem przyrodą. Tymczasem podejście oparte na usługach ekosystemów odnosi się do funkcji ekosystemu, którą można porównać do mierzenia kondycji w warunkach stresu. Jest to szczególnie ważne w przypadku ekosystemów słodkowodnych z następujących powodów:

- każdy ekosystem słodkowodny składa się nie tylko z części wodnej (określanej w dokumentach jako JCW), jego składowymi są dolina rzeczna, terasa zale-

wowa, zlewnia bezpośrednia, wody gruntowe, inne ekosystemy słodkowodne przylegające lub połączone przepływem wód; oznacza to, że oceniając jedynie stan ekosystemu w określonym momencie i w wybranym punkcie przestrzeni, można nie mieć oglądu jego kondycji; planowanie przestrzenne często nie uwzględnia łączności pomiędzy elementami ekosystemów, przyczyniając się do ich degradacji;

- możliwość świadczenia usług ekosystemowych przez ekosystemy słodkowodne w danym miejscu czy obszarze jest wypadkową wielu działań w skali zlewni; prowadzi to do błędnego przekonania, że działania kompensacyjne czy ochronne w jednych częściach zlewni oznaczają przyzwolenie na działania szkodliwe w innych; tymczasem skutki są często transferowane w dół rzek oraz kumulują się w jeziorach i zbiornikach, prowadząc do strat ekonomicznych, społecznych i ekologicznych w dłuższym czasie, co utrudnia połączenie przyczyny ze skutkiem;
- usługi ekosystemów słodkowodnych są unikalne; jako fundament rozwoju wszystkich sektorów gospodarki, nie mogą zostać w żaden sposób zastąpione; o ile istnieje możliwość zakupu i importu różnych dóbr, o tyle nie ma możliwości zapewnienia bezpieczeństwa wodnego kraju bez dbałości o należyłą jakość ekosystemów i ciągłość świadczonych przez nie usług.

Z tego powodu mapowanie i monitoring usług ekosystemów słodkowodnych powinien stać się dobrą praktyką w skali kraju, regionu i w skali lokalnej, w czym pomocne mogą być wskaźniki wyłonione w projekcie ECOSERV-POL (aneks 6.7).

Na poziomie krajowym istnieje dosyć bogata baza danych pozwalająca przede wszystkim na mapowanie obszarów kluczowych z punktu widzenia usług ekosystemowych i włączenie tej wiedzy do planów gospodarowania wodami. Większość danych pozyskiwana jest w związku z wymogami RDW, zatem agregowane są one do JCWP lub zlewni. Pozwalają na przykład na wskazanie zlewni kluczowych ze względu na ich kapitał naturalny służący zapobieganiu suszom czy powodziom, czyli mających zdolność do świadczenia usług regulacyjnych. Zarządzanie zasobami wody w kontekście RDW obejmuje ponadto analizę DPSIR (od ang. *drivers, pressuers, states, impacts, responses*), czyli czynników wywołujących presję na ekosystemy, rodzajów i wielkości presji, stanu ekosystemów, wpływu na sektory gospodarki i życie społeczne oraz działań zaradczych. Rozpoznanie usług ekosystemowych umożliwi włączenie do standardowych procedur monitoringu środowiska aspektów kulturowych, zaopatrzenia w surowce oraz prognozy utrzymania stanu ekosystemów w kontekście decyzji strategicznych, czyli analizy scenariuszy. Umożliwi też pełniejszy monitoring skuteczności działań naprawczych (w tej chwili właściwie nie jest on prowadzony).

Dane poziomu krajowego są przydatne do opracowania strategii wielkoobszarowych, jednak ich wartość dla planowania przestrzennego i oceny wpływu na środowisko jest niewielka, ponieważ niska jest rozdzielczość danych.

Za poziom regionalny przyjęto w analizach poziom zlewni, na którym wykorzystano niektóre ze wskaźników poziomu krajowego, jednak istniała konieczność połączenia informacji o różnych sposobach agregacji. Przede wszystkim obok danych dla JCWP pojawiają się dane zbierane dla jednostek administracyjnych, czyli

województw i gmin. Są to głównie informacje dotyczące usług zaopatrzeniowych, w tym poboru wody na różne cele, wydobycia substancji mineralnych, produkcji energii, akwakultury. Podobnie jest z usługami kulturowymi, których wskaźniki raportowane są dla gmin: kąpieliska, instytucje edukacyjne, czyli szkoły i centra edukacji. Informacje na temat szlaków turystycznych, kajakowych i ścieżek edukacyjnych zawarte są niemal wyłącznie w wojewódzkich bazach danych. Tym samym konieczne jest, zwłaszcza w przypadku wskaźników procentowych, przyjęcie jednolitej skali odniesienia i przeliczanie danych albo na JCWP, albo na gminę. Z pewnością stworzenie baz danych na poziomie JCWP, obejmujących wszelkie aspekty działań człowieka związane z korzystaniem z ekosystemów słodkowodnych, dałoby większe możliwości opracowania użytecznych wskaźników, ponieważ wzrosłaby dokładność informacji. W skali regionalnej można wykorzystać niektóre wskaźniki poziomu lokalnego, ale generalnie zastosowanie mapowania i oceny usług ekosystemowych dla tego poziomu okazało się mało użyteczne.

Wykorzystanie danych krajowych prowadzi do niskiej rozdzielczości analiz, a zastosowanie wskaźników opartych na danych o dużej rozdzielczości utrudnia analizy. Ponadto poziom zlewni, mimo że jest uzasadniony z perspektywy cyklu wodnego, okazuje się nieadekwatny w obecnym systemie podejmowania decyzji. Zlewnie obejmują najczęściej teren kilku województw mających własne bazy informacji, ponadto ich granice nie pokrywają się z granicami administracyjnymi. Dotyczy to również JCWP, które nie pokrywają się z granicami gmin.

Najbardziej przydatny z punktu widzenia planowania przestrzennego, ocen wpływu na środowisko i strategii zrównoważonego rozwoju jest poziom lokalny – gminy lub jednej JCWP. Jest to niewątpliwie poziom najtrudniejszy, ze względu na brak danych lub ich dostępność jedynie w formie zagregowanej, podczas gdy potrzeba informacji o dużej rozdzielczości, często kilku metrów kwadratowych. Ten poziom dokładności wymaga uzupełnienia informacji w terenie i opracowania map uszczegóławiających informacje na poziomie województw. Jest to jednak najbardziej satysfakcjonujący poziom analiz, ponieważ pozwala odnieść wartość usług do konkretnych ekosystemów jako elementów zlewni. Dzięki temu można określić, jakie usługi ze sobą współwystępują, czy jest to relacja wspierająca czy konkurencyjna, gdzie znajdują się obszary krytyczne z punktu widzenia świadczenia usług, ale również które usługi są faworyzowane przez plany miejscowe, zatem jakie będą konsekwencje podejmowanych decyzji i jakie korzyści lub straty poniesie gmina w określonych horyzontach czasowych.

W tym wypadku analiza scenariuszy pokazujących świadczenie usług, uznanych przez samorządy lub mieszkańców za ważne dla alternatywnych sposobów zagospodarowania, może być pomocna w rewidowaniu decyzji i bilansowaniu zapotrzebowania na usługi ekosystemów słodkowodnych i ich podaży. Możliwe jest też planowanie działań renaturyzacyjnych, prowadzących do przywrócenia utraconych świadczeń.

Wskaźniki zaproponowane w projekcie (aneks 6.7) służą przede wszystkim do mapowania obszarów krytycznych z punktu widzenia świadczenia usług i pozwalają na identyfikację tych o największej liczbie współkorzyści. Kwantyfikacja usług uznana została za kwestię drugorzędną, zwłaszcza że brak danych często

uniemożliwiało przypisanie wartości liczbowych nawet usługom zaopatrzeniowym, takim jak wielkość poboru wód, ilość wyprodukowanej energii, biomasa zwierząt i roślin pozyskana ze zbiorników i rzek oraz ich teras zalewowych na cele żywieniowe, energetyczne czy opałowe.

Największą uwagę poświęcono usługom regulacyjnym, choć opracowanie dla nich miarodajnych wskaźników jest zadaniem trudnym. Większość opracowań skupia się na usługach zaopatrzeniowych, ponieważ są one zazwyczaj objęte statystykami, lub kulturowych, ponieważ budzą największe zainteresowanie społeczne, a informacje o nich można łatwo uzyskać z wywiadów i ankiet. Jednak to jakość usług regulacyjnych ma wpływ na przyszłość ekosystemów słodkowodnych oraz korzystających z nich społeczności. Dane dla tych usług są trudne do uzyskania, ponieważ wymagają badań terenowych, laboratoryjnych i często modelowania matematycznego. Wskaźniki zaproponowane w raportach ECOSERV-POL opracowano tak, by mogły być oparte zarówno na ocenach eksperckich, jak i na danych lokalnych.

## Literatura

- Dade M.C., Mitchell M.G.E., McAlpine C.A., Rhodes J.R., 2018. Assessing ecosystem service trade-offs and synergies: The need for a more mechanistic approach. *Ambio*. <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1127-7>
- EU, 2014. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020, 2nd Report – Final, February 2014.
- Fischer C., Damm C., Foeckler F., Gelhaus M., Gerstner L., Harris R.M.B., ... Scholz M., 2019. The “Habitat Provision” Index for Assessing Floodplain Biodiversity and Restoration Potential as an Ecosystem Service – Method and Application. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00483>
- Fripp E., 2014. Payments for Ecosystem Services (PES): A practical guide to assessing the feasibility of PES projects. CIFOR, Bogor, Indonesia.
- Giełda-Pinas K., 2012. Waloryzacja przyrodnicza krajobrazu Pojezierza Gnieźnieńskiego. *Problemy Ekologii Krajobrazu*, 33: 77–85.
- Maes J., Teller A., Erhard M., Grizzetti B., Barredo J.I., Paracchini M.L., Condé S., Somma F., Orgiazzi A., Jones A., Zulian A., Vallecillo S., Petersen J.E., Marquardt D., Kovacevic V., Abdul Malak D., Marin A.I., Czúcz B., Mauri A., Löffler P., Bastrup-Birk A., Biala K., Christiansen T., Werner B., 2018. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: An analytical framework for ecosystem condition. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- MGGP, 2018. Katalog dobrych praktyk w zakresie robót hydrotechnicznych i prac utrzymaniowych wraz z ustaleniem zasad ich wdrażania. Kraków.
- Pawlaczyk P. (red.), Biedroń I., Brzóska P., Dondajewska-Pielka R., Furdyna A., Gołdyn R., Grygoruk M., Grześkowiak A., Horska-Schwarz S., Jusik S., Kłósek K., Krzymiński W., Ligęza J., Łapuszek M., Okrański K., Przesmycki M., Popek Z., Szalkiewicz E., Suska K., Zak J., 2020. Podręcznik dobrych praktyk renaturyzacji wód powierzchniowych. Oprac. w ramach przedsięwzięcia „Opracowanie krajowego programu renaturyzacji

- wód powierzchniowych”. Państwowe Gospodarstwo Wodne Wody Polskie, Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej, Warszawa.
- Podschn S.A., Albert C., Costea G., Damm C., Dehnhardt A., Fischer C., Fischer H., Foeckler F., Gelhaus M., Gerstner L., Hartje V., Hoffmann T.G., Hornung L., Iwanowski J., Kasperidus H., Linnemann K., Mehl D., Rayanov M., Ritz S., Rumm A., Sander A., Schmidt M., Scholz M., Schulz-Zunkel C., Stammel B., Thiele J., Venohr M., von Haaren C., Wildner M., Pusch M., 2018. RESI – Anwendungshandbuch: Ökosystemleistungen von Flüssen und Auen erfassen und bewerten. IGB-Berichte, 31: 1–187. <https://doi.org/10.4126/FRL01-006410777>
- Solon J., Roo-Zielińska E., Affek A., Kowalska A., Kruczkowska B., Wolski J., Degórski M., Grabińska B., Kołaczowska E., Regulaska E., Zawiska I., 2017. Świadczenia ekosystemowe w krajobrazie młodogłacjalnym. Ocena potencjału i wykorzystania. Wydawnictwo Akademickie SEDNO, Warszawa
- Zalewski M., Kiedrzyńska E., Wagner I., Izydorczyk K., Boczek J.M., Jurczak T., ... Jarosiewicz P., 2021. Ecohydrology and adaptation to global change. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 21(3): 393–410.

**Aleksandra Koroza\*, Jan Marcin Węsławski,  
Tymon Zieliński, Joanna Piwowarczyk**

## **Rozdział 7**

# **Usługi ekosystemów morskich**

### **1. Specyfika usług świadczonych przez ekosystemy morskie**

Ekosystemy morskie oraz dostarczane przez nie usługi wydają się bardzo istotne w kontekście omawianych we wprowadzeniu usług, w tym również stanów i procesów, które w naturalnych ekosystemach wraz z występującymi w morzu organizmami podtrzymują procesy życiowe i regulują funkcjonowanie środowiska (Kareiva i in. 2011, Drake i in. 2013). Ekosystemy te, a szczególnie wody przybrzeżne i obszary na styku morze–ląd, należą do najbardziej eksploatowanych systemów na świecie (Holmlund, Hammer 1999, Węsławski i in. 2009, Drake i in. 2013, Liqueste i in. 2013). Obszary przybrzeżne obejmują zaledwie 4% całkowitej powierzchni lądowej Ziemi i 11% powierzchni oceanu, a są zamieszkałe przez ponad 60% światowej populacji i odpowiadają za 90% połowów ryb morskich (Holmlund, Hammer 1999, Węsławski i in. 2009, Liqueste i in. 2013). Jednocześnie ze względu na szybki i często niezrównoważony rozwój obszarów przybrzeżnych, wzrost populacji, zanieczyszczenie i inne działania człowieka, bardzo wiele ekosystemów morskich zostało mocno zdegradowanych lub wręcz całkowicie zniszczonych (Holmlund, Hammer 1999, Drake i in. 2013, Liqueste i in. 2013). Przełowienie jest wciąż narastającym problemem, a do tego dochodzą skutki zmiany klimatu i pogarszająca się jakość wody w wyniku zanieczyszczenia środowiska morskiego. Biorąc pod uwagę obecną szybką degradację obszarów przybrzeżnych i morskich, ważne jest, aby zrozumieć, jaka jest wartość traconych korzyści ekonomicznych i innych wartości w związku z postępującą degradacją tych systemów (Holmlund, Hammer 1999, Węsławski i in. 2009, Drake i in. 2013).

Środowisko morskie jest źródłem wielu korzyści. Dobra wytwarzane przez ten ekosystem to produkty uzyskiwane na przykład z połowów ryb i innych organizmów wodnych czy też eksploatacji zasobów roślin morskich. Większość

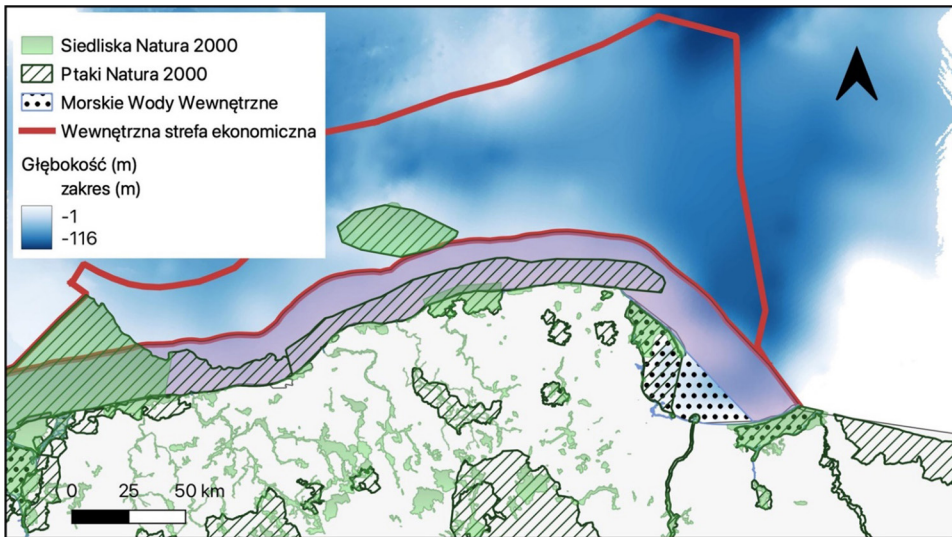
obszarów deltowych, przyujściowych i przybrzeżnych to siedliska, które są magazynami materiału genetycznego i mają dużą wartość edukacyjną i badawczą (Węśławski i in. 2009, Liquete i in. 2013, Pendleton i in. 2016, Zaucha i in. 2016, Poursanidis i in. 2018, Townsend i in. 2018). Ekosystemy morskie zapewniają również inne ważne usługi związane z ich funkcjami regulacyjnymi i siedliskowymi, takie jak na przykład kontrola zanieczyszczeń, ochrona przed sztormami, ochrona przeciwpowodziowa czy ochrona przed erozją brzegów (Pendleton i in. 2016, Zaucha i in. 2016, Poursanidis i in. 2018, Townsend i in. 2018). Praktycznie wszystkie ekosystemy morskie pełnią rolę obszarów atrakcyjnych z punktu widzenia rekreacji, turystyki, ale i transportu wodnego (Zaucha i in. 2016, Poursanidis i in. 2018). Uważa się, że wiele unikalnych siedlisk morskich przynosi ważne wartości estetyczne i duchowe oraz inne korzyści kulturowe, które dodatkowo mogą być przekazywane przyszłym pokoleniom (Zaucha i in. 2016, Poursanidis i in. 2018).

### **1.1. Morskie usługi ekosystemowe w praktyce zarządzania Polskimi Obszarami Morskimi (POM)**

W polskim prawie usługi ekosystemowe zostały zapisane w ustawie o obszarach morskich Rzeczypospolitej Polskiej i administracji morskiej z dnia 21 marca 1991 r. (Dz.U. z 1991 r. nr 32, poz. 131), w artykule 37b.1 (Ustawa z 21 marca 1991 r. o obszarach morskich Rzeczypospolitej Polskiej i administracji morskiej, 1991). W artykule tym opisano, jak powinno się stosować podejście ekosystemowe w morskim planowaniu przestrzennym, które uważa się obecnie za najistotniejsze narzędzie zarządzania morzem (Hassler i in. 2019). Uwzględniono również wsparcie zrównoważonego rozwoju w sektorze morskim, odniesiono się do aspektów obronności i bezpieczeństwa państwa oraz zdefiniowano, że podejście ekosystemowe oznacza, iż w zarządzaniu działalnością człowieka spełnione muszą zostać łącznie konkretne warunki dotyczące wpływu na ekosystem planowanej działalności człowieka z uwzględnieniem, czy takie planowane działania mają charakter zrównoważony. Do wspomnianych warunków koniecznych do spełnienia należą: (1) utrzymywanie wpływu człowieka na poziomie umożliwiającym osiągnięcie i utrzymanie dobrego stanu ekologicznego środowiska naturalnego, (2) zachowanie zdolności do prawidłowego funkcjonowania tego ekosystemu oraz jego odporności na zmiany, które powstają w wyniku działalności człowieka, oraz (3) umożliwienie jednoczesnego, trwałego i zrównoważonego użytkowania zasobów i usług ekosystemowych przez obecne i przyszłe pokolenia.

Zasadne wydaje się wobec tego pytanie, w jaki sposób koncepcja usług ekosystemowych jest faktycznie wykorzystywana w morskim planowaniu przestrzennym Polskich Obszarów Morskich (POM; ryc. 1).

Analiza dokumentów planistycznych związanych z morskim planowaniem przestrzennym (patrz Koroza i in. 2022) wskazuje na stosunkowo ogólny charakter, w jakim usługi ekosystemowe są uwzględnione w zarządzaniu morzem. Wyrażenie „usługi ekosystemowe” pojawiło się tylko kilkakrotnie w 4 z 7 analizowanych dokumentów, przy czym dokumentem, w którym koncepcja ta jest



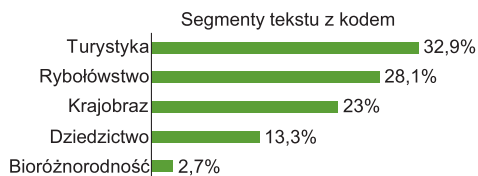
Ryc. 1. Polskie Obszary Morskie (POM) z zaznaczeniem wód wewnętrznych, morza terytorialnego, wyłącznej strefy ekonomicznej (źródło: [sipam.gov.pl](http://sipam.gov.pl)) oraz obszarów Natura 2000 (siedliskowych i ptasich) (źródło: [gov.pl/web/gδος/dostep-do-danych-geo-przestrzennych](http://gov.pl/web/gδος/dostep-do-danych-geo-przestrzennych)) wraz z batymetrią polskiego wybrzeża (źródło: IOPAN).

Źródło: opracowanie własne.

najbardziej widoczna, okazało się „Studium uwarunkowań zagospodarowania przestrzennego Polskich Obszarów Morskich”. Ogólnie, usługi ekosystemowe użyte zostały przede wszystkim do zdefiniowania podejścia ekosystemowego w planowaniu działalności człowieka na morzu w sposób zrównoważony, zatem w zgodzie z wytycznymi ustawy. „Studium uwarunkowań zagospodarowania przestrzennego Polskich Obszarów Morskich” stosowało usługi ekosystemowe ilustracyjnie w różnych kontekstach, na przykład dla opisu wpływu farm wiatrowych na ekosystem Bałtyku i jego możliwość do generowania korzyści dla człowieka. Inne przykłady uwzględnione w tym dokumencie obejmowały konieczność ochrony procesów regulacyjnych (na przykład denitryfikacji) jako usługi ekosystemowej, wzrost zapotrzebowania na usługi związane z rekreacją i rehabilitacją, w szczególności dla starzejącego się społeczeństwa, czy też wpływ inwazyjnych gatunków obcych na usługi ekosystemowe Morza Bałtyckiego.

O ile bezpośrednio użycie terminu usługi ekosystemowe było stosunkowo niewielkie, usługi ekosystemowe były pośrednio obecne we wszystkich analizowanych dokumentach w sposób znacznie szerszy. I tak wśród słów kluczowych, które mogły być traktowane jako odpowiednik usług ekosystemowych, najczęściej pojawiały się: „turystyka” (32,9%, n = 2122), „rybołówstwo” (28,1%, n = 2122) oraz „krajobraz” (23%, n = 2122; ryc. 2). „Turystyka” występowała przede wszystkim w aspekcie dużej atrakcyjności niektórych rejonów morskich i nadmorskich oraz presji człowieka na środowisko naturalne wynikającej z tej atrakcyjności (hałas, wydeptywanie terenów, presja na rozbudowę infrastruktury).





**Ryc. 2.** Częstość występowania wybranych słów kluczowych w analizowanych dokumentach związanych z planowaniem przestrzennym na morzu  
Źródło: opracowanie własne.

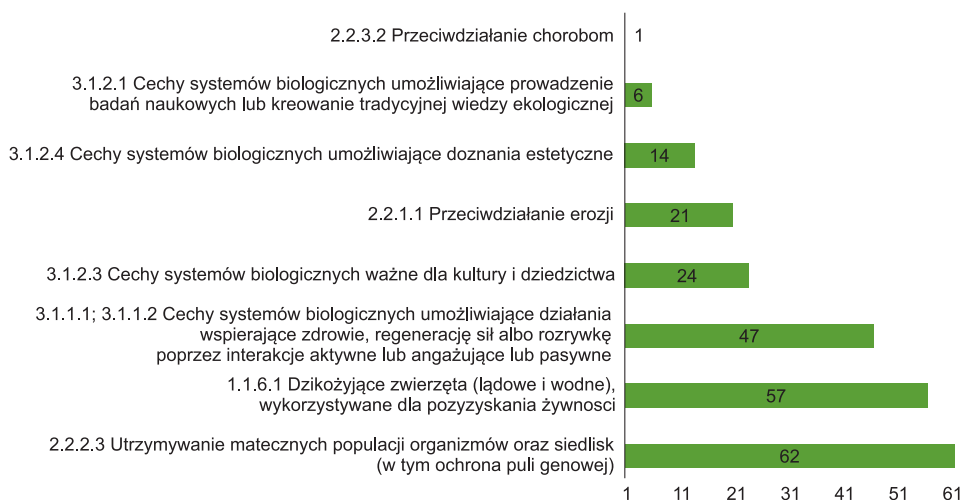
Częstym przykładem takiego oddziaływania było wycinanie trzciny dla powiększania terenów dostępnych dla różnych aktywności sportowych oraz kempingów na brzegu morza (na obszarze wewnętrznej Zatoki Gdańskiej, w tym szczególnie w Zatoce Puckiej). Jednocześnie podkreślano, że turystyka przynosi nie tylko straty i zagrożenia (dla środowiska), ale też zyski (dla lokalnych społeczności).

„Rybołówstwo” występowało głównie w kontekście nadmiernego wykorzystywania zasobów oraz zmieniającej się różnorodności biologicznej. Nierzadko wymieniany był tu przykład wzrostu obecności płoci i okonia, odchodzenie rybaków od zawodu. Rybołówstwo samo w sobie stanowiło zaś funkcję określonego akwenu w morskich planach przestrzennych.

Fraza „krajobraz” pojawiała się na ogół jako element opisu środowiska przyrodniczego rejonu oraz jako część rekomendacji na temat utrzymania wysokich walorów krajobrazowych terenów objętych planem, a także, co nie dziwi, w odniesieniu do parków krajobrazowych.

Na 62 kartach akwenów (czyli elementu projektu planu zagospodarowania przestrzennego wód wewnętrznych części Zatoki Gdańskiej) pojęcie usług ekosystemowych nie pojawiło się ani razu. Wszystkie usługi zostały wyodrębnione w sposób pośredni na podstawie opisu zawartego na poszczególnych kartach oraz

Suma akwenów w których występuje usługa ekosystemowa



**Ryc. 3.** Usługi ekosystemowe zidentyfikowane na kartach akwenów w projekcie planu przestrzennego dla wód wewnętrznej części Zatoki Gdańskiej  
Źródło: opracowanie własne.

dopasowania tego opisu do charakterystyki usług ekosystemowych. Najczęściej pojawiającymi się usługami ekosystemowymi były „Utrzymywanie matecznych populacji organizmów oraz siedlisk (w tym ochrona puli genowej)” (n = 62), a kolejno za nią uplasowały się „Dziko żyjące zwierzęta (lądowe i wodne), wykorzystywane dla pozyskania żywności” (n = 57) oraz „Cechy systemów biologicznych umożliwiające działania wspierające zdrowie, regenerację sił albo rozrywkę poprzez interakcje aktywne lub angażujące lub pasywne” (n = 47). Pozostałe usługi odnotowywały znacząco mniej wskazań (ryc. 3).

Ogólnie stwierdziliśmy, że usługi ekosystemowe występują w dokumentach planistycznych (lub zarządczych) przede wszystkim w formie pośredniej. W przypadku dokumentów planistycznych pojawiło się kilka odniesień bezpośrednich, ale zauważyliśmy, że były one bardzo ogólne i co do zasady nie dotyczyły konkretnych usług, a raczej samej koncepcji. W przeanalizowanych przez nas dokumentach planistycznych nie zidentyfikowaliśmy ani jakościowego, ani ilościowego opisu poszczególnych usług, a tym bardziej prób ich ekonomicznej lub społecznej waloryzacji. Analiza pośrednich odniesień wykazała jednak, że filozofia przyświecająca koncepcji usług ekosystemowym była znana osobom zaangażowanym w morskie planowanie przestrzenne, co na pewno stanowi przesłankę umożliwiającą szersze wykorzystanie tej koncepcji w przyszłości. Porównując zapisy ustawy z 1991 r. oraz sposoby uwzględniania usług ekosystemowych w dokumentach planistycznych, można stwierdzić, że koncepcja usług ekosystemowych nie jest czymś nowym i nieznanym, ale wciąż nie jest powszechnie stosowana.

Co może być przyczyną takiego stanu rzeczy? Systemy morskie są ciągle słabo rozpoznane, co związane jest z niedoborem danych środowiskowych (Rasheed 2020, Carrasco De La Cruz 2021). Dodatkowym problemem może tu być stopień skomplikowania obszarów morskich. Według Alcamo i in. (2003) ekosystemy morskie obejmują obszary morskie głębsze niż 50 m, podczas gdy ekosystemy przybrzeżne to obszary położone między 50 m poniżej średniego poziomu morza a 50 m nad poziomem przypiływu. Ekosystemy przybrzeżne mogą rozciągać się na szelf kontynentalny i w głąb łądu do 100 km od linii brzegowej, natomiast nie reprezentują pojedynczych ekosystemów; zazwyczaj są one tworzone przez często bardzo różne ekosystemy. Trendy ostatnich lat pokazują jednak pewną poprawę w badaniach środowiska morskiego, co wynika z szerokiej promocji i oczywistej konieczności współpracy interdyscyplinarnej, a nawet transdyscyplinarności, w badaniu ekosystemów morskich (Rasheed 2020, Carrasco De La Cruz 2021). Ma to swoje przełożenie na bardziej kompleksowe postrzeganie ekosystemów morskich nie tylko przez naukowców, ale i przez szerzej definiowanych użytkowników tych systemów.

W związku z niedostatkiem kompleksowych opisów ekosystemów morskich i przybrzeżnych oczywisty wydaje się fakt, że koncepcja usług ekosystemowych dla tych obszarów nie może na tym etapie mieć szerokiego zastosowania praktycznego w zarządzaniu środowiskiem morskim. Niemniej nawet teraz może ona być bardzo przydatna jako narzędzie stymulujące debatę publiczną na temat odporności ekosystemów morskich na globalne zmiany, co ma swoje przełożenie na decyzje dotyczące rozwoju obszarów na styku ląd–morze (Węsławski i in. 2009,

Drake i in. 2013, Zaucha i in. 2016, Rasheed 2020, Carrasco De La Cruz 2021). Koncepcja usług ekosystemowych umożliwia również podnoszenie poziomu debaty nad planowaniem rozwoju obszarów morskich i przybrzeżnych (Zaucha i in. 2016, Rasheed 2020, Carrasco De La Cruz 2021). Może być ponadto narzędziem pomocnym przy podnoszeniu ogólnej świadomości społecznej (edukacji) odnoszącej się do konieczności adaptacji do skutków zmiany klimatu na obszarach przybrzeżnych i morskich.

## 2. Identyfikacja usług ekosystemowych dla wybranych siedlisk Polskich Obszarów Morskich

### 2.1. Morze jako unikatowy rodzaj ekosystemu

Ekosystem morski różni się od ekosystemów lądowych trzema ważnymi cechami, które wpływają na możliwości korzystania, definiowania oraz zarządzania usługami ekosystemowymi.

Po pierwsze morze jest trójwymiarowe i toń wodna – na Bałtyku średnio około 60 m słupa wody, ale na oceanie już średnio 3500 m – jest zasiedlona przez organizmy w stopniu nie mniejszym niż dno. Wynika stąd, że funkcjonowanie ekosystemów morskich (oraz usługi ekosystemowe) powstaje w trzech wymiarach znacznie bardziej niż na lądzie. Po drugie, środowisko morskie jest bardzo silnie kontrolowane przez warunki fizyczne (takie jak temperatura, zasolenie, dynamika wody, ciśnienie), jakkolwiek zakres zmian tych warunków jest dużo mniejszy niż na lądzie. I tak na przykład amplituda temperatur w lesie w Polsce zmienia się od  $-30^{\circ}\text{C}$  do  $+30^{\circ}\text{C}$ , a na dnie Zatoki Gdańskiej od  $0^{\circ}\text{C}$  do  $+15^{\circ}\text{C}$ . Po trzecie, środowisko morskie charakteryzuje się kontrolą z „dołu do góry” (ang. *bottom-up*), czyli od najmniejszych organizmów fotosyntetyzujących (mikroplankton = fitoplankton) po największe organizmy. Na lądzie natomiast produkcja pierwotna zapewniana jest przez duże rośliny i kontrolowana przez dużych roślinożerców, które stosunkowo łatwo poddają się kontroli drapieżników (w tym człowieka). Produkcja pierwotna zarówno na lądzie, jak i w wodzie obejmuje także działalność mikroorganizmów kluczowych w procesie rozkładania resztek organizmów do form przyswajalnych. Na lądzie człowiek eksploatuje producentów pierwotnych, rośliny (zboża) i roślinożerców, co wiąże się z minimalnymi stratami energii. W morzu natomiast wykorzystuje się głównie wyższe piętra troficzne (ryby), a niższe są eksploatowane przez człowieka w mniejszym stopniu. I tak na przykład w łańcuchu strat energii dorsz odpowiada pozycji lwa w ekosystemie lądowym. Działalność człowieka powoduje wobec tego znacznie większe straty w energii na morzu niż na lądzie.

Z powyższych cech wynika też fakt, że środowisko morskie bardzo trudno kontrolować lub formować. W odróżnieniu od ekosystemów lądowych w ekosystemach morskich praktycznie nie da się kontrolować ilości preferowanych gatunków, stymulować ich wzrostu lub nawet „uprawiać” czy „hodować” tylko te gatunki, które są pożądane przez człowieka. Dodatkowo morze to szeroka przestrzeń

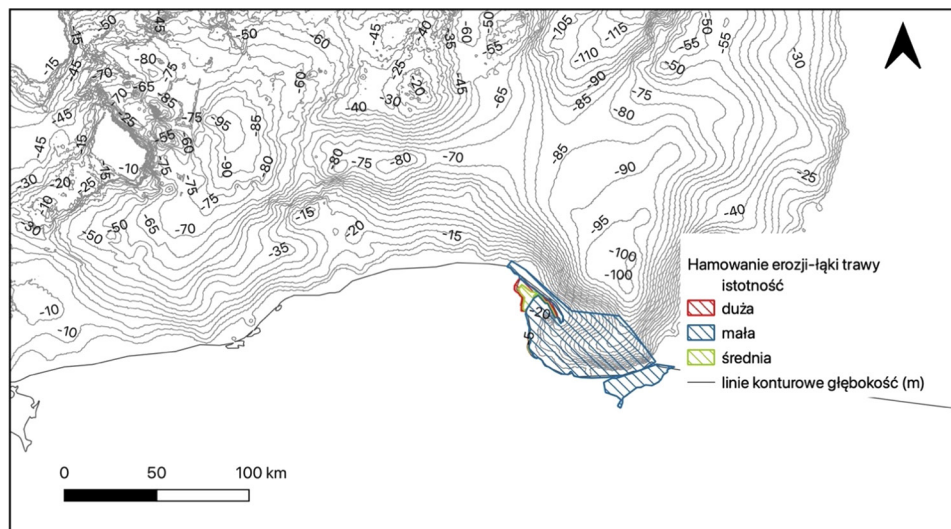
z niewielką liczbą granic fizycznych, co oznacza, że gatunki i siedliska mogą się swobodnie przemieszczać. Ekosystemom morskim w praktyce nie grozi typowa dla lądowych ekosystemów fragmentacja, gdyż dynamiczne środowisko morskie jest w stanie przenosić jaja, osobniki młodociane i dorosłe na duże odległości. Zagrożeniem w środowisku morskim jest natomiast uniformizacja siedlisk, czyli ujednolicanie ich fizycznych i biologicznych charakterystyk.

## 2.2. Usługi ekosystemowe dla wybranych siedlisk Polskich Obszarów Morskich

Siedliska POM charakteryzują się dużym ujednoceniem. W warunkach morskich jest to sporym zagrożeniem, ponieważ oznacza występowanie małej liczby typów siedlisk, co może stanowić zagrożenie dla bioróżnorodności, a przez to dla ekosystemu morskiego. W POM wyróżnia się 5 głównych siedlisk dennych, podczas gdy w wodach europejskich liczba siedlisk jest znacznie większa. Siedliska denne, które są charakterystyczne dla polskiego morza, to (1) łąki trawy morskich (niewielkie, ale rzadkie siedlisko istotne jednocześnie w bilansie *blue carbon*), (2) rafy kamienne (centrum bioróżnorodności nawet pomimo stosunkowo niewielkiego obszaru), (3) piaszczyste płycizny i plaże (największe siedlisko morskie w Polsce z ogromnym znaczeniem turystycznym oraz potencjałem oczyszczania wody ze skażeń organicznych), (4) trzcinowiska w płytkich zatokach oraz (5) ławice omułka poza strefą eufotyczną. Pierwsze trzy z tych siedlisk wybrane zostały jako ilustracja dla wiązek usług ekosystemowych dostarczanych przez środowisko polskiej części Morza Bałtyckiego.

Łąki trawy morskiej *Zostera marina* (tab. 1): w strefie osłoniętej od falowania wewnętrznej Zatoki Puckiej tworzą zwarte łąki wieloletnich roślin, które mają zdolność zarówno do emisji tlenu przez system korzeniowy, jak i magazynowania znaczących ilości węgla na okres ponad 100 lat, świadcząc w ten sposób usługę „Filtracja/sekwestracja/magazynowanie/akumulacja przez mikroorganizmy, glony, rośliny i zwierzęta” (2.1.1.2). Łąki trawy morskiej są ważnym siedliskiem dla bezkręgowców, które z kolei stanowią pokarm dla ryb, dostarczają schronienia dla młodzi ryb użytkowych (okoń, szczupak, płoć, ryby płaskie) oraz pełnią funkcję tarlisk dla gatunków składających ikrę na roślinach (stynka, śledź, sandacz) („Utrzymanie matecznych populacji organizmów oraz siedlisk, w tym ochrona puli genowej” – 2.2.2.3). Zwarte łąki trawy morskiej mogą hamować falowanie i zapobiegać w ten sposób erozji brzegu (ryc. 4), czyli świadczą usługę „Przeciwdziałanie erozji” (2.2.1.1).

Największym zagrożeniem dla traw morskich w Zatoce Puckiej są bogate w związki odżywcze ścieki, które intensyfikują rozrost glonów i roślin. Rośliny z rodziny *Pyrallela* stanowią główne zagrożenie dla traw morskich. W warunkach eutroficznych obrastają trawy, limitują im dostęp do światła i przyczyniają się do pogorszenia ich ogólnej kondycji. W warunkach dużej eutrofizacji w wodach dominują sinice, co z kolei znacząco pogarsza warunki fizykochemiczne wody (mniejszy dostęp światła oraz mniejsze stężenie tlenu). Znaczącym zagrożeniem dla podwodnych łąk traw morskich jest też turystyka i mechaniczne niszczenie łąk (zadeptywanie i rozjeżdżanie przez skutery wodne). Trawy morskie pokrywały



**Ryc 4.** Miejsca w obrębie Zatoki Gdańskiej istotne pod względem usług związanych z ochroną brzegu przez trawy morskie razem z oceną istotności obszaru w zależności od rejonu (duża – do 3 m głębokości, średnia – 3–5 m, mała – więcej niż 5 m)  
 Źródło: opracowanie własne na podstawie opinii eksperckiej oraz danych za Gic-Grusza i in. (2019).

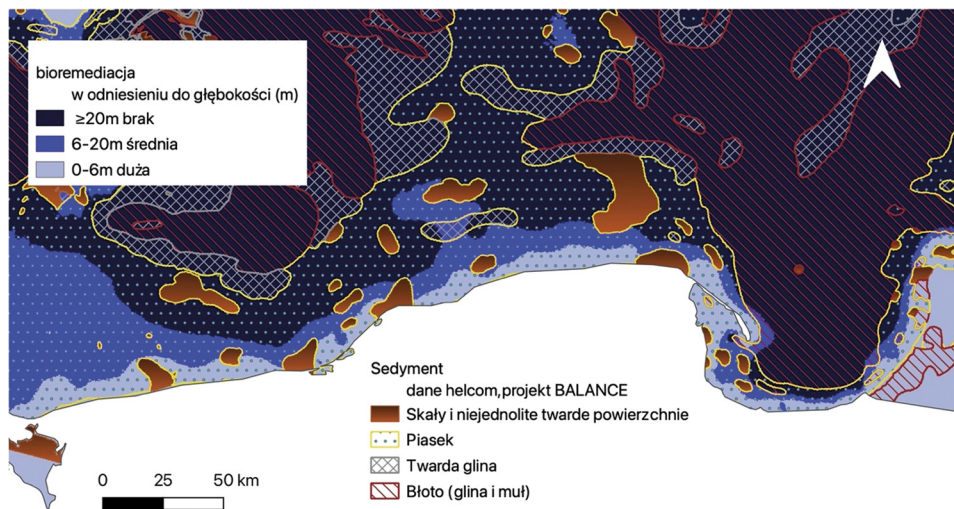
kiedyś znaczną część Zatoki Puckiej, jednak w latach 50. (Gic-Grusza i in. 2009) – właśnie pod wpływem złego stanu wody – ich powierzchnia zmniejszyła się aż o 63%. Pomimo wprowadzenia regulacji dotyczących odprowadzanych ścieków, *Zostera marina* zajmuje teraz znacznie mniejszy obszar niż jej historyczny zasięg (de los Santos i in. 2019).

Kamienne rafy w strefie eufotycznej (tab. 2): siedlisko to zajmuje wypowalone obszary w POM z największymi polami gładzowisk na Mielźnie Słupskiej, na środkowym wybrzeżu (Rowy, Wolin) oraz pod Gdynią i Oślinem. Rafy kamienne zbudowane są z pozostawionych przez lodowce kamieni i gładzów. Siedlisko to ma duże znaczenie dla utrzymania różnorodności biologicznej oraz jest istotne dla wielu gatunków organizmów morskich. Świadczy ono usługę określaną jako „Utrzymanie matecznych populacji organizmów oraz siedlisk, w tym ochrona puli genowej” (2.2.2.3). Na kamieniach osadzają się wieloletnie glony z grup krasnorostów i brunatnic, które tworzą bardzo cenne środowisko dla wielu bezkręgowców oraz małych gatunków ryb, a także dla młodzieży ryb komercyjnych. Dla niektórych gatunków ryb rafy kamienne stanowią naturalne schronienie, są miejscem żerowania dla największych okazów dorszy, troci lub łososi oraz tarliskiem dla węgorzyc, tasz czy gatunków z rodziny *Cottidae*. Na kamiennych rafach osadzają się ławice filtrujących małży (omułki) oraz hydrofopolipów gąbek i pąkli, co stanowi usługę „Filtracja/sekwestracja/magazynowanie/akumulacja przez mikroorganizmy, glony, rośliny i zwierzęta” (2.1.1.2). Rafy kamienne są ponadto ważnym miejscem żerowania chronionych gatunków skandynawskich kaczek nurkujących, czyli świadczą one usługę „Utrzymanie matecznych populacji

organizmów oraz siedlisk, w tym ochrona puli genowej” (2.2.2.3). Są też atrakcją dla nurków ze względu na wysoką różnorodność biologiczną, która wzbogaca (lokalne) walory estetyczne, co stanowi usługę „Cechy systemów biologicznych umożliwiające doznania estetyczne” (3.1.2.4) i jednocześnie przestrzeń zachęcającą do aktywności fizycznej („Cechy systemów biologicznych umożliwiające działania wspierające zdrowie, regenerację sił albo rozrywkę poprzez interakcje aktywne oraz pasywne” – 3.1.1.1, 3.1.1.2). Ponieważ rafy tworzą środowiska wyspowe, mogą być łatwo zniszczone przez infrastrukturę, a pokrywa kolonijnych zwierząt i roślin może być także zniszczona przez skażenia chemiczne lub mechaniczne usuwanie.

Piaszczyste płycizny i plaże bez pokrywy roślinnej (tab. 3): siedlisko to zajmuje największą część POM, od strefy plaż zalewanych przez wody sztormowe aż po dno morskie w strefie oddziaływania falowania (do głębokości 20 m), czyli wszędzie tam, gdzie dno pokryte jest swobodnie przemieszczającym się piaskiem kwarcowym bez roślinności. Cechą tego siedliska, która określa jego największą wartość, jest dynamika wody przepływającej przez warstwę piasku. W warunkach polskich na płycznach z piaskiem o średnim uziarnieniu woda przepływa w czasie przejścia każdej fali do głębokości 30 cm (Massel i in. 2001). To całkowicie wyjątkowe zjawisko w osadach morskich, ponieważ naturalna filtracja w innych siedliskach nie przekracza zwykle 1 cm. Osad przepuszczalny (piasek) jest miejscem bytowania bardzo bogatej mikro- i meiofauny. Organizmy, którym dynamika wody dostarcza tlenu i cząstek pokarmowych, zmieniają skład zawiesin, działając jak biologiczna oczyszczalnia, która rozkłada większość związków organicznych do postaci podstawowych pierwiastków lub cząstek (np.  $O_2$ ,  $CO_2$ ,  $H_2$ ,  $NO_3$ ). Wiąże się to z dwoma rodzajami usług: „Bioremediacja przez mikroorganizmy, glony, rośliny i zwierzęta” (2.1.1.1) oraz „Filtracja/sekwestracja/magazynowanie/akumulacja przez mikroorganizmy, glony, rośliny i zwierzęta” (2.1.1.2) (ryc. 5). Bioremediacja i filtracja w środowisku morskim najczęściej są ze sobą powiązane i wynikają z siebie. Efektywność tego naturalnego filtra zależy od dynamiki wody i bogactwa zestawu mikroorganizmów w wodach porowych. Piaszczyste płycizny to siedlisko nielicznych gatunków, lecz często występujących w dużych ilościach, na przykład ryb dobijakowatych, płastug czy też skorupiaków piaszczystego dna.

Do innych usług zapewnianych przez to siedlisko należą te związane z turystyką i walorami estetycznymi plaż. Polskie plaże uznawane są za jedne z bardziej atrakcyjnych pod względem turystycznym; są szerokie, długie, idealne na spacer. Zapewniają usługi kulturowe określane jako „Cechy systemów biologicznych umożliwiające działania wspierające zdrowie, regenerację sił albo rozrywkę poprzez interakcje aktywne lub angażujące oraz pasywne lub obserwacyjne” (3.1.1.1, 3.1.1.2) oraz „Cechy systemów biologicznych umożliwiające doznania estetyczne” (3.1.2.4). Człowiek ma bardzo niewielkie możliwości kontroli lub zakłócania głównych usług ekosystemowych świadczonych przez to siedlisko, takich jak „Bioremediacja przez mikroorganizmy, glony, rośliny i zwierzęta” (2.1.1.1) oraz „Filtracja/sekwestracja/magazynowanie/akumulacja przez mikroorganizmy, glony, rośliny i zwierzęta” (2.1.1.2). Na małą skalę można zatruć osad morski lub lokalnie zniszczyć go infrastrukturą. W przypadku Polski piaszczyste płycizny



**Ryc. 5.** Intensywność bioremediacji (CICES 2.1.1.1) w POM w powiązaniu z głębokością (dane IOPAN) oraz rodzajem sedymentu (dane HELCOM, projekt BALANCE); BALANCE dane: <https://metadata.helcom.fi/geonetwork/srv/eng/catalog.search#/metadata/41f4f5ca-4d07-4b76-b8ed-8ac2739d57a6>

Źródło: opracowanie własne; dane: intensywność bioremediacji w POM w powiązaniu z głębokością (dane własne IOPAN) oraz rodzajem sedymentu (dane HELCOM, projekt BALANCE).

zajmują tak duży obszar, że straty spowodowane przez nierozważne działania ludzkie będą przestrzennie i funkcjonalnie niewielkie. W przypadku tego siedliska dużo bardziej istotne może być natomiast zniszczenie wartości estetycznych przez nadmierną zabudowę plaż.

