



PAKIET NARZĘDZI CARPATHIAN ECOSYSTEM SERVICES TOOLKIT (CEST)

Interdyscyplinarny pakiet narzędzi
do oceny usług ekosystemowych
dla zarządzających i analityków



Pakiet narzędzi Carpathian Ecosystem Services Toolkit (CEST)

Interdyscyplinarny pakiet narzędzi do oceny usług ekosystemowych dla zarządzających i analityków (2021)

Niniejszy dokument został opracowany dzięki projektowi Budowanie zdolności zarządzania obszarami chronionymi w Karpatach w celu integracji i harmonizacji ochrony różnorodności biologicznej i lokalnego rozwoju społeczno-gospodarczego (Centralparks), wspieranemu przez Program Interreg CENTRAL EUROPE.

Osoby redagujące:

Radoslav Považan i Ján Kadlečík

Autorzy:

Andrzej Affek (Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania Polskiej Akademii Nauk)

Ildikó Arany (Węgierska Akademia Nauk, Centrum Badań Ekologicznych)

Ján Černecký (Instytut Ekologii Krajobrazu, Słowacka Akademia Nauk, Nitra; Państwowa Służba Ochrony Przyrody Republiki Słowackiej)

Viktória Ďuricová (Wydział Nauk Przyrodniczych, Uniwersytet Mateja Bela; Państwowa Służba Ochrony Przyrody Republiki Słowackiej)

Filippo Favilli (Eurac Research, Włochy)

Ján Kadlečík (Państwowa Służba Ochrony Przyrody Republiki Słowackiej)

Jiří Lehejček (Vzdělávací a informační středisko Bílé Karpaty, Republika Czeska)

Peter Mederly (Wydział Nauk Przyrodniczych, Uniwersytet Konstantyna Filozofa w Nitrze; OZ PRONATUR, Słowacja)

Radoslav Považan (OZ PRONATUR, Słowacka Agencja Ochrony Środowiska)

Juraj Švajda (Wydział Nauk Przyrodniczych, Uniwersytet Mateja Bela; OZ PRONATUR, Słowacja)

Współpracownicy:

Silvia Bisconti, Isidoro de Bortoli, Barbora Duží, Borbála Major, Zbigniew Niewiadomski, Zuzana Okániková, Marie Petrů, Lukas Weyh, European Wilderness Society

Recenzenci:

RNDr. Róbert Kanka, PhD oraz inż. Jana Špulerová, PhD

Zalecane cytowanie:

Považan, R., Kadlečík, J. (eds.), Affek, A., Arany, I., Černecký, J., Ďuricová, V., Favilli, F., Lehejček, 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, s. 122.

ISBN: 978-3-903424-08-1

© **Zdjęcia:** Administratia Parcului National Piatra Craiului, Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság

SPIS TREŚCI

STRESZCZENIE	5
WPROWADZENIE	12
ROZDZIAŁ 1: PODSTAWOWE ZAGADNIENIA	13
1.1 Podstawowe zagadnienia dotyczące usług ekosystemowych (Ján Černecký, Radoslav Považan, Ildikó Arany, Viktória Ďuricová, Juraj Švajda, Andrzej Affek)	13
1.1.1 Definicja usług ekosystemowych	13
1.1.2 Omówienie funkcji/wdrożenia podejścia skoncentrowanego na usługach ekosystemowych	14
1.1.3 Znaczenie usług ekosystemowych w kształtowaniu polityki i podejmowaniu decyzji dotyczących ochrony środowiska	15
1.2 Klasyfikacja usług ekosystemowych (Ildikó Arany, Ján Černecký, Juraj Švajda, Radoslav Považan)	16
1.3 Podejścia do oceny usług ekosystemowych (Ján Černecký, Ildikó Arany, Viktória Ďuricová, Juraj Švajda, Ján Kadlečík)	19
1.3.1 Podejścia biofizyczne	19
1.3.2 Podejścia społeczno-kulturowe	20
1.3.3 Podejście ekonomiczne monetarne, kapitał naturalny	21
1.3.4 Zintegrowana ocena usług ekosystemowych	22
1.3.5 Szybka ocena usług ekosystemowych	22
1.4 Postęp w ocenie usług ekosystemowych w Unii Europejskiej (Ildikó Arany, Ján Černecký)	23
1.5 Ocena usług ekosystemowych w (wybranych) krajach z regionu Karpat (Radoslav Považan, Jiří Lehejček, Ildikó Arany, Andrzej Affek, Ján Černecký, Viktória Ďuricová, Juraj Švajda)	26
ROZDZIAŁ 2: PROCEDURA OCENY USŁUG EKOSYSTEMOWYCH (Peter Mederly)	29
2.1 Podstawowe ramy oceny usług ekosystemowych	29
2.2 Fazy i kroki oceny usług ekosystemowych	34
2.2.1 Ocena usług ekosystemowych	34
2.2.2 Krótki opis głównych faz i kroków oceny usług ekosystemowych	35
2.3 Literatura uzupełniająca – zasoby dotyczące procesu, metod i narzędzi oceny usług ekosystemowych	39
2.4 Przykłady oceny usług ekosystemowych krok po kroku na potrzeby kształtowania polityki i podejmowania decyzji	40
ROZDZIAŁ 3: UWZGLĘDNIENIE USŁUG EKOSYSTEMOWYCH W RÓŻNYCH KONTEKSTACH	
POLITYCZNYCH I DECYZYJNYCH (Radoslav Považan, Viktória Ďuricová, Ján Černecký, Filippo Favilli, Ildikó Arany, Andrzej Affek, Jiří Lehejček)	51
3.1 Wprowadzenie	51
3.2 Ochrona przyrody i krajobrazu	52
3.3 Planowanie przestrzenne i ocena oddziaływania na środowisko	54
3.3.1 Ocena usług ekosystemowych i planowanie przestrzenne	54
3.3.2 Ocena usług ekosystemowych oraz ocena oddziaływania na środowisko	56
3.4 Udział interesariuszy	58
3.5 Uwzględnianie usług ekosystemowych w głównym nurcie polityki	61