Tabele 1–3 ilustrują zestawy usług ekosystemowych, które dostarczane są przez siedliska denne trójwymiarowego środowiska morskiego. Równie istotnym siedliskiem w morzu jest toń wodna, którą można zdefiniować na potrzeby tego rozdziału jako obszary oddalone od brzegu, czyli opisane kolumną wody powyżej halokliny (20–30 m). W Bałtyku w wodach tych panują specyficzne warunki, to jest duża dostępność pokarmu, wysoka zawartość tlenu oraz wysoka temperatura, które sprzyjają rozmnażaniu kluczowych dla rybołówstwa gatunków ryb, takich jak śledzie czy szproty. Usługą tego siedliska to „Utrzymywanie macecznych populacji organizmów oraz siedlisk, w tym ochrona puli genowej” (2.2.2.3). W kolumnie wody jej skład chemiczny i biologiczny będzie determinował głębokość penetracji światła słonecznego, która z kolei ma wpływ na pionowe wędrówki planktonu, a przez to na ich wydatek energetyczny konieczny do absorpcji energii, pełniąc usługę, którą jest „Regulacja chemicznego stanu wód słonych przez procesy biologiczne” (2.2.5.2). Plankton stanowi istotne źródło pokarmu dla wielu organizmów, w tym dla ryb. Potencjalnymi zagrożeniami dla opisanych usług ekosystemowych w toni wodnej mogą być: skażenie chemiczne, eutrofizacja czy wzrost temperatury oraz postępujące wysłodzenie Bałtyku. Ostatnia zmiana będzie miała duże znaczenie dla rozmnażania się ryb, ale realnie wpływ

ten odczuwalny będzie w perspektywie najbliższych 100 lat. Wzrost temperatury lub wysłodzenie wody morskiej (związane ze zmianami klimatu) są jednak trudno kontrolowalne przez człowieka, wobec czego nie można mówić o realnym zarządzaniu (lub ochronie) usług ekosystemowych dostarczanych przez to siedlisko, zwłaszcza na poziomie działań krajowych.

**Tabela 1.** Usługi ekosystemowe zapewniane przez siedlisko *Zostera marina*

Usługa	Znaczenie usługi*	Skala istotności dla Morza Bałtyckiego**	Komentarz
Bioremediacja przez mikroorganizmy, glony, rośliny i zwierzęta (2.1.1.1)	brak	brak	brak
Filtracja/sekwestracja/magazynowanie/akumulacja przez mikroorganizmy, glony, rośliny i zwierzęta (2.1.1.2)	bardzo ważne	lokalna	Trawa morska jest bardzo istotna dla pochłaniania i magazynowania dwutlenku węgla (ang. <i>blue carbon</i> ) przez swoje korzenie; z uwagi na mały rozmiar i małą gęstość łąk trawy morskiej na Zatoce Puckiej jest to jednak usługa o charakterze bardzo lokalnym.
Przeciwdziałanie erozji (2.2.1.1)	mało ważne	lokalna	Przeciwdziałanie erozji w Zatoce Puckiej jest mało istotną usługą ze względu na minimalną erozję na tym obszarze. Funkcja ta może nabrać znaczenia w przyszłości, jeśli na przykład dojdzie do przzerwania Półwyspu Helskiego w związku ze zmianami klimatu.
Utrzymanie matecznych populacji organizmów oraz siedlisk (w tym ochrona puli genowej) (2.2.2.3)	mało ważne	lokalna	Pomimo że łąki trawy morskiej są siedliskiem związanym z rozrodem ryb, nie jest to jednak siedlisko kluczowe dla żadnego gatunku. Innymi słowy, gatunki rozmnażające się na trawach morskich mogą istnieć i rozmnażać się bez nich.
Cechy systemów biologicznych umożliwiające działania wspierające zdrowie, regenerację sił albo rozrywkę poprzez interakcje aktywne oraz pasywne (3.1.1.1, 3.1.1.2)	mało ważne	lokalna	Usługa trudna do oszacowania, ale istnieją badania (Börger, Piwowarczyk 2016), które sugerują, że dostęp do trawy morskiej może mieć pewne znaczenie turystyczne i estetyczne dla nurków i użytkowników małych łódek.
Cechy systemów biologicznych umożliwiające doznania estetyczne (3.1.2.4)	średnie	lokalna	Jak wyżej

\*Znaczenie usługi określa, jak istotne jest siedlisko dla dostarczania danej usługi ekosystemowej w POM; oceny eksperckiej dokonano w pięciostopniowej skali: nieważne, mało ważne, średnie, ważne i bardzo ważne.

\*\* Skala istotności określa znaczenie usługi ekosystemowej dostarczanej przez siedliska znajdujące się w POM w odniesieniu do całego Morza Bałtyckiego; oceny eksperckiej dokonano w skali czterostopniowej: znaczenie lokalne, regionalne, krajowe oraz panbałtyckie.

Źródło: opracowanie własne.



**Tabela 2.** Usługi ekosystemowe zapewniane przez siedlisko rafy kamiennej

Usługa	Znaczenie usługi*	Skala istotności dla Morza Bałtyckiego**	Komentarz
Bioremediacja przez mikroorganizmy, glony, rośliny i zwierzęta (2.1.1.1)	mało ważne	lokalna	Siedlisko dostarcza tej usługi w niewielkim stopniu; bioremediacja w kontekście raf kamiennych występuje zwykle w powiązaniu z filtracją.
Filtracja/sekwestracja/magazynowanie/akumulacja przez mikroorganizmy, glony, rośliny i zwierzęta (2.1.1.2)	mało ważne	lokalna	Siedlisko to dostarcza tej usługi w niewielkim stopniu; filtracja w kontekście raf kamiennych poprzedza bioremediację.
Przeciwdziałanie erozji (2.2.1.1)	średnie	lokalna	Rafy kamienne, rozbudowując się poprzez erodujące klify, tworzą naturalną barierę przed erozją (mechaniczna bariera dla fal pochłaniająca część energii).
Utrzymanie matecznych populacji organizmów oraz siedlisk (w tym ochrona puli genowej) (2.2.2.3)	średnie	lokalna	Lokalne lub regionalne oazy bioróżnorodności, które są istotne dla wielu gatunków roślin i zwierząt morskich. Nie jest to jednak siedlisko kluczowe dla żadnego z występujących tam gatunków, zwłaszcza w skali Bałtyku.
Cechy systemów biologicznych umożliwiające działania wspierające zdrowie, regenerację sił albo rozrywkę poprzez interakcje aktywne oraz pasywne (3.1.1.1, 3.1.1.2)	bardzo ważne	lokalna	Rafy kamienne są bogate praktycznie we wszystkie gatunki, które uznawane są za klasyczne na Bałtyku. Mogą być wobec tego ciekawym miejscem wypoczynku dla nurków, choć obecnie tereny te zdecydowanie przegrywają popularnością z wrakami.
Cechy systemów biologicznych umożliwiające doznania estetyczne (3.1.2.4)	bardzo ważne	lokalna	Obecność raf kamiennych powiązana jest często z erodującym wybrzeżem klifowym, które samo w sobie stanowi niezwykle cenny krajobraz na granicy morze-ląd. Same rafy kamienne (wraz ze swoją bioróżnorodnością) stanowią cenny podwodny krajobraz.

\*Znaczenie usługi określa, jak istotne jest siedlisko dla dostarczania danej usługi ekosystemowej w POM; oceny eksperckiej dokonano w pięciostopniowej skali: nieważne, mało ważne, średnie, ważne i bardzo ważne.

\*\* Skala istotności określa znaczenie usługi ekosystemowej dostarczanej przez siedliska znajdujące się w POM w odniesieniu do całego Morza Bałtyckiego; oceny eksperckiej dokonano w skali czterostopniowej: znaczenie lokalne, regionalne, krajowe oraz panbałtyckie.

Źródło: opracowanie własne.

**Tabela 3.** Usługi ekosystemowe zapewniane przez siedlisko piaszczyste płycizny i plaże

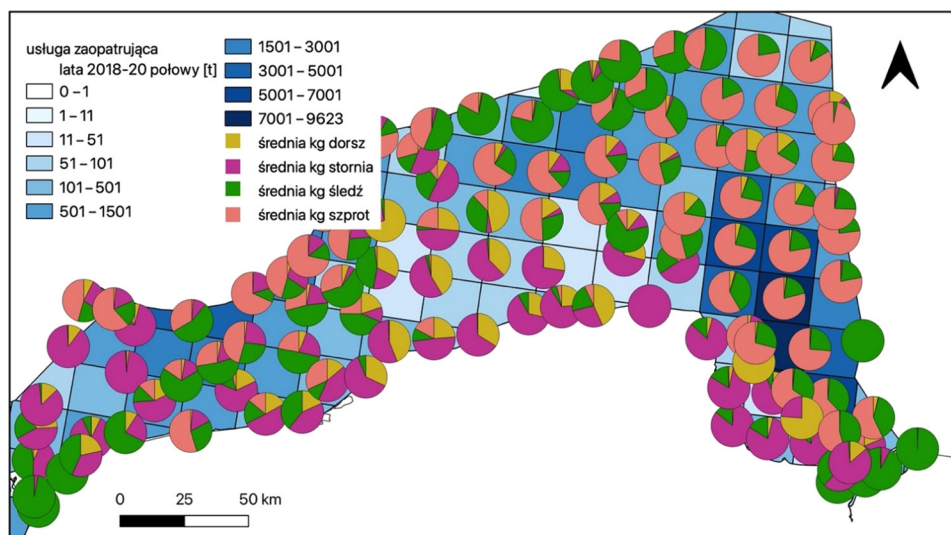
Usługa	Znaczenie usługi*	Skala istotności dla Morza Bałtyckiego**	Komentarz
Bioremediacja przez mikroorganizmy, glony, rośliny i zwierzęta (2.1.1.1)	bardzo ważna	panbałtycki	Ze względu na rozmiar siedliska jest to usługa istotna dla całego Morza Bałtyckiego. Jest ona jednak trudna do zarządzania z uwagi na fakt, że odbywa się przede wszystkim w oparciu o pętlę mikrobiologiczną. Wpływ człowieka na tę usługę (potencjalnie pozytywny i negatywny) jest niewielki. Bioremediacja i filtracja w środowisku morskim są często ze sobą powiązane (filtracja najczęściej poprzedza bioremediację).
Filtracja/sekwestracja/ magazynowanie/ akumulacja przez mikroorganizmy, glony, rośliny i zwierzęta (2.1.1.2)	bardzo ważna	panbałtycki	Ze względu na rozmiar siedliska jest to usługa istotna dla całego Morza Bałtyckiego. Jest ona jednak trudna do zarządzania z uwagi na fakt, że odbywa się przede wszystkim w oparciu o pętlę mikrobiologiczną. Wpływ człowieka na tę usługę (potencjalnie pozytywny i negatywny) jest niewielki. Bioremediacja i filtracja w środowisku morskim są nierzadko ze sobą powiązane (filtracja najczęściej poprzedza bioremediację).
Przeciwdziałanie erozji (2.2.1.1)	brak	brak	brak
Utrzymanie matecznych populacji organizmów oraz siedlisk (w tym ochrona puli genowej) (2.2.2.3)	mało ważna	lokalny	Usługa mało istotna dla tego siedliska. Na piaszczystych płyciznach występują pospolite dla Bałtyku organizmy, szczególnie bentosowe (powiązane z dnem).
Cechy systemów biologicznych umożliwiające działania wspierające zdrowie, regenerację sił albo rozrywkę poprzez interakcje aktywne oraz pasywne (3.1.1.1, 3.1.1.2)	bardzo ważna	krajowy	Obszary te są bardzo istotne z punktu widzenia turystyki i rekreacji, a część wybrzeża objęta tym siedliskiem (na przykład Półwysep Helski, ale także zachodnia polskiego wybrzeża) należy do rejonów najintensywniej wykorzystywanych turystycznie.
Cechy systemów biologicznych umożliwiające doznania estetyczne (3.1.2.4)	bardzo ważna	krajowe	Wartości estetyczne tego typu siedliska związane są przede wszystkim z oddziaływaniem morze-ląd. Badania (Piwowarczyk i in. 2021, Pikner i in. 2022) sugerują, że widoki i krajobraz (w tym zarówno same plaże, widoki z lądu na morze, wydmy, klify, jak i latarnie morskie) są jednym z najważniejszych elementów kulturalnych cenionych przez społeczeństwa nadmorskie.

\*Znaczenie usługi określa, jak istotne jest siedlisko dla dostarczania danej usługi ekosystemowej w POM; oceny eksperckiej dokonano w pięciostopniowej skali: nieważne, mało ważne, średnie, ważne i bardzo ważne.

\*\* Skala istotności określa znaczenie usługi ekosystemowej dostarczanej przez siedliska znajdujące się w POM w odniesieniu do całego Morza Bałtyckiego; oceny eksperckiej dokonano w skali czterostopniowej: znaczenie lokalne, regionalne, krajowe oraz panbałtyckie.

Źródło: opracowanie własne.

Przedstawione w tabelach 1–3 przykłady wiązek usług ekosystemowych nie stanowią oczywiście pełnego zestawu korzyści uzyskiwanych ze środowiska morskiego (i jego poszczególnych siedlisk). Ekosystemy morskie dostarczają wielu innych usług, ale minimum dwie wydają się warte wymienienia, gdyż są istotne dla całych POM, a niezwiązane bezpośrednio z pojedynczymi siedliskami demnymi. I tak istotną usługą ekosystemową są zasoby ryb komercyjnych określane jako „Dziko żyjące zwierzęta (lądowe i wodne), wykorzystywane dla pozyskania żywności” (1.1.6.1). Rybołówstwo, zarówno kutrowe, jak i łódkowe, obecne jest w całych POM (ryc. 6), choć oczywiście na różnych obszarach opiera się na różnych gatunkach i narzędziach połowowych oraz różna jest jego wydajność.



**Ryc. 6.** Usługa: „Dziko żyjące zwierzęta (lądowe i wodne), wykorzystywane jako źródło energii” (CICES 1.1.6.3) w podziale na kwadraty rybackie: wielkość połowów (tony) w latach 2018–2020 w POM (cieniowanie niebieskie, im ciemniejszy kolor, tym większa ilość wyłowionych ryb) wraz z informacją o ilości kilogramów najcenniejszych połowowo gatunków ryb w Polsce (stornia, śledź, szprot oraz dorsch jako cenny kiedyś gatunek). Dane pozyskane z Ministerstwa Rozwoju Rolnictwa i Wsi

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych uzyskanych z Ministerstwa Rozwoju Rolnictwa i Wsi.

Ponadto należy zwrócić uwagę, że obszary morskie są źródłem kultury morskiej oraz morskiego dziedzictwa kulturowego w ramach usługi: „Cechy systemów biologicznych ważne dla kultury i dziedzictwa” (3.1.2.3). Wartości te rozpatrywać należy w odniesieniu do tradycji historycznych, jak na przykład rybołówstwo przybrzeżne lub kultura kaszubska, ale także do nowo formującej się kultury związanej z aktywnym spędzaniem czasu (Piwowarczyk i in. 2021, Korzoza i in. 2022, Pikner i in. 2022). Kulturotwórcza rola morza jest tą usługą ekosystemową, która zyskuje coraz większe znaczenie, w tym w morskim planowaniu przestrzennym. Nadal jest jednak niewystarczająco w tym planowaniu obecna,

między innymi ze względu na jej w dużej mierze lokalny wymiar, jakościowy charakter danych ją opisujących oraz ściśle powiązania z lądem (McKinley i in. 2019, Pikner i in. 2022). Dodatkowo sztywny podział administracyjny i podział kompetencji na linii morze–ląd w warunkach polskich utrudnia, a często wręcz uniemożliwia, zarządzanie usługami ekosystemowymi na styku tych dwóch środowisk (Pikner i in. 2022).

### 2.3. Operacjonalizacja usług ekosystemowych na potrzeby zarządzania środowiskiem morskim

Włączenie usług ekosystemowych w systemy zarządzania morzem, a zwłaszcza w morskie planowanie przestrzenne, wydaje się w dłuższej perspektywie logiczną konsekwencją zapisów ustawowych. Pełna operacjonalizacja podejścia opartego na usługach ekosystemowych wymaga jednak w pierwszej kolejności ściślejszego powiązania usług ekosystemowych z przestrzenią morską oraz identyfikacji obszarów, które tych usług dostarczają (Zaucha i in. 2016). Kolejnym niezbędnym krokiem jest opracowanie listy wskaźników i bazy informacyjnej dla tych wskaźników (Lillebø i in. 2016, Zaucha i in. 2016), bez których możliwy jest tylko jakościowy opis usług i ich wzajemnego oddziaływania (Lillebø i in. 2016). Zarówno ogólnie dla środowiska morskiego POM, jak i dla jego poszczególnych siedlisk baza ta jest niewystarczająca, a odpowiednio czułe i łatwe w użyciu wskaźniki nadal w dużej mierze nie są dostępne. Problem ten dla przykładowych wskaźników zilustrowano w tabeli 4.

Problem braku odpowiednio specyficznych wskaźników oraz właściwej bazy informacyjnej powoduje także trudności w ocenie interakcji **wzajemnie wzmacniających** (ang. *synergies*) i **osłabiających** (ang. *trade-offs*) pomiędzy poszczególnymi usługami ekosystemowymi. Rozwiązaniem na etapie przejściowym, tak jak w przypadku oceny samych usług ekosystemowych, może być jakościowa ocena ekspercka kierunków, a w miarę możliwości także siły związków pomiędzy poszczególnymi usługami. Ocenie takiej, naszym zdaniem, powinien podlegać ponadto wpływ maksymalizacji danej usługi na jej dostępność w dłuższej perspektywie. Jest to szczególnie istotne w przypadku tych usług, dla których dostępne wskaźniki nie są powiązane wprost ze stanem poszczególnych siedlisk lub szerzej środowiska morskiego (usługi zaopatrzeniowe i w dużej części kulturowe), a ich nadmierna maksymalizacja może doprowadzić – w dłuższym okresie – do częściowego lub całkowitego zaniku samej usługi.

I tak na przykład maksymalizacja połowów komercyjnych (1.1.6.1) doprowadza z czasem do problemów z utrzymaniem zdrowych populacji zarówno samych gatunków ryb poławianych komercyjnie, jak i tych gatunków, dla których ryby te stanowią pokarm (2.2.2.3). W konsekwencji może to uniemożliwić lub ograniczyć uprawianie rybołówstwa. Nie będą to jedyne negatywne skutki dla korzyści uzyskiwanych przez człowieka. Brak ryb w strefie brzegowej i zanik rybołówstwa przybrzeżnego wpływa także na możliwość utrzymania wartości kulturowych, w tym krajobrazu kulturowego, który stanowi atrakcję turystyczną (3.1.2.3, 3.1.2.4), przynajmniej w części POM.

Tabela 4. Operacyjność wybranych wskaźników usług ekosystemowych

Wybrane usługi ekosystemowe	Przykładowe wskaźniki*	Uwagi
Bioremediacja przez mikroorganizmy, glony, rośliny i zwierzęta (2.1.1.1) Filtracja/sekwestracja/magazynowanie/akumulacja przez mikroorganizmy, glony, rośliny i zwierzęta (2.1.1.2)	Mineralizacja materii organicznej	Wskaźnik oparty przede wszystkim na rozproszonych danych naukowych, których agregacja wymaga specjalistycznej wiedzy. Wobec tego jest on trudno wycelzalny i stosowalny, zwłaszcza że nie jest łatwo określić faktyczną bazę informacyjną dostępną w danym momencie w literaturze naukowej. Zwrócić także należy uwagę na istniejące ograniczenia w dostępie do literatury naukowej.
Przeciwdziałanie erozji (2.2.1.1)	Powierzchnia łąk traw morskich na obszarach zagrożonych erozją	Brak aktualnych danych na temat rozmieszczenia łąk trawy morskiej w Zatoce Puckiej; niewystarczający monitoring.
Utrzymanie macecznych populacji organizmów oraz siedlisk (w tym ochrona puli genowej) (2.2.2.3)	Rozmieszczenie i powierzchnia obszarów istonnych dla rozmnażania Powierzchnia obszarów	Wskaźnik trudny do operacjonalizacji. Stosowanie przybliżenia w postaci siedliskowych obszarów Natura 2000 wydaje się nadmiernym uproszczeniem. Zastosowanie bardziej skomplikowanych jednostek miar (na przykład wskaźnika waloryzacji biologicznej powyżej 75%) jest procesem czasochłonnym, skomplikowanym i opartym na literaturze naukowej, a często także ocenie eksperckiej.
Cechy systemów biologicznych umożliwiający działania wspierające zdrowie, regenerację sił albo rozrywkę poprzez interakcje aktywne oraz pasywne (3.1.1.1; 3.1.1.2)	Liczba osób korzystająca z siedliska (lub z obszaru) w sposób aktywny i pasywny Miejsca noclegowe lub udzielone noclegi Obecnie brak	Nie istnieje baza informacyjna pozwalająca na wyliczenie pierwszego z zaproponowanych wskaźników. W przypadku drugiego ze wskaźników problemem jest nie tylko niska rozdzielczość danych (dane dostępne na poziomie powiatów), ale przede wszystkim brak powiązania wskaźnika ze stanem środowiska naturalnego. Maksymalizacja wykorzystania turystycznego może negatywnie wpływać na zdolność ekosystemów do dostarczania tej usługi w przyszłości.
Cechy systemów biologicznych umożliwiający doznania estetyczne (3.1.2.4)	Obecnie brak	Nie istnieje ani dobrze zdefiniowany wskaźnik, ani baza informacyjna, które pozwoliłyby na ocenę wybrzeża z punktu widzenia wartości estetycznej krajobrazu. Wskaźnik taki mógłby oczywiście powstać i krótkoterminowo być oparty na wiedzy eksperckiej, ale w dłuższej perspektywie powinien uwzględniać subiektywne odczucia społeczne, wyrażane na przykład w formie analizy najczęściej fotografowanych miejsc lub mapowania partycypacyjnego. Konieczna byłaby także ocena samych krajobrazów podmorskich.

\* Wskaźniki te mogą być właściwe dla wybranych siedlisk lub obszarów oceny, w przypadku gdy usługa nie łączy się wprost z siedliskiem i mają charakter tylko ilustracyjny.

Źródło: opracowanie własne.

Podobna sytuacja dotyczy nadmiernego wykorzystywania turystycznego pewnych rejonów, zwłaszcza na potrzeby turystyki masowej oraz jej koncentracji w miesiącach letnich (3.1.1.1, 3.1.1.2). Niekontrolowany wzrost liczby turystów doprowadza do niszczenia ekosystemów nadmorskich na przykład wydm, trzcinowisk, łąk trawy morskiej, ale też miejsc istotnych dla rozrodu ptaków, co zmniejsza zdolność tych siedlisk do samooczyszczania i samoregulacji (2.1.1.1, 2.1.1.2). Konsekwencją jest spadek zdolności do dostarczania innych usług regulacyjnych. Presji turystycznej towarzyszy rozbudowa infrastruktury, często w najbliższej okolicy morza i plaż, co nie pozostaje bez wpływu na nadmorski krajobraz i jego wartości estetyczne. Warto tutaj zaznaczyć, że w przypadku tej usługi zasadna byłaby ocena, czy i które regiony przekroczyły już pojemność turystyczną. Za takie miejsca uznaje się obecnie wewnętrzne części Zatoki Gdańskiej (Kistowski i in. 2005, Węśławski i in. 2011).

Istnieje wiele metod i narzędzi, w tym modeli teoretycznych i koncepcyjnych, które służą definicji i określeniu między innymi (także jakościowych) relacji pomiędzy usługami w różnych ekosystemach (de Groot i in. 2002). Wybór odpowiedniej metody powinien zatem zależeć od celu oraz skali przeprowadzanej oceny usług ekosystemowych. Z naszych badań wynika jednak, że wskazane byłoby użycie metod opartych na konkretnym scenariuszu i jego wariantach. Powiązania i oddziaływania pomiędzy poszczególnymi usługami, a przede wszystkim ich siła, są często uwarunkowane czynnikami zewnętrznymi, w tym zależnymi i niezależnymi od działalności człowieka. I tak na przykład wprowadzenie ograniczeń w rozwoju turystyki masowej będzie skutkowało konsekwencjami dla określonego siedliska, co powinna odzwierciedlać właściwie przeprowadzona analiza interakcji wzajemnie wzmacniających i osłabiających.

#### **2.4. Specyfika zastosowania usług ekosystemowych na różnych poziomach uogólnienia**

Jak wspomnieliśmy w poprzednim podrozdziale, wybór właściwej metody oceny zależności pomiędzy poszczególnymi usługami ekosystemowymi powinien zależeć od celu tej oceny oraz scenariusza rozwojowego lub zarządczego. Istotny jest także wybór skali takiej oceny. Jakkolwiek w przypadku wielu ekosystemów podział na poziom lokalny, regionalny i krajowy wydaje się adekwatny, nie ma on, w naszej ocenie, zastosowania do środowiska morskiego. Ocena usług ekosystemowych w środowisku morskim powinna się odbywać w oparciu o siedliska, które można traktować jako odrębne ekosystemy morskie. I to właśnie wielkość siedlisk wyznaczać powinna – w miarę możliwości – skalę takiej oceny (patrz rozdz. 2.1). Jednocześnie ocena taka nie powinna ograniczać się tylko do POM, ale tam, gdzie jest to zasadne, brać pod uwagę cały obszar Morza Bałtyckiego.

Podjęcie takie może generować dodatkowe wyzwania dla operacjonalizacji usług ekosystemowych, gdyż instrumenty zarządzania środowiskiem morskim, w tym morskie plany przestrzenne, operują innymi jednostkami przestrzennymi. Jednostki te wyznaczane są często w oparciu o odmienne cele. Sytuacja taka, naszym zdaniem, nie wyklucza jednak możliwości rozpatrywania usług

ekosystemowych na poziomie siedlisk. Ocena usług ekosystemowych może bowiem odnosić się do więcej niż jednego akwenu w przypadku dużych siedlisk, a w przypadku małych nadawać pewnym obszarom szczególną wagę lub wartość na przykład poprzez przypisanie w planach zagospodarowania przestrzennego odpowiednich funkcji dla akwenów z cennymi przyrodniczo siedliskami. Podejście takie, pomimo braku bezpośredniego użycia koncepcji usług ekosystemowych, jest już częściowo stosowane przez morskich planistów przestrzennych. Naszym zdaniem właściwszym miejscem analiz usług ekosystemowych mogłaby być ocena oddziaływania na środowisko tego planu ze względu na bardziej dopasowany tematycznie kontent. Wyzwaniem, które tu dostrzegamy, jest wprowadzenie usług ekosystemowych do oceny oddziaływania na środowisko, co podobnie jak w przypadku wprowadzania usług ekosystemowych w planach przestrzennych związane jest z wysokim poziomem sformalizowania i dookreślenia treści zawartych w dokumentach.

### 3. Wyzwania związane z wdrożeniem usług ekosystemowych w zarządzaniu

W poprzednich rozdziałach pokrótce omówiliśmy kwestie związane z praktycznym wdrożeniem koncepcji usług ekosystemowych w kontekście dostępności odpowiednio czułych i specyficznych wskaźników, dostępności bazy informacyjnej oraz doboru właściwej skali oceny. Są to elementy dotyczące oceny ekologicznej usług ekosystemowych, czyli podejścia wskaźnikowego (Lillebø i in. 2016), które jest pierwszym i niezbędnym krokiem do aplikacyjnego użycia koncepcji usług ekosystemowych w zarządzaniu środowiskiem morskim. Pełne wdrożenie tej koncepcji wymagałoby jednak implementacji trzech rodzajów waloryzacji, to jest wspomnianej już wcześniej ekologicznej oraz ekonomicznej i kulturowej. Na tym etapie uważamy, że praktyczne wdrożenie w pełnym wymiarze tego podejścia jest niemożliwe, ale może być ono realizowane przede wszystkim jako część badań naukowych. Identyfikacja problemów będących efektem wdrożenia usług ekosystemowych do praktyki zarządzania jest istotnym krokiem do operacjonalizacji wyników badań. Tabela 5 przedstawia zestawienie takich barier dla środowiska morskiego z perspektywy interesariuszy związanych z zarządzaniem POM.

Analiza wyzwań związanych z wdrażaniem koncepcji usług ekosystemowych w procesy planistyczne pozwoliła nam zrozumieć problemy, z jakimi należy się zmierzyć, aby poprawić operacyjność usług ekosystemowych jako narzędzia do zarządzania środowiskiem morskim. Najważniejsze wyzwania (tab. 5) obejmują: (1) konieczność ujednoczenia i doprecyzowania istniejących definicji usług ekosystemowych, (2) stworzenie bazy danych oraz monitoringu nakierowanego na usługi ekosystemowe, (3) konieczność właściwego umocowania prawnego i administracyjnego koncepcji usług ekosystemowych. Przedstawione w podręczniku wyniki projektu ECOSERV-POL pozwalają lepiej zrozumieć te problemy oraz wskazują kierunki, w jakich powinny podążać dalsze prace praktyczne w kontekście morskich usług ekosystemowych oraz ich oceny. Należy także zwrócić uwagę, że część

**Tabela 5.** Najważniejsze wyzwania operacjonalizacji koncepcji usług ekosystemowych w środowisku morskim postrzegane przez wybranych interesariuszy

Grupa wyzwań	Opis
Konieczność doprecyzowania definicji morskich usług ekosystemowych	Istnieje wiele klasyfikacji usług ekosystemowych. W ramach tych klasyfikacji różnice pomiędzy poszczególnymi usługami nie są dokładnie wyjaśnione. Sprawia to, że pojawiają się kontrowersje przy podejmowaniu decyzji, co można określić jako usługę ekosystemową, a co nie.
Niewystarczająca baza informacyjna	Niewystarczające powiązanie poszczególnych siedlisk z dostarczonymi przez nie usługami. Przede wszystkim brakuje wiedzy na temat zagęszczenia, różnorodności oraz skali istotności danej usługi w zależności od siedliska i jego stanu. Monitoring środowiska morskiego nie zawiera parametrów, które pozwalałyby na zapełnienie tej luki informacyjnej, dodatkowo także w kontekście zmian klimatu.
Konieczność wprowadzenia regulacji prawnych umożliwiających pełne uwzględnienie usług ekosystemowych w planowaniu przestrzennym	Regulacje dotyczące planowania przestrzennego na morzu nie zawierają szczegółowych wymogów lub wytycznych, w jaki sposób uwzględniać usługi ekosystemowe w planowaniu przestrzennym na morzu. W praktyce uniemożliwia to pełniejszą implementację tego podejścia.
Konieczność powiązania sankcji z negatywnym wpływem na usługi ekosystemowe	Prawo bez sankcji w przypadku negatywnego wpływu na usługi ekosystemowe jest niefunkcjonalne. Brak definicji, kto i za co powinien odpowiadać w przypadku negatywnego wpływu na zdolność ekosystemów do dostarczania korzyści dla człowieka. Prawo nie określa także samych korzyści, które powinny podlegać ochronie.
Niewystarczająca promocja wiedzy na temat morskich usług ekosystemowych	Brak wystarczającej wiedzy urzędników i decydentów na temat usług ekosystemowych oraz środowiska morskiego. Brak świadomości społecznej, która takie zainteresowanie mogłaby stymulować.
Konieczność określenia kompetencji w odniesieniu do usług ekosystemowych	Nie istnieją instytucje, które odpowiadałyby tylko lub przede wszystkim za właściwe wdrożenie koncepcji usług ekosystemowych w planowanie przestrzenne. Ministerstwa w dużej mierze działają w oparciu o podejście sektorowe, a nie holistyczne.
Ułatwienie dostępu do wiedzy specjalistycznej i naukowej	Potrzebne są bardziej szczegółowe, zrozumiałe i praktyczne wytyczne, w jaki sposób usługi ekosystemowe mogą być wykorzystywane w praktyce zarządzania morzem, konieczność określenia norm oraz konsekwencji przekroczenia tych norm.
Brak instytucji odpowiedzialnej za monitoring i wdrażanie usług ekosystemowych	Brak praktycznej możliwości włączenia usług ekosystemowych w zakres obowiązków istniejących agencji odpowiedzialnych za zarządzanie morzem.

Źródło: opracowanie własne na podstawie wybranych wyników warsztatów projektu ECOSERV-POL.



problemów zidentyfikowanych przez interesariuszy (tab. 5) znalazła swoje, przynajmniej częściowe, rozwiązanie w wynikach projektu, które należałoby rozpropagować wśród decydentów i zarządzających środowiskiem morskim.

W ramach projektu ECOSERV-POL przeprowadziliśmy też analizę literaturową, zidentyfikowaliśmy braki w wiedzy oraz przygotowaliśmy poglądowe mapy dające lepszy obraz usług ekosystemowych, szczególnie w Zatoce Gdańskiej. Najważniejsze, naszym zdaniem, kierunki działań obejmować powinny zaprojektowanie i implementację systemu zbioru danych monitoringowych na potrzeby oceny ekosystemów (siedlisk) morskich oraz świadczonych przez nie usług. Przy budowie systemu zbioru danych należy pamiętać o ujednoczeniu metodologii oraz stosowaniu odpowiednio czułych i uprzednio ustandaryzowanych wskaźników. Początkiem tego typu zbioru danych powinna być dalsza praca w multidyscyplinarnych zespołach łączących wiedzę ekologiczną, ekonomiczną, społeczną oraz doświadczenie praktyków. W kontekście tego systemu wskazane byłoby również opracowanie zasad pracy z danymi jakościowymi, zwłaszcza w aspekcie usług kulturowych. Dane takie obecnie są w niewielkim stopniu wykorzystywane w praktyce zarządczej, co często wyklucza właściwą ocenę usług kulturowych.

Wspomniane działania umożliwią poprawę praktycznego wykorzystania usług ekosystemowych w praktyce zarządzania morzem. Wydaje się także, że rozwój morskiej energetyki wiatrowej może stymulować szybszą operacjonalizację tej koncepcji. Jakkolwiek na tym etapie usługi ekosystemowe nie są wymaganym elementem procesu inwestycyjnego, z przeprowadzonych w projekcie badań wynika, że sektor ten jest otwarty na nowe rozwiązania i byłby zainteresowany rozwiązaniami wprowadzającymi elementy usług ekosystemowych w ocenach oddziaływania na środowisko energetycznych inwestycji morskich. Wymagałoby to oczywiście opracowania odpowiednich procedur i zmian w prawie, ale być może zmiany te nie byłyby aż tak znaczące, gdyż wiele elementów usług ekosystemowych jest już pośrednio lub bezpośrednio uwzględnianych w ocenach oddziaływania farm wiatrowych na środowisko. Usługi ekosystemowe są także wymaganym elementem wniosku o przyznanie kredytu przez Bank Światowy.

#### **4. Podsumowanie i rekomendacje**

Koncepcja usług ekosystemowych ulegała znaczącym modyfikacjom na przestrzeni lat, ale nadal jest postrzegana jako narzędzie, które może uwzględniać społeczne i ekonomiczne aspekty przyrody i dzięki temu wspomagać działania na rzecz bardziej efektywnej ochrony bioróżnorodności środowiska morskiego (Daily i in. 1997, Kareiva i in. 2011, Zaucha i in. 2016, Townsend i in. 2018). W większości krajów Unii Europejskiej praktyczne stosowanie usług ekosystemowych jest wciąż niewielkie, a skuteczność związanych z nią działań nie do końca rozpoznana (Hattam i in. 2015). Nadal niewiele wiadomo na temat możliwej roli usług ekosystemowych w kształtowaniu elementów krajowych systemów ochrony przyrody, w tym w kontekście obszarów morskich i ich obszarów chronionych (Zaucha i in. 2016).

W porównaniu do obszarów lądowych systemy morskie są wciąż słabo rozpoznane, co wiąże się z niedoborem danych środowiskowych. Teledetekcja satelitarna jest znacznie mniej skuteczna w rejestrowaniu obrazów toni wodnej oraz dna morskiego niż w odniesieniu do ekosystemów lądowych. Na obszarach brzegowych, ze względu na styk morza i lądu, uzyskanie dokładnych obrazów satelitarnych jest szczególnie trudne (Carrasco de la Cruz 2021). Dodatkowym wyzwaniem jest konieczność badania środowiska trójwymiarowego, co wymaga działania w odniesieniu do powierzchni morza, kolumny wody i siedlisk bentosowych. W przypadku trójwymiarowego morza, gdzie rozciągłość pozioma siedlisk z reguły jest bardzo duża (nawet tysiące kilometrów), a pionowa bardzo mała (często nawet poniżej 1 m), najbardziej prawidłowym podejściem do oceny usług ekosystemowych jest, naszym zdaniem, ocena siedlisk. Z jednej strony siedliska pozwalają na stosunkowo szybką ocenę stanu środowiska morskiego, z drugiej zaś – w zależności od powierzchni objętej oceną – nawet na stosunkowo małym obszarze może występować więcej niż jedno siedlisko (Gic-Grusza i in. 2009). Dlatego trzeba oceniać kluczowe siedliska jedno po drugim, a nie większy geograficznie obszar. W dążącym do uniformizacji środowiska morskim często specyficzne siedliska, nawet jeśli obszarowo niewielkie, są niezwykle cenne z punktu widzenia usług ekosystemowych i powinny podlegać ochronie i waloryzacji. Ocena tych siedlisk musi odbywać się nie tylko w aspekcie przyrodniczym (rozdz. 9), ale także społecznym (kulturowym, rozdz. 10) oraz ekonomicznym (rozdz. 11). Usługi dostarczane przez siedliska morskie muszą być ponadto kontekstowe, to znaczy zależne od obszaru, który jest oceniany. Przykładowo bardzo cenne i chronione łąki trawy morskiej (*Zostera marina*) obecnie występują na obszarach POM tylko w Zatoce Puckiej i tylko na przestrzeni kilkunastu kilometrów kwadratowych. Na poziomie krajowym mają one istotne znaczenie jako jedyne siedlisko takiego typu, ale w zestawieniu z ogromnymi obszarami łąk podwodnych w Danii czy w Niemczech (setki kilometrów kwadratowych) ich znaczenie dla Bałtyku jest znikome. Z kolei w skali Europy bałtyckie łąki są niewielkie, bo w Morzu Śródziemnym znajdują się połacie liczące tysiące kilometrów. Dodatkową trudność, o której warto wspomnieć, stanowią sztuczne granice polityczne państw, które często przecinają siedliska, co z reguły prowadzi do oceny usług ekosystemowych w granicach jurysdykcji państwowej.

Pomimo tych problemów i wciąż niedostatecznego rozpoznania ekosystemów morskich, należy zaznaczyć, że obserwujemy znaczny postęp technologiczny, umożliwiający pozyskiwanie danych przestrzennych z większą szybkością i wyższą rozdzielczością niż było to kiedykolwiek wcześniej możliwe (Carrasco de la Cruz 2021).

Co więcej, aby właściwie opisać ekosystemy morskie, konieczne są wspólne badania przedstawicieli wielu dyscyplin naukowych, co pozwoli uzyskać holistyczny opis środowiska morskiego, a co za tym idzie – umożliwi bardziej precyzyjny opis i wartościowanie usług ekosystemowych. Świetną platformą promującą takie podejście w badaniach oceanu jest „Dekada nauk o oceanie na rzecz zrównoważonego rozwoju” ustanowiona przez ONZ na okres od 2021 do 2030 r. Ponieważ rozumiemy, że oceany są naszym wspólnym, ale wciąż słabo

rozpoznanym dobrem, ważne jest, aby zmobilizować nie tylko środowisko naukowe, lecz także polityków, przedsiębiorców oraz społeczeństwa obywatelskie do wspólnego programu badań i innowacji technologicznych na rzecz oceanów. Bez szeroko zakrojonej współpracy wszystkich interesariuszy nie zapewni się bowiem realizacji szczytnych celów dekady. Ponieważ koncepcja usług ekosystemowych odnosi się do wszystkich aspektów relacji między człowiekiem a środowiskiem przyrodniczym, jawi się ona jako dobre narzędzie do stymulowania niezbędnej debaty publicznej, opartej na najlepszej wiedzy eksperckiej wszystkich zaangażowanych interesariuszy.

Koncepcja usług ekosystemowych świetnie też sprawdza się w nieformalnych działaniach edukacyjnych, gdyż otwiera pole do wielu działań projektowych skierowanych na podnoszenie poziomu świadomości ekologicznej społeczeństwa bez względu na wiek i poziom edukacji. Mamy tutaj na myśli zwłaszcza działania z zakresu tzw. *Ocean Literacy*, których założeniem jest to, aby wszyscy uczestnicy procesu edukacyjnego rozumieli, jaki wpływ wywierają na nich oceany, ale także jaki wpływ na oceany ma każdy z nas. Wykorzystanie koncepcji usług ekosystemowych jako narzędzia edukacyjnego pokazuje, ile interakcji, ile korzyści oraz ile zagrożeń występuje we wzajemnych relacjach człowieka ze środowiskiem morskim. Taka świadomość jest kluczowa dla uwrażliwienia jednostek i społeczeństw na kwestie zrównoważonego rozwoju, co powinno się przełożyć na zmianę codziennych nawyków i zachowań w kierunku bardziej prośrodowiskowych wyborów społecznych i konsumenckich.

## Literatura

- Alcamo J., Bennett E.M., Millennium Ecosystem Assessment (Program), 2003. Ecosystems and human well-being: a framework for assessment. A Report of the Conceptual Framework Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment. Island Press.
- Balbar A.C., Metaxas A., 2019. The current application of ecological connectivity in the design of marine protected areas. *Global Ecology and Conservation*, 17. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00569>
- Bennett E.M., Peterson G.D., Gordon L.J., 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters*, 12(12): 1394–1404. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x>
- Börger T., Piwowarczyk J., 2016. Assessing Non-market Benefits of Seagrass Restoration in the Gulf of Gdańsk. *Journal of Ocean and Coastal Economics*, 3(1). <https://doi.org/10.15351/2373-8456.1034>
- Carrasco De La Cruz P.M., 2021. The Knowledge Status of Coastal and Marine Ecosystem Services – Challenges, Limitations and Lessons Learned From the Application of the Ecosystem Services Approach in Management. *Frontiers in Marine Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.684770>
- Daily G.C., Alexander S., Ehrlich P.R., Goulder L., Lubchenco J., Matson P.A., Mooney H.A., Postel S., Schneider S.H., Tilman D., Woodwell G.M., 1997. Ecosystem Services: Benefits Supplied to Human Societies by Natural Ecosystems. *Issues in Ecology*, 2.

- de Groot R.S., Wilson M.A., Boumans R.M.J., 2002. Dynamics and Value of Ecosystem Services: Integrating Economic and Ecological Perspectives. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41: 393–408.
- de los Santos C.B., Krause-Jensen D., Alcoverro T., Marbà N., Duarte C.M., van Katwijk M.M., Pérez M., Romero J., Sánchez-Lizaso J.L., Roca G., Jankowska E., Pérez-Lloréns J.L., Fournier J., Montefalcone M., Pergent G., Ruiz J.M., Cabaço S., Cook K., Wilkes R.J., Santos R., 2019. Recent trend reversal for declining European seagrass meadows. *Nature Communications*, 10(1). <https://doi.org/10.1038/s41467-019-11340-4>
- Drake B., Smart J.C.R., Termansen M., Hubacek K., 2013. Public preferences for production of local and global ecosystem services. *Regional Environmental Change*, 13(3): 649–659. <https://doi.org/10.1007/s10113-011-0252-7>
- Gic-Grusza G., Kryla-Straszewska L., Urbański J., Warzocha J., Węśławski J.M., 2009. Atlas siedlisk dna polskich obszarów morskich. Instytut Oceanologii Polskiej Akademii Nauk.
- Hassler B., Blažauskas N., Gee K., Luttmann A., Morf A., Piwowarczyk J., Saunders F., Stalmokaitė I., Strand H., Zaucha J., 2019. New generation EU directives, sustainability, and the role of transnational coordination in Baltic Sea maritime spatial planning. *Ocean and Coastal Management*, 169: 254–263. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.12.025>
- Hattam C., Böhnke-Henrichs A., Börger T., Burdon D., Hadjimichael M., Delaney A., Atkins J.P., Garrard S., Austen M.C., 2015. Integrating methods for ecosystem service assessment and valuation: Mixed methods or mixed messages? *Ecological Economics*, 120: 126–138. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.10.011>
- Holmlund C.M., Hammer M., 1999. Ecosystem services generated by fish populations. *Ecological Economics*, 29: 253–268.
- Kareiva P., Tallis H., Ricketts T.H., Daily G.C., Polasky S., 2011. *Natural Capital: theory and practice of mapping ecosystem services*. Oxford University Press.
- Kistowski M., Korwel-Lejkowska B., Witkiewicz M., 2005. Problemy zagospodarowania i ruchu turystycznego w strefie nadmorskiej na przykładzie Nadmorskiego Parku Krajobrazowego. Wydawnictwo Diecezji Pelplińskiej „Bernardinum”.
- Koroza A., Zieliński T., Piwowarczyk J., Pakszys P., 2022. Raport dotyczący realizacji etapu nr 5 projektu ECOSERV-POL: Identyfikacja znaczących interakcji wspierających i osłabiających między usługami ekosystemowymi oraz istotnych zestawów usług (ang. trade-offs, synergies, bundles).
- Lillebø A.I., Somma F., Norén K., Gonçalves J., Alves M.F., Ballarini E., Bentes L., Bielecka M., Chubarenko B. v., Heise S., Khokhlov V., Klaoudatos D., Lloret J., Margonski P., Marín A., Matczak M., Oen A.M., Palmieri M.G., Przedzimirska J., Zaucha J., 2016. Assessment of marine ecosystem services indicators: Experiences and lessons learned from 14 European case studies. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 12(4): 726–734. <https://doi.org/10.1002/ieam.1782>
- Liquete C., Piroddi C., Drakou E.G., Gurney L., Katsanevakis S., Charef A., Egoh B., 2013. Current Status and Future Prospects for the Assessment of Marine and Coastal Ecosystem Services: A Systematic Review. *PLoS ONE*, 8(7). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0067737>
- Massel S.R., Pelinovsky E.N., Massel S.R., Pelinovsky E.N., 2001. Run-up of dispersive and breaking waves on beaches Surface waves Run-up process Sandy beaches Filtration Mathematical modelling. *Oceanologia*, 43(1): 61–97.

- McKinley E., Acott T., Stojanovic T., 2019. Socio-cultural Dimensions of Marine Spatial Planning. [W:] J. Zaucha, K. Gee (red.), *Maritime Spatial Planning*. Palgrave Macmillan, s. 151–174.
- Pendleton L.H., Thébaud O., Mongrue R.C., Levrel H., 2016. Has the value of global marine and coastal ecosystem services changed? *Marine Policy*, 64: 156–158. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2015.11.018>
- Pikner T., Piwowarczyk J., Ruskule A., Printsman A., Veidemane K., Zaucha J., Vinogradovs I., Palang H., 2022. Sociocultural Dimension of Land–Sea Interactions in Maritime Spatial Planning: Three Case Studies in the Baltic Sea Region. *Sustainability (Switzerland)*, 14(4). <https://doi.org/10.3390/su14042194>
- Piwowarczyk J., Zaucha J., Koroza A., Pakszys P., Pardus J., Rakowski M., Romancewicz K., Zieliński T., 2021. Integrating cultural values in Marine Spatial Planning and the Blue Growth. [https://land-sea.eu/wp-content/uploads/2022/01/LSA\\_Case\\_Study\\_Poland.pdf](https://land-sea.eu/wp-content/uploads/2022/01/LSA_Case_Study_Poland.pdf)
- Poursanidis D., Topouzelis K., Chrysoulakis N., 2018. Mapping coastal marine habitats and delineating the deep limits of the Neptune’s seagrass meadows using very high resolution Earth observation data. *International Journal of Remote Sensing*, 39(23): 8670–8687. <https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1490974>
- Rasheed A.R., 2020. Marine protected areas and human well-being – A systematic review and recommendations. *Ecosystem Services*, 41: 2–9. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.101048>
- Townsend M., Davies K., Hanley N., Hewitt J.E., Lundquist C.J., Lohrer A.M., 2018. The challenge of implementing the marine ecosystem service concept. *Frontiers in Marine Science*, 5(OCT). <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00359>
- Ustawa z dnia 21 marca 1991 r. o obszarach morskich Rzeczypospolitej Polskiej i administracji morskiej, 1 (1991).
- Węśławski J.M., Kotwicki L., Grzelak K., Piwowarczyk J., Sagan I., Nowicka K., Marzejon I., 2011. Przemysł turystyczny i przyroda morska na Półwyspie Helskim. Wstępna ocena wpływu turystyki i przemysłu rekreacyjnego na wartości naturalne przybrzeżnego ekosystemu morskiego na przykładzie Półwyspu Helskiego.
- Węśławski J.M., Warzocha J., Wiktor J., Urbański J., Bradtke K., Kryła L., Tatarek A., Kotwicki L., Piwowarczyk J., Węśławski J.M., Warzocha J., Wiktor J., 2009. Biological valorisation of the southern Baltic Sea (Polish Exclusive Economic Zone). *Valuation Biodiversity Baltic Marine habitats*. *Oceanologia*, 51(3): 415–435. <https://doi.org/10.5697/oc.51-3.415>
- Zaucha J., Conides A., Klaoudatos D., Norén K., 2016. Can the ecosystem services concept help in enhancing the resilience of land-sea social-ecological systems? *Ocean and Coastal Management*, 124: 33–41. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.01.015>

## Rozdział 8

# Usługi ekosystemowe na poziomie krajobrazu

### 1. Znaczenie rozpoznania korzyści wynikających z dystrybucji przestrzennej różnych ekosystemów

Głównym celem rozdziału jest przedstawienie możliwości oceny i mapowania usług ekosystemowych z uwzględnieniem korzyści nie z pojedynczych ekosystemów, ale z ich dystrybucji w przestrzeni. Podejście to powstało na gruncie ekologii krajobrazu i jednego z jej paradygmatów mówiącego o tym, że struktura krajobrazu determinuje jego funkcje (Forman, Godron 1986). Bardzo istotne było opisanie przez McGarigal i in. (2000) znaczenia różnych charakterystyk kompozycji i konfiguracji krajobrazu dla jego funkcjonowania. Usługi rozpatrywane na poziomie krajobrazowym to zatem nie to samo co usługi krajobrazowe, które są usługami kulturowymi związanymi z właściwościami ekosystemów umożliwiającymi doznania estetyczne i warunkującymi zdrowie psychiczne i fizyczne, bierne i czynne odczuwanie przyjemności oraz społeczne i osobiste spełnienie (Vallés-Planells i in. 2014). W zaproponowanym ujęciu jest to metoda oceny usług, której podmiotem może być każdy ekosystem i dowolne usługi lub ich wiązki. Istotą tego podejścia jest odwzorowanie zależności struktura–proces, co ułatwia ocenę wpływu zmian w pokryciu terenu na funkcje i usługi ekosystemów, a to może mieć przełożenie na praktykę planistyczną. Analiza usług ekosystemowych na poziomie krajobrazu jest szczególnie istotna w ocenie usług regulacyjnych. Największy potencjał do wykorzystania w ujęciu krajobrazowym mają dwa działy klasyfikacji CICES: „Przekształcanie biochemicznych lub fizycznych czynników wprowadzanych do ekosystemów (np. ograniczanie hałasu)” oraz „Regulacja warunków fizycznych, chemicznych i biologicznych (np. zapylenie)”. Wykorzystanie tego podejścia istotne jest zwłaszcza tam, gdzie nośnik usługi jest mobilny. Dotyczy to na przykład migracji zanieczyszczeń pomiędzy ekosystemami (Łowicki 2012) lub przemieszczania się zapyłaczy pomiędzy miejscami gniazdowania

i żerowania (Łowicki, Fagiewicz 2021). Obok usług regulacyjnych podejście krajobrazowe jest bardzo istotne w ocenie wizualnych walorów otoczenia, zwłaszcza dla działu CICES: „Bezpośrednie interakcje, in situ i w terenie, z systemami biologicznymi, zależne od ich obecności w warunkach naturalnych”. Dla atrakcyjności krajobrazowej i turystycznej istotne są relacje pomiędzy różnymi typami pokrycia terenu, w tym wytworami kultury. W tym ujęciu ważne są usługi, których znaczenie lokuje się pomiędzy usługami regulacyjnymi a kulturowymi. Chodzi przede wszystkim o usługę kształtowania widoku, polegającą na ograniczeniu przez ekosystemy negatywnego wizualnego oddziaływania mało estetycznych budynków i instalacji. Tutaj ważna jest nie tyle sama obecność ekosystemu, ile jego położenie względem obiektów zakłócających harmonię krajobrazu. Konieczność rozpatrywania usług zaopatrzeniowych na poziomie krajobrazowym jest dużo mniejsza, ponieważ wielkość zasobów, takich jak drewno w leśnictwie czy plony w rolnictwie, zależą przede wszystkim od wkładu człowieka, w tym zastosowanej technologii i praktyki w obrębie jednego typu ekosystemu. Stworzenie jednolitej bazy danych dla różnych typów ekosystemów umożliwi mapowanie usług na poziomie krajobrazu oraz ułatwi ocenę usług alternatywnych dla danego ekosystemu. To z kolei pozwala na tworzenie scenariuszy zmian wielkości usług wywołanych zmianami np. użytkowania ziemi lub klimatycznymi.

## 2. Wskaźniki i źródła danych

Dużym wyzwaniem dla zastosowania podejścia krajobrazowego w ocenie usług ekosystemowych jest konieczność zebrania danych dla różnych typów ekosystemów, a następnie ich dopasowanie pod względem aktualności i dokładności. Wykorzystanie różnych danych kartograficznych pozwala na konstruowanie złożonych wskaźników uwzględniających zależności przestrzenne pomiędzy ekosystemami dla poszczególnych usług. Ich przykłady zawiera tabela 1.

Specyfiką podejścia krajobrazowego jest konieczność posiadania danych przestrzennych w postaci wektorowej. Dane te powinny być dopasowane do skali, w jakiej chcemy mapować usługi ekosystemowe. Coraz większa ilość danych oraz ich dostępność umożliwia ocenę usług ekosystemowych na poziomie krajobrazowym w skalach od lokalnej, poprzez regionalną, do skali kontynentu. Przykłady bezpłatnych danych wraz z przykładami ich wykorzystania w analizie usług ekosystemowych przedstawia tabela 2.

Na poziomie lokalnym możliwe jest zebranie danych w terenie, a także wektoryzacja map analogowych lub udostępnionych w postaci usługi przeglądania WMS lub WMTS. W tej skali przestrzennej można też wykorzystać mapy topograficzne w skalach 1:10 000, a w niektórych przypadkach także mapy tematyczne w skali 1:50 000. Bardzo przydatne dla wielu zastosowań są wektorowe dane bazy BDOT10k, które są systematycznie aktualizowane. Zawierają one dane sporządzone według jednolitej metodyki dla całej Polski. Dla oceny usług ekosystemowych szczególnie przydatna jest warstwa pokrycia terenu. Mapy tematyczne w skali 1:50 000, takie jak mapa hydrograficzna, hydrogeologiczna czy

**Tabela 1.** Przykłady wskaźników dla usług ekosystemowych rozpatrywanych na poziomie krajobrazu (nazwy i kody z klasyfikacji CICES wer. 5.1)

Kod	Klasa	Miernik	Wskaźnik
2.1.1.2	Filtracja/sekwestracja/magazynowanie/akumulacja przez mikroorganizmy, glony, rośliny i zwierzęta	filtracja pyłu zawieszonego przez tereny zieleni przydrożnej	<ul style="list-style-type: none"> <li>- powierzchnia terenów zieleni w pobliżu dróg</li> <li>- pojedyncze krzewy i drzewa (położenie, gatunek i średnica korony)</li> <li>- średnie roczne stężenie PM10</li> </ul>
2.1.2.2	Tłumienie hałasu	redukcja hałasu przez tereny zieleni przydrożnej	<ul style="list-style-type: none"> <li>- powierzchnia terenów zieleni w pobliżu dróg</li> <li>- pojedyncze krzewy i drzewa (położenie, gatunek i średnica korony)</li> <li>- liczba mieszkańców na terenach z przekroczeniem norm hałasowych</li> </ul>
2.1.2.3	Kształtowanie widoku	krajobraz oglądany z dróg	<ul style="list-style-type: none"> <li>- powierzchnia pola widokowego z punktów zlokalizowanych na głównych drogach</li> <li>- powierzchnia elementów zakłócających harmonię krajobrazu w polu widzenia</li> <li>- powierzchnia elementów krajobrazu najmniej przekształconych w polu widzenia</li> </ul>
2.2.2.1	Zapylenie (lub rozsiewanie „gamet” w kontekście morskim)	potencjał dla zapyłaczy	<ul style="list-style-type: none"> <li>- zasoby kwiatowe</li> <li>- dostępność miejsc do gniazdowania</li> <li>- zależności przestrzenne (model InVEST Pollination)</li> </ul>
2.2.2.3	Utrzymywanie matecznych populacji organizmów oraz siedlisk (w tym ochrona puli genowej)	strefy dzikiej przyrody	<ul style="list-style-type: none"> <li>- powierzchnia lasów o najwyższym stopniu naturalności (N1 w Instrukcji Urządzania Lasu)</li> <li>- odległość do dróg, kolei oraz terenów zabudowanych</li> <li>- pokrycie terenu w pobliżu lasów</li> <li>- powierzchnia form ochrony przyrody</li> </ul>
2.2.3.1	Przeciwdziałanie gradacji szkodników (w tym gatunków inwazyjnych)	siedliska drapieżników zwalczających szkodniki na terenach rolnych	<ul style="list-style-type: none"> <li>- powierzchnia i kształt zadrzewień śródpolnych</li> <li>- powierzchnia gruntów ornych</li> </ul>
2.2.6.2	Regulacja temperatury i wilgotności, w tym przewietrzania i transpiracji	obniżanie temperatury przez tereny zieleni przydrożnej	<ul style="list-style-type: none"> <li>- powierzchnia terenów zieleni w pobliżu dróg</li> <li>- pojedyncze krzewy i drzewa (położenie, gatunek i średnica korony)</li> <li>- temperatura powierzchni ziemi (LST)</li> </ul>
3.1.2.4	Cechy systemów biologicznych umożliwiające doznania estetyczne	zróżnicowanie krajobrazu	<ul style="list-style-type: none"> <li>- rozwinięcie rzeźby (stosunek powierzchni 3D do 2D)</li> <li>- zróżnicowanie form pokrycia terenu (Shannon Diversity Index)</li> </ul>

Źródło: opracowanie własne.



Tabela 2. Otwarte źródła danych wektorowych wraz z przykładami ich wykorzystania w ocenie usług ekosystemowych na poziomie krajobrazu

Skala	Źródło danych	Dysponent danych	Wskaźnik	Przykładowe usługi ekosystemowe
lokalna	SIP Poznań – geoserwy fotogrametria i środowisko <a href="http://www.sip.geopoz.pl/sip/">http://www.sip.geopoz.pl/sip/</a>	Miasto Poznań	pojedyncze krzewy i drzewa (położenie, gatunek i średnica korony)	tłumienie hałasu; kształtowanie widoku; ochrona przed silnym wiatrem
lokalna	SIP Poznań – mapa akustyczna <a href="http://www.sip.geopoz.pl/sip/">http://www.sip.geopoz.pl/sip/</a>	Miasto Poznań	wskaźnik M – iloraz przekroczenia dopuszczalnego poziomu hałasu i liczby mieszkańców na danym terenie	tłumienie hałasu (zapotrzebowanie)
lokalna	Dane GIOŚ dotyczące stężeń pyłu zawieszonego PM10 <a href="https://powietrze.gios.gov.pl/pjp/archives">https://powietrze.gios.gov.pl/pjp/archives</a>	GIOŚ	średnie roczne stężenie PM10	filtracja/sekwestracja/magazynowanie/akumulacja przez mikroorganizmy, glony, rośliny i zwierzęta (zapotrzebowanie)
lokalna	Mapa hydrograficzna <a href="https://mapy.geoportal.gov.pl/imap/Imgp_2.html">https://mapy.geoportal.gov.pl/imap/Imgp_2.html</a>	GUGIK	przepuszczalność gruntów	filtracja/sekwestracja/magazynowanie/akumulacja przez mikroorganizmy, glony, rośliny i zwierzęta; zapylenie
lokalna	Numeryczny Model Pokrycia Terenu (NMPT) <a href="http://www.gugik.gov.pl/pzgak/inne-dane-udostepniane-bezplatnie">http://www.gugik.gov.pl/pzgak/inne-dane-udostepniane-bezplatnie</a>	GUGIK	powierzchnia i rodzaj pola widokowego z punktów zlokalizowanych na głównych drogach	kształtowanie widoku
lokalna	Zdjęcia satelitarne Landsat 8 <a href="https://earthexplorer.usgs.gov/">https://earthexplorer.usgs.gov/</a>	USGS, Landsat Science Products	temperatura powierzchniowa	regulacja temperatury i wilgotności, w tym przewietrzania i transpiracji
lokalna	Geobaza GDOŚ <a href="http://geoserwis.gdos.gov.pl/mapy/">http://geoserwis.gdos.gov.pl/mapy/</a>	GDOŚ	formy ochrony przyrody	utrzymywanie matecznych populacji organizmów oraz siedlisk (w tym ochrona puli genowej); cechy systemów biologicznych, które umożliwiają działania edukacyjne oraz szkoleniowe

Skala	Źródło danych	Dysponent danych	Wskaźnik	Przykładowe usługi ekosystemowe
lokalna regionalna krajowa	BDOT10k (zwłaszcza warstwy pokrycia terenu) <a href="http://www.gugik.gov.pl/pzgifk/inne-dane-udostepniane-bezplatnie">http://www.gugik.gov.pl/pzgifk/inne-dane-udostepniane-bezplatnie</a>	GUGIK	powierzchnia terenów zieleni w pobliżu dróg	filtracja/sekwestracja/magazynowanie/akumulacja przez mikroorganizmy, glony, rośliny i zwierzęta; kształtowanie widoku; tłumienie hałasu; zapyłanie; ochrona przed silnym wiatrem
lokalna regionalna krajowa	Geologia i hydrogeologia <a href="https://dm.pgi.gov.pl/">https://dm.pgi.gov.pl/</a>	PIG-PIB	obszary zagrożone powodzią od wód gruntowych (podtopienia)	filtracja/sekwestracja/magazynowanie/akumulacja przez mikroorganizmy, glony, rośliny i zwierzęta
lokalna regionalna krajowa	Numeryczny Modelu Terenu <a href="http://www.gugik.gov.pl/pzgifk/inne-dane-udostepniane-bezplatnie">http://www.gugik.gov.pl/pzgifk/inne-dane-udostepniane-bezplatnie</a>	GUGIK	rozwnięcie rzeźby (stosunek powierzchni 3D do 2D)	cechy systemów biologicznych umożliwiające doznania estetyczne; przeciwdziałanie erozji
lokalna regionalna krajowa	Leśna Mapa Numeryczna – wydzielenia <a href="https://www.bdl.lasy.gov.pl/portal/mapy">https://www.bdl.lasy.gov.pl/portal/mapy</a>	Biuro Urządzenia Lasu i Geodezji Leśnej	strefy dzikiej przyrody	utrzymywanie matecznych populacji organizmów oraz siedlisk (w tym ochrona puli genowej)
lokalna regionalna krajowa	Zadrzewienia śródpolne (ang. <i>Small Woody Features</i> ) <a href="https://land.copernicus.eu/pan-european/high-resolution-layers/small-woody-features/small-woody-features-2015">https://land.copernicus.eu/pan-european/high-resolution-layers/small-woody-features/small-woody-features-2015</a>	EEA – Copernicus	położenie, wielkość strefy rdzeniowej i długość strefy śródpolnych	przeciwdziałanie gradacji szkodników (w tym gatunków inwazyjnych)
lokalna regionalna krajowa	Uszczelnienie gruntu (ang. <i>Imperviousness</i> ) <a href="https://land.copernicus.eu/pan-european/high-resolution-layers/imperviousness">https://land.copernicus.eu/pan-european/high-resolution-layers/imperviousness</a>	EEA – Copernicus	zdolność do pochłaniania wód opadowych	regulacja cykli hydrologicznych i przepływów (w tym przeciwdziałanie powodzi i ochrona wybrzeża)
lokalna regionalna krajowa	Corine Land Cover <a href="https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/cic2018">https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/cic2018</a>	EEA – Copernicus	pokrycie terenu	filtracja/sekwestracja/magazynowanie/akumulacja przez mikroorganizmy, glony, rośliny i zwierzęta; kształtowanie widoku; zapyłanie; cechy systemów biologicznych umożliwiające doznania estetyczne

Źródło: opracowanie własne.

sozologiczna, dostępne są tylko w części w postaci wektorowej i nie pokrywają one całego kraju. Ich wykorzystanie wymaga też kontroli aktualności danych. Dane dotyczące przepuszczalności gruntów z mapy hydrograficznej w połączeniu z danymi o pokryciu terenu mogą posłużyć np. do oceny potencjału do zapyłania na podstawie oceny wielkości zasobów kwiatowych oraz dostępności miejsc do gniazdowania zapyłaczy. Ważne informacje zawierają bazy geologiczna i hydrogeologiczna, prowadzone przez Państwowy Instytut Geologiczny. W badaniach w skali lokalnej warto poszukać też danych udostępnianych przez jednostki samorządu terytorialnego lub ich związki. Coraz więcej miast, powiatów i gmin, a także aglomeracji i województw, tworzy własne systemy informacyjne. Niekiedy pozwalają one na pobieranie danych wektorowych. Przykładowo System Informacji Przestrzennej miasta Poznania umożliwia wykorzystanie m.in. bardzo precyzyjnych danych fotogrametrycznych oraz danych z inwentaryzacji terenowych np. w odniesieniu do położenia, gatunku i wielkości drzew. Takie dane pozwalają na ocenę wielu usług ekosystemowych, w tym tłumienie hałasu, kształtowanie widoku czy ochrona przed silnym wiatrem. Cenne informacje dostarczają mapy sporządzane do dokumentów programowych, np. mapy akustyczne dla dużych miast, głównych dróg i linii kolejowych oraz lotnisk, na których znaleźć można informacje o budynkach i zamieszkujących je mieszkańcach narażonych na ponadnormatywny hałas. Połączenie danych na temat hałasu z danymi o zieleni pozwala np. na ocenę roli zieleni przydrożnej w tłumieniu hałasu.

Inne dane, które można wykorzystać w skali lokalnej, to dane z Banku Danych o Lasach. Dane wektorowe udostępniane są dla lasów zarządzanych przez Lasy Państwowe w całej Polsce. Informacje o stanie siedliska, w połączeniu z informacjami o wielkości kompleksu i jego otoczeniu, pozwalają np. na wyznaczenie stref dzikiej przyrody, pełniących usługę utrzymywania matecznych populacji organizmów oraz siedlisk (patrz ramka).

W skali regionalnej, krajowej i europejskiej potencjał dla analiz krajobrazowych ma mapa pokrycia terenu CORINE. Możliwość jej wykorzystania dotyczy przede wszystkim zasięgu ogólnoeuropejskiego oraz zmian w czasie. Mapa ta jest prowadzona od 1990 r. i istnieje już 5 jej edycji. Ograniczeniem jest minimalna powierzchnia wydzielenia, która dla obiektów poligonowych wynosi 25 ha, a dla liniowych 100 m. Inne źródła danych o zasięgu europejskim lub nawet światowym to np. zdjęcia satelitarne czy numeryczny model pokrycia terenu wykonany z wykorzystaniem danych LIDAR (Light Detection and Ranging) z lotniczego skanowania laserowego ALS (Airborne Laser Scanning). Inny przykład to dane z Europejskiego Programu Obserwacji Ziemi Copernicus, dostępne dla wszystkich krajów UE. Przykładem mogą być mapy Funkcjonalnych Obszarów Miejskich (FUAs), które pozwoliły Morando i in. (2022) na ocenę roli zielonej infrastruktury w regulacji temperatury w 601 europejskich miastach. W zakresie bioróżnorodności dane z tego programu to np. ekosystemy terenów podmokłych czy gatunki inwazyjne. Do oceny usług na poziomie krajobrazowym zarówno dla całej Europy, jak i w skali lokalnej mogą być przydatne warstwy o wysokiej rozdzielczości dotyczące uszczelnienia gruntu, lasów, wód, łąk i zadrzewień śródpolnych. Do produkcji tych map wykorzystano różnorodne obrazy satelitarne o wysokiej

### **Rozmieszczenie i wielkość obszarów dzikiej przyrody jako wskaźnik poziomu usługi ekosystemowej 2.2.2.3 – utrzymywanie matecznych populacji organizmów oraz siedlisk (w tym ochrona puli genowej)**

#### **Cele**

Celem badań jest wyznaczenie obszarów dzikiej przyrody wraz z oceną ich udziału na obszarach Natura 2000. Jest to istotny wskaźnik wielkości usługi 2.1.2.3, czyli utrzymywania matecznych populacji organizmów oraz siedlisk (w tym ochrona puli genowej). Obszary dzikiej przyrody nie są wyraźnie wymienione w Dyrektywach Ptasiej i Siedliskowej UE, ale stosowanie podejścia opartego na dzikiej przyrodzie w zarządzaniu obszarami Natura 2000 jest postrzegane jako zgodne z przepisami tych dyrektyw. Ponadto dowody naukowe pokazują, że obszary dzikiej przyrody są odporne na presję wpływającą na bioróżnorodność i należy je uznać za ważne narzędzie pomagające osiągnąć cele w zakresie bioróżnorodności. Obszary te, chroniąc różnorodność biologiczną, zapewniają cały szereg usług ekosystemowych i są ich rezerwuarem w przypadku różnych katastrof ekologicznych. Na potrzeby niniejszego opracowania przyjęto więc następującą definicję obszarów dzikiej przyrody: obszary leśne o naturalnym charakterze, położone z dala od infrastruktury drogowej i zabudowy, o powierzchni, która umożliwi ich kształtowanie wyłącznie lub niemal wyłącznie przez naturalne procesy przyrodnicze. Pierwotność lasu nie jest tu więc koniecznym warunkiem, obszary dzikiej przyrody mogą być przekształcone przez ekstensywną gospodarkę leśną.

#### **Materiały i metody**

Obszary dzikiej przyrody wyłoniono w oparciu o następujące wskaźniki:

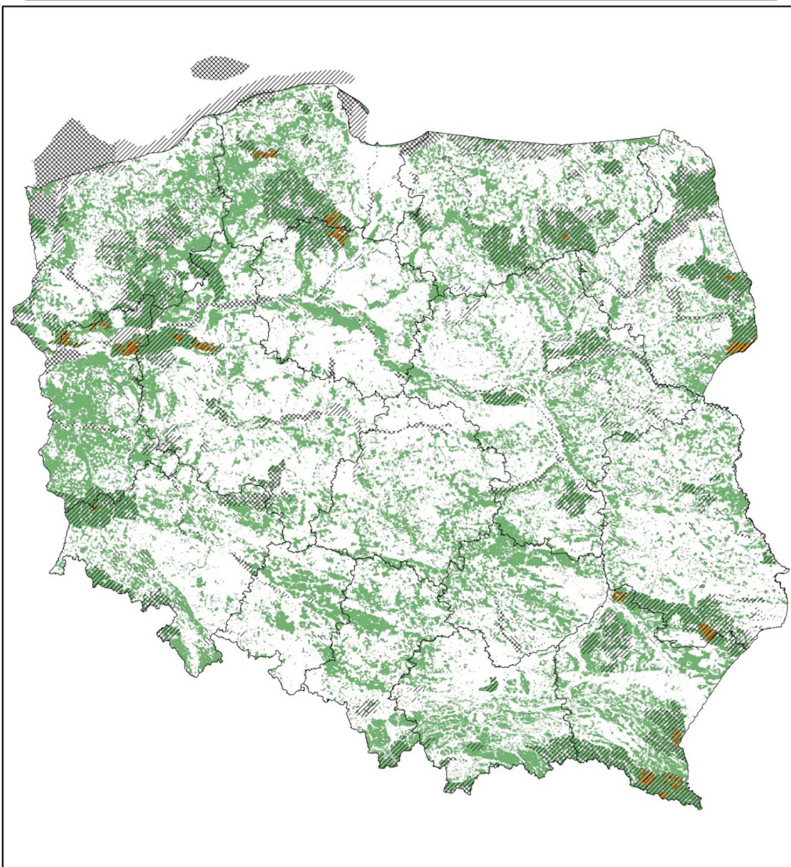
- Niezakłócony spokój: odległość do zabudowy min. 1000 m, dróg min. 1000 m i kolei min. 500 m. Dane pochodziły z bazy BDOT.
- Naturalność: kategoria naturalny (N1), zgodnie z tabelą „Stan siedliska”, zamieszczoną w „Instrukcji wyróżniania i kartowania w Lasach Państwowych typów siedliskowych lasu oraz zbiorowisk roślinnych”.
- Wielkość: wszystkie kompleksy leśne o powierzchni min. 5000 ha oraz te o powierzchni 2000–5000 ha, pod warunkiem że ich otoczenie (bufor 1000 m) ma charakter półnaturalny (tylko inne lasy, wody i łąki). Dane o pokryciu terenu wokół kompleksu leśnego pochodziły z BDOT.

#### **Wyniki**

Na terenie Polski zidentyfikowano 20 obszarów dzikiej przyrody (rycina na następnej stronie). Wszystkie znajdują się w obrębie obszarów Natura 2000, głównie PLB. Ich ogólna powierzchnia wynosi 1285 km<sup>2</sup>, to jest 1,17% powierzchni lasów w Polsce oraz 0,41% terytorium Polski. Największą powierzchnię obszarów dzikiej przyrody zidentyfikowano w województwie podkarpackim, w sumie 286 km<sup>2</sup>. Są to głównie kompleksy leśne w Bieszczadach.

Drugi co do wielkości areał kompleksów leśnych zakwalifikowanych jako obszary dzikiej przyrody znajduje się w województwie lubuskim (234 km<sup>2</sup>). Ponad połowa jego powierzchni położona jest na terenie Puszczy Noteckiej.

### Obszary dzikiej przyrody w Polsce



#### Legenda

Granice województw



Lasy



Natura 2000



Obszary dzikiej przyrody



OSO

SOO

Iceland  
Liechtenstein  
Norway grants



Autor: Damian Łowicki

Źródło: Opracowanie własne na podstawie BDL, BDOO i Geoserwis GDOŚ

0 35 70 140  
km

Obszary dzikiej przyrody na terenie Polski  
Źródło: Łowicki (aneks 8.1).

rozdzielczości, w tym Sentinel 1 i Sentinel 2 oraz Landsat 8. Niektóre z tych produktów (np. uszczelnienie gruntu) mają rozdzielczość przestrzenną nawet 10 m (np. lasy) i obejmują kilka szeregów czasowych. Dane te, zarówno surowe, jak i poddane analizie z użyciem metryk krajobrazowych, mogą być użyte do oceny i mapowania usług ekosystemowych na poziomie krajobrazu, np. mapa zadrzewień może posłużyć do oceny potencjału do przeciwdziałania gradacji szkodników na użytkach rolnych (patrz ramka poniżej).

### **Potencjał oraz zapotrzebowanie na usługę ekosystemową 2.2.3.1 – przeciwdziałanie gradacji szkodników (w tym gatunków inwazyjnych)**

#### **Cele**

Celem badań jest ocena potencjału półnaturalnych ekosystemów do przeciwdziałania gradacji szkodników (2.2.3.1). Naturalne zwalczanie szkodników, określane również jako „kontrola liczebności szkodników”, „regulacja szkodników”, „biokontrola” lub „kontrola biologiczna”, jest ważną usługą regulacyjną wspierającą produkcję roślinną. W intensywnie zarządzanych krajobrazach rolniczych ochrona roślin opiera się w dużej mierze na środkach chemicznych, co zwiększa koszty produkcji i zanieczyszczenie środowiska, wywierając m.in. negatywny wpływ na bioróżnorodność (Tschumi i in. 2015). Wzmocnienie naturalnej kontroli szkodników może przyczynić się do zwiększenia bezpieczeństwa żywnościowego przy jednoczesnym zmniejszeniu presji na bioróżnorodność i środowisko. Przyjęto, że czynnikiem decydującym o wielkości usługi jest obecność w krajobrazie rolniczym siedlisk półnaturalnych (ang. *Semi Natural Habitats*, SNH). Mają one kluczowe znaczenie dla wspierania naturalnych wrogów szkodników, zapewniając im siedlisko i alternatywne pożywienie. Różne typy SNH mają różny potencjał dostarczania takich korzyści (Holland i in. 2016). Zdolność do wspierania naturalnych wrogów szkodników zależy od złożoności krajobrazu, tj. liczby SNH i ich rozmieszczenia. Złożoność krajobrazu w tym przypadku jest powszechnie mierzona jako stosunek powierzchni SNH do powierzchni pól uprawnych w pewnym promieniu, zwykle 500–1000 m (Rusch i in. 2016). Efektywność SNH zależy też od ich kształtu. Decyduje tu przede wszystkim długość strefy ekotonowej, przy czym jej oddziaływanie jest większe w obiektach powierzchniowych niż liniowych (Moonen i in. 2016).

#### **Materiały i metody**

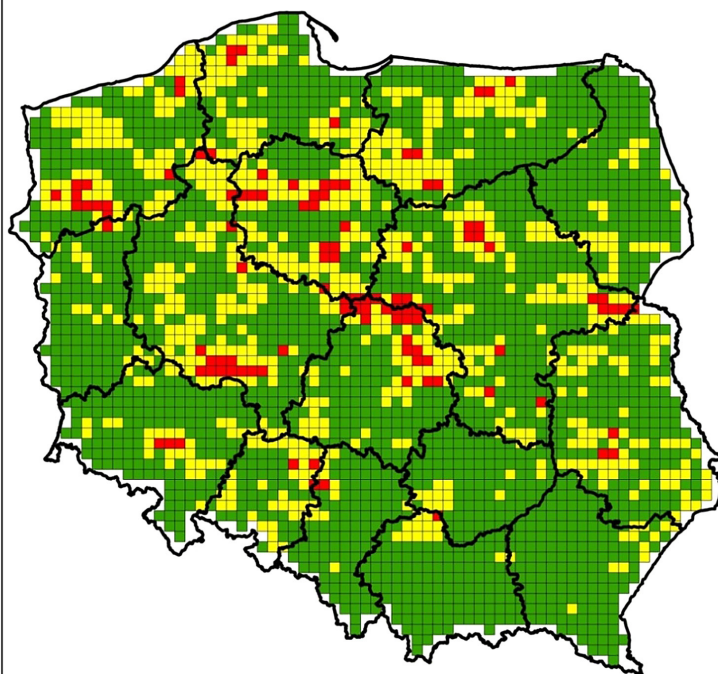
W celu zmapowania usługi posłużono się następującymi wskaźnikami:

- Potencjał dla usługi – obecność siedlisk półnaturalnych (SNH). Wykorzystano dane wysokiej rozdzielczości utworzone w ramach Europejskiego Programu Obserwacji Ziemi Copernicus na temat małych obiektów leśnych (ang. *Small Woody Features*). Obiekty te zostały zaklasyfikowane do

dwóch grup: obiekty liniowe i powierzchniowe. Dodatkowo spośród obiektów powierzchniowych wyodrębniono strefy brzegowe i rdzeniowe.

- Zapotrzebowanie na usługę – udział gruntów ornych. Wykorzystano bazę CLC2018, kategorię 211 – grunty orne.
- Stosunek zapotrzebowanie/potencjał – określa te obszary, na których potrzeba podjęcia działań jest najpilniejsza.

### Bilans regulacji szkodników



#### Legenda

Granice województw



Potrzeby ochrony półnaturalnych siedlisk

- niskie (green square)
- średnie (yellow square)
- wysokie (red square)

Iceland  
Liechtenstein  
Norway grants



Autor: Damian Łowicki

Źródło: Opracowanie własne na podstawie: Copernicus, CLC2018 and BDOO

0 35 70 140  
km

Bilans potrzeb w zakresie przeciwdziałania gradacji szkodników  
Źródło: Łowicki (aneks 8.1).

### Wyniki

Średni udział SNH w siatce kwadratów  $10 \times 10$  km wyniósł 1,42%, jego maksymalna wartość 8,09%, a minimalna 0,03%. W odniesieniu do województw największy udział zadrzewień miały cztery województwa Polski południowej: małopolskie, dolnośląskie, śląskie i podkarpackie (rycina na poprzedniej stronie). Najmniejsze udziały mają województwa centralnej i północno-zachodniej Polski, głównie: zachodniopomorskie, lubuskie, kujawsko-pomorskie i pomorskie. Najbardziej niekorzystny bilans, a co za tym idzie – największe potrzeby ochrony lub tworzenia zadrzewień, prezentują województwa kujawsko-pomorskie, opolskie, wielkopolskie i łódzkie. Wśród regionów o największych deficytach wyróżniają się Wysoczyzna Kaliska w województwie wielkopolskim oraz Wysoczyzna Kłódawska i Równina Kutnowska na pograniczu województw: wielkopolskiego, kujawsko-pomorskiego, mazowieckiego i łódzkiego. Bardzo niekorzystnym bilansem charakteryzuje się również Pojezierze Chełmińskie w województwie kujawsko-pomorskim.

Większość dostępnych materiałów kartograficznych zawiera informacje tylko o potencjale do pełnienia usług. Ocena rzeczywistego przepływu usług, zwłaszcza regulacyjnej, a także zapotrzebowania na tę usługę, wymaga zebrania czasem bardzo szczegółowych danych monitoringowych. Szczególnie istotne są dane GIOŚ, GDOŚ, PIG i IMGW. W odniesieniu do lasów pomocny może być np. Monitoring Lasów w Polsce w zakresie np. różnorodności gatunkowej runa leśnego lub Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego np. w zakresie hydrobiologii rzek. Niestety tylko część tych danych dostępna jest w postaci wektorowej lub takiej, która nadaje się do przetworzenia, stąd ich wykorzystanie do analiz w małych skalach przestrzennych nie zawsze jest możliwe. Część informacji możemy pozyskać z map pokrycia terenu, np. powierzchnia gruntów ornych jako wskaźnik zapotrzebowania na usługę zapylania lub regulacji liczebności szkodników. Wiele informacji na temat zapotrzebowania zawiera system monitoringu zarówno lokalnego, jak i krajowego. Baza danych GIOŚ dotycząca stężeń pyłu zawieszonego PM10 i PM2.5, zawierająca dane ze wszystkich stacji monitoringowych w kraju, może posłużyć np. do oceny zapotrzebowania na usługi terenów zieleni w zakresie pochłaniania zanieczyszczeń (Łowicki 2019). Informacje na temat zapotrzebowania na usługę obniżania temperatury znajdują się na zdjęciach satelitarnych, na podstawie których możliwa jest ocena temperatury powierzchniowej (Lupa 2020). Możliwości oszacowania zapotrzebowania na usługi daje też system statystyczny, który jest dostępny w ujęciu gminnym, ale możliwe jest jego uszczegółowienie w oparciu o mapę, np. rozmieszczenie i powierzchnia budynków pozwala nam wnioskować o zagęszczeniu ludności.



### 3. Modelowanie usług i wsparcie decydentów w podejmowaniu decyzji

Decydenci zarządzający gruntami, od rządów, poprzez organizacje non profit po korporacje, muszą oceniać korzyści z różnych typów zagospodarowania. Podejmowanie decyzji planistycznych zgodnych ze zrównoważonym rozwojem wymaga po pierwsze uwzględnienia odpowiednio dużego obszaru, a po drugie ustalenia potencjalnego wspierania się lub kolizji pomiędzy różnymi usługami. To z kolei wymaga silnego systemu planowania przestrzennego, zwłaszcza na poziomie ponadlokalnym, dostępu do danych oraz dużych kompetencji planistów w zakresie oceny wpływu różnego typu zagospodarowania na środowisko i jakość życia człowieka. Potrzebny jest system wsparcia pokazujący interakcje pomiędzy różnymi typami użytkowania gruntów na poziomie krajobrazu. Taki system powinien zawierać między innymi specjalistyczne oprogramowanie komputerowe umożliwiające przetwarzanie i analizę dużej ilości danych przestrzennych. Podstawą są programy GIS, które wraz z dodatkowymi narzędziami pozwalają na opis i ocenę struktury krajobrazu pod kątem jego funkcji i korzyści dla człowieka. Jednym z najstarszych i najbardziej popularnych programów jest Fragstats. Ten darmowy niezależnie funkcjonujący program oferuje możliwość wyliczenia całego szeregu metryk krajobrazowych, w tym różnych metryk powierzchni, gęstości, rozmiaru i zmienności, krawędzi, kształtu, obszaru rdzenia, różnorodności oraz przenikania i najbliższego sąsiada. Istnieją dwie jego wersje, jedna bazuje na plikach wektorowych, druga na rastrowych. Jest też dostępny podręcznik opisujący znaczenie poszczególnych metryk w ekologii krajobrazu. Program znajduje wiele zastosowań w ochronie środowiska (Zwierzchowska i in. 2010). Sposoby jego wykorzystania w ocenie usług ekosystemowych przedstawia kolejna ramka. Podobne możliwości dają narzędzia kompatybilne z programami GIS. Najbardziej popularne rozszerzenia do ArcGis to Patch Analyst, Hawth's Analysis Tools, Geospatial Modelling Environment oraz V-LATE.

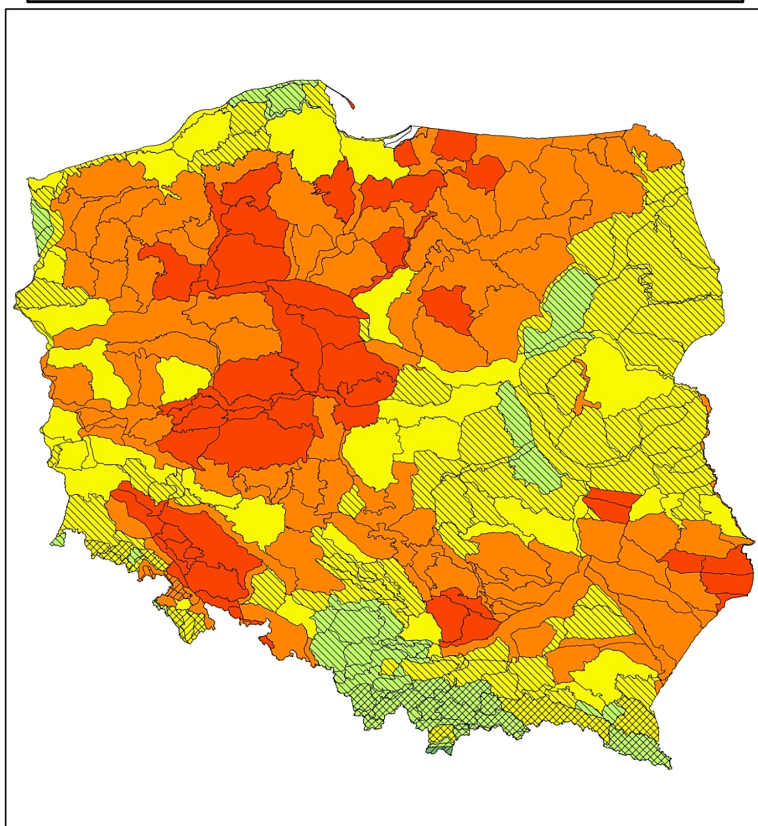
#### **Zróznicowanie krajobrazu w mezoregionach Polski jako wskaźnik poziomu usługi ekosystemowej 3.1.2.4 – cechy systemów biologicznych umożliwiające doznania estetyczne**

##### **Cele**

Celem badań jest ocena zróznicowania krajobrazu w mezoregionach Polski, które jest wskaźnikiem cech systemów biologicznych umożliwiających doznania estetyczne (3.1.2.4). Przyjęto, że najlepszym wskaźnikiem potencjału do dostarczenia doznań estetycznych wynikających z cech ekosystemów w skali Polski jest zróznicowanie krajobrazu w aspekcie pokrycia terenu i rzeźby. Przyjęto, że zróznicowanie pokrycia terenu może być wskaźnikiem zróznicowania ekosystemowego, chociaż siła i charakter tego związku są różne w zależności od zróznicowania siedliskowego badanego terenu i skali, w jakiej prowadzone

są badania (Solon 2002). Połączenie cech pokrycia terenu i rzeźby oddaje zmienność wizualno-estetyczną krajobrazu. Obie cechy są często używane do oceny krajobrazu (np. Śleszyński 2021). Czasem bywają wykorzystywane do oceny usług regulacyjnych, najczęściej zagrożenia erozją, ale także rozprzestrzeniania się epidemii (np. Hieronimo i in. 2014).

### Zróźnicowanie krajobrazu



#### Legenda

Granice mezoregionów



Największe zróżnicowanie pokrycia terenu



Największe zróżnicowanie rzeźby



Zróźnicowanie krajobrazu

Bardzo niskie

Niskie

Przeciętne

Duże

Bardzo duże

Iceland  
Liechtenstein  
Norway grants



Autor: Damian Łowicki

Źródło: Opracowanie własne na podstawie CLC2018, NMT i podziału fizycznogeograficznego Polski

0 35 70 140 km

Zróźnicowanie krajobrazu w mezoregionach Polski  
Źródło: Łowicki (aneks 8.1).

### Materiały i metody

Przyjęto, że najważniejszymi cechami ekosystemów umożliwiającymi doznania estetyczne są:

- Rozwinięcie rzeźby. Jest to wskaźnik określający stosunki hipsometryczne na podstawie porównania powierzchni rzeczywistej do rzutowanej. Oznacza stopień odchylenia powierzchni rzeczywistej od płaszczyzny. Zastosowano do tego celu Numeryczny Model Terenu w postaci modelu w formie regularnej siatki kwadratów (grid) o wymiarach 1 m.
- Zróżnicowanie form pokrycia terenu. Wykorzystano tu wskaźnik różnorodności Shannona (*Shannon Diversity Index*, SHDI). Jako danych wejściowych użyto wszystkich typów pokrycia terenu ujętych w bazie Corine Land Cover 2018. Obliczenia wskaźnika SHDI dokonano w programie Fragstats.
- Jako pole podstawowe analiz wykorzystano granice mezoregionów zawarte w regionalizacji fizycznogeograficznej Polski opracowanej przez Solona i in. (2018) w skali 1:50 000. Jest to modyfikacja regionalizacji opracowanej przez prof. Jerzego Kondrackiego.

### Wyniki

Zdecydowanie największe zróżnicowanie krajobrazu obserwujemy w Tatrach (rycina na poprzedniej stronie). Jest to efektem ukształtowania rzeźby. Inne regiony o wysokim zróżnicowaniu to Beskidy Zachodnie, Kotlina Oświęcimska i Wyżyna Śląska. Spośród nizin wyróżnia się Nizina Środkowomazowiecka, zwłaszcza Równina Kozienicka, Dolina Dolnej Pilicy, Dolina Dolnego Bugu oraz Równina Warszawska. W obrębie Niziny Północnomazowieckiej wymienić trzeba Międzyrzecze Łomżyńskie. Na wybrzeżu największym zróżnicowaniem krajobrazu cechuje się Pobrzeże Koszalińskie, zwłaszcza Wybrzeże Słowińskie, Wysoczyzna Choczewska oraz Pradolina Redy–Łeby. Najbardziej monotony krajobraz zarejestrowano w regionach rolniczych zachodniej i północnej Polski, głównie na Pojezierzu Wielkopolskim i Pojezierzu Południowopomorskim, ale też np. na Przedgórzu Sudeckim. Jeśli chodzi o samo pokrycie terenu, to największą różnorodnością odznacza się wschód i południe Polski, zwłaszcza Karpaty. Najwyższe wartości tej cechy wskaźnik SHDI wykazał dla Niziny Południowopodlaskiej i Niziny Północnopodlaskiej, Polesia Zachodniego, a także Beskidów, Obniżenia Orawsko-Podhalańskiego oraz Kotliny Oświęcimskiej i Wyżyny Śląskiej.

W ostatnich kilkunastu latach przybyło też narzędzi, które pozwalają na tworzenie możliwych scenariuszy dotyczących usług ekosystemowych. Pierwsza ich grupa bazuje na gotowych danych wejściowych odnoszących się do użytkowania ziemi i biorąc pod uwagę sąsiedztwo różnych typów użytkowania, ocenia skutki procesów, takich jak wylesianie, degradacja i porzucanie gruntów czy urbanizacja. Narzędzia te na podstawie użytkowania ziemi i scenariuszy jego zmian

umożliwiają ocenę jakości wód, bioróżnorodności, estetyki otoczenia czy plonów w rolnictwie. Przykładami takich narzędzi są CLUE model czy Pimp your landscape. Drugi typ to narzędzia, które stosując zestawy metryk krajobrazowych, modelują rozkład przestrzenny konkretnych usług ekosystemowych. Pokazują one, w jaki sposób zmiany w różnych ekosystemach mogą prowadzić do zmian w przepływach korzyści dla ludzi. Takimi programami są InVest czy EcoServGIS. Program InVest utworzono w ramach projektu Kapitał Naturalny w celu wspomaganie decyzji w zakresie zarządzania zasobami naturalnymi. Zawiera on narzędzia pozwalające na ocenę i mapowanie 15 usług ekosystemowych. Dysponując odpowiednio szczegółowymi danymi, można stworzyć scenariusze dla wielu usług jednocześnie, co daje szansę wyboru optymalnej ścieżki rozwoju. Przykład wykorzystania tego narzędzia przedstawia poniższa ramka.

### Potencjał do świadczenia usługi ekosystemowej 2.2.2.1 – zapylenie

#### Cele

Celem badań jest ocena potencjału do zapylenia przez dwa gatunki pszczoł: trzmiela ziemnego i murarkę ogrodową w gminie Śrem (2.2.2.1). Usługa zapylenia należy do usług kluczowych dla człowieka, ponieważ jest warunkiem produkcji żywności, zwłaszcza roślin sadowniczych, rzepaku, gryki oraz wielu gatunków zielarskich i warzyw. W naszej szerokości geograficznej około 78% gatunków roślin jest zapylianych przez owady (Borański, Teper 2017). W Polsce wartość zapylenia przez owady związana z roślinami uprawnymi na rok 2015 szacowana jest na 1,8 mld euro (Majewski 2016). Wśród zapyliczy najważniejsze są pszczoły. Aby pszczoły mogły przetrwać, potrzebują dwóch rzeczy: odpowiednich miejsc do gniazdowania i wystarczającej ilości pożywienia (dostarczanego przez kwiaty) w pobliżu miejsc lęgowych. Niniejsze badanie koncentruje się na potencjale ekosystemów do dostarczania usług opartych na aktywności pszczoł dwóch gatunków: murarka ogrodowa i trzmiel ziemny. Oba gatunki należą do najpospolitszych gatunków pszczoł, jak też do gatunków polielektrycznych, czyli takich, które nie wykazują specjalizacji w zbieraniu pyłku z określonych roślin. Różnią się jednak znacznie pod względem gniazdowania, aktywności sezonowej i odległości przelotu.

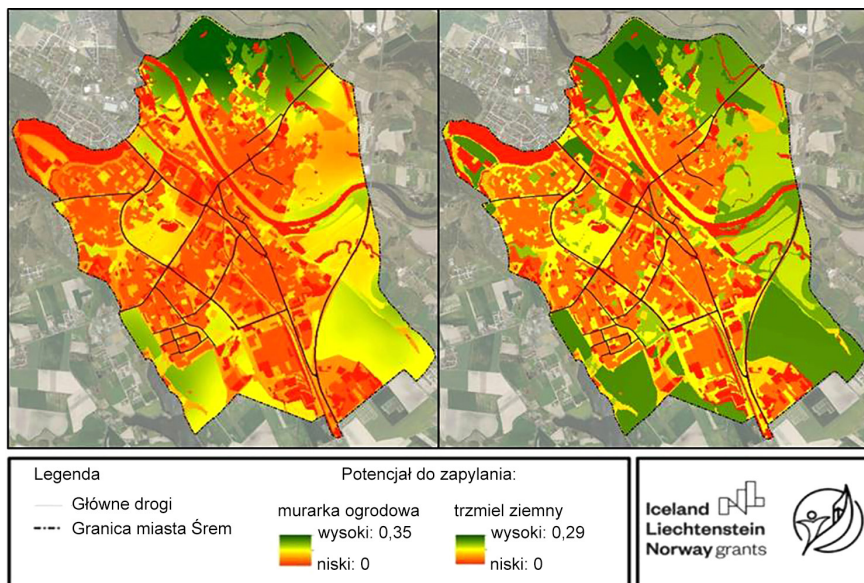
#### Materiały i metody

Do oceny potencjału do zapylenia wykorzystano następujące wskaźniki:

- Zasoby kwiatowe oraz dostępność miejsc do gniazdowania: użyto warstw wektorowych pokrycie terenu z mapy BDOT10k oraz przepuszczalności gruntów z mapy hydrograficznej w skali 1:50 000. Współczynniki dla dostępności zasobów pokarmowych i miejsc dla gniazdowania skonstruowano na podstawie literatury przedmiotu, m.in. Affek (2018) oraz Łowicki i Fagiewicz (2021). Istotne były zwłaszcza dane o ilości pyłku i nektaru

wytwarzanego przez poszczególne gatunki roślin (np. Kołtowski 2006). Badania przeprowadzono dla murarki oraz trzmiela ziemnego.

- Potencjał do zapyłania: zastosowano model InVEST bazujący na wynikach badań Lonsdorf i in. (2009). Ocenia on prawdopodobieństwo, że osobnik danego gatunku znajduje się w danym miejscu, biorąc pod uwagę jego współczynnik liczebności pomnożony przez przydatność siedliska dla tego gatunku w tym miejscu i pomnożony przez dostępne zasoby kwiatowe, do których zapyłacz może dolecieć. Model przekłada wydzielone typy ekosystemów i charakterystyki pszczół na potencjał dla zapyłaczy.



Potencjał do zapyłania roślin przez murarkę ogrodową i trzmiela ziemnego w gminie Śrem

Źródło: Łowicki (aneks 8.2).

### Wyniki

Rycina przedstawia przestrzenny rozkład potencjału zapyłania przez murarkę ogrodową i trzmiela ziemnego. W obu przypadkach potencjał jest duży jak na miasto i stanowi około jednej trzeciej wartości maksymalnej (0,29 dla trzmiela i 0,35 dla murarki). W przypadku trzmiela powierzchnia terenów o wysokim potencjale (>3 SD) wynosi 280 ha, a powierzchnia o potencjale zerowym 191 ha. Największy potencjał mają tereny w północnej i południowej części miasta. W 37,5% są to grunty orne o nieprzepuszczalnych glebach. Istotny udział w terenach o najwyższym potencjale dla zapyłaczy (25%) mają też użytki trwałe, takie jak ogrody działkowe, sady jabłoniowe oraz plantacje

porzeczek. Podobny udział mają tereny trawiaste na gruntach przepuszczalnych. W przypadku murarki powierzchnia gruntów o wysokim potencjale ( $>3$  SD) wynosi 107 ha, a powierzchnia o potencjale zerowym 192 ha. Tereny najbardziej sprzyjające murarce znajdują się w północnej części gminy i prawie w całości nakładają się na tereny o najwyższym potencjale zapyłania dla trzmieli. 40% tych obszarów zajmują tereny trawiaste na gruntach przepuszczalnych, 31% to zadrzewienia, a 21% to ogrody działkowe, sady i plantacje.

## Literatura

- Affek A.N., 2018. Indicators of ecosystem potential for pollination and honey production. *Ecological Indicators*, 94(2): 33–45.
- Boranski M., Teper D., 2017. Atlas pospolitych gatunków pszczół Polski. Puławy.
- Forman R.T.T., Godron M., 1986. *Landscape ecology*. John Wiley & Sons, New York.
- Fürst C., König H., Pietzsch K., Ende H., Makeschin F., 2010. Pimp your landscape – a generic approach for integrating regional stakeholder needs into land use planning. *Ecology and Society*, 15(3), 34.
- Hieronimo P., Kimaro D.N., Kihupi N.I., Gulinck H., Mulungu L.S., Msanya B.M., Leirs H., Deckers J.A., 2014. Land use determinants of small mammal abundance and distribution in a plague endemic area of Lushoto district. *Tanzania J. Health Res.*, 16(3): 1–12.
- Holland J.M., Bianchi F.J., Entling M.H., Moonen A.C., Smith B.M., Jeanneret P., 2016. Structure, function and management of semi-natural habitats for conservation biological control: a review of European studies. *Pest Manag. Sci.*, 72: 1638–1651.
- Kołtowski Z., 2006. *Wielki atlas roślin miododajnych*. Przedsiębiorstwo Wydawnicze Rzeczpospolita SA, Warszawa.
- Lonsdorf E., Kremen C., Ricketts T., Winfree R., Williams N., Greenleaf S., 2009. Modeling pollination services across agricultural landscapes. *Ann. Bot.*, 103(9): 1589–1600.
- Lupa P., 2020. Wpływ zielonej infrastruktury na warunki termiczne miast północnej Wielkopolski oraz jej miejsce w lokalnej polityce klimatycznej. *Rozwój Regionalny i Polityka Regionalna*, 52: 219–233.
- Łowicki D., 2012. Prediction of flowing water pollution on the basis of landscape metrics as a tool supporting delimitation of Nitrate Vulnerable Zones. *Ecological Indicators*, 23: 27–33.
- Łowicki D., 2019. Landscape pattern as an indicator of urban air pollution of particulate matter in Poland. *Ecological Indicators*, 97: 17–24
- Łowicki D., Fagiewicz K., 2021. A new model of pollination services potential using a landscape approach: a case study of post-mining area in Poland. *Ecosystem Services*, 52: 1–10.
- Majewski J., 2016. Ekonomiczna wycena roli owadów zapyłających w polskim rolnictwie. [W:] K. Prandecki (red.), *Z badań nad rolnictwem społecznie zrównoważonym. Internalizacja efektów zewnętrznych w rolnictwie – europejskie doświadczenia*. Warszawa, s. 80–97.
- Marando F., Heris M., Zuilian G., Udías A., Mentaschi L., Chrysoulakis N., Parastatidis D., Maes J., 2022. Urban heat island mitigation by green infrastructure in European Functional Urban Areas. *Sustain. Cities Soc.*, 77.
- McGarigal K., Cushman S., Stafford S., 2000. *Multivariate statistics for wildlife ecology research*. Springer, New York.

- McGarigal K., Marks B.J., 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR.
- Moonen A.C., Bocci G., Bartual A.M., Albrecht M., Sutter L., 2016. Beneficials database management and scoring system development. EU FP7 QUESSA project Deliverable 2.4.
- Natural Capital Project, 2022. InVEST 3.12.1. User's Guide. Stanford University, University of Minnesota, Chinese Academy of Sciences, The Nature Conservancy, World Wildlife Fund, and Stockholm Resilience Centre.
- Rusch A., Chaplin-Kramer R., Gardiner M.M., Hawro V., Holland J., Landis D., Bommarco R., 2016. Agricultural landscape simplification reduces natural pest control: a quantitative synthesis. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 221: 198–204.
- Solon J., 2002. Ocena różnorodności krajobrazu na podstawie analizy struktury przestrzennej roślinności. *Prace Geograficzne IG i PZ PAN*, 185.
- Śleszyński P., 2021. Multi-item assessment of physiognomic diversity of geocomplexes as a comprehensive method of visual-aesthetic landscape assessment. *Geographies*, 1(1): 22–46.
- Tschumi M., Albrecht M., Entling M.H., Jacot K., 2015. High effectiveness of tailored flower strips in reducing pests and crop plant damage. *Proc. R. Soc. B: Biol. Sci.*, 282(1814).
- Vallés-Planells M., Galiana F., van Eetvelde V., 2014. A classification of landscape services to support local landscape planning. *Ecology and Society*, 19(1), 44.
- Verburg P.H., Soepboer W., Limpiada R., Espaldon M.V.O., Sharifa M., Veldkamp A., 2002. Land use change modelling at the regional scale: the CLUE-S model. *Environ. Manag.*, 30: 391–405.
- Zwierzchowska I., Stępniewska M., Łowicki D., 2010. Możliwości wykorzystania programu Fragstats w badaniach środowiska przyrodniczego. *Przegląd Geograficzny*, 82(1): 85–102.

**Viktoria Takacs, Aleksandra Łangowska, Weronika Banaszak-Cibicka,  
Paweł Sienkiewicz, Janusz Kloskowski, Stanisław Świtek,  
Monika Fliszkiewicz, Karol Giejdasz, Piotr Tryjanowski\***

## **Rozdział 9**

# **Ekologiczne wartości usług ekosystemowych**

### **1. Zakres wykorzystania informacji związanych z ekologicznymi wartościami usług ekosystemowych**

#### **1.1. Znaczenie wartości ekologicznych w systemie usług ekosystemowych**

Aspekty ekologiczne usług ekosystemowych obejmują różnorodność biologiczną oraz różnorodność obszarów użytkowanych jako siedliska utrzymujące usługi ekosystemowe (UNEP-WRI 2005). Istnieje wiele dowodów na to, że mierzalne elementy różnorodności biologicznej korelują ze świadczeniem usług ekosystemowych – na przykład bardziej zróżnicowany pas drzew lub krzewów może lepiej zapobiegać erozji gleby niż pas jednogatunkowy (Tasser i in. 2021). Większość badań naukowych wskazuje na związek między funkcjonowaniem ekosystemu a różnorodnością biologiczną, ale niewiele z nich idzie krok dalej i mierzy konkretny zakres świadczenia usług.

Rola różnorodności biologicznej w kategoriach usług ekosystemowych zmieniła się wraz z rozwojem koncepcji tego podejścia badawczo-aplikacyjnego. W początkach teorii usług ekosystemowych (Constanza i in. 1997, MEA 2005) bioróżnorodność została wymieniona jako kategoria (w ramach kategorii usług „wspomagających”). Później w dokumentach projektu „The Economics of Ecosystems and Biodiversity” (TEEB) zmieniono nazwę kategorii na „usługi siedliskowe i wspierające”. Traktowanie różnorodności jako usługi spowodowało trudności w jej ocenie (liczono ją podwójnie: jako odrębną usługę oraz jako element wspierający inne usługi). Dlatego hierarchiczny schemat usług ekosystemowych opracowany przez Wspólną Międzynarodową Klasyfikację Usług Ekosystemowych (CICES ver. 5.1; Haines-Young, Potschin 2018) nie traktuje różnorodności



biologicznej jako samodzielnej usługi i nie wymienia jej bezpośrednio wśród kategorii usług ekosystemowych. Kategoria najbliższej związanej z różnorodnością biologiczną znajduje się wśród usług kulturowych, 3.2.2.1 „Charakterystyka systemów żywych, która ma wartość istnienia”. Ponadto różnorodność biologiczna jest uwzględniona w punkcie 2.2.2.3 „Utrzymanie populacji i siedlisk szkółkarskich (w tym ochrona puli genowej)”.

## 1.2. Formy ochrony wartości ekologicznych jako elementów usług ekosystemowych

Narzędzia ochrony ekologicznych aspektów usług ekosystemów są narzędziami ochrony środowiska przyrodniczego. W Polsce ochrona przyrody odbywa się poprzez ochronę obszarową, ochronę niektórych elementów przyrody oraz ochronę gatunkową. W naszym kraju istnieją następujące główne formy ochrony przyrody obszarowej: parki narodowe, parki krajobrazowe i rezerваты przyrody, sieć obszarów Natura 2000, rezerваты biosfery. Głównym aktem prawnym regulującym działalność parków narodowych i krajobrazowych oraz rezerwatów przyrody jest ustawa o ochronie przyrody (z dnia 16 kwietnia 2004 r.). Podstawą programu Natura 2000 są dwie dyrektywy unijne – Dyrektywa Ptasia oraz Dyrektywa Siedliskowa (UE 2009 oraz UE 1992). Sieć rezerwatów biosfery jest inicjatywą UNESCO (Man and Biosphere Reserves 1995).

Obecnie w Polsce istnieją: 23 parki narodowe, 125 parków krajobrazowych oraz 1489 rezerwatów przyrody. Obszary Natura 2000 w Polsce składają się z 864 obszarów mających znaczenie dla Wspólnoty/specjalnych obszarów ochrony siedlisk oraz 145 obszarów specjalnej ochrony ptaków (GDOŚ 2022) i 11 rezerwatów biosfery. Tereny chronione mogą być włączone do usług ekosystemowych (tab. 1).

**Tabela 1.** Formy obszarowej ochrony przyrody i jej powiązanie z usługami ekosystemowymi

Usługi ekosystemowe	Natura 2000	Park narodowy	Park krajobrazowy	Rezerwat przyrody	Rezerwat biosfery
Utrzymywanie matecznych populacji organizmów oraz siedlisk (w tym ochrona puli genowej) – 2.2.3	×	×	×	×	×
Cechy systemów biologicznych umożliwiające działania wspierające zdrowie, regenerację sił albo rozrywkę poprzez interakcje aktywne lub angażujące – 3.1.1.1	×	×	×	×	
Cechy systemów biologicznych umożliwiające działania wspierające zdrowie, regenerację sił albo rozrywkę poprzez interakcje pasywne lub obserwacyjne – 3.1.1.2	×	×	×	×	×
Cechy systemów biologicznych ważne dla kultury i dziedzictwa – 3.1.2.4		×	×	×	
Cechy systemów biologicznych umożliwiające doznania estetyczne – 3.1.2.4	×	×	×	×	×

Źródło: opracowanie własne.

Poza ochroną obszarową istnieje w Polsce liczna grupa gatunków chronionych. Aktem prawnym, który reguluje zakres ochrony gatunkowej, jest rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 16 grudnia 2016 r. w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt oraz rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 października 2014 r. w sprawie ochrony roślin. Prawie 600 gatunków zwierząt znajduje się pod ochroną ścisłą: 51 gatunków ssaków, 427 gatunków ptaków (pozostałe gatunki są pod ochroną okresową), wszystkie gatunki gadów i płazów, 5 gatunków ryb, 21 gatunków ślimaków, 2 małży i (tylko) 57 gatunków owadów. Ponadto chronionych jest 213 gatunków roślin i 265 gatunków grzybów. Gatunki chronione mogą odgrywać istotną rolę w świadczeniu lub ocenie świadczenia niemal każdej usługi regulacyjnej.

## 2. Możliwości uwzględnienia treści związanych z ekologicznymi wartościami usług ekosystemowych

### 2.1. Wartości ekologiczne w dokumentach planistycznych

W dokumentach planistycznych wartości ekologiczne usług ekosystemowych mogą być określane jako ich wartość w zakresie ochrony i utrzymania różnorodności biologicznej, regulacji klimatu, ochrony wód, produkcji tlenu i filtracji powietrza oraz ochrony gleby i środowiska. Uwzględnienie tych wartości w procesach planowania przestrzennego jest niezbędne, aby zapewnić zrównoważony rozwój i zachować zasoby przyrodnicze na rzecz przyszłych pokoleń. W pierwszej kolejności trzeba jednak posiadać podstawowe informacje o tym, jak bioróżnorodność oraz jakie jej wskaźniki mogą być podstawą rozpoznania wartości ekologicznych. Dotychczas w dokumentach aspekty te były reprezentowane w marginalnym stopniu, ponieważ koncepcja usług ekosystemowych (ES) jest stosunkowo nowa i zazwyczaj jest stosowana na poziomie lokalnym, natomiast wymagania i sposób przygotowania dokumentów planistycznych powstawały wiele lat temu.

Jako przykład chcielibyśmy przedstawić debatę na temat podstawowej zasady planowania przestrzennego: czy lepiej mieć jeden większy obszar naturalny wśród pól uprawnych, czy kilka mniejszych (koncepcja *Land Sparing* i *Land Sharing*).

#### **Koncepcja *Land Sparing* i *Land Sharing* – jak pogodzić świadczenie usług zaopatrzeniowych (rolnictwo) z ochroną wartości ekologicznych ekosystemu (ochroną przyrody)?**

Rolnictwo jest obszarem najważniejszej działalności człowieka. Sposób, w jaki żywność jest produkowana, może być bardzo zróżnicowany: od ekstensywnego, niskonakładowego, po produkcję intensywną, w której osiąga się wysokie plony. To, jak bardzo intensywna jest produkcja i jaki plon chcemy osiągnąć, wpływa na wielkość obszaru, jaki musi być przeznaczony na jej

wytworzenie. Im wyższy plon osiągamy z 1 ha, tym mniej hektarów potrzeba, by dostarczyć tę samą ilość pożywienia. Pozwala to zaoszczędzić (ang. *spare*) przestrzeń, która nie będzie użytkowana rolniczo przez człowieka i na której chroniona będzie różnorodność biologiczna. W podejściu *Land Sparing*, dzięki wysoko wydajnemu rolnictwu, możliwe jest zachowanie większej ilości gruntów cennych i niezmienionych przyrodniczo lub przeznaczenie części dotychczas użytkowanych rolniczo gruntów na te cele. Intensywna produkcja żywności nie musi nieść (i najczęściej dziś nie niesie) negatywnych skutków dla przyrody. Nowoczesne systemy produkcji powodują, że oddziaływanie wysokoprodukcyjnych gospodarstw na przyrodę jest niewielkie, choć wiąże się z uproszczeniem krajobrazu i przekształceniem naturalnych siedlisk i często z zanieczyszczeniem środowiska, zwłaszcza wód.

W opozycji do opisywanego modelu jest użytkowanie gruntu z zasadą *Land Sharing* (ang. współdzielić). Rolnictwo ma w niej mały wpływ na środowisko i może nawet pozytywnie oddziaływać na różnorodność biologiczną na obszarze pola uprawnego. Niska wydajność produkcji pozwala zachować różnorodność biologiczną w krajobrazie rolniczym i jej mozaikowaty charakter dzięki obecności oczek wodnych, miedz czy zadrzewień śródpolnych. Prowadzenie produkcji w sposób bardziej ekstensywny wiąże się niestety z koniecznością przeznaczenia większej powierzchni terenu dla uzyskania tej samej ilości produktów rolnych.

#### Charakterystyka podejścia *Land Sparing* i *Land Sharing*

Land Sparing	Land Sharing
Produkcja i ochrona przyrody na osobno wyznaczonych obszarach. Rozdzielenie między terenami o wysokim poziomie usług zaopatrzeniowych a terenami o wysokim poziomie usług regulacyjnych i kulturowych.	Ochrona przyrody na obszarach produkcyjnych. Zredukowane kontrasty między wielkością usług zaopatrzeniowych regulacyjnych i kulturowych na całym obszarze.
Intensyfikacja produkcji. Maksymalizacja usług zaopatrzeniowych na powierzchniach produkcyjnych.	Korzystanie rolnictwa z istnienia ekosystemów. Zwiększenie usług regulacyjnych i kulturowych ekosystemów rolniczych.
Mniejsza powierzchnia gruntów przeznaczona pod produkcję rolniczą. Ograniczenie powierzchni ekosystemów z dominacją usługi zaopatrzeniowej.	Większa powierzchnia gruntów przeznaczona pod produkcję rolniczą. Większy udział ekosystemów, w których usługa zaopatrzeniowa współwystępuje z regulacyjną i kulturową.
Zwiększona ilość środków produkcji. Wysokie nakłady na jednostkę powierzchni użytków rolnych.	Niższe koszty produkcji żywności.
Monokultury uprawowe w krajobrazie.	Zróżnicowana struktura upraw w krajobrazie.

Źródło: opracowanie własne na podstawie Salles i in. (2017).

### Która koncepcja lepsza?

Bardzo trudno jednoznacznie stwierdzić, który model jest bardziej korzystny dla bioróżnorodności i środowiska przyrodniczego. Duże znaczenie ma reakcja środowiska na działalność człowieka.

Tam, gdzie jakakolwiek aktywność rolnicza wpływa bardzo silnie na spadek różnorodności, polecanym modelem jest *Land Sparing*: wydzielenie obszarów pod rolnictwo i równoczesne pozostawienie obszarów nieużytkowanych przez człowieka. W przypadku gdy różnorodność biologiczna dobrze reaguje na umiarkowaną działalność człowieka i dopiero przy intensywnej produkcji następuje jej załamanie, polecanym sposobem zagospodarowania terenu powinien być *Land Sharing*. W rzeczywistości jednak relacje są o wiele bardziej skomplikowane i wypadkowa dwóch systemów może okazać się najbardziej pożądanym modelem.

## 2.2. Znaczenie bioróżnorodności w systemie usług ekosystemowych

Różnorodność biologiczna to jeden z częściej używanych terminów przez niemal wszystkie osoby wypowiadające się na temat ochrony przyrody. Niestety termin ten bywa często spłypany, szczególnie przez osoby spoza kręgu naukowców badających fenomen różnorodności biologicznej. Mówiąc krótko, bioróżnorodność rozumiana jest jedynie jako liczba gatunków stwierdzonych na danym terenie. Jest to jednak dalekie od faktycznej i wielowymiarowej definicji różnorodności biologicznej, a niezrozumienie jej istoty może prowadzić do chybionych działań związanych z ochroną przyrody lub zaniechań spowodowanych np. wprowadzeniem sztucznych elementów w krajobrazie pod hasłem ochrony bioróżnorodności.

Aby utrzymać potencjał usług ekosystemowych wynikających z bioróżnorodności, potrzebne jest zatem właściwe rozumienie tego terminu. Warto przytoczyć tu dwie definicje:

„Zmienność żywych organizmów zamieszkujących wszystkie środowiska oraz zmienność systemów ekologicznych, których częścią są te organizmy, przy czym tak ujęta zmienność obejmuje różnorodność wewnątrzgatunkową, międzygatunkową i różnorodność ekosystemów” (Konwencja o różnorodności biologicznej, Szczyt Ziemi w Rio de Janeiro w 1992 r.)

oraz

„Bogactwo form życia występujących na Ziemi, różnorodność gatunków, genetyczna zmienność wewnątrzgatunkowa, a także różnorodność wielogatunkowych układów przyrodniczych, tj. ekosystemów i krajobrazów” (Sienkiewicz 2010).

Obie wyraźnie wskazują, że należy rozpatrywać bioróżnorodność oraz wszelkie w niej antropogeniczne manipulacje na trzech poziomach. Pierwszym z nich jest różnorodność ekosystemowa (krajobrazowa) i dotyczy wykształconych w zależności od uwarunkowań geologiczno-geograficznych różnorodnych zbiorowisk

roślin i zwierząt. Utrzymanie tej różnorodności, a w zasadzie jej pozostałości, to warunek konieczny dla zachowania wysokiej bioróżnorodności. Każdy typ siedliska, czy szerzej ekosystem, ma swoje uwarunkowania i naturalnie żyjące powiązane z tym układem grupy organizmów. Pamiętajmy jednak, że organizmy te również mogą mieć węższą lub szerszą niszę ekologiczną, często wykorzystując więcej niż np. jeden typ siedliska. To między innymi właśnie z tego powodu o poziomie bioróżnorodności nie decyduje wyłącznie liczba gatunków, lecz potrzebny jest szerszy kontekst przyrodniczy danego układu. W siedliskach zasobnych w organizmy wąsko wyspecjalizowane, takich jak np. torfowiska wysokie, większa liczba gatunków może wręcz pokazywać degradację siedliska.

Kolejny poziom bioróżnorodności to poziom gatunkowy, dotyczący różnorodności gatunków występujących w poszczególnych typach siedlisk. Badając zestawy gatunków, można wnioskować o tym, co dzieje się w konkretnym siedlisku na poziomie ekosystemowym czy krajobrazowym. Znając biologię i ekologię istot żywych, możemy np. wnioskować o strukturze krajobrazu oraz o tym, czy połączenia między tymi strukturami funkcjonują prawidłowo.

Opisując zgrupowania, czyli wielogatunkowe zestawy organizmów, posługujemy się różnego rodzaju wskaźnikami. Jest to o tyle zaletą, że wskaźniki obejmują informacje jakościowe i ilościowe. Aspekt ilościowy pozwala przy tym uwzględnić proporcje między liczebnościami poszczególnych gatunków i ustalić, czy nie jest to układ rozchwiany, tracący swoją różnorodność. To rozchwianie struktury ilościowej najczęściej jest wynikiem antropopresji i objawia się nadmiernym występowaniem niektórych komponentów zgrupowania, przy utracie innych, bardziej wyspecjalizowanych. Wadą takiego podejścia może być utrata informacji o występowaniu gatunków cennych, a nawet chronionych. Dlatego ocena różnorodności gatunkowej powinna iść dwutorowo, tj. nie wystarczy wyznaczenie wskaźników, lecz konieczna jest ich uważna analiza i fachowa interpretacja, co może być trudne do zastosowania w praktyce z powodu braku specjalistów.

Trzecim poziomem różnorodności biologicznej jest różnorodność genetyczna. Obejmuje ona całą zmienność w obrębie populacji. Zmienność genetyczna daje również możliwość trwania populacji w czasie i przestrzeni – oczywiście o ile zadbamy o trwanie w czasie i przestrzeni właściwej zmienności siedlisk na różnych etapach sukcesji. Każdy etap sukcesji ekologicznej cechują charakterystyczne zestawy organizmów. Zachowane, i to bezwzględnie, muszą być korytaryze ekologiczne dające możliwość utrzymania zmienności genetycznej w obrębie populacji gatunków. Ten problem wydaje się w ostatnich latach ignorowany przez decydentów. Małe populacje, kurczące się pod względem zasobów genowych, łatwo i szybko wymierają. Dlatego też fragmentacja siedlisk jest uważana za jedno z istotniejszych zagrożeń dla bioróżnorodności.

### 2.3. Wskaźniki różnorodności a usługi ekosystemowe

Propozycji wskaźników różnorodności biologicznej, głównie gatunkowej, jest wiele. Najpopularniejszy z nich to wskaźnik Shannona-Wienera ( $H'$ ). Różnorodność Shannona ( $H'$ ) w przypadku bioróżnorodności określa prawdopodobieństwo, że

wylosowane z próbki osobniki z danego miejsca będą należały do różnych gatunków. Ujmuje aspekty ilościowe i jakościowe. Można założyć, że wyższy wskaźnik  $H'$  będzie oznaczał wyższy poziom usług ekosystemowych. W ostatnich latach na znaczeniu zyskały również wskaźniki dotyczące różnorodności funkcjonalnej (tj. związanej z różnymi cechami gatunku, obejmującymi zarówno jego morfologię, jak i ekologię), które są próbą syntetycznego ujęcia wielu aspektów związanych z wypełnieniem nisz ekologicznych. O ile wskaźniki te nadają się doskonale do oceny różnorodności w różnego rodzaju porównaniach między środowiskami czy do oceny naszego oddziaływania na przyrodę, o tyle niewiele jeszcze wiadomo o możliwości ich zastosowania w ocenie i mapowaniu poziomu usług ekosystemowych. Opisane poniżej wyniki eksperymentów terenowych, które można potraktować jako punkt wyjścia do dalszych badań, pokazują również niepewność uzyskanych rezultatów w przekroju badanych grup taksonomicznych. Prawdopodobnie najlepiej do pomiaru usług ekosystemowych może się nadawać metoda tzw. „koszyka zakupów”, która polega na badaniu bioróżnorodności za pomocą wielu taksonów ujmowanych w jednej analizie, a nie w osobnych analizach, jak przyjęto w projekcie ECOSERV-POL (Pullin 2004). Można w ten sposób analizować różnorodność biologiczną np. owadów zapyłających, chrząszczy naziemnych i ptaków. W efekcie ujmuje się więcej zróżnicowanych nisz ekologicznych i lepiej różnicuje się uzyskany wynik, co może mieć przełożenie na ocenę usług ekosystemowych. Podejście to wymaga jednak dalszych badań.

Wybierając taksony, które posłużą do wyliczenia wskaźników, warto mieć na uwadze różne skale przestrzenne bioróżnorodności. Jak już wspomniano, do oceny skali krajobrazowej dobre będą kręgowce o dużym areale osobniczym (np. ptaki), a w skali lokalnej użyteczne będą płazy oraz – ze względu na swoje bogactwo gatunkowe – wybrane grupy bezkręgowców. Wszystkie analizy oceniające różnorodność zgrupowań zwierząt powinny być wykonywane łącznie z badaniem szaty roślinnej. Pamiętać jednak należy, że bogactwo nisz ekologicznych (mikrosiedlisk) lepiej ujmują badania zwierząt i grzybów. Z powodu mobilności zwierzęta często szybciej reagują na niekorzystne zmiany, dając szansę na szybkie podjęcie działań przez człowieka.

Trzeba mieć na uwadze, że koncepcja usług ekosystemowych jest stosunkowo nowa i wymaga dalszych prac badawczych nad metodami pomiaru usług wynikających bezpośrednio z bioróżnorodności. Należy w tym względzie zachować sporo pokory i uświadomić sobie, że wielu gatunków jeszcze nie poznaliśmy (szacuje się, że samych owadów jest między 4,5 a 7 mln gatunków; Stork 2018), nie mówiąc o ich znaczeniu dla świadczenia usług ekosystemowych. Niekiedy są to niezbyt rzuczające się w oczy, bo mało liczne, gatunki kluczowe (*keystone species*), a o ich roli dowiadujemy się dopiero wówczas, gdy wymierają (patrz Pullin 2004). Kolejnym problemem może być niedobór specjalistów potrafiących oznaczyć i zinterpretować zebrany w terenie materiał, a dotyczy to w szczególności bezkręgowców. Pomiar różnorodności gatunkowej bez znajomości grup taksonomicznych jest zwyczajnie niemożliwy. Dostępność, jakość i rozdzielczość istniejących danych jest obecnie niewystarczająca, by dokonać szybkiego i pewnego oszacowania usług ekosystemowych w celu ich zmapowania do skali przydatnej na poziomie gmin.

### 3. Przykładowe wskaźniki opisujące ekologiczne wartości usług ekosystemowych związane z występowaniem gatunków na danym obszarze

#### 3.1. Wskaźniki związane z chrząszczami z rodziny biegaczowatych

Biegaczowate (Coleoptera, Carabidae) są uznanymi wskaźnikami stanu siedlisk naturalnych stosowanymi w ekologii, ochronie środowiska oraz ochronie przyrody (Koivula 2011). Tym samym mogą stać się narzędziem do pomiaru usług ekosystemowych w skali lokalnej (uwzględniając aspekty jakościowe i ilościowe), z uwagi na relatywnie niską siłę dyspersji (np. w porównaniu z ptakami). Za wykorzystaniem tej grupy owadów przemawia również to, że Carabidae są dość powszechnie występującą rodziną chrząszczy epigeicznych (naziemnych), uważanych za ważne regulatory pojawiania się innych bezkręgowców. Z uwagi na niezbyt ściśle preferencje troficzne bardzo chętnie polują na najczęściej spotykane organizmy. W przypadku lasów czy pól uprawnych ofiarami mogą się stać szkodniki, które występują masowo (Thiele 1977, Holland 2002). Zatem podstawową usługą ekosystemową wynikającą z różnorodności biologicznej biegaczowatych będzie regulacja liczby szkodników roślin gospodarczo ważnych. Ze względu na potencjalną wielkość ofiary wyróżniamy tu duże zoofagi o masie powyżej 100 mg, np. z rodzajów biegacz (*Carabus*), tęcznik (*Calosoma*), żuchwień (*Broscus*), które polują na większe bezkręgowce, takie jak np. gąsienice czy ślimaki, oraz małe zoofagi (liczne gatunki, np. z rodzajów: *Bembidion*, *Clicina*, *Agonum*, *Dyschirius*), które nierzadko zjadają młodsze stadia rozwojowe lub mniejsze gatunki bezkręgowców.

Inną usługą ekosystemową świadczoną przez biegaczowate może być regulowanie występowania chwastów na polach uprawnych. Na terenach otwartych liczne są tzw. hemizoofagi, które odżywiają się pokarmem zwierzęcym oraz roślinnym. W ten sposób funkcjonują liczne gatunki z rodzaju *Harpalus*, *Ophonus* czy *Amara* (Thiele 1977, Frei i in. 2019). W literaturze anglojęzycznej nazywane są one *true seed predators* z tego powodu, że pozyskiwane przez nie nasiona (bezpośrednio z roślin lub banku glebowego) są rozdrabniane i przez to faktycznie niezdolne do kiełkowania. Zarówno wpływ biegaczowatych na inne bezkręgowce, jak i na występowanie chwastów na polach uprawnych należy do kategorii usług „Przeciwdziałanie gradacji szkodników (w tym gatunków inwazyjnych) i chorób” (2.2.3.1).

Podwyższona różnorodność biologiczna biegaczowatych może również być wskaźnikiem terenów przyrodniczo cennych i rezerwarów usług ekosystemowych, gdzie jakość zachowanych siedlisk jest gwarantem wyższych wartości usług np. rekreacyjnych, związanych ze zdrowym środowiskiem oraz realizacją potrzeby „doznania dzikości” (usługa „Cechy systemów biologicznych umożliwiające działania wspierające zdrowie, regenerację sił albo rozrywkę poprzez interakcje aktywne lub angażujące”; O’Neal i in. 2005, Sienkiewicz 2019).



Ryc. 1. Biegacz wręgaty (*Carabus cancellatus* Ill.). Fot. P. Sienkiewicz

W ocenie zgrupowań biegaczowatych warto pamiętać, że na polach uprawnych i łąkach obserwujemy mniejsze zagęszczenia osobników w ramach populacji przy większej liczbie gatunków. W lasach jest odwrotnie (Thiele 1977, Holland 2002, Sienkiewicz 2019). Z tego powodu ocena usług ekosystemowych w ramach różnych typów siedlisk z użyciem wskaźników dotyczących liczby gatunków czy liczby osobników może nie w pełni odpowiadać wielkości tych usług i utrudnić porównanie wyników z różnorodnych siedlisk. Dlatego lepszym rozwiązaniem może być posługiwanie się wskaźnikami różnorodności gatunkowej, bazującymi na aspektach ilościowych i jakościowych (np. Shannona-Wienera). Połączenie obu aspektów pozwala ocenić stan realizacji usług oraz potencjalne zagrożenie jej utraty. Różnorodność biologiczna nie oznacza wyłącznie liczby gatunków, ale wynika z prawidłowej struktury ilościowej między gatunkami.

Inną trudnością w użyciu wskaźników może być różne nasilenie występowania gatunków w sezonie wegetacyjnym. Tereny otwarte są obfitsze w biegaczowate mające szczyt liczebności postaci dorosłych wiosną, w lesie natomiast – jesienią (Thiele 1977). Dlatego rekomenduje się, aby w przyszłej metodyce uwzględnić oba szczyty liczebności w celu zwiększenia pewności uzyskiwanych wyników. Jeżeli okaże się to z jakichś powodów trudne do wykonania, należy pozostać przy badaniu aspektu wiosennego (gatunki z jesiennym szczytem liczebności często uaktywniają się też na wiosnę, jednak w niższych zagęszczeniach i nie wszystkie).



Stosunkowo nową grupą wskaźników są te dotyczące różnorodności funkcjonalnej. Wskaźniki te nie odzwierciedlają bogactwa gatunkowego, lecz opisują zgrupowania, uwzględniając różne funkcje ekologiczne pełnione przez organizmy (np. cechy gatunkowe; takie jak sposób żerowania, zajmowane siedliska, wielkość itd.). Mogą one posłużyć do uogólnionych opisów usług ekosystemowych, gdy uwzględniamy wiele różnorodnych taksonów. Należy jednak pamiętać, że do praktycznego zastosowania tych wskaźników w przypadku jednego lub grupy taksonów potrzebne są dalsze badania naukowe.

### **Analiza potencjału świadczenia usług ekosystemowych przez biegaczowate (Coleoptera, Carabidae) na terenie gminy Mosina**

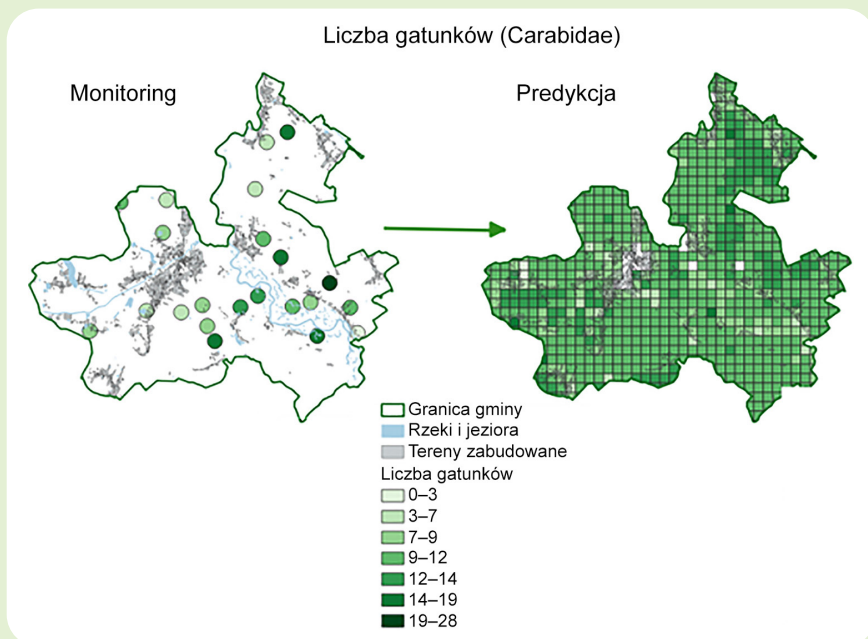
W badaniach terenowych na losowo wybranych powierzchniach zebrano dane o wiosennym aspekcie biegaczowatych na terenie gminy Mosina. Powierzchnie badawcze stanowiły fragmenty lasów, pól uprawnych, trwałych użytków zielonych, terenów aluwialnych o różnym stopniu intensywności zagospodarowania. Część stanowisk leżała w obrębie Wielkopolskiego Parku Narodowego, w jego otulinie, w rejonach silniej zurbanizowanych, na polach uprawnych oraz półnaturalnych łąkach Rogalińskiej Doliny Warty. Celem badań było określenie poziomu realizacji usług ekosystemowych zapewnianych przez Carabidae, którego wskaźnikiem była różnorodność gatunkowa Shannona-Wienera ( $H'$ ), przy założeniu, że im wyższa wartość wskaźnika, tym wyższy poziom usług (takich jak np. „Przeciwdziałanie gradacji szkodników, w tym gatunków inwazyjnych” i „Utrzymywanie matecznych populacji organizmów oraz siedlisk”). W badaniach uwzględniono wskaźniki liczebności, składu gatunkowego zgrupowań oraz różnorodności funkcjonalnej, by określić szerszy wachlarz możliwości wykorzystania Carabidae do określania poziomu usług ekosystemowych.

Na podstawie uzyskanych wyników oraz danych o pokryciu terenu, dokonano próby mapowania usług na terenie gminy.

Carabidae zbierano za pomocą pułapek ziemnych zgodnie z metodyką szczegółowo opisaną w raporcie Takacs i in. (2022). Na objętych badaniach powierzchniach wśród 764 osobników Carabidae wykryto obecność 70 gatunków. Biorąc pod uwagę przeważająco rolniczy charakter gminy Mosina oraz niedługi okres zbierania danych, można stwierdzić, że zgrupowania biegaczowatych są tam relatywnie bogate. W zebranych materiale znalazły się zarówno duże, jak i małe zoofagi. O wysokiej wartości przyrodniczej świadczyć może wykrycie gatunków rzadkich, związanych ze środowiskami leśnymi oraz tzw. otwartymi (łąki, pola uprawne itp.). Najrzadszym gatunkiem zaobserwowanym podczas badań był *Laemostenus terricola* (Herbst), uznawany za krytycznie zagrożony, który związany jest z norami ssaków oraz synantropijnie występuje w starych piwnicach (Sienkiewicz 2019). Na podstawie analizy rozkładu wskaźnika  $H'$  na stanowiskach badawczych można zauważyć nieznaczny

trend polegający na pozytywnym wpływie rzeki lub innej obecności wody, co znane jest z literatury (Sienkiewicz 2019). Tym samym dobrze zachowane ekosystemy terasy zalewowej mogą stanowić istotne wzmocnienie usług ekosystemowych również w rolnictwie oraz w odniesieniu do usług pełnionych nie tylko przez biegaczowate (np. „Przeciwdziałanie gradacji szkodników” czy „Zapylenie”).

Do predykcji usług ekosystemowych w analizowanym studium przypadku najkorzystniejszym wskaźnikiem okazała się jednak liczba gatunków Carabidae.



Liczba gatunków biegaczowatych na terenie gminy Mosina. Na podstawie zaobserwowanej liczby gatunków na powierzchniach próbnych przygotowano mapę predykcijną  
Źródło: badania własne na podstawie inwentaryzacji wykonanej podczas realizacji projektu.

### 3.2. Wskaźniki związane z zapylacami

Z bioróżnorodnością i owadami zapyłającymi związane są dwie usługi ekosystemowe: „Zapylenie oraz rozsiewanie nasion” i produkcja miodu („Dziko rosnące rośliny (lądowe i wodne), grzyby i glony wykorzystywane dla pozyskania żywności”). Szacowanie tych usług wydaje się jednym z zadań trudniejszych do wykonania. Poniżej wyjaśniamy, na czym polega związek: bioróżnorodność a usługi świadczone przez zapyłacze, opisujemy metody oceny tych usług i identyfikujemy wspomniane trudności.

Zapylenie przez zwierzęta jest kluczową usługą ekosystemową. Badania jednoznacznie wskazują na pozytywny wpływ różnorodności biologicznej na zapylenie (Harrison i in. 2014). Z tego względu możemy wyznaczyć kilka wskaźników usług ekosystemowych związanych z różnorodnością owadów zapyłających, takich jak: liczebność, bogactwo i różnorodność gatunkowa, a także różnorodność funkcjonalna owadów zapyłających.

Zapylenie w sposób oczywisty zależy od liczby owadów zapyłających odwiedzających kwiaty (Harrison i in. 2014), ale nie tylko – bardzo istotne jest również ich bogactwo gatunkowe. Wiele upraw zależnych od zapyłaczy silniej reaguje na usługi zapylenia świadczone przez zapyłacze dziko żyjące niż przez pszczołę miodną (Garibaldi i in. 2013). Inaczej mówiąc, większe bogactwo gatunkowe owadów zapyłających pozytywnie wpływa na plonowanie roślin (Klein i in. 2009). Dowody na korzystne oddziaływanie różnorodności gatunkowej zapyłaczy na usługi zapylenia pochodzą głównie z badań nad roślinami uprawnymi, ale znaczenie zapyłaczy dziko żyjących wykazano też dla roślin dziko rosnących (Gómez i in. 2007).

Duże bogactwo gatunkowe zapyłaczy zwiększa prawdopodobieństwo występowania gatunków przystosowanych do zapylenia danej rośliny (Tilman i in. 1997). Owady zapyłające to bardzo zróżnicowana grupa zwierząt. Poszczególne gatunki charakteryzują się występowaniem różnych cech funkcjonalnych, tj. cech morfologicznych, fizjologicznych i fenologicznych, które odzwierciedlają ich strategię życiową i decydują o tym, w jaki sposób reagują na warunki środowiskowe (Violle i in. 2007). Owady zapyłające mogą się znacznie różnić np. pod względem rozmiaru ciała, okresu lotów czy specjalizacji pokarmowej. Różnorodność funkcjonalna uwzględnia biologiczne różnice pomiędzy gatunkami i dlatego, w przeciwieństwie do klasycznych wskaźników różnorodności opisanych powyżej, umożliwia ocenę społeczności pszczół występujących na danym terenie pod względem jakościowym, a nie tylko ilościowym. Różnorodność funkcjonalna jest jednym z najważniejszych atrybutów bioróżnorodności wpływających na świadczenia ekosystemowe. Analiza cech funkcjonalnych jest przydatna w identyfikowaniu konkretnych powiązań między gatunkami a dostarczaniem usług ekosystemowych i może wykazać złożoność procesów i interakcji zachodzących w ekosystemach. Liczba grup funkcjonalnych ma większe szanse oddziaływania na ekosystem niż liczba gatunków (Naeem, Wright 2003, Wright i in. 2006). Dla przykładu duża różnorodność wczesnowiosennych gatunków pszczół nie gwarantuje dobrego zapylenia roślin kwitnących w okresie letnim. Korzystne jest natomiast duże zróżnicowanie gatunków pod względem cech funkcjonalnych, czyli w tym wypadku obecność gatunków zarówno wiosennych, jak i letnich, co zapewni zapylenie roślin kwitnących przez cały okres wegetacyjny. Wiele roślin zależy również od zapylenia przez konkretne grupy owadów, np. duża różnorodność pszczół nie gwarantuje dobrego zapylenia roślin, które są zależne od zapylenia przez muchówki, takich jak np. cebula, marchew, pietruszka, koper czy kminek (Jauker, Wolters 2008). Z kolei inne rośliny, np. koniczyna czy wyka, wymagają wyspecjalizowanych zapyłaczy o długich aparatach gębowych, jakimi są trzmielce, a więc nawet liczne i różnorodne populacje zapyłaczy o krótkich języczkach nie zapewnią odpowiedniego zapylenia tych roślin.

Niewątpliwą zaletą omówionych powyżej wskaźników (tj. liczebność i różnorodność zapylaczy) jest fakt, że są one dobrze przebadane i bardzo dobrze skorelowane z usługą ekosystemową, jaką jest zapylenie. Jednocześnie niestety korzystanie w praktyce ze wskaźników związanych z różnorodnością owadów zapylających jest utrudnione, ponieważ określenie wielkości tych wskaźników oraz interpretacja danych wymagają czasochłonnnych badań, które muszą być prowadzone przez specjalistów z odpowiednią wiedzą i doświadczeniem.

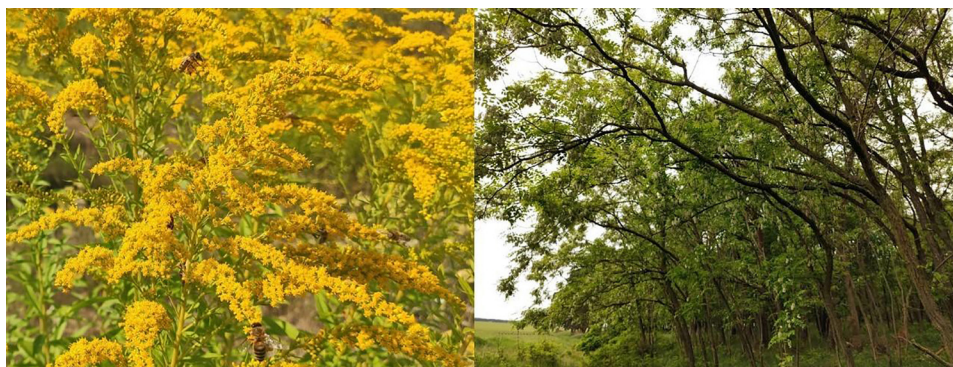
Usługa zapylenia zależy nie tylko od bioróżnorodności zwierząt zapylających, ale także pośrednio od bogactwa roślinnego w danym ekosystemie. Zapylenie jest wyższe w złożonych, niejednorodnych krajobrazach z większą liczbą otaczających siedlisk naturalnych/półnaturalnych (Mitchell i in. 2013, Duarte i in. 2018, Qiu 2019). Złożoność krajobrazu korzystnie wpływa na liczebność i bogactwo zapylaczy (Mallinger i in. 2016, Saturni i in. 2016, Schirmel i in. 2018), na odwiedzanie kwiatów przez owady i w konsekwencji na plon – jego ilość i jakość (Carvalho i in. 2011). Różne typy siedlisk, w tym lasy, pola uprawne, łąki i pastwiska, zakrzewienia i zadrzewienia, charakteryzują się odmiennymi zbiorowiskami roślinnymi o różnej fenologii. Dzięki temu mogą zapewnić zróżnicowane i czasowo stałe zasoby pokarmowe dla pszczół. Krajobrazy złożone z uzupełniających się typów siedlisk mogą zapewnić bardziej ciągłe źródło pożywienia w okresach żerowania pszczół oraz większą różnorodność nisz, aby spełnić wymagania różnych gatunków (Mallinger i in. 2016). Ponadto złożony, korzystny dla zapylaczy krajobraz może wykazywać działanie synergiczne z czynnikami lokalnymi, np. dużą różnorodnością roślin kwiatowych, wpływając na zwiększenie świadczeń ekosystemowych (Nicholson i in. 2017, Herbertsson i in. 2018). Złożoność krajobrazu może też niwelować niekorzystny wpływ lokalnych praktyk rolniczych (np. stosowania pestycydów) na zapylenie (Chateil, Porcher 2015). Z drugiej strony niektóre krajobrazy, choć złożone, nie będą atrakcyjne dla zapylaczy (przykład 6). Sposoby oceny złożoności krajobrazu opisano w raporcie pt. „Przekrojowe analizy ekologicznych wartości usług ekosystemowych. Studium przypadku nr 3” (aneks 9.1).

Cechy krajobrazu są lepszym wskaźnikiem dla efektywności zapylenia roślin dzikich i uprawnych niż praktyki rolnicze w systemie intensywnej uprawy (Chateil, Porcher 2015). Jednak te ostatnie również mogą oddziaływać na wielkość usług ekosystemowych świadczonych przez zapylacze, a ich efekt może być odroczony w czasie (Beyer i in. 2021). Wydaje się, że wskaźnik ten przed wdrożeniem wymaga dopracowania i lepszego przebadania.

Z bioróżnorodnością łączy się ponadto druga usługa ekosystemowa świadczona przez zapylacze – w polskich warunkach przez pszczołę miodną – jaką jest produkcja miodu. Uprawy kwiatowych roślin miododajnych stanowią podstawowe źródło nektaru do produkcji miodu towarowego. Jednocześnie jednogatunkowe wielkoobszarowe uprawy (np. rzepaku) nie zapewniają ciągłości tzw. pożytków, czyli źródła pokarmu dla pszczół, w trakcie całego sezonu produkcyjnego. Większa różnorodność roślin kwiatowych może więc zapewniać bogatsze źródło nektaru przez cały okres wegetacyjny. Nie bez znaczenia jest też dostępność zróżnicowanego gatunkowo pyłku kwiatowego stanowiącego podstawę diety białkowej

pszczoł, również pszczoły miodnej, która wpływa na kondycję rodziny pszczelej, a pośrednio na produkcję miodu.

Oczywiście najlepszym wskaźnikiem zdolności ekosystemów do produkcji miodu jest zmierzenie tej produkcji. Niestety na razie nie istnieje baza danych, z której można by zaczerpnąć odpowiednie informacje. Produkcja miodu może być również pośrednim wskaźnikiem bioróżnorodności (roślin) i związanej z nią usługi zapyłania. Takim wskaźnikiem dostępnym do wykorzystania lokalnie może być produkcja miodu z terenów półnaturalnych (w barciach w lasach). Wielkość tego wskaźnika może świadczyć zarówno o dużym zróżnicowaniu i obfitości roślin kwiatowych w lasach i na jego obrzeżach, jak i o masowym występowaniu zaledwie jednego lub kilku gatunków roślin (w lasach głównie drzew) wysoko miododajnych, takich jak lipa (*Tilia* spp.) czy robinia akacjowa (*Robinia pseudoacacia* L.), z których ta ostatnia jest gatunkiem obcym i – co ważniejsze – inwazyjnym, przez co może wpływać na ograniczenie lokalnej bioróżnorodności, eliminując inne gatunki roślin z danego siedliska. Dlatego lepszym wskaźnikiem zdolności ekosystemu do świadczenia usługi zapyłania oraz produkcji miodu prawdopodobnie jest potencjalna produkcja miodu oparta na inwentaryzacji botanicznej danego terenu lub ocenie eksperckiej.



**Ryc. 2.** Nawłoc kanadyjska (*Solidago canadensis* L.) i robinia akacjowa (*Robinia pseudoacacia* L.) – rośliny inwazyjne sprzyjające tylko wybranym zapyłaczom. Fot. A. Łangowska

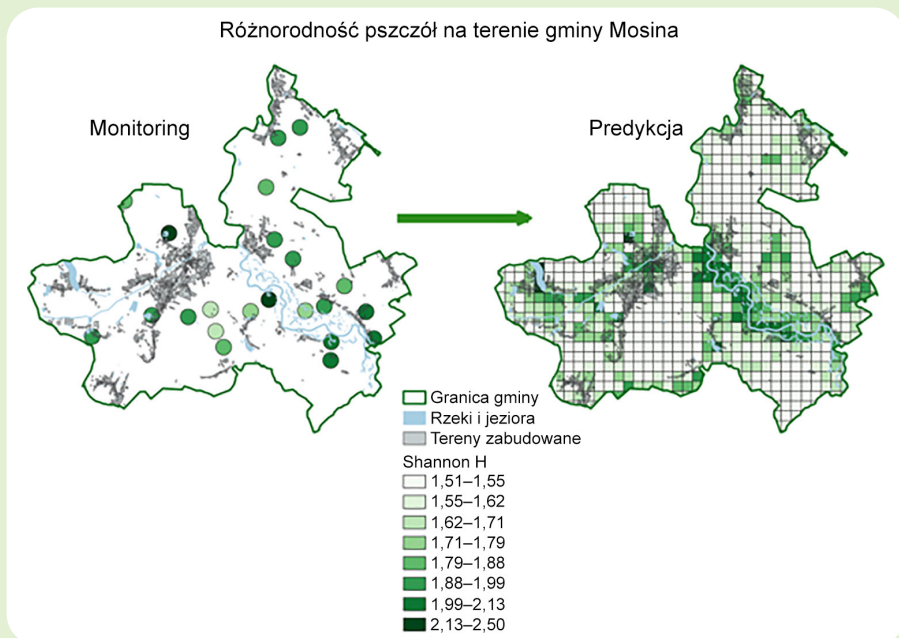
**Krajobraz może wykazywać cechy, które sprzyjają świadczeniu danej usługi ekosystemowej, jednocześnie osłabiając świadczenie innej.** Rośliny masowo kwitnące pozwalają uzyskać wysoką produkcję miodów odmianowych. Dostarczają również pokarmu dziko żyjącym zapyłaczom. Jednocześnie rośliny te wpływają bezpośrednio i pośrednio na zmniejszenie bioróżnorodności: (1) ograniczają możliwość rozwoju innym gatunkom roślin, co wpływa na zmniejszenie różnorodności bazy pokarmowej dla zapyłaczy, (2) ich czas kwitnienia jest ograniczony czasowo, a zajmując znaczne połacie terenu, tworzą barierę nie do pokonania dla wielu owadów, w tym pszczoł, których zasięg lotu często wynosi jedynie kilkadziesiąt metrów.

### Skład zgrupowań pszczół w mieście i na obszarach poza miastem

W Poznaniu i jego okolicach analizowano zgrupowania pszczół na terenach o różnej presji urbanizacyjnej (miejskich, podmiejskich i wiejskich). Badania udowodniły, że obszary poza miastem mają kluczowe znaczenie dla ochrony pszczół, jednakże tereny miejskie też mogą pełnić funkcję ochronną, ponieważ są miejscem występowania i rozwoju nie tylko pospolitych, ale także rzadkich gatunków (Banaszak-Cibicka, Dylewski 2021). Jednocześnie ocena różnorodności funkcjonalnej pszczół Poznania wykazała, że gatunki o różnych cechach funkcjonalnych różnie reagują na urbanizację (Banaszak-Cibicka, Dylewski 2021). Z kolei analiza zgrupowań różnych grup owadów zapylających (dzikich pszczół, motyli i bzygowatych) w trzech różnych typach zieleni miejskiej (murawy miejskie, parki miejskie i zielona infrastruktura na osiedlach mieszkaniowych) pokazała, że liczebność zapylaczy oraz skład gatunkowy zgrupowań znacząco się różnią między typami siedlisk. Co więcej, zmiany bogactwa gatunkowego i liczebności w związku ze zmianami środowiskowymi były odmienne dla różnych grup zapylaczy, ponieważ ekologia i strategie życiowe tych grup znacznie się różnią (Dylewski i in. 2019). Zarówno cechy środowiskowe, jak i roślinność, mają znaczący wpływ na skład gatunkowy zgrupowań zapylaczy, co jest pośrednio związane z praktykami gospodarowania terenami zieleni (Dylewski i in. 2020).

Podobne analizy przeprowadziliśmy w gminie Mosina, badając, jak pokrycie terenu przez różne typy siedlisk wpływa na pszczoły. Stwierdziliśmy pozytywne oddziaływanie pastwisk i nieużytków oraz w mniejszym stopniu pól uprawnych na liczbę osobników, liczbę gatunków i różnorodność pszczół. Na liczebność pszczół pozytywnie wpływała również obecność wody (rzeki, zbiorniki, cieki wodne) i terenów zabudowanych. Jednocześnie pokrycie powierzchni przez lasy, które dostarczają przecież wielu usług ekosystemowych, miało negatywny wpływ na liczbę pszczół, liczbę gatunków i różnorodność pszczół. Najbogatsze w gatunki były powierzchnie bardzo dobrze nasłonecznione, suche, o charakterze bądź łąki kwietnej, bądź przydroży o dużym bogactwie gatunkowym roślin, a także stałej obfitości roślin kwitnących. Powierzchnie, na których stwierdzono największą liczebność pszczół (ale nie różnorodność!), to nasłonecznione i suche przydroża oraz niewielkie nieużytki. Roślinność atrakcyjna dla pszczół była tu słabo zróżnicowana pod względem gatunkowym, ale występujące pożytki były obfite, a rośliny występowały masowo, m.in.: robinia akacja (*Robinia pseudoacacia* L.), wyka ptasia (*Vicia cracca* L.), chaber bławatek (*Centaurea cyanus* L.). Natomiast największa różnorodność gatunkowa pszczół występowała na wykaszanych suchych i bardzo dobrze nasłonecznionych łąkach lub stokach (grobla) o charakterze łąk kwietnych oraz na przydrożach o dużym bogactwie gatunkowym roślinności, a także stałej obfitości kwitnących roślin zielnych. Co ciekawe, największa różnorodność funkcjonalna pszczół (patrz Słowniczek pojęć) została stwierdzona na powierzchniach o dwojakim charakterze. Pierwszy typ siedliska to

koszone słoneczne suche łąki kwietne i przydroża – a więc siedliska obecne również na powierzchniach badawczych charakteryzujących się dużym bogactwem gatunkowym pszczół. Drugi typ siedlisk, na których stwierdzono dużą różnorodność funkcjonalną pszczół (przy ich małej liczebności), to niekoszone przydroża w lesie sosnowym – miejscami w pobliżu zabudowy jednorodzinnej – nasłonecznione przez część dnia, z mało liczną i średnio zróżnicowaną pod względem gatunkowym roślinnością kwiatową, głównie zielną, ale też z krzewinkami i krzewami oraz roślinnością przy posesjach.



Różnorodność gatunkowa pszczół na terenie gminy Mosina – wskaźnik do szacowania wielkości usługi zapyłanie (wyniki badań różnorodności pszczół na powierzchniach próbnych przeniesiono na cały obszar gminy)

Źródło: badania własne oparte na wynikach inwentaryzacji przeprowadzonej na potrzeby projektu.

### 3.3. Wskaźniki związane z występowaniem ptaków

Na świecie występuje nieco ponad 10 tysięcy gatunków ptaków. Istnieją sprawdzone i łatwe metody monitorowania składu gatunkowego i liczebności ich populacji. Dzięki temu skonstruowano bazy danych dotyczące cech funkcjonalnych ptaków, co znacząco ułatwia, a czasami wręcz umożliwia późniejsze interpretacje uzyskanych wyników zebranych podczas badań terenowych. Ptaki uznawane są za dobre biowskaźniki zarówno całej bioróżnorodności badanego obszaru (Fraixedas i in. 2020), jak i – przynajmniej częściowo – usług ekosystemowych (Birkhofer i in. 2018). Zatem, podobnie jak w przypadku wcześniej wymienionych

wskaźników, także ptaki są indykatorami usług „Utrzymywanie matecznych populacji organizmów oraz siedlisk (w tym ochrona puli genowej)”. Ptaki są niezbędnymi elementami funkcjonalnymi całych ekosystemów. Szczególnie ważną rolę pełnią ptaki drapieżne, które poprzez zjadanie wielu gatunków gryzoni, zwłaszcza w trakcie masowych gradacji, pozwalają utrzymać równowagę ekosystemu (Gregory, Stien 2010). Wiele gatunków ptaków odżywia się owadami; w tym nawet gatunki tzw. ziarnojadów, przynajmniej na etapie karmienia piskląt, uzależnione są od diety owadziej. Zatem zjadanie dużych ilości gryzoni i owadów pozwala uznać liczebność ptaków za dobry ogólny wskaźnik potencjału „Przeciwdziałanie gradacji szkodników (w tym gatunków inwazyjnych)”. Wiele gatunków ptaków ma wpływ regulujący na bioróżnorodność całego ekosystemu (Green, Elmberg 2014). Globalne korzyści z występowania ptaków zazwyczaj znacząco przewyższają ewentualne lokalne szkody spowodowane przez gatunki roślinożerne (np. szpaki zjadające owoce, gęsi i łabędzie zjadające rzepak i zasiewy zbóż). Taki pozytywny efekt obecności ptaków potwierdzono podczas badań na terenach rolniczych, w lasach produkcyjnych oraz w badaniach kontroli szkodników upraw (Garcia i in. 2021, Diaz-Seifer 2022). Ponadto wykazano, że około jednej trzeciej gatunków ptaków pomaga w przenoszeniu diaspor, zwłaszcza nasion i zarodników roślin, co jest kluczowe dla rozwoju i utrzymania różnorodności roślin w ekosystemach (Whelan i in. 2015; „Rozsiewanie nasion”). Niektóre ptaki wykorzystują jako pokarm padlinę, czym przyczyniają się do regulacji występowania chorób (Olea i in. 2019; „Przeciwdziałanie chorobom”). Ponadto niektóre gatunki ptaków (w skali Polski łącznie to kilka gatunków) stanowią obiekt zainteresowań łowieckich, przez co realizują usługi ekosystemowe zaopatrzeniowe, ale w wielu krajach polowania na ptaki mają charakter tradycji – i należy wtedy mówić o usługach kulturowych (Green, Elmberg 2014). Formą bezkrwawych polowań o niewątpliwym wymiarze kulturowym jest tzw. ptasiarstwo, co jest tłumaczeniem angielskiego określenia *birdwatching* (usługa „Cechy systemów biologicznych umożliwiające działania wspierające zdrowie, regenerację sił albo rozrywkę poprzez interakcje pasywne lub obserwacyjne”).

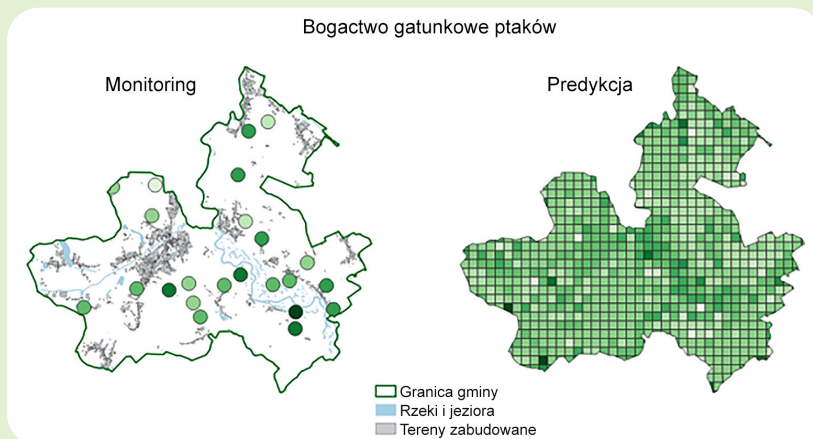
Nowym działem nauki i praktyki zdrowotnej, świadczącym o ogromnym potencjale usług ekosystemowych ptaków, ale wciąż poszukującym własnych metod, aparatu pojęciowego i dowodów opartych na wiedzy, jest ornitologia terapeutyczna, lokująca się na granicy biologii i nauk medycznych. Dostrzegane są prozdrowotne efekty obserwacji ptaków, zarówno w miarach ogólnych, takich jak poprawa nastroju, samopoczucia, zmniejszenie odczuwania stresu, uzyskanie stanu zrelaksowania, obniżenia napięcia psychicznego, poprawa funkcji poznawczych (koncentracji, uwagi, pamięci), przynajmniej w wymiarze subiektywnym, jak i w zakresach bardziej szczegółowych, na przykład zmniejszenie pobudzenia i agresji oraz dla poprawy nastroju u osób z otępieniami (Tryjanowski, Murawiec 2021). Tu także różnorodność lokalnej awifauny ma znaczenie, ponieważ satysfakcję z przebywania w otoczeniu przyrody można wesprzeć szczegółowością poznania przyrody. Rozpoznawanie ptaków nadaje się do tego celu w sposób wyjątkowy (usługi: „Cechy systemów biologicznych umożliwiające doznania estetyczne” albo „Elementy systemów biologicznych wykorzystywane dla rozrywki lub w celach reprezentacyjnych”).



### Analiza potencjału świadczenia usług przez ornitofaunę na terenie gminy Mosina

Skład i liczebność awifauny związane są z szeregiem usług opisanych powyżej. Na terenie Wielkopolskiego Parku Narodowego oraz sąsiadujących części gminy Mosina losowo wybraliśmy 44 punkty (powierzchnie), na których w sezonie wiosennym 2022 wykonaliśmy dwukrotnie liczenia ptaków podstawową metodą punktową opisaną przez Bibby'ego i in. (2000).

Wyliczono wskaźniki bioróżnorodności (suma osobników, liczba gatunków, indeks Shannona, indeksy różnorodności funkcjonalnej), przypisując je do danego miejsca w przestrzeni. Do opisu różnorodności funkcjonalnej wybrano cechy mogące mieć wpływ na świadczenie usług ekosystemowych w sezonie lęgowym (rozmiar ciała, sposób odżywiania, liczba piskląt, długość okresu karmienia piskląt). Następnie sprawdzono zależności pomiędzy występowaniem i parametrami opisującymi zgrupowania ptaków a cechami środowiska (za pomocą modeli liniowych). Na podstawie wyników modeli przygotowano mapę predykcyjną.



Liczba gatunków ptaków na terenie gminy Mosina. Na podstawie liczby gatunków zaobserwowanych na powierzchniach próbnych przygotowano modele zależności od podstawowych elementów pokrycia terenu, a następnie na podstawie modeli sporządzono mapę predykcyjną. Ciemniejsza zieleń oznacza więcej gatunków

Źródło: badania własne oparte na wynikach inwentaryzacji wykonanej na potrzeby realizacji projektu.

W gminie Mosina stwierdzono 663 osobniki z 89 gatunków. Spośród głównych kategorii pokrycia terenu, pozytywny wpływ na wszystkie wskaźniki związane z ptakami wykazywały pastwiska. Grunty orne przyciągały większe liczebności ptaków, jednak skupiska ptaków na tych polach cechowała mniejsza różnorodność gatunkowa. Wszystkie wskaźniki wykazują najwyższą wartość na terenach starorzeczy wokół Warty. Obszary te są szczególnie ważnymi siedliskami, zróżnicowanymi krajobrazowo, i zdecydowanie wymagają uwagi ze strony interesariuszy.

### 3.4. Ocena świadczeń usług ekosystemowych na podstawie zastosowanych wskaźników

Wysoce zróżnicowane ekosystemy uważane są za bardziej stabilne, dzięki czemu potencjał świadczenia usług ekosystemowych jest wyższy. Wynika to z nadmiaru gatunków funkcjonalnych w stosunku do wartości oczekiwanych na podstawie modeli matematycznych oraz struktury dostępnych siedlisk (Cadotte i in. 2011). Zanikanie różnorodności przyrodniczej prowadzi do degradacji ekosystemów oraz utraty możliwości świadczenia usług ekosystemowych (IPBES).

Każdy z przedstawionych wskaźników jest wskaźnikiem potencjału kilku usług. Nieraz zaobserwowano synergie lub antagonizmy między usługami. Wskaźniki mogą również być ze sobą pozytywnie lub negatywnie skorelowane. Dokładna relacja między wskaźnikami oraz usługami często nie jest w pełni znana, dodatkowo w zdecydowanej większości przypadków relacje te zależą od warunków lokalnych. Dlatego informacje o ekologicznych wartościach usług ekosystemowych należy traktować ostrożnie. Wskazane byłoby również pogłębienie badań nad zastosowaniem różnych wskaźników do oceny ekologicznych wartości usług ekosystemowych.

## Literatura

- Banaszak-Cibicka W., Dylewski Ł., 2021. Species and functional diversity – a better understanding of the impact of urbanization on bee communities. *Science of the Total Environment*, 774, 145729.
- Beyer N., Gabriel D., Westphal C., 2021. Contrasting effects of past and present mass-flowering crop cultivation on bee pollinators shaping yield components in oilseed rape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 319, 107537.
- Bibby C.J., Burgess N.D., Hillis D.M., Hill D.A., Mustoe S., 2000. *Bird census techniques*. Elsevier.
- Cadotte M.W., Carscadden K., Mirotchnick N., 2011. Beyond Species: Functional Diversity and the Maintenance of Ecological Processes and Services. *Journal of Applied Ecology*, 48: 1079–1087.
- Carvalho L.G., Veldtman R., Shenkute A.G., Tesfay G.B., Pirk C.W.W., Donaldson J.S., Nicolson S.W., 2011. Natural and within-farmland biodiversity enhances crop productivity. *Ecology Letters*, 14: 251–259.
- Chateil C., Porcher E., 2015. Landscape features are a better correlate of wild plant pollination than agricultural practices in an intensive cropping system. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 201: 51–57.
- Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., ... van den Belt M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630): 253–260.
- Díaz-Sieffer P., Olmos-Moya N., Fontúrbel F.E., Lavandero B., Pozo R.A., Celis-Diez J.L., 2022. Bird-mediated effects of pest control services on crop productivity: a global synthesis. *Journal of Pest Science*, 95(2): 567–576.

- Duarte G.T., Santos P.M., Cornelissen T.G., Ribeiro M.C., Paglia A.P., 2018. The effects of landscape patterns on ecosystem services: meta-analyses of landscape services. *Landscape Ecology*, 33(8): 1247–1257.
- Dylewski Ł., Maćkowiak Ł., Banaszak-Cibicka W., 2020. Linking pollinators and city flora: How vegetation composition and environmental features shapes pollinators composition in urban environment. *Urban Forestry & Urban Greening*, 56, 126795.
- Fraixedas S., Lindén A., Piha M., Cabeza M., Gregory R., Lehikoinen A., 2020. A state-of-the-art review on birds as indicators of biodiversity: Advances, challenges, and future directions. *Ecological Indicators*, 118, 106728.
- Frei B., Guenay Y., Bihan D., Traugott M., Wallinger C., 2019. Molecular analysis indicates high levels of carabid weed seed consumption in cereal fields across Central Europe. *Journal of Pest Science*, 92: 935–942. <https://doi.org/10.1007/s10340-019-01109-5>
- GDOŚ, 2022. Strona internetowa Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska ([www.gov.pl/web/gdos/999-obszarow-natura-2000-w-polsce-kiedy-obszar-tysieczny](http://www.gov.pl/web/gdos/999-obszarow-natura-2000-w-polsce-kiedy-obszar-tysieczny)).
- García D., Miñarro M., Martínez-Sastre R., 2021. Enhancing ecosystem services in apple orchards: Nest boxes increase pest control by insectivorous birds. *Journal of Applied Ecology*, 58(3): 465–475.
- Garibaldi L.A., Steffan-Dewenter I., Winfree R., Aizen M.A., Bommarco R. i in., 2013. Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honey bee abundance. *Science*, 339: 1608–1611.
- Golicz K., Ghazaryan G., Niether W., Wartenberg A.C., Breuer L., Gattinger A., Jacobs S.R., Kleinebecker T., Weckenbrock P., Große-stoltenberg A., 2021. The Role of Small Woody Landscape Features and Agroforestry Systems for National Carbon Budgeting in Germany. *Land*, 10, 1028.
- Gómez J.M., Bosch J., Perfectti F., Fernández J., Abdelaziz M., 2007. Pollinator diversity affects plant reproduction and recruitment: the tradeoffs of generalization. *Oecologia*, 153(3): 597–605.
- Green R.E., Cornell S.J., Scharlemann J.P., Balmford A., 2005. Farming and the fate of wild nature. *Science*, 307(5709): 550–555.
- Green A.J., Elmberg J., 2014. Ecosystem services provided by waterbirds. *Biological Reviews*, 89(1): 105–122.
- Gregory R.D., van Strien A., 2010. Wild bird indicators: using composite population trends of birds as measures of environmental health. *Ornithological Science*, 9(1): 3–22.
- Haines-Young R., Potschin-Young M., 2018. Revision of the common international classification for ecosystem services (CICES V5. 1): a policy brief. *One Ecosystem*, 3, e27108.
- Harrison P.A., Berry P.M., Simpson G., Haslett J.R., Blicharska M., Bucur M., ..., Turkelboom F., 2014. Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: a systematic review. *Ecosystem Services*, 9: 191–203.
- Herbertsson L., Jönsson A.M., Andersson G.K., Seibel K., Rundlöf M., Ekroos J., ..., Smith H.G., 2018. The impact of sown flower strips on plant reproductive success in Southern Sweden varies with landscape context. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 259: 127–134.
- Klein A.M., Müller C., Hoehn P., Kremen C., 2009. Understanding the role of species richness for crop pollination services. *Biodiversity, Ecosystem Function and Human Wellbeing*. New York, s. 195–208.
- Koivula M.J., 2011. Useful model organisms, indicators, or both? Ground beetles (Coleoptera, Carabidae) reflecting environmental conditions. [W:] D.J. Kotze, T. Assmann, J. Noordijk, H. Turin, R. Vermeulen (red.), *Carabid Beetles as Bioindicators: Biogeographical, Ecological and Environmental Studies*. *ZooKeys*, 100: 287–317. <https://doi.org/10.3897/zookeys.100.1533>

- MacInnis G., Normandin E., Ziter C.D., 2023. Decline in wild bee species richness associated with honey bee (*Apis mellifera* L.) abundance in an urban ecosystem. *Peer. J.*, 11: e14699. <https://doi.org/10.7717/peerj.14699>.
- Mallinger R.E., Gibbs J., Gratton C., 2016. Diverse landscapes have a higher abundance and species richness of spring wild bees by providing complementary floral resources over bees' foraging periods. *Landscape Ecology*, 31(7): 1523–1535.
- Mitchell M.G., Bennett E.M., Gonzalez A., 2013. Linking landscape connectivity and ecosystem service provision: current knowledge and research gaps. *Ecosystems*, 16(5): 894–908.
- Naeem S., Wright J.P., 2003. Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. *Ecology Letters*, 6(6): 567–579.
- Nicholson C.C., Koh I., Richardson L.L., Beauchemin A., Ricketts T.H., 2017. Farm and landscape factors interact to affect the supply of pollination services. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 250: 113–122.
- O'Neal M.E., Prasifka J.R., Schmidt N.P., Singer J.W., Hellmich R.L., Kohler K.A., 2005. Assessing Carabid Contribution to Ecosystem Services: Does It Matter If There Are More Beetles? *American Entomologist*, 51(4): 231–233. <https://doi.org/https://doi.org/10.1093/ae/51.4.231>
- Ecological Network and Methods of Their Evaluation. *Forests*, 12(1): 67.
- Qiu J., 2019. Effects of landscape pattern on pollination, pest control, water quality, flood regulation, and cultural ecosystem services: a literature review and future research prospects. *Current Landscape Ecology Reports*, 4(4): 113–124.
- Olea P.P., Mateo-Tomás P., Sánchez-Zapata J.A. (red.), 2019. Carrion ecology and management. Vol. 2. Springer Cham, Switzerland.
- Salles J.M., Teillard F., Tichit M., Zanella M., 2017. Land Sparing versus land sharing: an economist's perspective. *Regional Environmental Change*, 17: 1455–1465.
- Saturni F.T., Jaffe R., Metzger J.P., 2016. Landscape structure influences bee community and coffee pollination at different spatial scales. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 235: 1–12.
- Schirmel J., Albrecht M., Bauer P.M., Sutter L., Pfister S.C., Entling M.H., 2018. Landscape complexity promotes hoverflies across different types of semi-natural habitats in farmland. *Journal of Applied Ecology*, 55(4): 1747–1758.
- Sienkiewicz P., 2019. Carabid communities (Coleoptera, Carabidae) of xerothermic grasslands of the eastern edge of Central European Plain Biodiversity – Ecology – Valorisation. *Polish Entomological Monographs*, Poznań.
- Stork N.E., 2018. How many species of insects and other terrestrial arthropods are there on Earth? *Annual Review of Entomology*, 63: 31–45.
- Tasser E., Gamper S., Walde J., Obojes N., Tappeiner U., 2021. Evidence for the importance of land use, site characteristics and vegetation composition for rooting in European Alps. *Scientific Reports*, 11: 1–15. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-90652-2>
- TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity (<https://www.teebweb.org/wp-content/uploads/Study%20and%20Reports/Reports/Synthesis%20report/TEEB%20Synthesis%20Report%202010.pdf>).
- Tilman D., Lehman C.L., Thomson K.T., 1997. Plant diversity and ecosystem productivity: theoretical considerations. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 94(5): 1857–1861.
- Tryjanowski P., Murawiec S., 2021. *Ornitologia terapeutyczna. Ptaki–Zdrowie–Psychika*. Lanius, Poznań.

- UE, 2009. Dyrektywa Ptasia (Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/147/WE z dnia 30 listopada 2009 r. w sprawie ochrony dzikiego ptactwa – wcześniej dyrektywa Rady 79/409/EWG z dnia 2 kwietnia 1979 r. w sprawie ochrony dzikiego ptactwa).
- UE, 1992. Dyrektywa Siedliskowa (Dyrektywa Siedliskowa – Dyrektywa Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory).
- Violle C., Navas M.L., Vile D., Kazakou E., Fortunel C., Hummel I., Garnier E., 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116(5): 882–892.

**Sylwia Kulczyk\*<sup>1</sup>, Piotr Matczak<sup>2</sup>, Marta Derek<sup>1</sup>, Alina Gerlée<sup>1</sup>,  
Krzysztof Mączka<sup>2</sup>**

## **Rozdział 10**

# **Kulturowe wartości usług ekosystemowych**

### **1. Społeczno-kulturowe znaczenie usług ekosystemowych**

Społeczne oraz kulturowe wartości związane z przyrodą, a konkretnie zaspokojenie potrzeb ludzi w tym zakresie, jest istotną składową jakością życia. W hierarchii potrzeb znanej jako „piramida Masłowa” niematerialne potrzeby związane m.in. z poczuciem przynależności i znaczenia czy samorealizacją rozpoznawane są jako potrzeby wyższego rzędu, konieczne dla „pełni życia”. Duże znaczenie dla zaspokojenia tych potrzeb ma środowisko przyrodnicze o wysokiej jakości i możliwość bezpośredniego kontaktu z terenami wartościowymi pod względem ekologicznym. Jak bardzo jest to istotne – pokazała pandemia COVID-19, kiedy liczba osób postrzegających odwiedzanie terenów zielonych jako niezmiernie ważne dla jakości ich życia znacząco wzrosła (Grzyb i in. 2021).

Wartości społeczno-kulturowe odnoszące się do przyrody mają charakter relacyjny. To, czy i w jakim zakresie ludzie cenią przyrodę, wynika z norm, tradycji i wzorców kulturowych. Te zaś kształtowane są w dużej mierze przez to, na ile życie oraz dobrostan człowieka są bezpośrednio zależne od przyrody. Większość mieszkańców Ziemi mieszka w miastach i nie ma możliwości angażowania się w bezpośrednie, codzienne interakcje z przyrodą. Chociaż współcześnie korzystamy z zasobów przyrodniczych intensywniej niż kiedykolwiek, bezpośredni wpływ przyrody na człowieka został znacząco ograniczony przez postęp techniczny. Doprowadziło to do przebudowy systemu wartości. Brak praktycznej wiedzy o funkcjonowaniu ekosystemów sprawia, że wartości przypisywane przyrodzie przez ludzi odnoszą się przede wszystkim do końcowych i bezpośrednich korzyści o charakterze kulturowym (przyroda = rekreacja lub ładne widoki).

Wartości społeczno-kulturowe związane z przyrodą cechuje wysoka zmienność zarówno w czasie, jak i w przestrzeni. Co więcej, zmienność ta jest zauważalna na

<sup>1</sup>Uniwersytet Warszawski, Wydział Geografii i Studiów Regionalnych

<sup>2</sup>Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu, Wydział Socjologii

\*skulczyk@uw.edu.pl

poziomie indywidualnym – dwie osoby mieszkające po sąsiedzku mogą mieć zupełnie inny stosunek do przyrody wynikający np. z historii ich rodziny bądź pracy, jaką wykonują. Fakt, że różni ludzie czy grupy społeczne w odmienny sposób oceniają przyrodę, a ich postawy mogą ulegać zmianie, stanowi duże wyzwanie dla planowania i zarządzania przestrzenią. Jednocześnie społeczno-kulturowe korzyści odnoszone z kontaktu z przyrodą są tylko jednym z czynników, które kształtują subiektywną jakość życia. Często stoją one w konflikcie z wartościami ekonomicznymi, jakie przynosi bardziej materialne wykorzystanie zasobów przyrodniczych, bądź też z zachowaniem wartości ekologicznych. Z tego względu ocena całkowitej wartości przyrody wymaga wzięcia pod uwagę wszystkich trzech perspektyw.

## 2. Kulturowe wartości ekosystemowe – metody badań

Ocena wartości społeczno-kulturowych usług ekosystemowych wymaga dwojakiemu rodzaju danych: charakteryzujących cechy przyrodnicze oraz cechy, preferencje i zachowania ludzi. Odpowiednio przetworzone, ustrukturyzowane oraz przeanalizowane dane mogą dostarczyć wiedzy o relacjach między ludźmi a środowiskiem przyrodniczym, niezbędnej dla podjęcia właściwych decyzji planistycznych.

Zarówno dane przyrodnicze, jak i społeczne można podzielić na dane wywołane – takie, które musimy sami zebrać, oraz dane już istniejące, które możemy poddać analizie.

### 2.1. Dane przyrodnicze

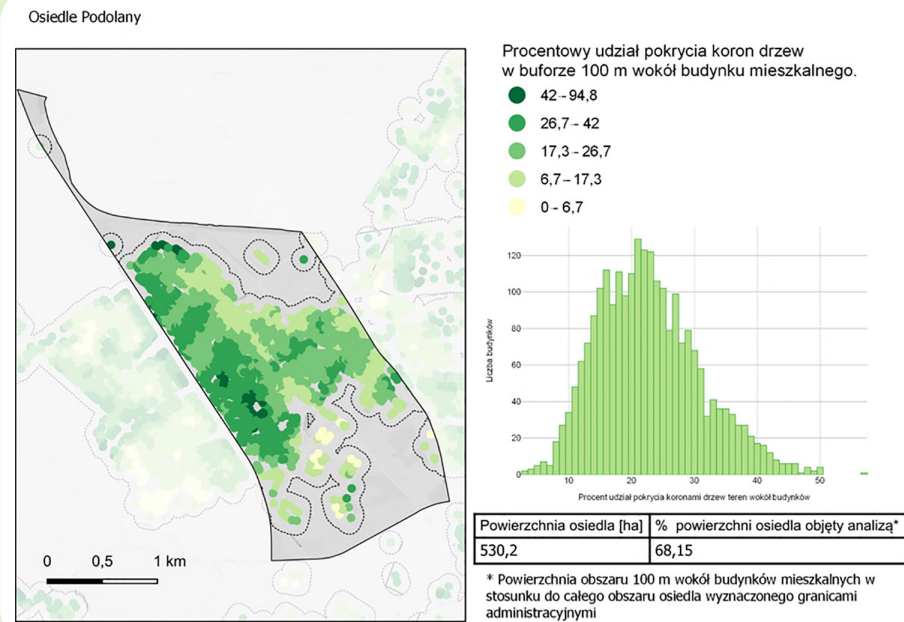
Prawidłowe zarządzanie ekosystemami, także w zakresie wartości społeczno-kulturowych, wymaga rozpoznania relacji pomiędzy potencjałem, zapotrzebowaniem a rzeczywistym wykorzystaniem usług ekosystemowych. Do tego celu konieczne są dane przyrodnicze, które są szczegółowo opisane w innych częściach tego podręcznika. W kontekście wartości społeczno-kulturowych są one jednak niezwykle istotne.

Dane przyrodnicze są niezbędne dla określenia potencjału wartości społeczno-kulturowych. Wśród istniejących danych odnoszących się do potencjału środowiska przyrodniczego można wyróżnić dwie grupy: (1) dane o charakterze powierzchniowym (takie jak pokrycie czy ukształtowanie terenu) oraz (2) dane punktowe lub liniowe, odnoszące się do występowania indywidualnych obiektów (np. drzew, źródeł, rzek). Granica między tymi grupami nie jest ostra – w zależności od skali badania, niektóre obiekty o charakterze powierzchniowym można traktować jako obiekty indywidualne (np. zbiorniki wodne).

Przyrodnicze dane przestrzenne, które można wykorzystać do analizy potencjału wartości społeczno-kulturowych, są w dużej mierze dostępne (bezpłatnie) w postaci jednolitych baz danych dla całego kraju (m.in. Baza Danych Obiektów Topograficznych – BDOT10k, Numeryczny Model Terenu – NMT, ortofotomapa,

### Wykorzystanie przyrodniczych danych przestrzennych do oceny jakości najbliższego otoczenia miejsca zamieszkania

Na podstawie wyników przeprowadzonego wcześniej badania kwestionariuszowego stwierdzono, że obecność drzew jest najistotniejszym z badanych czynników wpływających na jakość przestrzeni w najbliższym otoczeniu miejsca zamieszkania. Do analizy użyto mapy koron drzew dostępnej dla Poznania. Na jej podstawie obliczono udział powierzchni pokrytej koronami drzew w odległości 100 m od budynków mieszkalnych. W ten sposób uzyskano szczegółową informację dotyczącą poszczególnych budynków, która po zagregowaniu pozwoliła na charakterystykę osiedli oraz ich zróżnicowania w obrębie miasta.



Źródło: Kulczyk i in. (aneks 10.1).

dane leśne z Banku Danych o Lasach, sklasyfikowane dane satelitarne, np. Global Land Cover S2GLC), dane przestrzenne o powierzchniowych i punktowych formach ochrony przyrody udostępniane przez GDOŚ). Interesującą bazą danych, dostępną bezpłatnie tylko dla wybranych, nielicznych jednostek terytorialnych (np. dla Warszawy i Poznania), jest mapa koron drzew. Dla innych obszarów Polski możliwe jest pozyskanie jej na warunkach komercyjnych lub zlecenie opracowania. Dobrą bazą danych o pokryciu terenu jest też Urban Atlas, jednak są to dane dostępne tylko dla większych aglomeracji miejskich.

Chociaż dostępność danych przyrodniczych w skali przeglądowej jest bardzo duża, w skali lokalnej często brakuje szczegółowych danych o środowisku



przyrodniczym i sposobie jego wykorzystania (np. występowanie gatunków i siedlisk, ale też zagospodarowanie rekreacyjno-turystyczne). W takim przypadku konieczne jest przeprowadzenie inwentaryzacji w terenie. Analizy wartości społeczno-kulturowych na ponadlokalnym poziomie planistycznym powinny opierać się na integracji i uogólnieniu danych pozyskanych z poziomu lokalnego, nie zaś na wykorzystaniu danych dla skali przeglądowej, o niewielkim stopniu szczegółowości. Tylko w takim przypadku będą one spójne ze skalą lokalną i możliwe do wykorzystania w procesie decyzyjnym, np. w konkretnej gminie.

## 2.2. Dane społeczne

### 2.2.1. Dane istniejące (zastane)

Istniejące (i w wielu przypadkach dostępne bezpłatnie) źródła danych pozwalają zarówno na ilościową (np. odpowiedź na pytanie: „Ilu turystów odwiedziło gminy sąsiadujące z gminą X w poprzednim roku?”), jak i jakościową (np. odpowiedź na pytanie: „Jakie cele dotyczące przyrody są zawarte w obowiązujących strategiach rozwoju gmin sąsiadujących z gminą X?”) charakterystykę wartości społeczno-kulturowych.

**Tabela 1.** Analiza danych zastanych

Zalety	<ul style="list-style-type: none"> <li>– niskie koszty</li> <li>– możliwość realizacji nawet przez jednego badacza</li> <li>– możliwość pozyskania danych z różnych źródeł</li> </ul>
Wady	<ul style="list-style-type: none"> <li>– czasochłonność analizy</li> <li>– fragmentaryczność (nie zawsze dane są kompletne)</li> <li>– trudności w pozyskaniu niektórych danych</li> <li>– wiarygodność danych często trudno ocenić</li> </ul>
Kiedy stosować	<ul style="list-style-type: none"> <li>– do uzyskania wstępnych informacji na temat danej kwestii</li> <li>– do uzyskania informacji, jak dana kwestia była badana wcześniej lub w innych miejscach</li> <li>– do oceny stanu danej kwestii w przeszłości</li> </ul>
Potrzebne kompetencje	<ul style="list-style-type: none"> <li>– wysokie kompetencje w porządkowaniu i przekształcaniu obszernych materiałów do dalszej analizy</li> <li>– wysokie kompetencje w zakresie pracy z długimi tekstami</li> <li>– wysokie kompetencje interpretacyjne</li> <li>– kompetencje statystyczne (w przypadku danych statystycznych)</li> <li>– elastyczność</li> </ul>
Realizacja	specjaliści doświadczeni w zakresie analizy danych; eksperci z dziedziny socjologii, zarządzania, ekonomii, politologii, geografii itp.; jednostki naukowe; firmy komercyjne zajmujące się badaniami społecznymi (ilościowymi i/lub jakościowymi)
Więcej informacji	Babbie (2008) – rozdział 11 Frankfort-Nachmias i Nachmias (2001) – rozdział 13

Źródło: opracowanie własne.

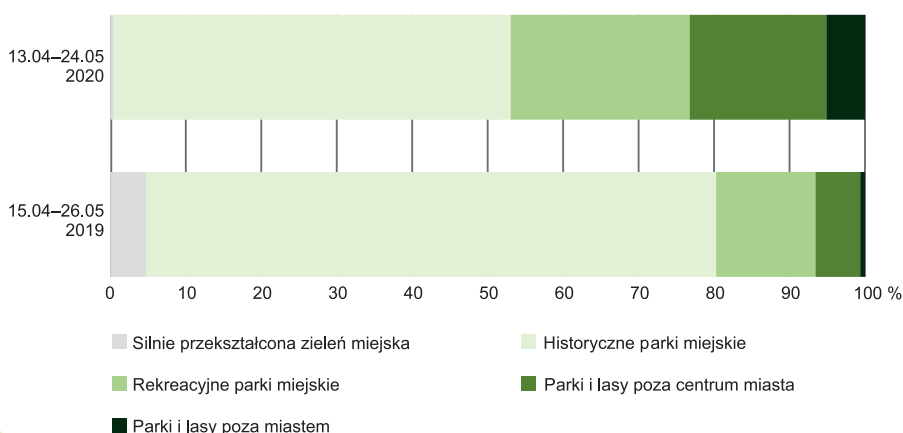
Powszechnie dostępne, również w sieci, są m.in. dokumenty urzędowe, np. plany, sprawozdania, strategie oraz statystyki publiczne (np. dostępne w Banku Danych Lokalnych Głównego Urzędu Statystycznego). Na potrzeby oceny wartości społeczno-kulturowych wykorzystuje się również informacje z mediów społecznościowych oraz stron internetowych. Pomocne (choć trudniej dostępne)

### Wykorzystanie danych z mediów społecznościowych do zbadania dostarczenia kulturowych usług ekosystemowych

Stosunkowo nowym sposobem badania ludzkich zachowań w oparciu o dane istniejące jest analiza mediów społecznościowych. Przykładem takiego źródła danych jest serwis Instagram, w którym użytkownicy za pomocą zdjęć dzielą się informacjami o sobie, swoich zajęciach i sposobie spędzania czasu. Niektóre zamieszczone na Instagramie zdjęcia mają przypisaną informację o miejscu ich wykonania (tzw. geolokalizacja), co umożliwia analizę przestrzenną pozyskanych danych.

Danych z serwisu Instagram użyto do zbadania, jak pandemia COVID-19 wpłynęła na sposób korzystania z terenów zieleni w Warszawie i okolicach na początku pandemii COVID-19. Badania obejmowały 13 wybranych parków i lasów, reprezentujących 5 różnych typów terenów zieleni różniących się od siebie stopniem przekształcenia przyrody i jej „naturalnością”. Przeprowadzono zarówno ilościową analizę porównawczą zdjęć, jak i jakościową analizę hashtagów zamieszczanych pod zdjęciami. Okazało się, że o ile w 2019 r. użytkownicy Instagrama odwiedzali przede wszystkim historyczne parki miejskie, to po wybuchu pandemii w 2020 r. udział zdjęć z bardziej „dzikich” miejsc znacząco wzrósł. Odzwierciedla to znaczący wzrost zainteresowania wypoczynkiem w parkach i lasach położonych na obrzeżach miasta i pod miastem.

Udział zdjęć opublikowanych na Instagramie według typów terenów zieleni



Źródło: Grzyb i in. (2021).

mogą okazać się dane wewnętrzne firm lub instytucji, których działalność związana jest z przedmiotem oceny, jak też raporty z wcześniejszych badań.

Wybór zależy przede wszystkim od potrzeb oraz możliwości finansowych i czasowych. Im więcej danych, tym bardziej kosztowna analiza. Dostęp do niektórych danych może być płatny lub wymagać dodatkowego czasu (np. konieczność złożenia wniosku o udostępnienie informacji publicznej).

Prezentacja wyników zależy od analizowanego materiału. Może mieć formę zestawień tabelarycznych, wykresów, zbioru cytatów, schematów syntetyzujących treść dokumentów itd.

## 2.2.2. Pozyskiwanie danych społecznych

### 2.2.2.1. Badania sondażowe

Badania sondażowe są najczęściej wykorzystywanym rodzajem ilościowych badań społecznych. Ich głównym zadaniem jest określenie opinii, postaw, przekonań, wiedzy jakiejś grupy społecznej, czyli udzielenie odpowiedzi na pytanie „ile?”, np. „Ilu (jaka część) mieszkańców gminy X uważa, że najważniejszym zasobem przyrodniczym gminy X są lasy?”. Ponieważ przebadanie całej grupy (np. mieszkańców gminy) jest niemożliwe ze względów czasowych oraz finansowych, podstawą

**Tabela 2.** Badania sondażowe

Zalety	<ul style="list-style-type: none"> <li>– możliwość uzyskania względnie precyzyjnych danych liczbowych</li> <li>– możliwość określenia różnic w opiniach pomiędzy poszczególnymi grupami respondentów, np. co myślą emeryci, a co – osoby pracujące</li> <li>– krótki czas (do kilkunastu minut) wypełnienia jednego kwestionariusza ułatwiający rekrutację respondentów</li> </ul>
Wady	<ul style="list-style-type: none"> <li>– stosunkowo wysoki koszt</li> <li>– długi czas realizacji – od kilku tygodni do kilku miesięcy</li> <li>– brak możliwości uzyskania szczegółowej, pogłębionej wiedzy dotyczącej motywacji i sposobów myślenia badanych</li> <li>– konieczność dotarcia do dużej liczby osób</li> <li>– konieczność zaangażowania co najmniej kilkusobowego zespołu</li> </ul>
Kiedy stosować	<ul style="list-style-type: none"> <li>– do oceny skali lub zasięgu zjawiska (np. poziom gminy)</li> <li>– do uzyskania przybliżonej informacji, np. opinii całej zbiorowości na określony temat</li> <li>– do diagnozy określonej sytuacji</li> </ul>
Potrzebne kompetencje	<ul style="list-style-type: none"> <li>– kompetencje statystyczne</li> <li>– kompetencje dotyczące konstrukcji kwestionariuszy</li> <li>– bardzo dobre kompetencje językowe</li> </ul>
Realizacja	firmy komercyjne zajmujące się badaniami społecznymi (w szczególności ilościowymi), placówki naukowe (zwłaszcza socjologiczne)
Więcej informacji	Babbie (2008) – rozdział 9 Frankfort-Nachmias i Nachmias (2001) – rozdział 10

Źródło: opracowanie własne

badania sondażowego jest odpowiedni dobór próby – grupy respondentów, którzy zostaną poddani badaniu. Dobór ten musi odzwierciedlać zróżnicowanie danej społeczności pod względem cech, które są kluczowe dla badania. Na przykład, jeśli za znaczące uznajemy zróżnicowanie pod względem płci, powinno być ono takie samo dla próby i dla całej gminy. Wielkość próby jest określana w oparciu o procedury statystyczne. Ponieważ każda z licznych metod doboru próby ma pewne wady i zalety związane m.in. z kosztami, czasochłonnością, możliwościami realizacji itd., wybór ten wymaga specjalistycznej wiedzy statystycznej.

W badaniu sondażowym stosuje się jednakowo dla wszystkich respondentów kwestionariusz. Dane można zbierać w różny sposób. Po pierwsze, bezpośrednio: ankieter pyta i zaznacza odpowiedzi respondenta, korzystając z kwestionariusza papierowego lub wyświetlanego na tablecie. Po drugie, w formie telefonicznej: ankieter czyta respondentowi pytania i zaznacza jego odpowiedzi w bazie danych. Po trzecie, w formie internetowej: kwestionariusz jest dostępny na stronie internetowej, do której link jest wysyłany potencjalnym respondentom. Respondenci otwierają link i samodzielnie wypełniają kwestionariusz.

W badaniach sondażowych stosuje się możliwie krótkie i prosto sformułowane pytania. Pytania te mają charakter zamknięty – respondentom proponowanych jest kilka możliwych odpowiedzi, zwanych kafeterią. Rzadziej stosuje się pytania otwarte, zachęcające respondenta do swobodnej wypowiedzi, np. „Proszę powiedzieć, w jaki sposób korzystał P. z lasu w ostatnim miesiącu?”.

Ze względu na fakt, że respondenci mogą różnie rozumieć postawione pytania, przygotowanie kwestionariuszy wykorzystywanych do sondaży jest zadaniem trudnym i czasochłonnym. Opracowanie poprawnego kwestionariusza wymaga jego przetestowania (pilotażu) na co najmniej kilku osobach o cechach zbliżonych do grupy badanej. W trakcie pilotażu respondenci są proszeni o udzielenie odpowiedzi na poszczególne pytania, a także o opinie na temat zrozumiałości pytań, trudności w wypełnianiu, czasu trwania badania itd.

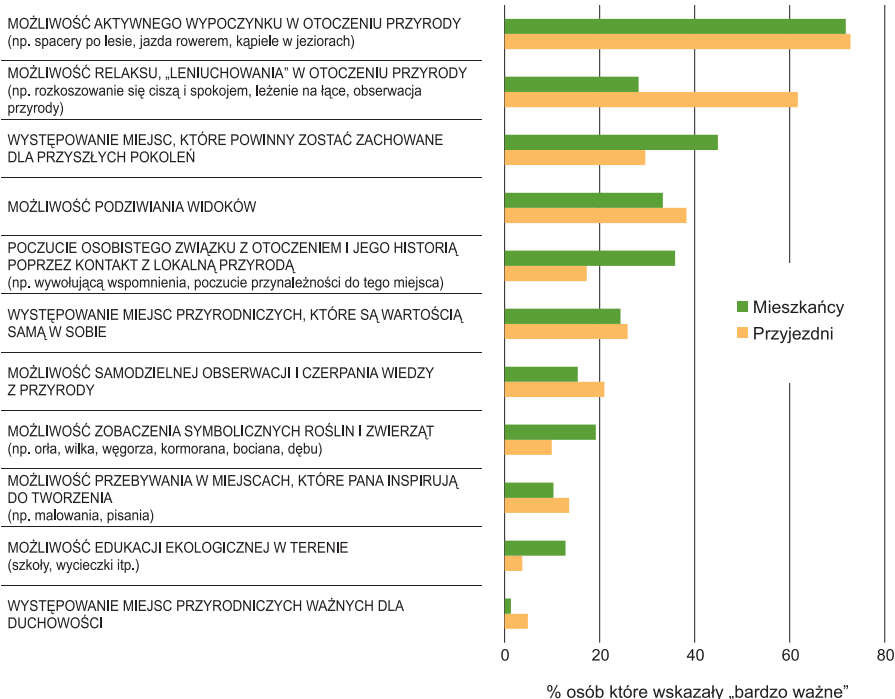
Dane zebrane podczas badań sondażowych mają postać liczbowej bazy danych np. w formie arkusza Excel. Na ich podstawie można przeprowadzić analizę wyników i zaprezentować je w formie wykresów lub zestawień tabelarycznych.

### **Badanie kwestionariuszowe w praktyce – zapotrzebowanie na kulturowe usługi ekosystemowe w gminie Węgorzewo**

Jednym z celów badania prowadzonego w gminie Węgorzewo było ustalenie zapotrzebowania na 11 różnych kulturowych usług ekosystemowych. Aby respondenci mogli zrozumieć, o co dokładnie chodzi pytającym, określenia zastosowane w klasyfikacji CICES „przełożono” na język potoczny. W całym kwestionariuszu ani razu nie użyto też słów „kulturowe usługi ekosystemowe” – chodziło o to, aby stosować zwroty jak najbardziej zrozumiałe dla respondentów. Ankietowani zostali poproszeni o określenie znaczenia poszczególnych usług w skali: całkowicie nieważne – trochę ważne – ważne – bardzo ważne – nie mam zdania oraz o wskazanie 3 najważniejszych dla nich korzyści.

Ponieważ Węgorzewo to gmina turystyczna, ankiety przeprowadzono zarówno z mieszkańcami, jak i z przyjezdnymi. Przyjęte zostało założenie, że dla odwiedzających ważne jest co innego niż dla osób mieszkających tu na stałe. Porównanie odpowiedzi obu grup respondentów potwierdziło te przewidywania. Możliwość relaksu i „leniuchowania” w otoczeniu przyrody była znacznie bardziej istotna dla turystów, podczas gdy świadomość, że w gminie występują miejsca, które powinny zostać zachowane dla przyszłych pokoleń, a także poczucie osobistego związku z otoczeniem i jego historią poprzez kontakt z przyrodą okazały się dużą wartością dla mieszkańców gminy. Dla obu grup najważniejsza była możliwość aktywnego wypoczynku na łonie przyrody.

Jak ważne w gminie są dla Pana (Pani) poniższe korzyści?



Źródło: Kulczyk i in. (aneks 10.2).

### 2.2.2.2. Wywiady indywidualne i grupowe

Wywiady indywidualne i grupowe są rodzajem jakościowych badań społecznych. Ich głównym zadaniem jest dostarczenie pogłębionej, szczegółowej wiedzy na dany temat, czyli udzielenie odpowiedzi na pytanie „jak?”, np. „Jakie znaczenie P. zdaniem ma przyroda dla gminy X?”. Wywiady pozwalają na ocenę różnorodności oraz źródeł postaw, preferencji czy opinii osób posiadających szerszą

**Tabela 3.** Wywiady indywidualne i grupowe

Zalety	<ul style="list-style-type: none"> <li>– możliwość uzyskania szczegółowych, pogłębionych opinii pozwalających na zrozumienie badanego zjawiska</li> <li>– względnie niskie koszty w porównaniu do badań sondażowych</li> <li>– możliwość realizacji nawet przez jednego badacza</li> <li>– zwykle wystarcza przeprowadzenie kilkunastu wywiadów lub kilku wywiadów grupowych</li> </ul>
Wady	<ul style="list-style-type: none"> <li>– brak możliwości uzyskania danych liczbowych</li> <li>– długi czas (co najmniej 30 min) przeprowadzania jednego wywiadu utrudniający rekrutację respondentów</li> <li>– respondenci to osoby, które mogą powiedzieć „coś więcej” na dany temat, co ogranicza ich pulę i utrudnia rekrutację</li> </ul>
Kiedy stosować	<ul style="list-style-type: none"> <li>– do uzyskania pogłębionych, szczegółowych informacji, opinii itd.</li> <li>– do przygotowania rekomendacji</li> <li>– do opracowania np. jakiegoś rozwiązania, strategii, planu</li> </ul>
Potrzebne kompetencje	<ul style="list-style-type: none"> <li>– wysokie kompetencje interpersonalne (rekrutacja respondentów oraz prowadzenie wywiadu)</li> <li>– wysokie kompetencje interpretacyjne</li> <li>– wysokie kompetencje w zakresie pracy z długimi tekstami</li> </ul>
Realizacja	ekspersi z obszaru socjologii, psychologii społecznej itp.; placówki naukowe i firmy komercyjne zajmujące się badaniami społecznymi (w szczególności jakościowymi)
Więcej informacji	Maison (2001) Kvale (2010)

Źródło: opracowanie własne.

wiedzę na dany temat np. przyrody w gminie. Dobór osób do badania odbywa się na podstawie różnych kryteriów, ze szczególnym uwzględnieniem różnorodności potencjalnych badanych oraz poziomu ich wiedzy na dany temat. Dla uproszczenia można powiedzieć, że badanymi są zawsze jacyś „ekspersi”. Pojęcie to nie obejmuje jednak wyłącznie osób, które są specjalistami w wąskich dziedzinach lub które osiągnęły wysoki poziom formalnego wykształcenia. W przypadku tego typu badań „ekspertami” są osoby mające do powiedzenia „coś więcej” na dany temat niż np. przeciętni mieszkańcy gminy. Zatem te same osoby w danym zakresie mogą być „ekspertami”, a w innym nie. Rekrutacja potencjalnych uczestników badania odbywa się poprzez: 1) opracowanie maksymalnie szerokiej i różnorodnej listy „ekspertów” w danej dziedzinie, 2) podzielenie ekspertów na różne grupy (w zależności od tematu np. przedsiębiorcy, radni, liderzy lokalni), 3) umówienie wywiadów z co najmniej kilkoma osobami w każdej kategorii. Nie ma precyzyjnej liczby osób, z którymi powinniśmy przeprowadzić wywiady. Zgodnie z teorią badań społecznych, kolejne wywiady należy przeprowadzać do momentu, w którym przestają się pojawiać nowe informacje. Praktyka badawcza pokazuje, że w przypadku wywiadów indywidualnych jest to kilkanaście wywiadów, zaś w przypadku wywiadów grupowych od 2 do 6.

Czas wywiadów nie jest precyzyjnie określony i zależy zarówno od dyspozycyjności osób badanych, tematu, jak i środków finansowych, którymi dysponujemy.

W praktyce wywiad indywidualny trwa zazwyczaj od 30 do 60 min, zaś wywiad grupowy od 60 do 120 min.

### Wywiady indywidualne w praktyce: kulturowe usługi ekosystemowe w gminach pojeziernych

Wykorzystanie kulturowych usług ekosystemowych na terenach nadwodnych było tematem badań prowadzonych w dwóch różnych gminach na pojezierzach: Węgorzewie (powiat węgorzewski) i Miłakowie (powiat ostródzki). W obu gminach przeprowadzono po 16 wywiadów pogłębionych z ekspertami: kluczowymi interesariuszami i specjalistami z zakresu zarządzania środowiskiem, m.in. z przedstawicielami władz gminnych, organizacji pozarządowych oraz przedsiębiorcami reprezentującymi branżę o dużym znaczeniu dla gminy. Choć część problemów zidentyfikowanych w obu gminach była specyficzna dla lokalnych warunków, wiele zagadnień się powtarzało. Pokazuje to, że problemy związane z zarządzaniem turystyką wodną nad jeziorami nie mają wyłącznie charakteru lokalnego.

Przykładem może być niekontrolowana zabudowa brzegów jezior. W obu gminach bardzo wielu rozmówców zwracało na to uwagę: „W ogóle brzegi jezior, coś, co mnie bardzo niepokoi, są wykupywane i zagospodarowywane w taki troszeczkę nieprzemyślany sposób” [przedstawiciel powiatu, gm. Węgorzewo]. „Co z tego, że mamy piękne jeziora na terenie gminy, gdy one są tak sprywatyzowane, że nie ma dostępu do jeziora” [przedstawiciel urzędu gminy, gm. Miłakowo]. Niektórzy respondenci zwracali uwagę na przyczyny tej sytuacji: „Problem jest taki, (...), że przez krótkowzroczność poprzednich rządów i samorządów, wszystkie grunty, które były skarbu państwa, zostały sprzedane na grunty prywatne i nie zostały żadne szlaki turystyczne wzdłuż jezior. Zostało to wyprzedane” [sołtys, gm. Miłakowo]. Inną perspektywę mają właściciele gruntów: „Wkoło jeziora mamy [ziemię]. (...) linia brzegowa i tak jest nasza. (...) Gmina nie próbuje rozmawiać. [A] byłoby o czym rozmawiać” [przedsiębiorca, gm. Miłakowo].

Choć władze gmin zauważają problem, ich działania (czy raczej brak działań) są krytykowane: „(...) jakiś Pan z Warszawy sobie działkę kupił, to by mieć ładny widok wycina olchy przed jeziorem. I co? Zero reakcji. (...)” [przedstawiciel organizacji pozarządowej, gm. Miłakowo]. „Gmina miała fajne tereny, posprzedawała. Oczywiście ośrodki akurat są teraz fajne w tych miejscach. Ale coś, co było gminne, mogło zostać” [przedstawiciel starostwa powiatowego, gm. Węgorzewo].

Zacytowane wyżej wypowiedzi pokazują, że problem wykorzystania usług kulturowych w badanych gminach jest postrzegany różnie przez różnych ekspertów. Nie udałooby nam się zidentyfikować tych różnych punktów widzenia bez pogłębionych badań jakościowych.

Źródło: Kulczyk i in. (aneksy 10.2–10.3).

Wywiady są prowadzone w oparciu o scenariusze złożone z kilku lub kilkunastu pytań, które mogą być podzielone na bloki tematyczne. Pytania te mają charakter otwarty, zachęcający do szerszej wypowiedzi. Powinny być sformułowane jasno, w sposób zrozumiały dla uczestników badania. Są zadawane kolejno, po wyczerpaniu poprzedniego wątku lub upływie maksymalnego czasu, który możemy na niego poświęcić. Z uwagi na swobodny charakter wypowiedzi osób badanych zdarza się, że kolejność pytań jest zmieniana, niektóre wątki są omawiane szerzej, a niektóre nawet pomijane. Dlatego też prowadzenie wywiadów wymaga od badacza dużej koncentracji i umiejętności interpersonalnych, takich jak moderowanie dyskusji, parafrazowanie, dopytywanie się.

Dane zebrane podczas wywiadów mają postać nagrań, które często poddaje się późniejszej transkrypcji (przepisaniu) z uwagi na możliwość szybszej pracy analitycznej z tekstem niż z nagraniem. Jeżeli osoby badane nie wyrażają zgody na nagranie, dane mają postać notatek sporządzonych podczas wywiadu przez badacza lub jego pomocnika. W trakcie analizy wypowiedzi osób badanych są grupowane, aby pokazać różnorodność punktów widzenia danej kwestii. Wybrane cytaty (zazwyczaj przedstawiane w formie uniemożliwiającej identyfikację autora wypowiedzi) stanowią ilustrację interpretacji badacza.

### 2.2.2.3. Obserwacje

Zależnie od celu badania i sposobu prowadzenia, obserwacja jest badaniem ilościowym bądź jakościowym. Celem obserwacji jest rejestracja i charakterystyka zachowań osób w interesującym nas miejscu. Przykładem pytania, na które odpowiedzi może dostarczyć obserwacja, może być np. „Ile osób odwiedza park miejski w gminie i co tam robią?”.

Sposób przygotowania narzędzia badawczego oraz zachowania obserwatora zależy od wyboru określonego typu obserwacji. Do najczęściej stosowanych możemy zaliczyć obserwację jawną (badani wiedzą, że są obserwowani) i ukrytą (badani nie wiedzą, że są obserwowani). Każda z tych form może mieć charakter uczestniczący (badacz staje się uczestnikiem wydarzeń) lub nie (badacz obserwuje badanych z „zewnątrz”, nie biorąc udziału w wydarzeniach). To, który typ obserwacji wybierzemy, zależy od przedmiotu i celu badań oraz od kwestii etycznych (szczególnie ważne w przypadku obserwacji ukrytej).

Obserwację prowadzi się w oparciu o arkusz obserwacji, na którym badacz odnotowuje ważne z perspektywy badań zdarzenia, zachowania itp. Może mieć on formę papierową lub elektroniczną. Arkusz obserwacyjny powinien być maksymalnie precyzyjny, a instrukcje dla obserwatora – jednoznaczne (zasady przemieszczania się, częstość obserwacji, sposób reagowania w sytuacjach niestandardowych itp.). Przygotowanie narzędzia powinno obejmować rozpoznanie terenowe oraz przetestowanie arkusza w miejscu obserwacji.

Prezentacja wyników ma najczęściej postać wykresów, tabel, zdjęć oraz komentarzy obserwatora.



**Tabela 4.** Obserwacja

Zalety	<ul style="list-style-type: none"> <li>– stosunkowo niskie koszty</li> <li>– bezpośredniość</li> </ul>
Wady	<ul style="list-style-type: none"> <li>– ryzyko przeoczenia np. istotnych okoliczności</li> <li>– zmienność warunków w trakcie obserwacji</li> <li>– konieczność zaangażowania wieloosobowego zespołu</li> <li>– różnice w postrzeganiu tych samych wydarzeń pomiędzy obserwatorami</li> </ul>
Kiedy stosować	<ul style="list-style-type: none"> <li>– do rozpoznania jakiejś kwestii (eksploracja)</li> <li>– do określenia zjawisk mających wpływ na zmianę zachowań</li> <li>– do określenia sposobów wykorzystania danego miejsca</li> <li>– do określenia pożądanych i niepożądanych zachowań, okoliczności</li> <li>– do określania wykorzystywanych i niewykorzystywanych funkcji danego miejsca</li> </ul>
Potrzebne kompetencje	<ul style="list-style-type: none"> <li>– duża spostrzegawczość</li> <li>– znajomość i doświadczenie w obserwacji danego zjawiska</li> <li>– obiektywność (stosunek badacza do obserwowanych zjawisk nie powinien mieć wpływu na ich rejestrację)</li> </ul>
Realizacja	<p>Zależnie od celu badania: obserwacje o charakterze eksploracyjnym można zaplanować i zorganizować we własnym zakresie.</p> <p>W przypadku zadań bardziej skomplikowanych ze względu na charakter obserwacji bądź wielkość terenu: firmy komercyjne zajmujące się badaniami społecznymi, jednostki naukowe z takich dziedzin, jak socjologia, psychologia społeczna, antropologia kulturowa, etnologia, geografia.</p>
Więcej informacji	Frankfort-Nachmias i Nachmias (2001) – rozdział 9 Ciesielska i in. (2012)

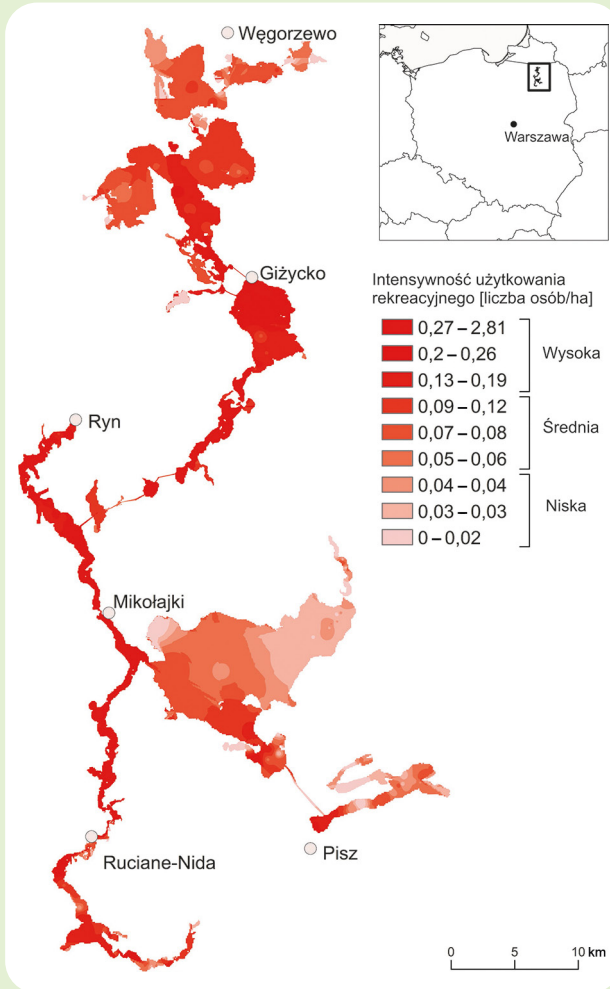
Źródło: opracowanie własne.

### **Obserwacje terenowe w praktyce – dostarczanie kulturowych usług ekosystemowych na Wielkich Jeziorach Mazurskich**

Celem obserwacji było oszacowanie wielkości, struktury i rozmieszczenia ruchu turystycznego na szlaku wodnym Wielkich Jezior Mazurskich w sezonie letnim. Pomiar miał charakter marszrutowy: prowadzono go z pokładu żeglującego jachtu przez 3 tygodnie latem 2015 r. i tydzień w kolejnym sezonie. Przed przystąpieniem do właściwych obserwacji wykonano badanie eksploracyjne, na podstawie którego opracowano listę aktywności rekreacyjnych podejmowanych na jeziorach. Na tej podstawie sporządzono arkusz obserwacyjny, w którym dokładnie co pół godziny odnotowywano widoczną liczbę osób wykonujących daną aktywność (np. 2 osoby kąpiące się, 12 żeglujących jachtów, 3 wędkarzy). Obserwacje prowadzono regularnie od 9.00 do 19.00. Przy każdym pomiarze zapisywano pozycję obserwatora za pomocą GPS oraz odnotowywano siłę wiatru, zachmurzenie i występowanie opadu atmosferycznego. W sumie dokonano 452 pomiarów. Analiza zebranych wyników

obejmowała dzienną oraz sezonową dynamikę różnych form rekreacji oraz ich zróżnicowanie przestrzenne (analizy z wykorzystaniem geograficznych systemów informacyjnych – GIS).

Wyniki obserwacji wykazały, że ponad  $\frac{3}{4}$  wypoczywających na Wielkich Jeziorach Mazurskich to żeglarze. Wyjaśnia to bardzo dużą koncentrację aktywności rekreacyjnych wzdłuż głównego szlaku żeglownego, w tym przede wszystkim na odcinku Ruciane-Nida–Giżycko.



Źródło: Kulczyk i in. (2015, 2018).

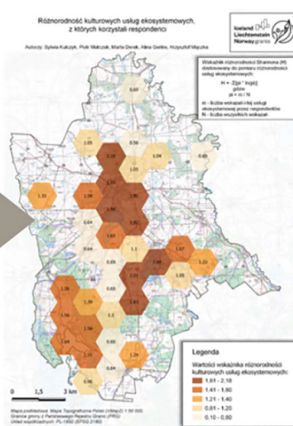
### 2.2.2.4. Kartowanie partycypacyjne

Kartowanie partycypacyjne (PPGIS – Public Participation GIS) służy pozyskaniu informacji o charakterze przestrzennym. Respondenci wskazują na mapie (papierowej lub cyfrowej) miejsca, które według nich charakteryzują się określonymi wartościami. Pozwala to zidentyfikować (a w konsekwencji chronić) obszary ważne społecznie, stanowiące dobro wspólne. Kartowanie partycypacyjne powinno być stosowane jako uzupełnienie innych badań społecznych (np. z wykorzystaniem kwestionariusza).

Sposób zaprojektowania narzędzia zależy od celu zbierania informacji przestrzennych, wielkości obszaru czy charakteru badanej grupy. Kartowanie można prowadzić zarówno online jak i w terenie, z wykorzystaniem mapy papierowej lub cyfrowej.

#### Kartowanie partycypacyjne w praktyce – dostarczanie kulturowych usług ekosystemowych w gminie Miłakowo

Kartowanie partycypacyjne w gminie Miłakowo prowadzone było przy użyciu map papierowych. Respondenci zostali poproszeni o zaznaczenie na nich miejsc, gdzie odnoszą trzy najważniejsze korzyści, jakie czerpią z kontaktu z przyrodą w gminie. Miejsca związane z różnymi korzyściami zaznaczano odmiennymi kolorami. W zorientowaniu się na mapie pomagali respondentom ankieterzy. Uzyskane tą drogą dane zostały następnie wprowadzone do bazy danych GIS i poddane analizom przestrzennym. Określono m.in. i zobrazowano różnorodność usług ekosystemowych dostarczanych przez różne rejony gminy. Miejscami, którym przypisano najwyższą wartość społeczno-kulturową, są okolice dwóch największych w gminie jezior (Mildzie i Wukniki), okolice miasta Miłakowa wraz z sąsiadującym z nim lasem oraz wzniesienie Diabla Góra.



Źródło: Kulczyk i in. 2022 (aneks 10.3).

Tabela 5. Kartowanie partycypacyjne

Geoankiety online (rozpowszechniane w formie linka drogą elektroniczną)	<p><b>Zalety</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– automatyczne generowanie bazy danych</li> <li>– łatwy sposób przeprowadzenia ankiety poprzez udostępnienie linku grupie docelowej</li> <li>– możliwość uzyskania większej liczby ankiet stosunkowo niewielkim nakładem pracy</li> </ul> <p><b>Wady</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– trudność w dotarciu do respondentów</li> <li>– trudność kontrolowania grupy respondentów: ankietę może wypełnić każda osoba mająca do niej link</li> <li>– niejednorodność danych – respondenci mogą zaznaczać obiekty na mapie z różną szczegółowością</li> <li>– pominięcie osób wykluczonych cyfrowo, niekorzystających na co dzień z Internetu i aplikacji mapowych (np. seniorów)</li> <li>– konieczność zaprojektowania intuicyjnego narzędzia, które zminimalizuje możliwość zafałszowania wyników (np. poprzez wielokrotne wprowadzenie danych przez jedną osobę)</li> </ul>
Kartowanie w asyście osoby prowadzącej wywiad z wykorzystaniem mapy papierowej lub elektronicznej (np. na tablecie)	<p><b>Zalety</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– łatwość ograniczenia respondentów do grupy docelowej (np. zamieszkującej określony teren)</li> <li>– możliwa pomoc ze strony ankietera (np. w przypadku trudności z odnalezieniem określonych miejsc na mapie lub ograniczoną umiejętnością czytania mapy)</li> <li>– metoda niewykluczająca osób o niskich kompetencjach cyfrowych</li> <li>– w przypadku wykorzystania mapy w formie elektronicznej (tablet) uzyskujemy gotową bazę danych</li> </ul> <p><b>Wady</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– czasochłonność (na etapie przeprowadzenia badania oraz opracowania danych w przypadku mapy papierowej)</li> <li>– konieczność zaangażowania osób przeprowadzających badanie w terenie</li> </ul>
Kiedy stosować	<ul style="list-style-type: none"> <li>– gdy potrzebujemy informacji o sposobie korzystania mieszkańców z przestrzeni, chcemy zidentyfikować obszary szczególnie interesujące, cenne, ważne dla użytkowników przestrzeni (identyfikacja walorów, wartości kulturowych przestrzeni)</li> <li>– do diagnozowania jakości i funkcji przestrzeni</li> <li>– gdy chcemy przeprowadzić konsultacje społeczne (np. na potrzeby projektu miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego), ocenić zapotrzebowanie na nowe inwestycje (np. małą infrastrukturę)</li> </ul>
Potrzebne kompetencje	<ul style="list-style-type: none"> <li>– umiejętność przełożenia analizowanego zagadnienia na szczegółowe wytyczne dla respondenta: co i w jaki sposób ma zaznaczyć na mapie (mając na uwadze późniejsze możliwości analizy uzyskanej bazy danych)</li> <li>– doświadczenie w pracy z danymi przestrzennymi</li> <li>– umiejętność krytycznej analizy uzyskanego zbioru danych przestrzennych</li> </ul>

Realizacja	eksperti i firmy komercyjne realizujący projekty GIS, jednostki naukowe prowadzące badania z zakresu geografii i geoinformatyki
Więcej informacji	Bąkowska-Waldman (2021) Czepakiewicz (2013)

Źródło: opracowanie własne.

Uzyskane informacje, po wprowadzeniu do bazy danych przestrzennych (automatycznie w przypadku geoankiety lub ręcznie w przypadku map papierowych), można poddać szczegółowej analizie oraz przedstawić w postaci map.

### 2.2.2.5. Inne metody

Opisane wyżej metody są powszechne z uwagi na szerokie zastosowanie i względną prostotę. Ponieważ ocena wartości społeczno-kulturowych usług ekosystemowych cieszy się coraz większym zainteresowaniem, ciągle opracowywane są

**Tabela 6.** Metody oceny wartości społeczno-kulturowych usług ekosystemowych

Metoda	Opis	Przykład
Warsztaty	Rozwinięcie wywiadów grupowych. Uczestniczy w nich zazwyczaj od kilkunastu do nawet kilkudziesięciu osób. Trwają od 2 do 8 godzin. Przebiegają zgodnie ze szczegółowym scenariuszem zawierającym zadania dla uczestników. Zazwyczaj wymagają współpracy kilku moderatorów.	Patrz ramka
Importance-Performance Analysis (Analiza ważności i satysfakcji)	Nawiązuje do badań sondażowych. Pozwala ocenić np. związek korzyści dostarczanych przez park z oceną tego parku przez zwiedzających. Dostarcza wskazówek co do dalszego zarządzania – co jest istotne, a co nie oraz co należy kontynuować, a co zmienić.	Zheng i in. (2020)
Badanie wyboru warunkowego	Specyficzna postać badań sondażowych. Badani są pytani o wybór pomiędzy kilkoma różnymi wariantami, np. urządzania terenów zieleni. Warianty te są ustalane w oparciu o procedury statystyczne. Wyniki analizy pozwalają pokazać, które cechy uwzględnione w badaniu są dla respondentów najbardziej istotne.	Kulczyk i in. (aneks 10.1)
Metoda Q	Dostarcza informacji na temat tego, jakie główne grupy poglądów istnieją w danej społeczności, jakie różnice i podobieństwa występują pomiędzy nimi i który zespół poglądów jest dominujący. Technicznie polega na sortowaniu kartek z wypisanymi na nich twierdzeniami dotyczącymi określonego tematu, np. sposobu zarządzania terenami zieleni. Twierdzenia te powinny odzwierciedlać wszystkie istniejące poglądy na dany temat. W badaniu bierze udział zazwyczaj od 20 do 60 osób. Każda dokonuje sortowania indywidualnie. Badaniu Q często towarzyszy wywiad lub warsztaty.	Mączka i in. (2020)

Źródło: opracowanie własne.

nowe metody, niekiedy bardzo skomplikowane lub o wąskim zakresie zastosowania. Nie znaczy to, że są one lepsze; dobór metody musi być przede wszystkim dopasowany do problemu, jaki chcemy zbadać. W tabeli 6 przedstawiono kilka opcji, nie wyczerpuje to jednak spektrum możliwości.

### Warsztaty eksperckie – wykorzystanie usług ekosystemowych w zarządzaniu miastem

Warsztaty w Poznaniu przeprowadzono z kilkunastoosobową grupą ekspertów z zakresu zarządzania przyrodą (urzędników, specjalistów i aktywistów). Celem było określenie, jakie kategorie usług ekosystemowych postrzegane są jako najbardziej istotne dla funkcjonowania miasta oraz które aspekty zarządzania miastem mogłyby skorzystać na uwzględnieniu usług ekosystemowych w procesie podejmowania decyzji.

Warsztaty składały się z trzech części:

1. Wprowadzenie do tematu, ze szczególnym uwzględnieniem usług kulturowych i regulacyjnych jako najistotniejszych na terenach zurbanizowanych.
2. Ankieta: określenie hierarchii usług ekosystemowych z perspektywy funkcjonowania miasta. Wyniki stanowiły podstawę do późniejszej dyskusji.
3. Dyskusja nad usługami ekosystemowymi wskazanymi przez uczestników jako priorytetowe pod kątem możliwości ich uwzględnienia w zarządzaniu przestrzenią.

W opinii praktyków usługi ekosystemowe (w tym ich wartości społeczno-kulturowe) mają znaczenie dla zarządzania przestrzenią w mieście. Praktycy przypisywali największe znaczenie wykorzystaniu przyrody do wypoczynku i relaksu, zachowaniu przyrody dla przyszłych pokoleń oraz estetycznemu znaczeniu przyrody. Wskazywali jednak, że dbałość o kulturowe usługi ekosystemowe natrafia na trudności. Brakuje wypracowanych standardów w zakresie oceny ekosystemowych usług kulturowych oraz danych obrazujących potrzeby społeczne w tym zakresie.



Źródło: Kulczyk i in. (aneks 10.1).

### 3. Ocena wartości społeczno-kulturowych usług ekosystemowych – jak robić to skutecznie?

Badanie społeczno-kulturowych wartości usług ekosystemowych wymaga metod dostosowanych do specyfiki tych wartości, stosowanych w badaniach społecznych. Niesie to ze sobą szereg wyzwań. Najistotniejsze wskazano poniżej:

- **Kwestie językowe.** Badanie wartości społeczno-kulturowych wymaga wysokiej precyzji zadawanych pytań. Muszą być one zrozumiałe dla badanych. Głównym wyzwaniem jest tu przełożenie złożonej i bogatej klasyfikacji usług ekosystemowych na klarowne i prosto rozróżnialne pojęcia. Jest to tym trudniejsze, że nie wszystkie usługi ekosystemowe mogą być rozpoznawane przez badanych. Przykładowo, jeśli więź człowieka z przyrodą zanikła, pytanie o wartości duchowe z nią związane może spotkać się z niezrozumieniem. Z powyższych względów badanie wartości społeczno-kulturowych wymaga testowania narzędzi, którymi planujemy się posłużyć.
- **Reprezentatywność badanej grupy.** Badanie wszystkich zainteresowanych, na których opinii nam zależy, zwykle nie jest możliwe, gdyż byłoby zbyt drogie i długotrwałe. Konieczne jest wykorzystanie odpowiednich, dostosowanych do oczekiwanej dokładności pomiaru, procedur doboru respondentów. Brak dbałości w tym zakresie może prowadzić do poważnych nieporozumień i błędów.
- **Zmienność przedmiotu badań.** Wartości społeczno-kulturowe nie są uniwersalne ani trwałe, zatem powtórzenie badań w innym miejscu lub za jakiś czas może dać odmienne wyniki. Powtarzanie badań oraz korzystanie z aktualnych danych jest zatem bardzo ważne.
- **Skala badania.** Społeczno-kulturowe wartości usług ekosystemowych powinno się badać przede wszystkim lokalnie. Warunkiem ich istnienia jest to, że są dostrzegane oraz wykorzystywane przez ludzi w konkretnym miejscu i czasie. Sytuacja ta utrudnia i komplikuje, a w pewnych przypadkach unie możliwia generalizację wyników badań.

Niezależnie od wskazanych wyżej wyzwań rozpoznanie wartości społeczno-kulturowych usług ekosystemowych jest konieczne, jeśli planowanie przestrzenne ma służyć dobrostanowi użytkowników danej przestrzeni oraz niwelować potencjalne konflikty na linii człowiek–środowisko przyrodnicze.

### Literatura

- Babbie E., 2008. Podstawy badań społecznych. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Bąkowska-Waldman E., 2021. Partycypacyjne systemy informacji geograficznej (PPGIS) w gospodarce przestrzennej – doświadczenia z aglomeracji poznańskiej. Biblioteka Aglomeracji Poznańskiej, 36.
- Ciesielska M., Wolanik-Boström K., Öhlander M., 2012. Obserwacja. [W:] D. Jemielniak (red.), Badania jakościowe. Metody i narzędzia. T. 2. PWN, Warszawa, s. 41–68.

- Czepakiewicz M., 2013. Systemy informacji geograficznej w partycypacyjnym zarządzaniu przyrodą w mieście. *Zrównoważony Rozwój – Zastosowania*, 4: 111–123.
- Frankfort-Nachmias Ch., Nachmias D., 2001. *Metody badawcze w naukach społecznych*. Zysk i Ska, Poznań.
- Grzyb T., Kulczyk S., Derek M., Woźniak E., 2021. Using social media to assess recreation across urban green spaces in times of abrupt change. *Ecosystem Services*, 49, 101297.
- Kulczyk S., Woźniak E., Derek M., 2018. Landscape, facilities and visitors: An integrated model of recreational ecosystem services. *Ecosystem Services*, 31C: 491–501.
- Kulczyk S., Woźniak E., Derek M., Kowalczyk M., 2015. Pomiar marszrutowy jako narzędzie monitoringu aktywności turystycznej. Przykład Wielkich Jezior Mazurskich. *Problemy Ekologii Krajobrazu*, 39: 111–119.
- Kvale S., 2010. *Prowadzenie wywiadów*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Mączka K., Mielewczyk M., Matczak P., Przewoźna P., Inglot A., 2020. Q-deliberacja jako metoda badania i konsultowania kwestii środowiskowych, przegląd założeń i rozwiązań praktycznych. [W:] A. Młynarczyk (red.), *Środowisko przyrodnicze jako obszar badań*. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.
- Maison D., 2001. *Zogniskowane wywiady grupowe. Jakościowa metoda badań marketingowych*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Zheng T., Yan Y., Lu H., Pan Q., Zhu J., Wang C., ..., Zhan Y., 2020, Visitors' perception based on five physical senses on ecosystem services of urban parks from the perspective of landsenses ecology. *International Journal of Sustainable Development & World Ecology*, 27(3): 214–223.





**Tomasz Żylicz<sup>1</sup>, Marek Giergiczny\*<sup>1</sup>, Zbigniew Szkop<sup>1</sup>, Sviataslau Valasiuk<sup>1</sup>,  
Borys Draus<sup>2</sup>, Adam Wasiak<sup>2</sup>**

## **Rozdział 11**

# **Ekonomiczne wartości usług ekosystemowych**

### **1. Wartości ekonomiczne – klasyfikacja**

Wbrew temu, co można często usłyszeć, ekonomia nie jest o tym, jak zbawić świat, albo jak zarobić pieniądze. Ekonomia jest nauką o tym, jak ludzie wybierają, kiedy nie mogą mieć wszystkiego, co by chcieli mieć. Istotą ekonomii jest badanie takich wyborów i szacowanie, z czego należałoby zrezygnować, żeby mieć co innego. Oczywiście dla niektórych takie wybory są dramatyczne. Ale nawet najbardziej zamożne osoby muszą ich dokonywać.

Wartość ekonomiczna stanowi proporcję, według której wybory te są realizowane. Należy podkreślić, że ekonomia bada wybory dokonywane przez przeciętnych ludzi, niekoniecznie dobrze wykształconych albo bardzo cnotliwych. Najłatwiej te proporcje prześledzić na rynku, gdzie spotykają się nabywcy i sprzedawcy, a mówiąc językiem ekonomicznym – popyt i podaż. Niemniej nawet w przypadku dóbr nierynkowych – takich jak potok górski albo śpiew ptaków na łące – można dociekać, jaki jest na nie popyt i jaka jest ich podaż. Poprzez termin „dobro” ekonomiści rozumieją nie tylko rzecz materialną, ale również usługę. W przypadku usług ekosystemowych, będących przedmiotem podręcznika, może to być produkcja jakiejś rzeczy (np. drewna w lesie) albo dostarczanie warunków realizacji jakiejś usługi (np. rekreacji w lesie).

W pierwszej połowie XX w. ekonomiści utrzymywali, że wartości dóbr nierynkowych nie da się sensownie kwantyfikować. Od tego czasu nastąpił jednak ogromny postęp w opracowywaniu technik, za pomocą których kwantyfikacja tego typu okazuje się możliwa. W szczególności może być z powodzeniem szacowana ekonomiczna wartość usług ekosystemowych, które przecież rzadko pojawiają się na rynku.

<sup>1</sup> Uniwersytet Warszawski, Wydział Nauk Ekonomicznych

<sup>2</sup> Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej

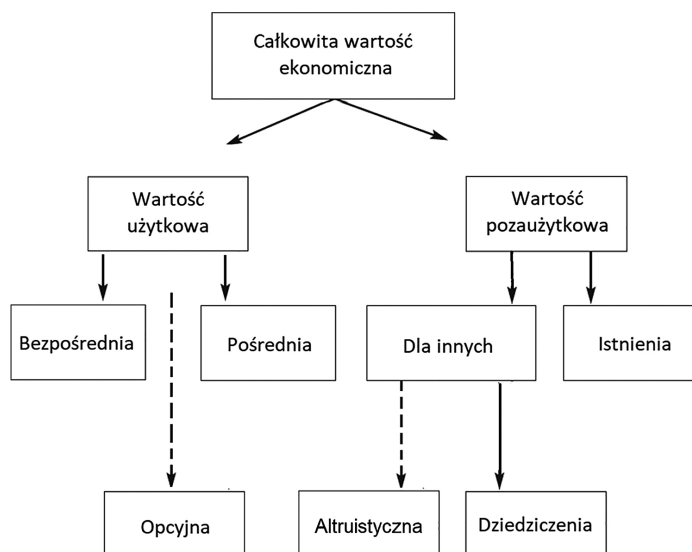
\*[mgiergiczny@wne.uw.edu.pl](mailto:mgiergiczny@wne.uw.edu.pl)

Analizując wartość ekonomiczną, nie należy stwarzać wrażenia, że innego typu wartości – ekologiczne, religijne, patriotyczne, kulturowe – są mniej ważne lub dają się sprowadzić do wycen pieniężnych. Tak nie jest. Wartość ekonomiczna jest bardzo ważna i praktycznie użyteczna, ale nie uzurpuje sobie prawa do reprezentowania wszelkich innych.

Warto też wspomnieć, że synonimem wartości ekonomicznej bywa wartość monetarna. Rzeczywiście oba pojęcia można traktować zamiennie pod warunkiem ich dobrego zdefiniowania. O ile jednak wartość ekonomiczna odwołuje się zazwyczaj do precyzyjnej definicji, o tyle wartość monetarna bywa rozumiana swobodniej jako kwota, którą da się skojarzyć z danym dobrem. Jeżeli jakieś zwierzę można kupić za pewną cenę, to sądzi się, że wskazuje ona na wartość monetarną. Aby jednak oszacować wartość ekonomiczną, należałoby wyjść poza tę jedną transakcję i zbadać, czy była ona typowa i czy adekwatnie odzwierciedlała korzyści, jakie można z tego zwierzęcia osiągnąć, i koszty niezbędne, aby je dostarczyć. W niniejszym rozdziale posługujemy się pojęciem wartości ekonomicznej.

Wartość ekonomiczna nie sprowadza się do namacalnych (materialnych) korzyści, jakie można dzięki dobru osiągnąć. Współczesna ekonomia posługuje się pojęciem „całkowitej wartości ekonomicznej” (*Total Economic Value, TEV*), na którą składa się „wartość użytkowa” (*Use Value, UV*) i „wartość pozaużytkowa” (*Non-Use Value, NUV*).

Te zaś dzielą się – odpowiednio – na „bezpośrednią wartość użytkową” (*Direct Use Value, DUV*) i „pośrednią wartość użytkową” (*Indirect Use Value, IUV*) oraz „wartość dziedziczenia” (*Bequest Value, BV*) i „wartość z tytułu istnienia” (*Existence Value, EV*), które zostały przedstawione na rycinie 1.



**Ryc. 1.** Komponenty całkowitej wartości ekonomicznej. Przerwanymi liniami zaznaczono te komponenty, co do których w środowisku naukowym nie ma konsensusu.  
Źródło: opracowanie własne.

W drugiej połowie XX w. pojawiały się propozycje jeszcze głębszych podziałów klasyfikacyjnych, ale nie doczekały się powszechnego uznania ze względu na wątpliwości metodologiczne i na ryzyko podwójnego liczenia.

Wartość użytkowa stanowi zapewne najbardziej oczywistą kategorię, niewymagającą szczegółowego wyjaśnienia. Trzeba jedynie zaznaczyć rozróżnienie pomiędzy DUV i IUV. Analizując np. korzyści dostarczane przez rzekę, do DUV należałoby zaliczyć możliwość kąpieli albo chociaż nacieszenia się jej widokiem i szumem wody. Ale dzięki rzece w pobliskiej studni może być woda, ceniona przez tego, co studnię wykopał i co z niej korzysta; w ekonomii zalicza się tego typu korzyści do IUV.

Mniej oczywista jest kategoria wartości pozaużytkowej. Zastanawiając się, dlaczego komuś zależy na ochronie np. drzewa, można doszukiwać się motywu dziedziczenia. Ktoś gotów jest z czegoś zrezygnować, żeby to drzewo zachować, ażeby ktoś inny mógł się także nim nacieszyć (niezależnie od tego, czy to rzeczywiście zostanie docenione przez „spadkobiercę”). Tak uzasadnia się BV. Ale badania wskazują, że na ochronie może zależeć nawet osobom, które nie mają na uwadze kogokolwiek, kto mógłby się nacieszyć tak zachowanym dobrem; gotowe są finansować ochronę niezależnie od tego typu motywacji. Gotowe są poświęcić jakąś część tego, co mają, po to, żeby owo dobro po prostu istniało. Tak rozumie się EV. Empirycznego potwierdzenia tego składnika wartości ekonomicznej dostarczają składki płacone na rzecz organizacji chroniących dobra, o których wiadomo, że nigdy nie będą wykorzystane (bezpośrednio ani pośrednio) przez tych, co płacą. Na przykład organizacja pod nazwą Galapagos Conservancy zajmuje się ochroną tamtejszych żółwi. Corocznie otrzymuje od prywatnych darczyńców ponad 3 mln dolarów. Jest oczywiste, że wielu z nich nigdy nie będzie miało okazji obejrzeć tych żółwi, bo wyspy Galapagos są położone z dala od popularnych szlaków turystycznych. Najwyraźniej płacą, mając na uwadze tylko EV.

## 2. Wartości ekonomiczne – pomiar

Różnorodności składników całkowitej wartości ekonomicznej (TEV) towarzyszy różnorodność metod ich szacowania. Najłatwiej uchwycić wartość ekonomiczną dobra rynkowego. Świadczy o niej cena owego dobra uzyskiwana na rynku. W ten sposób można kwantyfikować np. wartość ekonomiczną grubizny. Ale już rekreacja w lesie – realizowana zazwyczaj poza rynkiem – nie daje szans na zaobserwowanie cen. W takich przypadkach ekonomiści uciekają się do specjalnych technik wypracowanych w ciągu ostatnich kilkudziesięciu lat. Wszystkie one zmierzają do oszacowania „gotowości do zapłacenia” (*Willingness To Pay*, WTP) na rynku, którego nie ma.

Dzieli się one na metody pośrednie i bezpośrednie. Pierwsze polegają na poszukiwaniu rynków zastępczych, na których nie wymienia się wprawdzie dóbr będących przedmiotem zainteresowania, ale wymienia się inne, które są jakoś z nimi powiązane. Na tej zasadzie powstała najstarsza metoda, zwana metodą kosztu podróży (*Travel Cost Method*, TCM). W ten sposób, analizując wydatki na podróż do określonego miejsca, szacuje się popyt na rekreację w tym miejscu.

Pojawiły się też inne metody pośrednie. Mają one osobne nazwy i są często w praktyce stosowane, choć można byłoby doszukać się w nich pokrewieństwa z TCM. Jedne z najbardziej popularnych nazywają się metodą unikania (*Avertive Behavior Method*, ABM) lub metodą unikniętego kosztu (*Avoided Cost Method*, ACM). Za ich pomocą można szacować wartość ekonomiczną usługi świadczonej przez drzewa miejskie, a polegającej na przeciwdziałaniu nadmiernemu spływowi powierzchniowemu po intensywnym opadzie deszczu. Przy braku drzew (dostarczających *sui generis* dobra nierynkowego) problemu można uniknąć, inwestując w kanalizację burzową (dobro rynkowe, które ma swoją cenę). W tym wypadku „podróż” polega na zastąpieniu wydatków inżynierskich drzewami miejskimi. Drzewa pozwalają na zmniejszenie wydatków, które byłyby niezbędne w celu opanowania nadmiernego spływu wody.

W metodzie funkcji produkcji (*Production Function Method*, PFM) „podróż” jest rozumiana jako wykorzystanie pewnego czynnika, będącego dobrem nierynkowym, do wytworzenia czegoś, co jest dobrem rynkowym. W ten sposób np. szacuje się wkład przyrody do produkcji rolnej. Błędem byłoby przypisywanie przyrodzie całego tak osiągniętego produktu, bo przecież przyczyniła się do tego też robocizna, energia i inne czynniki. Niemniej jednak wkład przyrody jest niewątpliwy, a odpowiednie procedury statystyczne pozwalają na jego obliczenie.

Inną techniką zaliczaną do pośrednich jest tzw. metoda cen hedonicznych (*Hedonic Price Method*, HPM). Polega ona na szacowaniu równania regresji, w której zmienną objaśnianą jest cena jakiegoś dobra rynkowego (np. 1 m<sup>2</sup> mieszkania), zaś wśród zmiennych objaśniających znajduje się jakieś dobro nierynkowe, zazwyczaj reprezentowane przez zmienną zero-jedynkową (np. ładny widok z okna). Badając wpływ poszczególnych zmiennych objaśniających na zmienną objaśnianą, można szacować, jak bardzo owa cena się zmieni, jeśli przybędzie albo ubędzie interesującego nas dobra nierynkowego. Świadczy to o jego wartości ekonomicznej.

Podobna do nich jest tzw. metaanaliza; formalnie również sprowadza się do równania regresji. Jednak zmienną objaśnianą może być popyt na jakieś dobro nierynkowe, np. na wizytę w lesie. Natomiast wśród zmiennych objaśniających znajdują się pewne charakterystyki tego dobra nierynkowego, np. cechy odwiedzanego lasu (albo, ściślej, usługi ekosystemowe świadczone przez odwiedzany las). Dzięki metaanalizie możliwa jest dekompozycja wartości ekonomicznej na składniki wiążące się z różnymi aspektami badanego dobra. Przykładowo Żylicz i Giergiczny (2013) oraz Giergiczny i in. (2014) przeprowadzili metaanalizę, której celem było zbadanie, czy istnieje związek pomiędzy korzyściami rekreacyjnymi a możliwymi do uchwycenia cechami lasów. W metaanalizie uwzględniono 57 badań z ośmiu krajów, które zawierały łącznie 302 indywidualne oszacowania. Oszacowano model, w którym zmienną zależną była gotowość do płacenia (*willingness to pay*, WTP), a zmiennymi objaśniającymi następujące zmienne opisujące las: zmienna zero-jedynkowa kodująca, czy dany las jest lasem miejskim, powierzchnia lasu i czy dany las jest rezerwatem lub parkiem narodowym. W badaniu wykazano, że korzyść rekreacyjna związana z wizytą na terenie parku narodowego (lub rezerwatu) jest o 25% wyższa niż na terenie lasów poza parkami.

W przypadku lasów miejskich (tj. lasów położonych na terenie miast lub w ich bezpośrednim sąsiedztwie) respondenci osiągają o 40% niższe korzyści niż w przypadku lasów położonych z dala od miast. Otrzymane wyniki wykazały również, że respondenci preferują większe kompleksy leśne, tj. wizyta w lesie o powierzchni większej o 1% (od średniej powierzchni w próbie) powoduje zwiększenie korzyści rekreacyjnych o 0,17%.

Jeśli trudno zidentyfikować rynek związany z badanym dobrem nierynkowym, to pozostają metody bezpośrednie. Polegają one na pytaniu bezpośrednio o gotowość do zapłacenia (WTP) za badane dobro. Na tej zasadzie, po bezskutecznych próbach znalezienia rynku związanego jakoś pośrednio z eutrofizacją Bałtyku, szacowano korzyści z tytułu ochrony morza, pytając o gotowość do zapłacenia za uruchomienie programu, który by ją realizował. Taka jest istota metody wyceny warunkowej (*Contingent Valuation Method*, CVM), która może być miarodajna pod warunkiem akceptacji zarysowanego scenariusza (stąd przymiotnik „warunkowa” w nazwie). Gdyby respondenta zapytać zniemacka o gotowość do zapłacenia za osiągnięcie lepszej jakości morza, to oczywiście odpowiedź mogłaby nie być sensowna. Natomiast w ciągu ostatnich kilkudziesięciu lat rozwinięto sztukę ankietowania, która sprawia, że uzyskiwane odpowiedzi są miarodajne.

Metoda wyceny warunkowej doczekała się tysięcy zastosowań w końcu XX w. Została nawet w sądownictwie amerykańskim uznana za akceptowalny sposób szacowania szkód związanych z ograniczeniem podaży dóbr nierynkowych. Jednak jej praktyczną wadą był dość wysoki koszt zbierania informacji. Aby wiarygodnie oszacować gotowość do zapłacenia za jakiś program ochrony środowiska, trzeba było przeprowadzić około tysiąca obszernych ankiet, co wymagało znacznego wydatku.

Dlatego w XXI w. ekonomiści rozwinęli metodę wyboru warunkowego (*Choice Experiment Method*, CEM). W podejściu tym respondentom przedstawia się kilka albo nawet kilkadziesiąt hipotetycznych sytuacji wyborów między różnymi wariantami i pyta o wskazanie najbardziej preferowanego. Następująca potem obróbka statystyczna pozwala na znacznie precyzyjniejsze oszacowanie gotowości do zapłacenia za poszczególne dobra nierynkowe, mimo przeprowadzenia mniejszej liczby ankiet niż za pomocą CVM.

Jednak niezależnie od rozwoju metod bezpośrednich (CVM lub CEM) i poprawy ich wiarygodności, ekonomiści nadal preferują metody pośrednie jako oparte nie na hipotetycznych wyborach, ale na rzeczywistych transakcjach rynkowych. Dopiero jeśli trudno zidentyfikować owe transakcje, sięgają po metody bezpośrednie.

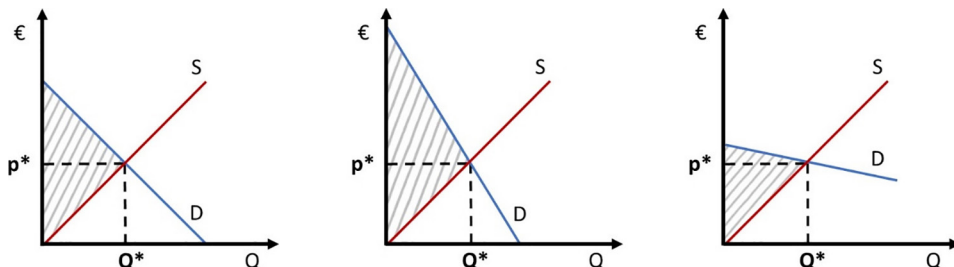
Oprócz tego wspomnieć należy o powszechnie stosowanej metodzie transferu korzyści (*Benefit Transfer Method*, BTM). Opiera się ona na przekonaniu, że usługi ekosystemowe mają podobną wartość ekonomiczną, niezależnie od tego, gdzie są realizowane. Jeśli więc przeprowadzenie badania empirycznego w interesującym nas miejscu okazuje się zbyt kosztowne albo po prostu niemożliwe, przyjmuje się, że wartości ekonomiczne są podobne jak gdzie indziej, gdzie zostały obliczone empirycznie. Aby taki „transfer” był miarodajny, buduje się modele wyjaśniające zależności pomiędzy wartością a lokalnymi zmiennymi

społeczno-demograficznymi, następnie zaś wykorzystuje owe modele w miejscu, gdzie badanie empiryczne nie zostało przeprowadzone. W taki sposób np. spożytkowano amerykańskie wyniki badań nad absorpcją zanieczyszczeń przez drzewa w celu oszacowania analogicznych korzyści w polskich miastach.

### 3. Wartości ekonomiczne – wykorzystanie

Wartości ekonomiczne są wykorzystywane powszechnie. Najbardziej bodaj popularnym przykładem jest statystyka produktu krajowego brutto (PKB). Został on po raz pierwszy policzony w latach 1930. w USA i od tej pory uważa się go na całym świecie za podstawowy miernik stanu i rozwoju gospodarki. Często uważa się, że jego wielkość przypadająca na mieszkańca kraju świadczy o poziomie stopy życiowej, wzrost stanowi powód do radości, a spadek – powód do troski.

Pełna definicja PKB jest bardzo złożona, ale w ogólnym zarysie stanowi on sumę nowo wytworzonych wartości, to jest iloczynów ilości oraz cen dóbr, które PKB tworzą. Przyjmuje się, że owe iloczyny odzwierciedlają nadwyżkę ekonomiczną z tytułu wykorzystania w gospodarce danego dobra. Ekonomiści rozumieją nadwyżkę ekonomiczną jako obszar zawarty poniżej krzywej popytu, a powyżej krzywej podaży. Jest ona równa iloczynowi ilości i ceny w bardzo specyficznych warunkach. W innych może być przez ten iloczyn niedoszacowana albo przeszacowana (ryc. 2).



**Ryc. 2.** Nadwyżka ekonomiczna w zależności od nachylenia krzywych popytu i podaży przykładowego dobra. Na osi pionowej (€) zaznaczono cenę dobra, a na osi poziomej (Q) ilość dobra. Punkt przecięcia krzywej podaży (S) i krzywej popytu (D) jest równowagą rynkową, tzn. przy cenie  $p^*$  zgłaszany popyt jest dokładnie równy  $Q^*$ , czyli oferowanej podaży, a iloczyn  $p^*Q^*$  jest równy wartości sprzedaży dla ceny równowagi rynkowej

Źródło: opracowanie własne.

Nadwyżkę ekonomiczną przedstawia obszar zakreskowany. Pole prostokąta równe  $p^*Q^*$  (podstawowy element PKB) jest tej nadwyżce równe, jeśli nachylenie krzywej popytu (D) jest takie samo jak nachylenie krzywej podaży (S). Jeśli nachylenie krzywej popytu jest większe, to nadwyżka ekonomiczna jest przez to pole niedoszacowana, a jeśli jej nachylenie jest mniejsze, to nadwyżka jest przeszacowana.

W literaturze przedmiotu poświęconej wycenie usług ekosystemowych można zauważyć preferencję dla metod wyceny opartych na faktycznych transakcjach dokonanych na rynku. Jest to zrozumiałe w kontekście dyskusji na temat metod pomiaru wartości ekonomicznej. Ekonomści preferują metody pośrednie, ponieważ – w przeciwieństwie do metod bezpośrednich – wyniki nie odwołują się do deklaracji, tylko do tego, co ujawniło się na rynku.

Jest z tym jednak związana trudność wynikająca z faktu, że nie wszystko, co ważne, ma szansę zweryfikować się na rynku. Na przykład ekonomiczna wartość rekreacji w lesie jest dość oczywista. W praktyce bywa szacowana albo metodą kosztów podróży (TCM), albo którąś z technik bezpośrednich, jak metoda wyceny warunkowej (CVM). W pierwszym przypadku oblicza się ją za pomocą wydatków poniesionych na podróż, a więc danych możliwych do zweryfikowania na rynku, a w drugim – w następstwie ankietowania respondentów, a więc informacji, których miarodajność jest wątpliwa. Problem w tym, że w pewnych krajach – np. w Szwajcarii – 80% wizyt w lesie odbywa się na piechotę, czyli bez ponoszenia żadnych wydatków. Jeśli więc ignorować ekonomiczną wartość czasu spędzonego na spacerze (często w analizach pomijaną ze względu na trudności metodologiczne), to TCM musi drastycznie niedoszacowywać ekonomiczną wartość rekreacji w lesie.

Tendencja do opierania się na faktycznie dokonanych transakcjach – prowadząca do posługiwania się jedynie wartością wymienną (*exchange value*) – jest zrozumiała jako forma osiągnięcia porównywalności z PKB, który opiera się na takich właśnie danych. Ale może skutkować ignorowaniem wyborów nieodzwierciedlonych w transakcjach rynkowych, takich jak przytoczone powyżej piesze wizyty w lesie dokonywane przez mieszkańców Szwajcarii. Tymczasem standardowa definicja PKB jest dość powszechnie krytykowana. Niewykluczone, że doprowadzi to do jego „zazielenienia”, sprawiającego, że stanie się bardziej porównywalny z nadwyżkami ekonomicznymi szacowanymi w związku z analizowaniem usług ekosystemowych.

## 4. Usługi ekosystemowe

Jedną z pierwszych prób ekonomicznej analizy usług ekosystemowych był projekt podjęty przez Roberta Costanzę z zespołem w połowie lat 1990. Polegał on na przeglądzie światowej literatury przedmiotu i znalezieniu oszacowań wartości ekonomicznej dóbr dostarczanych przez typowe ekosystemy. W tym celu świat został podzielony na kilkanaście biomów: dwa morskie (otwartego oceanu i przybrzeżne) oraz dziewięć lądowych (las, łąki, mokradła, wody śródlądowe, pustynia, tundra, lód/skały, grunty rolne i grunty zurbanizowane). Wśród biomów przybrzeżnych wyróżniono cztery kategorie: estuaria, podwodne łąki, rafy koralowe i szelf. Z kolei wśród biomów leśnych wyróżniono dwie kategorie: lasy tropikalne i lasy strefy umiarkowanej; zaś wśród mokradeł – mangrowia i bagna. Łącznie zatem wydzielono 16 biomów.



Natomiast wśród usług ekosystemowych wyróżniono trzy zasadnicze kategorie: regulacyjne, zaopatrzeniowe i społeczno-kulturowe. Ukształtowała się praktyka stosowania takich właśnie nazw zbiorczych, choć w badaniu Costanzy nie posługiwano się tą terminologią. Najlicniejszą grupę tworzy dwanaście usług regulacyjnych: regulacja gazów, regulacja klimatu, regulacja zakłóceń, regulacja obiegu wody, dostarczanie wody, przeciwdziałanie erozji, tworzenie gleby, krążenie składników pokarmowych, neutralizacja odpadów, zapylenie, kontrola biologiczna i kształtowanie siedlisk. Usługi zaopatrzeniowe sprowadzają się do trzech rodzajów: produkcja żywności, produkcja surowców i zasoby genetyczne. I wreszcie usługi społeczno-kulturowe dzielą się na dwie kategorie: rekreacja i kultura. Łącznie zatem wyróżniono 17 usług ekosystemowych.

Od czasu badania Costanzy powstało wiele prac systematyzujących badania usług ekosystemowych. Unia Europejska finansuje ważny projekt pod nazwą *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services* (MAES). W skali światowej funkcjonuje projekt *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB). Wydaje się, że najbardziej uznaną metodologię zawiera CICES (*Common International Classification of Ecosystem Services*), która jest zalecana przez Komisję Europejską i z której korzystają autorzy niniejszego podręcznika.

Kolejne wersje klasyfikowania usług ekosystemowych odznaczają się rosnącą szczegółowością i identyfikowaniem zjawisk, które wcześniej nie zostały należyście wyodrębnione. Jednak z praktycznego punktu widzenia można powątpiewać, czy owej rosnącej szczegółowości może towarzyszyć wzrost precyzji oszacowań wartości ekonomicznej. Na przykład, o ile w badaniu Costanzy występowała zbiorcza kategoria pod nazwą „kultura”, o tyle w najnowszej wersji CICES występują osobno takie grupy, jak „składniki przyrody ożywionej, które mają znaczenie sakralne lub religijne” (3.2.2.2) albo „składniki przyrody ożywionej, używane w celach rozrywkowych lub jako inspiracja w sztuce” (3.2.1.3). Jest to oczywiście trafne rozróżnienie, ale nie istnieją badania empiryczne (i wątpliwa jest możliwość ich przeprowadzenia), które by w wiarygodny sposób szacowały wartość ekonomiczną tak szczegółowo wyspecyfikowanych dóbr. O ile więc posługiwanie się listą usług ekosystemowych dłuższą niż siedemnastka Costanzy jest praktykowane, o tyle nadmierne jej wydłużanie nie byłoby chyba właściwe.

Niezależnie od uszczegóławiania usług ekosystemowych, ich ogólny podział na trzy kategorie – regulacyjne, zaopatrzeniowe i kulturowe – jest w miarę stały. Pojawiła się dodatkowa kategoria usług podtrzymujących (*Supporting Services*) na określenie korzyści z tytułu funkcjonowania życia w ogóle. Jednak obawa przed ryzykiem podwójnego liczenia, a zwłaszcza przekonanie, że powinny być one już uwzględnione wśród usług regulacyjnych, sprawia, że nie ma praktycznych prób ich kwantyfikacji. Po prostu wiadomo, że bez usług podtrzymujących nie może być życia, ale nie próbowano oszacować tego ilościowo. W szczególności podejście zastosowane w CICES zaleca ograniczenie się do trzech kategorii: usług regulacyjnych, zaopatrzeniowych i kulturowych.

## 5. Oszacowane wskaźniki ekonomicznej wartości usług ekosystemowych

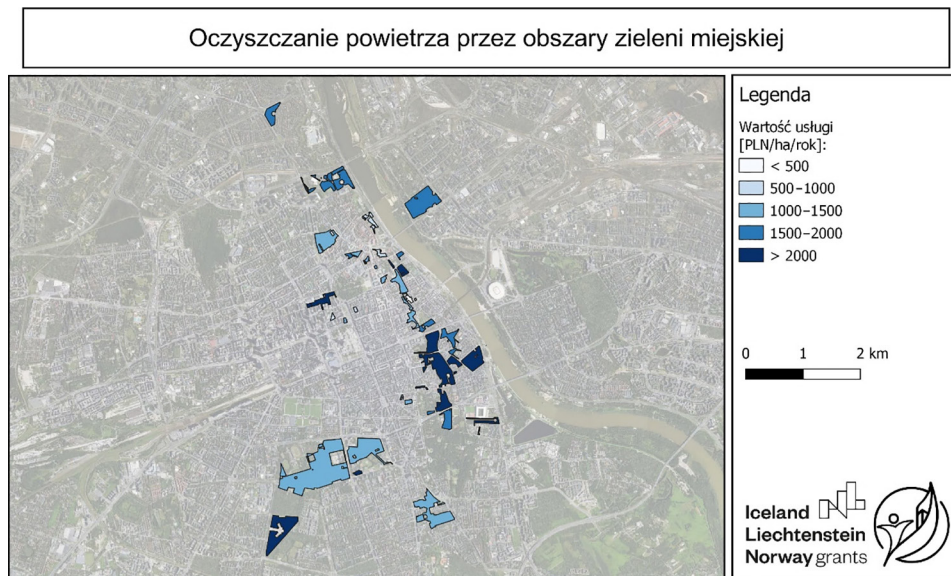
W ramach projektu ECOSERV-POL oszacowano ekonomiczną wartość niektórych usług ekosystemowych dostarczanych przez drzewa miejskie oraz przez lasy. Oczywiście w żadnym przypadku nie wyczerpują one wartości ekonomicznej badanych ekosystemów, a jedynie pokazują wartość części korzyści, jakie one świadczą. Niemniej nawet taka fragmentaryczna analiza może doprowadzić do pewnych wniosków, które są prezentowane poniżej.

Usługi ekosystemowe świadczone przez drzewa miejskie są wielorakie. Ich systemy korzeniowe wiążą glebę i zwalniają spływ powierzchniowy, umożliwiając przez to częściowo oszczędność na kosztach budowy kanalizacji burzowej. Liście drzew absorbują różne szkodliwe dla zdrowia substancje znajdujące się w powietrzu, którym ludzie oddychają. W rezultacie mniej osób cierpi na choroby układu oddechowego i mniejsze są wydatki na leczenie tych chorób. Widok drzew jest zazwyczaj dobrze odbierany przez mieszkańców, poprawia zdrowie psychiczne i dodatnio wpływa na ceny okolicznych nieruchomości. Ponadto drzewa stabilizują temperaturę otoczenia, a zwłaszcza łagodzą upały w lecie. Nie bez znaczenia jest także fakt, że drzewa magazynują węgiel, przyczyniając się do ograniczenia stężenia dwutlenku węgla w atmosferze, negatywnie oddziałującego na światowy klimat.

W badaniu wykonanym przez Szkop i in. (aneks 11.1) dokonano wyceny ekonomicznej wartości dwóch z wymienionych usług ekosystemowych drzew miejskich: (1) usuwania zanieczyszczeń oraz (2) magazynowania węgla. Korzyści te wyceniono na przykładzie drzew parkowych rosnących w Warszawie.

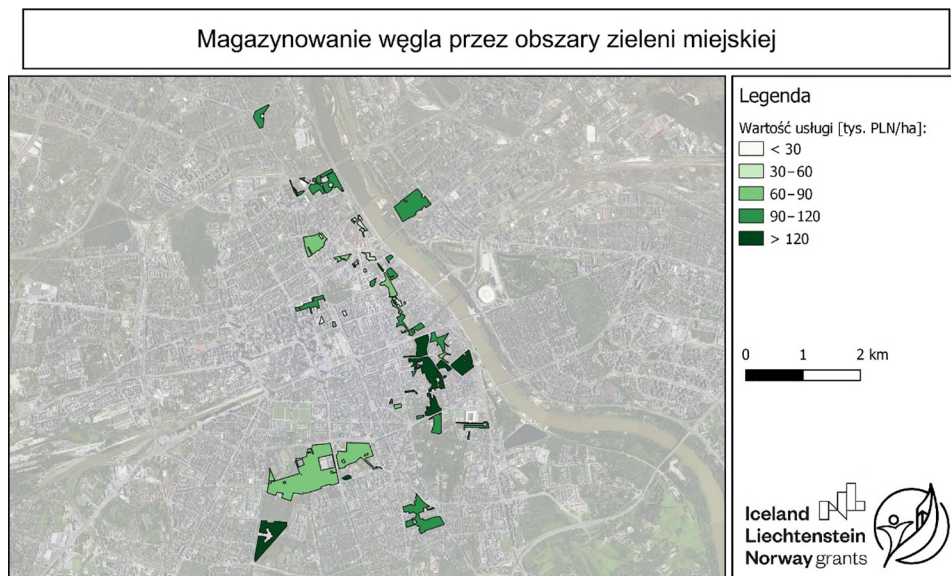
Badanie w części dotyczącej wyceny usługi usuwania zanieczyszczeń pokazało, że ekonomiczna wartość tej usługi może być oszacowana na od 1,8 do 2,5 mln zł rocznie. W przeliczeniu na 1 ha parku jest to od 1,5 do 2,2 tys. zł rocznie. Prezentację graficzną otrzymanych wyników w podziale na poszczególne obszary parkowe znajdujące się w Warszawie prezentuje rycina 3.

Trzeba zauważyć, że otrzymane tutaj wartości są prezentowane jako roczny strumień korzyści. Inaczej wygląda sytuacja, jeżeli chodzi o usługę magazynowania węgla, którą w przytoczonym badaniu zaprezentowano nie jako coroczną korzyść, świadczoną przez dany ekosystem, a jako jednorazową korzyść z tytułu uniknięcia katastrofy. Według otrzymanych wyliczeń, ponad 26 tys. drzew parkowych rosnących w warszawskich parkach magazynuje w swoich tkankach około 27 tys. ton węgla. Gdyby te drzewa znikły, do atmosfery dostałoby się dodatkowe około 100 tys. ton CO<sub>2</sub>. Analizowane drzewa rosły na terenie 14 parków miejskich o łącznej powierzchni 210 ha. Oznacza to, że usunięcie drzew pokrywających przeciętny 1 ha parku uwolniłoby do atmosfery około 450–500 ton CO<sub>2</sub>. Można zatem przyjąć, że działania mające na celu zwiększenie areалу parków miejskich o 1 ha ograniczą emisję tego gazu o właśnie taką wartość albo analogicznie – że likwidacja 1 ha parku spowoduje uwolnienie takiej ilości CO<sub>2</sub> do atmosfery. Koszt społeczny, jaki takie działanie by spowodowało, można zaś szacować na około 28,5 tys. zł/ha (zgodnie z wytycznymi szacowania tego kosztu



**Ryc. 3.** Oczyszczanie powietrza przez obszary zieleni miejskiej  
Źródło: Szkop i in. (aneks 11.1).

przez amerykańską administrację). Prezentację graficzną tych wyników w podziale na poszczególne obszary parkowe znajdujące się w Warszawie prezentuje rycina 4.



**Ryc. 4.** Magazynowanie węgla przez obszary zieleni miejskiej  
Źródło: Szkop i in. (aneks 11.1).

Analizując wyniki obu przytoczonych przykładów wyceny wartości ekonomicznej, należy pamiętać, że wyliczenia te w żadnej mierze nie wyczerpują ekonomicznych korzyści dostarczanych przez drzewa miejskie. Wynika to co najmniej z dwóch powodów. Po pierwsze, wyniki dotyczą tylko drzew parkowych, których liczbę szacuje się na około 150 tys., podczas gdy wszystkich drzew w Warszawie jest ponad 8 mln. Po drugie, dotyczą wyłącznie dwóch, wybranych usług ekosystemowych. Gdy uwzględnimy w rachunku ekonomicznym wszystkie korzyści, nie ulega wątpliwości, że wielokrotnie przewyższają one wydatki ponoszone na pielęgnację zieleni miejskiej i sadzenie drzew.

Również lasy dostarczają strumieni rozlicznych korzyści. Na ich ekonomiczną wartość składa się oczywiście grubizna, ale jej bynajmniej nie wyczerpuje. Jej roczny przyrost w Polsce wynosi 64,32 mln m<sup>3</sup> (GUS 2022). W przeliczeniu na hektar jest to 9,03 m<sup>3</sup>. Lasy Państwowe pozyskują około 75%, a więc większość tego przyrostu. Innymi słowy, fotosynteza w lesie strefy umiarkowanej pozwala na roczne przyrosty większe, niż się obecnie w Polsce pozyskuje. Na tej podstawie zarzuca się Lasom Państwowym pozyskanie mniejsze aniżeli pozwalające na trwałą gospodarkę, sztuczne ograniczanie sprzedaży i wykorzystanie pozycji monopolistycznej.

Roczne pozyskanie grubizny na poziomie 6,83 m<sup>3</sup>/ha skutkuje przyrostem drewna zmagazynowanego w polskich lasach. W latach 1990–2000 jego zapas wzrósł z 185 m<sup>3</sup>/ha do 211 m<sup>3</sup>/ha. Trudno byłoby twierdzić, że jest to tendencja niekorzystna. Jednak nawet, gdyby pozyskanie grubizny miało być na poziomie 100% rocznego przyrostu netto (uwzględniającego nie tylko fotosyntezę, ale również naturalny rozkład), to wynosiłoby ono 9,03 m<sup>3</sup>/ha rocznie. Ekonomiczna wartość tego pozyskania – rozumianego jako część „zaopatrzeniowej” usługi ekosystemu – wynosiłaby 1598 zł/ha/rok (zakładając, że wzrost pozyskania nie będzie miał wpływu na zmianę ceny).

Las dostarcza również żywności i surowców niesprowadzających się do grubizny. W Polsce w 2021 r. skupiono 11 338 t dziczyzny, 2337 t grzybów i 4337 t jagód o wartości rynkowej odpowiednio 152, 48 i 38 mln zł (GUS 2022). W przeliczeniu na jednostkę powierzchni daje to 334 zł/ha rocznie. Innymi słowy, ekonomiczna wartość usług zaopatrzeniowych świadczonych przez ekosystemy leśne może być szacowana na 1930 zł/ha/rok.

Nie były w Polsce prowadzone badania nad ekonomiczną wartością usług regulacyjnych świadczonych przez lasy. W zestawieniu Costanzy wynosi ona 189 dolarów/ha rocznie. Biorąc pod uwagę wartość dolara amerykańskiego z wczesnych lat 1990., można przyjąć, że obecnie odpowiada to kwocie 353 dolarów/ha rocznie. Teoretycznie zatem wynosi ona mniej, niż korzyści zaopatrzeniowe (ok. 1930 zł/ha/rok). Trzeba jednak zauważyć, że w rzeczywistości wyliczenia Costanzy dla usług regulacyjnych nie uwzględniały ich pełnego wachlarza – w tym czasie nie było przykładów takich wycen, na które autor mógłby się powołać, przygotowując owe zestawienie. Ponadto niektóre usługi ekosystemowe są dość skomplikowane, jeżeli chodzi o wycenę. Przykładem może być tutaj chociażby wspomniana wcześniej w kontekście drzew miejskich usługa magazynowania węgla. W przeciwieństwie do innych usług ekosystemowych świadczonych przez

drzewa – dotyczy zasobu, a nie rocznego strumienia. Nie oznacza to jednak, że nie warto o niej pamiętać.

Lasy, z racji zagęszczenia drzew tam występujących (w lasach rośnie co do zasady więcej drzew w przeliczeniu na jednostkę powierzchni niż np. w parkach miejskich), magazynują duże ilości węgla. Bharani i in. (2020) wyliczyli, że masa węgla magazynowanego w tkankach nadziemnych i podziemnych części roślin w przeliczeniu na jednostkę powierzchni wynosi dla lasów klimatu umiarkowanego od 500 do 625 tC/ha. Oznacza to, że nie dopuszczając do wylesienia 1 ha lasu w Polsce, zapobiegamy emisji od 1800 do 2300 ton CO<sub>2</sub> (masa utlenionego węgla jest większa niż pierwiastkowego węgla). Oczywiście są to wartości średnie i w niektórych przypadkach mogą być znacznie wyższe, a w niektórych niższe. Na przykład można wyciągnąć wniosek, że w lasach naturalnych, gdzie nie usuwa się martwej materii organicznej, wartości magazynowanego węgla będą znacznie wyższe niż w przypadku lasów gospodarczych, gdzie posusz jest na bieżąco usuwany. Przyjmując, za amerykańskimi dokumentami rządowymi, że koszt społeczny emisji jednej tony CO<sub>2</sub> wynosi 60 dolarów, wartość „usługi” polegającej na zmagazynowaniu tego gazu w lesie i tym samym uniknięciu takiego kosztu można by szacować na około 123 tys. zł/ha.

Jak widać, tak oszacowana kwota dla wyceny usługi magazynowania węgla przez lasy jest ogromna. Ponownie trzeba zauważyć, że w odróżnieniu od innych omawianych usług świadczonych przez drzewa, nie jest to wartość corocznie otrzymywanych korzyści (strumień), a wartość uniknięcia jednorazowego kosztu związanego z emisją, z jaką wiązałoby się wylesienie 1 ha lasu w Polsce. Nie można zatem na tej podstawie stwierdzić, czy ta korzyść jest bardziej czy mniej istotna od innych. Niemniej, biorąc pod uwagę, że w zestawieniu Costanzy nie była ona, przynajmniej bezpośrednio, uwzględniona (pośrednio może mieć wpływ na inne usługi regulacyjne), można podejrzewać, że wartość usług regulacyjnych świadczonych przez lasy w Polsce przewyższa wartość korzyści zaopatrzeniowych przez nie świadczonych.

Poza usługami zaopatrzeniowymi i regulacyjnymi ważnymi korzyściami świadczonymi przez lasy w Polsce są korzyści kulturowe. Jedną z nich jest rekreacja. Wartość tej usługi została zbadana przez Giergiczny i in. (2022). Badanie to dotyczyło lasów w Polsce, ze szczególnym uwzględnieniem lasów w sąsiedztwie Warszawy.

W literaturze funkcjonują różne sposoby mierzenia korzyści rekreacyjnych. Jednym z nich, zgodnym z rachunkowością PKB, jest mierzenie wydatków związanych z wizytą w lesie. W praktyce badacze ograniczają się jedynie do pomiaru wydatków związanych z podróżą do lasu. Wadą tego podejścia jest to, że wizytom, które odbywają się rowerem lub pieszo (w Polsce to ok. 40% wszystkich wizyt), przypisana wartość jest równa zero, zaletą zaś jest zgodność z PKB. Część ekonomistów kwestionuje podejście ograniczające się jedynie do uwzględnienia kosztu, argumentują oni, że korzyści rekreacyjne z tytułu wizyty w lesie są klasycznym przykładem dobra publicznego, które z definicji nie jest przedmiotem transakcji rynkowych i poprawnym sposobem mierzenia wartości rekreacji są miary dobrobytu zgodne z teorią ekonomii, czyli gotowość do płacenia lub

**Tabela 1.** Wskaźniki wartości rekreacyjnej lasów w Polsce i lasów aglomeracji warszawskiej

	Polska	Lasy aglomeracji warszawskiej
Koszt/wizytę/osobę (w zł)	8,1	7,6
Nadwyżka konsumenta na podstawie kosztu podróży (w zł)	12,6	11,5
Nadwyżka konsumenta na podstawie kosztu i czasu podróży (w zł)	21,7	18,5
Całkowita liczba wizyt w roku (w mln)	1020,7	33,5
Koszt_dojazdu (zł/ha)	383,9	1308,9
Ekwiwalent_kosztu (zł/ha)	899,7	2883,1
CS_TC (zł/ha)	1422,9	4561,6
CS_TC_TT (zł/ha)	2448,6	7270,4

Źródło: Giergiczny i in. (2022).

nadwyżka konsumenta. W tabeli 1 przedstawiono różne miary wartości rekreacji dla próby ogólnopolskiej i dla mieszkańców aglomeracji warszawskiej. W przypadku badania ogólnopolskiego (reprezentatywna próba 4000 mieszkańców) wartość rekreacji w przeliczeniu na osobę i wizytę wynosi od 8 zł (jedynie koszt podróży) do 22 zł w przypadku nadwyżki konsumenta po wzięciu pod uwagę kosztu podróży i wartości czasu.

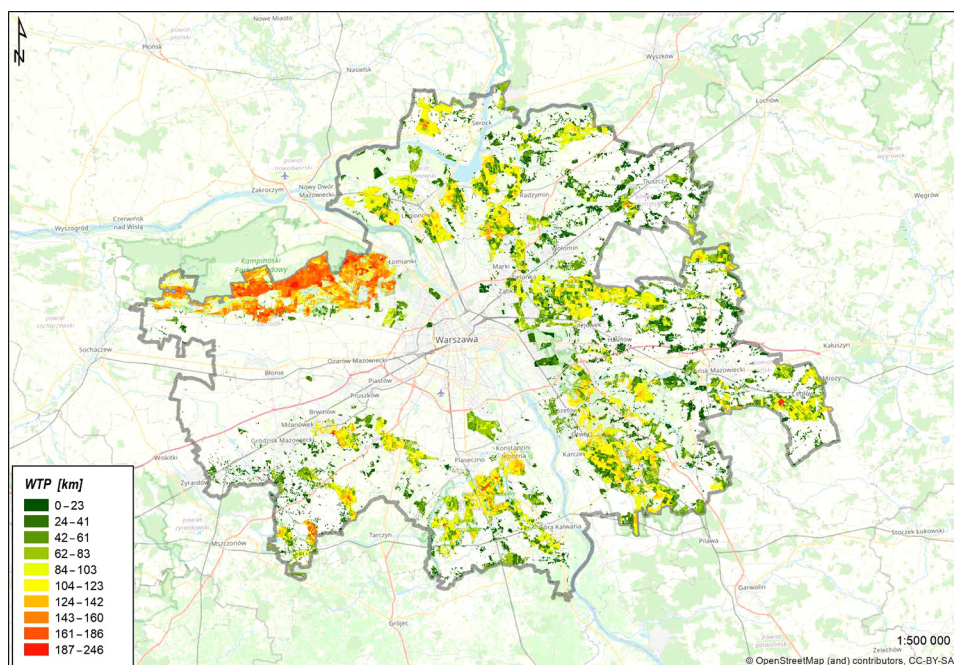
Po uwzględnieniu wszystkich wizyt w Polsce w roku badanie wykazało, że w przypadku miary bazującej jedynie na faktycznie poniesionym koszcie średnia korzyść rekreacyjna dostarczana przez polskie lasy wynosi 899 zł/ha, a dla lasów aglomeracji warszawskiej 2883 zł/ha. Podczas gdy w przypadku nadwyżki konsumenta opartej na koszcie podróży i wartości czasu miara ta wynosi średnio 2448 zł/ha dla lasów w Polsce i 7270 zł/ha dla lasów aglomeracji warszawskiej. Widać zatem, że średnia wartość korzyści rekreacyjnych na terenie aglomeracji warszawskiej jest około 3 razy wyższa niż średnia dla Polski. Można także podejrzewać, że szczególnie dla tych lasów jest ona większa niż wartość świadczonych przez nie usług zaopatrzeniowych (1930 zł/ha/rok), a być może też regulacyjnych (jest to trudne do zweryfikowania, o czym napisano powyżej). Niezależnie od szczegółów w zakresie tej proporcji, z całą pewnością można stwierdzić, że korzyści rekreacyjne generują wysokie wartości, a tym samym potencjał rekreacyjny nie powinien być zaniedbywany przy planowaniu. Warto ponadto odnotować, że korzyści rekreacyjne nie wyczerpują puli wszystkich korzyści kulturowych świadczonych przez drzewa miejskie, takich jak chociażby wszelakie korzyści pozaużytkowe.

Zestawienie korzyści kulturowych dostarczanych przez lasy w Polsce z korzyściami dostarczonymi przez lasy aglomeracji warszawskiej prowadzi do wniosku, że usługi ekosystemowe dostarczane przez lasy różnią się przestrzennie. Fakt, że lasy na terenie aglomeracji warszawskiej dostarczają znacznie większych korzyści w przeliczeniu na hektar nie powinien być zaskoczeniem. Warszawa jest miastem

z największą liczbą ludności. Ponieważ podróż do lasu wiąże się z kosztem, a co chyba nawet istotniejsze – z koniecznością poświęcenia czasu, ludzie w naturalny sposób dążą do odwiedzania najbliższych położonych miejsc, które są w stanie zaspokoić ich potrzeby kontaktu z naturą.

Giergiczny i in. (2022) dokonali mapowania korzyści rekreacyjnych dostarczanych przez lasy aglomeracji warszawskiej. Według naszej wiedzy jest to pierwsza przestrzenna analiza usług kulturowych dostarczanych przez lasy, w której korzyści rekreacyjne dostarczane przez lasy są funkcją charakterystyk lasów (tj. wieku drzewostanu, typu lasu, liczby gatunków tworzących drzewostan, zróżnicowania wiekowego drzew tworzących drzewostan), a także powierzchni lasu i statusu ochronnego (park narodowy lub rezerwat). W badaniu zmapowano potencjał i wartość rekreacyjną dostarczaną przez lasy na terenie aglomeracji warszawskiej.

Potencjał rekreacyjny zdefiniowano jako zdolność obiektu do dostarczania korzyści rekreacyjnych, podczas gdy wartość oznacza faktyczną korzyść, która powstaje w momencie odwiedzania obiektu. Oznacza to, że las o identycznych cechach (przez cechy rozumiemy zarówno charakterystykę drzewostanu, jak i inne cechy przestrzenne mające wpływ na korzyści rekreacyjne) będzie miał identyczny potencjał, ale może mieć bardzo różną wartość rekreacyjną. Wartość bowiem jest związana z popytem na dany obiekt, który z kolei zależy od ceny, czyli w przypadku rekreacji od odległości od miejsca zamieszkania do badanego obiektu. Oznacza to, że las w miejscu o wyższej gęstości zaludnienia będzie miał wyższą wartość



**Ryc. 5.** Mapa potencjału rekreacyjnego lasów aglomeracji warszawskiej  
 Źródło: Giergiczny i in. (2022).

rekreacyjną niż identyczny las w miejscu o niewielkiej gęstości zaludnienia. Na rycinie 5 przedstawiono potencjał rekreacyjny lasów aglomeracji warszawskiej.

Potencjał rekreacyjny lasów aglomeracji warszawskiej waha się w zakresie 11–246 km. Wskaźnik 246 km oznacza, że osoba byłaby gotowa podróżować 246 km (dystans w obie strony), aby odwiedzić las o cechach dla danego wydzielenia. Tak wysoka miara wskaźnika WTP będzie miała miejsce w przypadku mieszanego wielogatunkowego drzewostanu w wieku 140+, w którym nie prowadzi się pozyskania, którego powierzchnia przekracza 1000 ha i który ma status ochronny rezerwatu lub parku narodowego. Mapowanie potencjału rekreacyjnego zostało przeprowadzone dla pododdziałów (obszar o homogenicznym drzewostanie i powierzchni ok. 6 ha). Potencjał rekreacyjny można interpretować jako podaż kulturowej usługi ekosystemowej (rekreacji). Natomiast oszacowanie wskaźnika wartości wymaga uwzględnienia również popytu, który w przypadku rekreacji zależy od gęstości zaludnienia. Na rycinie 6 przedstawiono mapę gęstości zaludnienia oraz mapę wartości rekreacyjnej lasów aglomeracji warszawskiej.

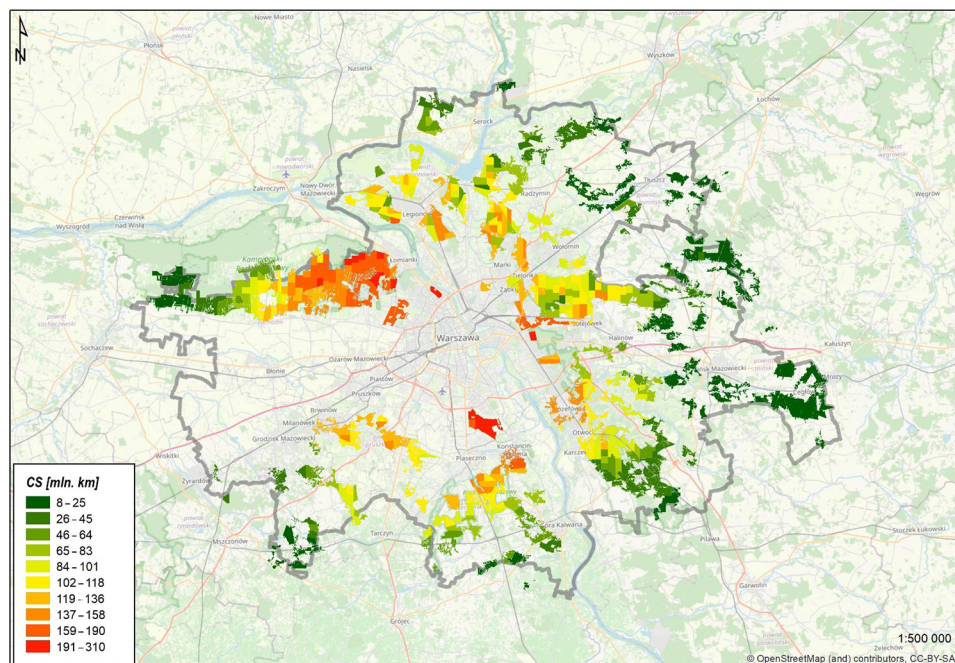
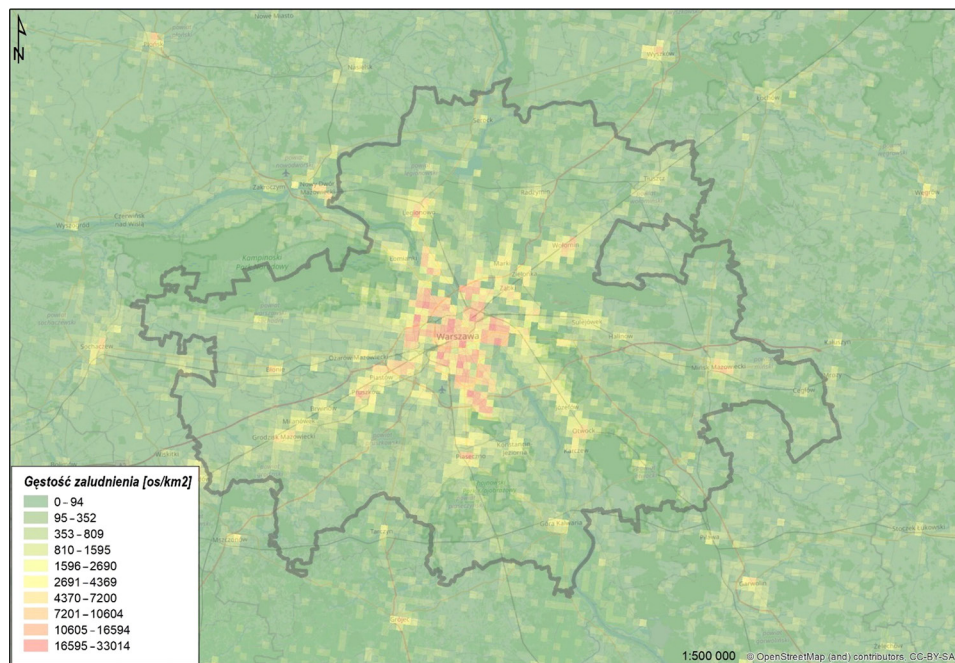
Badanie pokazuje, że bez względu na wybrany wskaźnik, lasy w Polsce różnią się potencjałem i wartością rekreacyjną. Średnia wartość korzyści rekreacyjnych na terenie aglomeracji warszawskiej jest około 3 razy wyższa niż średnia dla Polski, a przestrzenne zróżnicowanie wartości w obrębie tej aglomeracji sięga stosunku 1:40.

W gospodarce leśnej częstą praktyką jest preferowanie funkcji surowcowych, ponieważ w odróżnieniu od pozostałych generują one wymierny dochód pieniężny. Jednak fakt, że jakieś usługi nie są przedmiotem transakcji rynkowych, nie oznacza, że nie są one istotne społecznie. Korzyści pozaprodukcyjne są równie realne jak korzyści z tytułu pozyskania drewna. Znalezienie sposobu użytkowania, który maksymalizuje dobrobyt społeczny, wymaga uwzględnienia szerokiego wachlarza usług ekosystemowych, analizy synergii kosztów i pomiędzy różnymi rodzajami usług.

Analogicznie do zarządzania lasami kwestia ta dotyczy także zarządzania zielenią miejską. Przykładowo decyzje o nasadzeniach zastępczych usuwanych drzew nie są podejmowane w taki sposób, aby uwzględniały wpływ drzew na dobrobyt społeczny i aby go maksymalizowały.

Wskazanie optymalnego przestrzennie zarządzania lasami i zielenią miejską wymaga kwantyfikacji usług ekosystemowych, najlepiej za pomocą tej samej miary. Najczęściej tą wspólną miarą dla wszystkich dóbr i usług jest wycena pieniężna tam, gdzie to możliwe wykorzystująca ceny rynkowe, a tam, gdzie to niemożliwe, bazująca na badaniach preferencji. Podejście to wymaga jednak wyceny usług ekosystemowych i określenia relacji pomiędzy nimi, gdyż usługi ekosystemowe są ze sobą wzajemnie powiązane, np. maksymalizacja korzyści z pozyskania drewna w wielu przypadkach oznacza zmniejszenie korzyści z tytułu innych usług. Więcej na temat praktycznego wykorzystania ekonomicznej wartości usług ekosystemowych w kolejnym podrozdziale.





Ryc. 6. Mapa gęstości zaludnienia (u góry) oraz mapa wartości rekreacyjnej lasów (u dołu) aglomeracji warszawskiej  
Źródło: Giergiczny i in. (2022).

## 6. Praktyczne wykorzystanie ekonomicznej wartości usług ekosystemowych

Nie ulega wątpliwości, że wartość usług ekosystemowych jest zróżnicowana i zależy od sposobu wykorzystania terenu. Można postawić pytanie, czy wskaźniki ekonomicznej wartości usług ekosystemowych mają praktyczne zastosowanie w decyzjach dotyczących tego wykorzystania na poziomie krajowym, regionalnym i lokalnym.

W przypadku drzew miejskich – niejako z definicji – jeśli rozpatrywać praktyczne zastosowanie wyceny korzyści, jakie one świadczą, otrzymane wskaźniki mogą mieć praktyczne zastosowanie przede wszystkim przy podejmowaniu decyzji na szczeblu lokalnym – miejskim. Wskaźniki wartości usług ekosystemowych drzew miejskich mogą zostać użyte do wdrażania nowego systemowego podejścia w zakresie spraw związanych z ochroną środowiska. Ich potencjalne zastosowanie jest możliwe w wielu obszarach, takich jak: partycypacja społeczna, analiza kosztów i szacowanie korzyści w ramach podejmowanych decyzji planistycznych i lokalizacyjnych, wariantowanie inwestycji, wytyczanie przestrzennych kierunków rozwoju dla terenów zieleni itp. Dodatkowo z punktu widzenia zarządzania zielenią wskaźniki takie mogą stanowić istotne wsparcie w procesach decyzyjnych i działaniach jednostek miejskich, np. jako wsparcie dla prowadzonych postępowań administracyjnych dotyczących wycinek drzew, decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach planowanych przedsięwzięć, w realizacji i ocenie miejskich inwestycji, projektach budżetu obywatelskiego oraz planowaniu kompensacji przyrodniczej.

Gospodarka leśna stanowi dobry przykład ewentualnego wykorzystania tych wskaźników na różnych poziomach. Oszacowanie ekonomicznej wartości usług ekosystemowych w rozbiciu na usługi zaopatrzeniowe, kulturowe i regulacyjne unaocznia fakt, że pierwsze mogą być łatwo spożytkowane przez właściciela lasu, drugie są ważne dla osób zamieszkujących okolicę, ostatnie zaś są istotne głównie na poziomie kraju.

Na poziomie krajowym ważny jest fakt, że usługi regulacyjne są dużo cenniejsze niż zaopatrzeniowe. Może to stanowić przesłankę do podjęcia decyzji o utrzymaniu lesistości większej, niż wynikałoby z wzięcia pod uwagę tylko produkcji grubizny. Dotychczasowe rozstrzygnięcia dotyczące zagospodarowania terenu uwzględniały fakt, że nieleśne przeznaczenie gruntów pozwala na efekty gospodarcze bardziej wartościowe niż to, co może zapewnić las. Jeśli się okazuje, że las zapewnia więcej, niż dotychczas sądzono, to warto poświęcić mu więcej terenu.

Od kilkudziesięciu lat od gospodarki leśnej oczekuje się realizowania trzech funkcji: produkcyjnej, ekologicznej i rekreacyjnej. Tak rozumiane leśnictwo wielofunkcyjne ma oczywiście uzasadnienie. Kontrowersje zaczynają się dopiero wówczas, gdy należy podjąć decyzję, w jakiej skali łączenie owych trzech funkcji ma się realizować. Czy na szczeblu kraju, czy na szczeblu niedużego wydziałenia? Doniosłość wszystkich trzech funkcji na szczeblu kraju czy wielkoskalowego regionu nie ulega wątpliwości. Natomiast absurdem byłoby oczekiwanie, że każdy

skrawek lasu może sensownie maksymalizować funkcję produkcyjną, ekologiczną i rekreacyjną.

Sądzi się niekiedy, że funkcje ekologiczna i rekreacyjna są nie do pogodzenia; ludzie rzekomo nie chcą odwiedzać lasów, w których zachodzą naturalne procesy ekologiczne (wymagające m.in. nieuprzętań martwego drewna). Badania przeprowadzone na Uniwersytecie Warszawskim przeczą tej opinii. Oczywiście rezerwat ścisły, w którym wszystko pozostawia się naturalnym procesom ekologicznym, nie może być traktowany jako ulubione miejsce rekreacji. Jednak obecność umiarkowanej ilości martwego drewna jest traktowana jako atrakcja. Tak więc funkcje ekologiczna i rekreacyjna nie muszą się wykluczać.

Nie da się natomiast pogodzić z nimi funkcji produkcyjnej. Wynika to m.in. z badań empirycznych, które dokumentują, że ludzie gotowi są odwiedzić nawet dalszy las, żeby nie natknąć się na czynności pielęgnacyjne albo pozyskanie drewna.

A zatem trudno wyobrazić sobie realizację wszystkich trzech funkcji lasu w jednym miejscu. Wydaje się, że zaczęło to już być praktykowane w polskich lasach będących w zarządzie Lasów Państwowych i nie ma presji, żeby maksymalizować pozyskanie drewna w okolicach wielkich aglomeracji, gdzie popyt na rekreację jest największy. Zarządzający lasami będącymi własnością Skarbu Państwa mogli dojść do takiego przekonania, kierując się intuicją. Ale przestrzenne rozgraniczenie powierzchni predestynowanych do pełnienia poszczególnych funkcji może przecież także wynikać z porównania ekonomicznej wartości usług ekosystemowych. Skoro bliskość aglomeracji skutkuje dużą liczbą potencjalnych wizyt w lesie, z których każda oznacza realizację pewnej nadwyżki ekonomicznej, to ich suma również będzie tam duża. Byłoby więc niewłaściwe lokowanie w takiej okolicy lasów nastawionych na maksymalizację funkcji produkcyjnej, bo osiągnięta w ten sposób ekonomiczna wartość usług ekosystemowych okazałaby się mniejsza, niż to jest możliwe.

\* \* \*

Należy podkreślić, że wartość ekonomiczna nie musi być równoznaczna z tym, co niektórzy określają mianem wartości monetarnej. Ta ostatnia stanowi wynik przeliczenia na pieniądze tego, co wydaje się cenne. Jeśli stawki służące temu przeliczeniu odpowiadają proporcjom, w jakich ludzie gotowi są poświęcać jedne dobra dla drugich, to rzeczywiście otrzymuje się wartość ekonomiczną. Jednak w praktyce poszukiwania wartości monetarnych bywa różnie: stawki dobierane bywają bez związku z danymi świadczącymi o faktycznych zachowaniach lub preferencjach ludzi. W niniejszym rozdziale staraliśmy się pokazać, jak wartości ekonomiczne są rozumiane w nauce ekonomii i jak mogłyby być wykorzystane w zarządzaniu ochroną środowiska.

Należy też podkreślić, że ekonomia nie uzurpuje sobie prawa do rozstrzygnięcia trudnych dylematów. Definiowana w niej wartość ekonomiczna nie zastępuje wartości sentymentalnych, patriotycznych, kulturowych, religijnych, naukowych czy jeszcze innych. Dla wielu osób są one nie mniej ważne i może nawet bardziej oczywiste. Powinny być badane i uwzględniane w praktycznych decyzjach. Zaletą

wartości ekonomicznych jest jednak ich niearbitralność. To bowiem, co dla jednych ma np. wysoką wartość religijną, dla innych może mieć niską. Tymczasem trudno uznać za arbitralny fakt, że ludzie gotowi są poświęcać jedne dobra na rzecz innych w pewnych proporcjach. Rzecz jasna każdy z nas może się dziwić owym wyborom, ale nie mogą one być ignorowane.

Pojmowanie wartości ekonomicznych bywa źródłem nieporozumień. Poprawne ich oszacowanie powinno uwzględniać, po pierwsze, uzgodnienie jednostki pomiaru; najpowszechniej występuje w tej roli pieniądź, za pomocą którego ludzie dokonują wyborów, ale można w tej roli przyjąć inny rodzaj poświęcenia – na przykład podróży, jaką trzeba przedsięwziąć – wymagany w celu zapewnienia sobie danego dobra. Po drugie, należy unikać szacunków opartych na opiniach – choćby uzasadnionych przyrodniczo – jeśli nie są zgodne z faktycznymi wyborami dokonywanymi przez konsumentów (albo z wiarygodnie wyrażanymi przez nich deklaracjami). Po trzecie wreszcie, w przypadku usług ekosystemowych trzeba uwzględniać fakt, że nie tylko przyroda, ale również inne czynniki produkcji przyczyniają się do tworzenia wartości ekonomicznych; ignorowanie tego powoduje ich przeszacowanie, ale ma też daleko groźniejsze konsekwencje, bo skutkuje całkowitym podważeniem wkładu przyrody do gospodarki.

## Literatura

- Bharani A., Ramjani S., 2020. Biomass Carbon Capture And Sequestration. *AgroScience Today*, (1): 5–9.
- Brander L.M., Beukering V.P., Balzan M., Broekx S., Liekens I., Marta-Pedroso C., Szkop Z., Vause J., Maes, J., Santos-Martin F., Potschin-Young M., 2018. Report on economic mapping and assessment methods for ecosystem services. Deliverable D3. 2 EU Horizon 2020 ESERALDA Project, Grant agreement No. 642007.
- CICES (Common International Classification of Ecosystem Services), 2017. Towards a common classification of ecosystem services (<http://cices.eu>).
- Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Faber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P., van den Belt M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253–260.
- Giergiczny M., Draus B., Szkop Z., Wasiak A., Valasiuk S., Żylicz T., 2022. Wykonanie drugiego studium przypadku dla ekonomicznych wartości usług ekosystemowych. Raport techniczny. Projekt EcoServ, EOG Grants.
- Giergiczny M., Valasiuk S., De Salvo M., Signorello G., 2014. Value of forest recreation. Meta-analyses of the European valuation studies. *Economics and Environment*, 4(51): 76–83.
- TEEB, 2010. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. Earthscan, London–Waszyngton.
- Żylicz T., Giergiczny M., 2013. Wycena pozaprodukcyjnych funkcji lasu. Raport dla Dyrekcji Generalnej Lasów Państwowych w Warszawie.



# Słowniczek pojęć

## I. Pojęcia ogólne

O ile nie wskazano inaczej, definicje pojęć ogólnych podano za opracowaniem Potschin-Young i in. (2018), odzwierciedlającym ustalenia paneuropejskiego projektu ESMA-ERALDA – *Enhancing ecoSystem sERvices mApping for poLicy and Decision mAking*.

**Kapitał przyrodniczy** (ang. *natural capital*) – elementy układów przyrodniczych, które bezpośrednio lub pośrednio wytwarzają wartość dla ludzi, w tym ekosystemy, gatunki, powierzchnia ziemi, minerały, powietrze, a także przyrodnicze procesy i funkcje.

**Potencjał do dostarczania usług ekosystemowych** – wkład układów przyrodniczych w generowanie usług ekosystemowych. Mierzy ilość usług, które mogą być dostarczone lub wykorzystane w sposób zrównoważony na określonym terenie. Potencjał ten należy oceniać w odpowiednio długim okresie czasu.

**Rozwiązania oparte na zasobach przyrody** (ang. *nature based solutions*, NBS) – rozwiązania wspomagane przez przyrodę, dostarczające jednocześnie korzyści społecznych, ekonomicznych i ekologicznych, mające na celu sprostanie w sposób zasobooszczędny i elastyczny wyzwaniom zrównoważonego rozwoju (Dorst i in. 2019).

**Rzeczywiste wykorzystanie usług ekosystemowych** (ang. *ecosystem service flow*) – poziom usług ekosystemowych, który jest faktycznie uruchomiony na określonym obszarze i w określonym czasie.

**Skala przestrzenna** – reprezentuje stosunek odległości między dwoma punktami na mapie do odpowiadającej im odległości w terenie.

**Ślad ekologiczny** – zapotrzebowanie na powierzchnię biologicznie produktywną obszaru lądowego i morskiego indywidualnej osoby, regionu, całej ludzkości lub określonej działalności człowieka (<https://www.footprintnetwork.org/faq/>).

**Usługi (świadczenia) ekosystemowe** (ang. *ecosystem services*) – wkład ekosystemów do wartości ujawniających się przy ekonomicznych, społecznych, kulturowych i innych formach działalności człowieka.

**Usługi kulturowe** – niematerialne korzyści dla człowieka uzyskiwane dzięki ekosystemom, które wpływają na dobrostan fizyczny i psychiczny ludzi.

**Usługi regulacyjne z podtrzymującymi** – wszystkie sposoby, w jakie układy przyrodnicze mogą regulować otaczające środowisko, przynosząc poprawę dobrostanu człowieka. Obejmuje to szczególnie łagodzenie oddziaływania odpadów lub substancji toksycznych przez procesy biologiczne.

**Usługi zaopatrzeniowe** – produkty materialne i energia uzyskiwane z ekosystemów, które przyczyniają się do dobrostanu ludzi.

**Wartości ekologiczne** – niematerialna ocena integralności, zdrowia lub odporności układów przyrodniczych jako wskaźników dla określenia krytycznych progów i minimalnych wymagań dotyczących świadczenia usług ekosystemowych.

**Wartości ekonomiczne** – wartość określonego dobra lub usługi w określonym kontekście (np. podejmowania decyzji) w kategoriach ekonomicznych.

**Wartości społeczno-kulturowe** – postrzegane znaczenie lub preferencje, jakie ludzie mają dla określonych korzyści z ekosystemów, oszacowane w kategoriach innych niż monetarna.

**Wiązka usług ekosystemowych** (ang. *ecosystem services bundles*) – zestaw usług ekosystemowych, które zwykle pojawiają się razem w czasie i przestrzeni. Wiązki usług mogą być rozpatrywane od strony podażowej jako potencjał ekosystemów do dostarczania zestawu usług. Druga perspektywa to rozpatrywanie od strony popytowej, czyli jako zestawu usług, których ludzie oczekują od ekosystemów.

**Wzajemne wzmacnianie usług** (ang. *ecosystem services synergies*) – powstaje, gdy wzrost poziomu jednej usługi ekosystemowej stymuluje rozwój innej.

**Wzajemne osłabianie usług** (ang. *ecosystem services trade-offs*) – występuje, gdy świadczenie jednej usługi ekosystemowej jest ograniczone w wyniku zwiększonego wykorzystania innej.

**Zapotrzebowanie na usługi ekosystemowe** – potrzeby w zakresie określonych usług ekosystemowych ze strony społeczeństwa, określonych grup interesariuszy lub jednostek. Zależą one od kilku czynników, takich jak hierarchia wartości, dostępność środków do zaspokojenia potrzeb albo możliwości wyboru.

## II. Pojęcia związane z ekosystemami leśnymi

**Cięcia odnowieniowe** – zabieg hodowlany mający na celu umożliwienie wzrostu młodego pokolenia drzewostanu (opracowanie autorskie).

**Cięcia pielęgnacyjne** – cięcia stwarzające korzystne warunki wzrostu i rozwoju drzew o lepszej wartości hodowlanej; w zależności od wieku drzewostanu wyróżniamy: czyszczenia wczesne, czyszczenia późne oraz trzebież wczesną i trzebież późną (PGLLP 2023).

**Drzewostan** – zbiorowisko drzew rosnących na pewnym obszarze, wzajemnie na siebie oddziałujących, jednorodne pod względem przyrodniczym i gospodarczym, budowy, wieku i związku z warunkami siedliskowymi, powstałe w wyniku jednego zabiegu odnowieniowego, naturalnego (samosiew) lub sztucznego. Drzewostany są najmniejszymi jednostkami ewidencji i planowania, wyodrębnionymi w lesie w toku prac taksacyjnych ze względu m.in. na konieczność stosowania odmiennych zabiegów gospodarczych (PGLLP 2023).

**Miąższość drewna** – objętość drewna, mierzona w metrach sześciennych (m<sup>3</sup>) (CILP 2022).

- Obręb leśny** – obszar nadleśnictwa wydzielony do celów adresowych; jest jednostką pośrednią (pod względem powierzchni) między nadleśnictwem a leśnictwem (CILP 2012). W nadleśnictwach wyodrębnia się od 1 do 4 obrębów.
- Oddział leśny** – jednostka podziału lasu wyodrębniona do celów gospodarczych; dzieli się na pododdziały (PGLLP 2023).
- Plan ochrony** – dokument planistyczny sporządzany dla parku narodowego, rezerwatu przyrody i parku krajobrazowego, określający m.in. cele ochrony przyrody, identyfikację istniejących i potencjalnych zagrożeń oraz sposoby ich eliminacji lub ograniczenia, a także działania ochronne na danym obszarze (Ustawa 2004).
- Plan urządzenia lasu** – podstawowy dokument gospodarki leśnej opracowywany dla określonego obiektu, zawierający opis i ocenę stanu lasu oraz cele, zadania i sposoby prowadzenia gospodarki leśnej (Ustawa 1991).
- Plan zadań ochronnych** – dokument planistyczny, sporządzany i realizowany dla obszaru Natura 2000 lub dla obszaru mającego znaczenie dla Wspólnoty, lecz jeszcze niezatwierdzonego (Ustawa 2004).
- Uproszczony plan urządzenia lasu** – plan opracowywany dla lasu o obszarze co najmniej 10 ha, stanowiącego zwarty kompleks leśny, zawierający skrócony opis lasu i gruntów przeznaczonych do zalesienia oraz podstawowe zadania dotyczące gospodarki leśnej (Ustawa 1991).
- Wiek rębności (wiek dojrzałości rębnej)** – wiek, w którym drzewostan (lub drzewo) najlepiej spełnia określony cel produkcji; przy ustalaniu wieku rębności uwzględnia się m.in. założenia ekonomiczne, funkcje społeczne lasów, jakość i zdrowotność drzewostanów, z tego względu wyznaczenie wieku rębności nie może być jednoznaczne (PGLLP 2023).
- Wydzielenie leśne (pododdział)** – najniższa jednostka podziału lasu (PGLLP 2023).
- Zasobność drzewostanu** – zapas na pniu w przeliczeniu na 1 ha (CILP 2022).
- Zapas drzewostanu (miąższość drzewostanu)** – suma miąższości wszystkich drzew w drzewostanie mierzona w metrach sześciennych (m<sup>3</sup>) (PGLLP 2023).

### III. Pojęcia związane z agroekosystemami

- Agroekologia** – holistyczne podejście, w którym promowana jest zrównoważona produkcja rolna przy jednoczesnej trosce o środowisko naturalne – polega na harmonizowaniu metod naturalnych i usług ekosystemowych poprzez zwiększenie odporności i różnorodności gospodarstw rolnych. Wprowadzenie tego podejścia umożliwi pełną transformację rolnictwa i systemów żywnościowych (<https://cordis.europa.eu/article/id/430692-agroecology-transitioning-toward-sustainable-climate-and-ecosystem-friendly-farming-and-food/pl>).
- Bezpieczeństwo żywnościowe** – sytuacja, w której wszyscy ludzie mają stały fizyczny, społeczny i ekonomiczny dostęp do wystarczającej ilości bezpiecznej i pożywnej żywności, zaspokajającej ich potrzeby i preferencje żywieniowe



i w ten sposób umożliwiającej im prowadzenie zdrowego i aktywnego życia (Clay 2002, FAO 2003).

**Bezpieczeństwo żywności** – ogół koniecznych do spełnienia warunków i działań, które muszą być podjęte podczas wszystkich etapów procesu produkcji żywności i obrotu handlowego żywnością, celem zapewnienia bezpieczeństwa życia i zdrowia konsumentów (<https://ncez.pzh.gov.pl> › informacje-dla-producentow, Ustawa 2006).

**Bioenergia** – energia wytwarzana z biomasy lub biopaliwa. Biomasa to każdy materiał organiczny, który pochłonił światło słoneczne i zmagazynował je w postaci energii chemicznej. Przykładami są drewno, uprawy energetyczne i odpady z lasów lub gospodarstw rolnych (IPCC 2012).

**Bioprodukty** – to artykuły wyprodukowane z odnawialnych materiałów biogenicznych (zwanymi również „biomasą”) (<https://www.biobasedconsultancy.com/pl/o-bioproduktach>).

**Bonitacja** – podział opracowany do oceny jakości gleby pod względem wartości użytkowej, uwzględniający żyzność gleby, stosunki wodne w glebie, stopień kultury gleby i trudność uprawy w powiązaniu z agroklimatem, rzeźbą terenu oraz niektórymi elementami stosunków gospodarczych. Wartość bonitacji wyraża się w klasach gruntu. Na podstawie tego podziału wymierza się podatek gruntowy (Zawadzki 1999, Rozporządzenie 2012, Mocek 2015).

**Retencja glebowa** – polega na zatrzymaniu wody w profilu glebowym, w tzw. strefie nienasyconej, powyżej zwierciadła wody gruntowej. Wielkość retencji glebowej uzależniona jest od rodzaju, składu mechanicznego i chemicznego gleby oraz jej struktury. Na przykład gleby piaszczyste, ropy i gliny charakteryzują się niewielką zdolnością do gromadzenia wody. Możliwa jest jednak poprawa struktury gleby i zwiększenie jej zdolności retencyjnych. Służą temu odpowiednie zabiegi agrotechniczne, ale także rozszczelnienie powierzchni gleby (<https://www.gov.pl/web/retencja/retencja-glebowa>, [http://www.mala-retencja.pl/images/platforma\\_ed/lekcje/Retencja\\_wody\\_w\\_glebie.pdf](http://www.mala-retencja.pl/images/platforma_ed/lekcje/Retencja_wody_w_glebie.pdf)).

**Kompleksy rolniczej przydatności gleb (kompleksy glebowo-rolnicze)** – opracowany dla obszaru Polski zespół jednostek taksonomicznych gleb. Każda jednostka grupuje gleby cechujące się zbliżonymi właściwościami rolniczymi, które mogą być podobnie użytkowane. Podział gleb został opracowany w IUNG w oparciu o przydatność gleb do uprawy roślin wskaźnikowych i współwskaźnikowych (Zawadzki 1999, Mocek 2015).

**Płodozmian** – system zagospodarowania ziemi uprawnej, oparty na zaplanowanym z góry na wiele lat następstwie roślin po sobie, na wyznaczonym do tego celu obszarze podzielonym na pola, jednocześnie dostosowany do specyficznych warunków rolniczo-ekonomicznych gospodarstwa (Bilski, Pikosz 2020).

**Produkt tradycyjny** – produkt udokumentowany jako będący w użyciu na rynku krajowym przez okres umożliwiający przekaz z pokolenia na pokolenie; okres ten ma wynosić co najmniej 30 lat. Ustanowiony, aby wesprzeć producentów wyrobów związanych z danym obszarem geograficznym (<https://www.gov.pl/attachment/9d28e1f4-66e7-4e92-9c09-7c743702d210>).

**Produkt Chroniony Nazwą Pochodzenia (ChNP)** – nazwy, które mają najmocniejsze powiązania z miejscem geograficznym, w którym te produkty są wytwarzane. Dotyczy produktów: spożywczych, rolnych i win. Chronione Nazwy Pochodzenia stosuje się do produktów bardzo silnie związanych z danym obszarem geograficznym ([https://agriculture.ec.europa.eu/farming/geographical-indications-and-quality-schemes/geographical-indications-and-quality-schemes-explained\\_pl#pgi](https://agriculture.ec.europa.eu/farming/geographical-indications-and-quality-schemes/geographical-indications-and-quality-schemes-explained_pl#pgi)).

**Produkt Chroniony Oznaczeniem Geograficznym (ChOG)** – podkreśla związek między konkretnym regionem geograficznym a nazwą produktu, przy czym szczególną jakość produktu, jego renomę lub inną cechę można w dużej mierze przypisać jego pochodzeniu geograficznemu ([https://agriculture.ec.europa.eu/farming/geographical-indications-and-quality-schemes/geographical-indications-and-quality-schemes-explained\\_pl#pgi](https://agriculture.ec.europa.eu/farming/geographical-indications-and-quality-schemes/geographical-indications-and-quality-schemes-explained_pl#pgi)).

**Rolnictwo węglowe** – działanie związane z usuwaniem dwutlenku węgla w ramach gospodarowania gruntami, które skutkuje większym składowaniem dwutlenku węgla w biomasie, martwej materii organicznej i glebach dzięki zwiększonemu wychwytywaniu dwutlenku węgla lub ograniczeniu uwalniania tego gazu do atmosfery (<https://www.gov.pl/attachment/6a-ca191e-681f-4c12-951c-94097a6dcbc1>).

**Rolnictwo ekologiczne (produkcja ekologiczna)** – ogólny system zarządzania gospodarstwem i produkcją żywności, łączący praktyki najkorzystniejsze dla środowiska i klimatu, wysoki stopień różnorodności biologicznej, ochronę zasobów naturalnych oraz stosowanie wysokich norm dotyczących dobrostanu zwierząt i produkcji, odpowiadający zapotrzebowaniu rosnącej liczby konsumentów na produkty wytwarzane przy użyciu naturalnych środków i procesów (Rozporządzenie 2018).

**Wskaźnik Waloryzacji Rolniczej Przestrzeni Produkcyjnej (WWRPP)** – wskaźnik opracowany w IUNG do oceny czterech elementów środowiska wpływających w sposób najistotniejszy na przyrodnicze warunki produkcji rolniczej. Są to: gleba, klimat, rzeźba terenu oraz warunki wodne (Witek, Górski 1997).

**Wspólna Polityka Rolna (WPR)** – wszystkie przedsięwzięcia dotyczące sektora rolnego, podejmowane przez Unię Europejską w celu wypełnienia postanowień zapisanych w Traktacie o funkcjonowaniu Unii Europejskiej (TFUE). Ma na celu zapewnienie bezpieczeństwa żywnościowego, zwiększenie konkurencyjności i łańcuchu dostaw żywności, zrównoważone wykorzystanie zasobów naturalnych i przeciwdziałanie zmianom klimatu (<https://www.consilium.europa.eu/pl/policies/cap-introduction/>).

**Zagroda edukacyjna** – zastrzeżony znak towarowy dla gospodarstw łączących działalność rolniczą z profesjonalnymi usługami edukacyjnymi. Prawo do posługiwania się nazwą „Zagroda edukacyjna” mają wyłącznie sprawdzone i rekomendowane przez system doradztwa rolniczego obiekty, zlokalizowane na obszarach wiejskich i prowadzące zajęcia dydaktyczne oparte na własnych zasobach rolniczych. Rekomendowane zagrody tworzą Ogólnopolską Sieć Zagród Edukacyjnych prowadzoną przez Centrum Doradztwa Rolniczego

w Brwinowie Oddział w Krakowie (<https://zagrodaedukacyjna.pl/czym-jest-zagroda-edukacyjna/>).

#### IV. Pojęcia związane z ekosystemami wód słodkich i od wody zależnych

**Aktualizacja Planów Gospodarowania Wodami na obszarach dorzeczy (APGW)** – RDW obliuguje państwa członkowskie do opracowania planów gospodarowania wodami dla obszaru każdego dorzecza. Plany te poddawane są aktualizacji cyklicznie co 6 lat na podstawie dokumentów planistycznych wskazanych w RDW i ustawie Prawo wodne i stanowią podstawę do podejmowania decyzji mających wpływ na stan zasobów wodnych i zasady gospodarowania nimi w przyszłości.

**Ramowa Dyrektywa Wodna (RDW)** – Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej; zobowiązuje ona wszystkie państwa członkowskie Unii Europejskiej do podjęcia działań na rzecz ochrony śródlądowych wód powierzchniowych, wód przejściowych, wód przybrzeżnych oraz wód podziemnych. Jej celem jest osiągnięcie do 2015 r., a w uzasadnionych przypadkach do 2021 r. lub 2027 r., dobrego stanu wód i ekosystemów od nich zależnych.

**Informatyczny System Osłony Kraju (ISOK)** – projekt mający na celu utworzenie systemu poprawiającego osłonę gospodarki, środowiska i społeczeństwa przed nadzwyczajnymi zagrożeniami, w szczególności przed powodzią, a także udostępnienie danych z katastru wodnego (<https://isok.gov.pl/index.html>).

**Jednolita część wód powierzchniowych (JCWP)** – oddzielny i znaczący element wód powierzchniowych: jezioro (włączając w to inne naturalne zbiorniki, np. naturalne stawy), sztuczny zbiornik wodny, ciek (struga, strumień, potok, rzeka, kanał), a także fragment morskich wód wewnętrznych, przejściowych lub przybrzeżnych (Ustawa 2017). Większe cieki dzielone są na mniejsze odcinki stanowiące JCWP. W rozdziale niniejszego podręcznika mówi się też o zlewniach JCWP, rozumianych jako całość obszaru, z którego wody spływają do danej JCWP.

**Jednolita część wód podziemnych (JCWPd)** – określona objętość wód podziemnych występujących w obrębie danej warstwy wodonośnej lub zespołu warstw wodonośnych (Ustawa 2017).

**Baza Danych Obiektów Topograficznych (BDOT10k)** – wektorowa baza danych zawierająca lokalizację przestrzenną obiektów topograficznych wraz z ich podstawową charakterystyką opisową (<https://geoportal.gov.pl/dane/baza-danych-obiektow-topograficznych-bdot>).

## V. Pojęcia związane z wartościami ekologicznymi

**Bioróżnorodność** – zmienność żywych organizmów zamieszkujących wszystkie środowiska oraz zmienność systemów ekologicznych, których częścią są te organizmy, przy czym tak ujęta zmienność obejmuje różnorodność wewnątrzgatunkową, międzygatunkową i różnorodność ekosystemów (Konwencja 1992).

**Różnorodność funkcjonalna** – wskaźnik bioróżnorodności biologicznej, oparty na zakresie funkcji gatunków w danym ekosystemie. Bazuje na cechach funkcjonalnych; są to cechy morfologiczne, fizjologiczne i fenologiczne, które odzwierciedlają strategię życiową gatunku i decydują o tym, w jaki sposób reaguje on na warunki środowiskowe.

**Indeks Shannona-Wienera ( $H'$ )** – najczęściej stosowany wskaźnik różnorodności biologicznej. Jego wartość określa prawdopodobieństwo, że dwa wylosowane z próbki osobniki będą należały do różnych gatunków (Ortiz-Burgos 2016). Wskaźnik Shannona-Wienera wyraża się wzorem:

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

gdzie:  $S$  – liczba gatunków (bogactwo gatunkowe),

$p_{(i)}$  – stosunek liczby osobników danego gatunku do liczby wszystkich osobników ze wszystkich gatunków:  $n_{(i)}/N$ ,

$n_{(i)}$  – liczba osobników  $i$ -tego gatunku,

$N$  – liczba wszystkich osobników ze wszystkich gatunków.

## Wykaz źródeł

- Bilski Z., Pikosz M., 2020. Zasady układania płodozmianu. Centrum Doradztwa Rolniczego w Brwinowie Oddział w Poznaniu, Poznań.
- CILP, 2012. Instrukcja zarządzania lasu. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.
- CILP, 2022. Raport o stanie lasów w Polsce 2021. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.
- Clay E., 2002. Food Security: Concepts and Measurement, Paper for FAO Expert Consultation on Trade and Food Security: Conceptualising the Linkages Rome, 11–12 July 2002. Published as Chapter 2 of Trade Reforms and Food Security: conceptualising the linkages. FAO, Rome, 2003.
- Dorst H., van der Jagt A., Raven R., Runhaar H., 2019. Urban greening through nature-based solutions – Key characteristics of an emerging concept. Sustainable Cities and Society, 49: 101620.
- FAO, 2003. Trade reform and food security. Conceptualizing the linkages. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Konwencja, 1992. Konwencja o różnorodności biologicznej sporządzona w Rio de Janeiro dn. 5 czerwca 1992 r.
- [https://agriculture.ec.europa.eu/farming/geographical-indications-and-quality-schemes/geographical-indications-and-quality-schemes-explained\\_pl#pgi](https://agriculture.ec.europa.eu/farming/geographical-indications-and-quality-schemes/geographical-indications-and-quality-schemes-explained_pl#pgi)

- <https://www.biobasedconsultancy.com/pl/o-bioproduktach>  
<https://www.consilium.europa.eu/pl/policies/cap-introduction/>  
<https://www.footprintnetwork.org/faq/>  
<https://geoportal.gov.pl/dane/baza-danych-obiektow-topograficznych-bdot>  
<https://www.gov.pl/attachment/6aca191e-681f-4c12-951c-94097a6dbc1>  
<https://www.gov.pl/web/retencja/retencja-glebowa>  
<https://isok.gov.pl/index.html>  
<https://ncez.pzh.gov.pl> › informacje-dla-producentow  
[http://www.malaretencja.pl/images/platforma\\_ed/lekcje/Retencja\\_wody\\_w\\_glebie.pdf](http://www.malaretencja.pl/images/platforma_ed/lekcje/Retencja_wody_w_glebie.pdf)  
<https://zagrodaedukacyjna.pl/czym-jest-zagroda-edukacyjna/>
- IPCC, 2012. Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation. Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, New York.
- Mocek A., 2015. Gleboznawstwo. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Ortiz-Burgos S., 2016. Shannon-Weaver Diversity Index. [W:] M.J. Kennish (red.), Encyclopedia of Estuaries. Springer, Dordrecht, s. 572–573.
- PGLLP, 2023. Słownik terminologii leśnej. Strona internetowa Państwowego Gospodarstwa Leśnego Lasy Państwowe (<https://www.lasy.gov.pl/pl/edukacja/sownik>).
- Potschin-Young M., Burkhard B., Czúcz B., Santos Martín F., 2018. Glossary for Ecosystem Service mapping and assessment terminology. Deliverable D1.4 EU Horizon 2020 ESMERALDA Project, Grant agreement No. 642007.
- Rozporządzenie, 2012. Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 12 września 2012 r. w sprawie gleboznawczej klasyfikacji gruntów (Dz.U. 2012 poz. 1246).
- Rozporządzenie, 2018. Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2018/848 z dnia 30 maja 2018 r. w sprawie produkcji ekologicznej i znakowania produktów ekologicznych i uchylające rozporządzenie Rady (WE) nr 834/2007.
- Ustawa, 1991. Ustawa z dnia 28 września 1991 r. o lasach (t.j. Dz.U. 2022 poz. 672 z późn. zm.).
- Ustawa, 2004. Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (t.j. Dz.U. 2022 poz. 916 z późn. zm.).
- Ustawa, 2006. Ustawa o bezpieczeństwie żywności i żywienia z dnia 25 sierpnia 2006 r. (Dz.U. 2010 nr 136, poz. 914 z późn. zm.).
- Ustawa, 2017. Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r. Prawo wodne (t.j. Dz.U. 2017 poz. 1566 z późn. zm.).
- Witek T., Górski T., 1977. Przyrodnicza bonitacja rolniczej przestrzeni produkcyjnej w Polsce. Wydawnictwo Geologiczne, Warszawa, s. 1–21.
- Zawadzki S. (red.), 1999. Gleboznawstwo. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.

# Spis aneksów online

<https://ecoservpol.amu.edu.pl/aneksy-online/>

- Aneks 1.1. Ustandaryzowane nazwy polskojęzyczne usług ekosystemowych
- Aneks 1.2. Mapping and assessment of Ecosystem Services in Norway. Examples as support for implementation of ecosystem accounting
- Aneks 1.3. Rekomendacje dla instytucji centralnych dotyczące wdrażania usług ekosystemowych jako podejścia w zarządzaniu środowiskiem
- Aneks 2.1. Najważniejsze źródła informacji o zidentyfikowanych usługach ekosystemów leśnych i ich wskaźnikach
- Aneks 2.2. Metodyka określenia wskaźników opisujących wybrane usługi ekosystemów leśnych
- Aneks 3.1. Finalne wyłonienie usług ekosystemowych i ich wskaźników istotnych dla głównych typów ekosystemów w Polsce. Agroekosystemy
- Aneks 4.1. Mapy wielkości istotnych usług ekosystemów zurbanizowanych z komentarzami
- Aneks 4.2. Rozpoznanie i ocena usług ekosystemowych – studium przypadku istotnych usług ekosystemów zurbanizowanych
- Aneks 4.3. Studium przypadku – identyfikacja znaczących interakcji wspierających i osłabiających pomiędzy usługami ekosystemowymi oraz istotnych zestawów usług. Ekosystemy zurbanizowane (VI 2022)
- Aneks 4.4. Studium przypadku – identyfikacja znaczących interakcji wspierających i osłabiających pomiędzy usługami ekosystemowymi oraz istotnych zestawów usług. Ekosystemy zurbanizowane (XII 2022)
- Aneks 4.5. Wskaźniki usług ekosystemów miejskich wraz ze wskazaniem kategorii i kodu usługi według CICES ver. 5.1, przedmiotu pomiaru oraz dedykowanej skali analiz
- Aneks 5.1. Usługi ekosystemowe i ich wskaźniki istotne dla głównych typów ekosystemów w Polsce. Ekosystemy zdegradowane
- Aneks 5.2 Mapy wielkości istotnych usług ekosystemów zdegradowanych z komentarzami
- Aneks 5.3. Baza danych przestrzennych. Mapy wielkości istotnych usług ekosystemowych zdegradowanych w skali krajowej z komentarzami
- Aneks 5.4. Rozpoznanie i ocena usług ekosystemowych – studium przypadku istotnych usług ekosystemów zdegradowanych
- Aneks 5.5. Studium przypadku dla usług ekosystemowych terenów zdegradowanych – identyfikacja znaczących interakcji wspierających i osłabiających pomiędzy usługami ekosystemowymi oraz istotnych zestawów usług (XII 2022)
- Aneks 5.6. Studium przypadków dla usług ekosystemowych terenów zdegradowanych – identyfikacja znaczących interakcji wspierających i osłabiających pomiędzy usługami ekosystemowymi oraz istotnych zestawów usług (VI 2022)

- Aneks 6.1. Studium przypadku – identyfikacja znaczących interakcji wspierających i osłabiających pomiędzy usługami ekosystemowymi oraz istotnych zestawów usług. Ekosystemy wód słodkich (XII 2022)
- Aneks 6.2. Studium przypadku – identyfikacja znaczących interakcji wspierających i osłabiających pomiędzy usługami ekosystemowymi oraz istotnych zestawów usług. Ekosystemy wód słodkich (VI 2022)
- Aneks 6.3. Rozpoznanie i ocena usług ekosystemowych – studium przypadku istotnych usług ekosystemów wód słodkich
- Aneks 6.4. Tabela wskaźników dla wiązek usług ekosystemowych wód słodkich
- Aneks 6.5. Macierz oddziaływań pomiędzy usługami ekosystemów wód słodkich
- Aneks 6.6 Usługi ekosystemowe i ich wskaźniki istotne dla głównych typów ekosystemów w Polsce. Ekosystemy wód słodkich – tabela.
- Aneks 6.7. Usługi ekosystemowe i ich wskaźniki istotne dla głównych typów ekosystemów w Polsce. Ekosystemy wód słodkich – komentarz
- Aneks 6.8. Mapy wielkości istotnych usług ekosystemów wód słodkich z komentarzami
- Aneks 8.1. Mapy wielkości istotnych usług ekosystemów z komentarzami na poziomie krajobrazu z komentarzami
- Aneks 8.2. Rozpoznanie i ocena usług ekosystemowych – studium przypadku istotnych usług ekosystemowych na poziomie krajobrazu
- Aneks 9.1. Przekrojowe analizy ekologicznych wartości usług ekosystemowych. Studium przypadku nr 3
- Aneks 10.1. Przekrojowe analizy kulturowych wartości usług ekosystemowych. Studium przypadku nr 1
- Aneks 10.2. Przekrojowe analizy kulturowych wartości usług ekosystemowych. Studium przypadku nr 2
- Aneks 10.3. Przekrojowe analizy kulturowych wartości usług ekosystemowych. Studium przypadku nr 3
- Aneks 11.1. Przekrojowe analizy ekonomicznych wartości usług ekosystemowych. Studium przypadku nr 1

„Wspólnie działamy na rzecz Europy zielonej,  
konkurencyjnej i sprzyjającej integracji społecznej”

Przedstawiona do recenzji książka stanowi bardzo użyteczne kompendium wiedzy nt. *ecosystem services* w Polsce. Bardzo ważną rolą tej książki jest uporządkowanie wiedzy na ten temat w naszym kraju. Świetnie, że zadanie to koordynują osoby od lat zaangażowane w badania nad tym zagadnieniem, z powodzeniem animujące krajowe środowisko naukowe w tym obszarze i jednocześnie mocno zaangażowane we współpracę z największymi światowymi autorytetami.

Z recenzji wydawniczej dr. hab. Jakuba Kronenberga

**Bogucki**  
WYDAWNICTWO  
NAUKOWE