ROZDZIAŁ 4: ZALECENIA I WYZWANIA ZWIĄZANE Z OCENĄ USŁUG EKOSYSTEMOWYCH

(Radoslav Považan, Ildikó Arany, Andrzej Affek, Jiří Lehejček) 63

ROZDZIAŁ 5: PRZYKŁADY NAJLEPSZYCH PRAKTYK (Filippo Favilli, Radoslav Považan, Ildikó Arany, Andrzej Affek,

Jiří Lehejček, Peter Mederly) 67

5.1 Studia przypadków z całego świata 67

5.2 Studia przypadków z krajów regionu Karpat 76

WNIOSKI 81**GLOSARIUSZ** 82**LISTA SKRÓTÓW** 91**BIBLIOGRAFIA** 93**ZAŁĄCZNIKI** 102

Załącznik 1 Krajowa ocena usług ekosystemowych w krajach z regionu Karpat 102

Załącznik 2 Przykłady uwzględniania usług ekosystemowych w głównym nurcie polityki
w krajach z regionu Karpat 117

STRESZCZENIE

Informacje ogólne

Przyroda świadczy wiele usług (**usług ekosystemowych – „ecosystem services”, ES**) dla naszej gospodarki i społeczeństwa, począwszy od dostarczania żywności, czystego powietrza i wody, po regulację klimatu i ochronę przed klęskami żywiołowymi. Bez tych usług życie, jakie znamy, nie byłoby możliwe. Niemniej jednak przyroda ma również wartość sama w sobie, niezależnie od wykorzystania jej przez człowieka. „Wartość wewnętrzna” przyrody oznacza, że jest ona wartościowa, nawet jeśli nie przynosi bezpośrednich lub pośrednich korzyści człowiekowi.

Koncepcja usług ekosystemowych (IPBES 2019) została opracowana **w celu zastosowania pełniejszego i bardziej symetrycznego sposobu uwzględnienia zróżnicowanych zainteresowanych stron i światopoglądów**, a także bogatszej bazy dowodowej dla działań, tj. bazy wiedzy oferowanej przez nauki przyrodnicze i społeczne, nauki humanistyczne, a także wiedzy praktyków oraz społeczności lokalnych. Przyroda leży u podstaw jakości życia, zapewniając ludzkości podstawowe wsparcie życiowe (funkcje regulacyjne), jak również dobra materialne i inspirację duchową (dobra niematerialne). Większość usług ekosystemowych jest współtworzona przez procesy biofizyczne i interakcje ekologiczne z aktywami antropogenicznymi, takimi jak wiedza, infrastruktura, kapitał finansowy, technologia oraz instytucje pośredniczące.

Od czasu konferencji sztokholmskiej w 1972 r. **wyzwania środowiskowe, przed którymi stoi ludzkość, stają się coraz liczniejsze i poważniejsze** i stanowią obecnie zagrożenie dla całej planety (UNEP 2021). Zmiany środowiskowe podważają z trudem osiągnięte korzyści rozwojowe, powodując koszty gospodarcze i miliony przedwczesnych zgonów rocznie. W celu ograniczenia ocieplenia do 1,5 °C, zgodnie z założeniami porozumienia paryskiego, społeczeństwo musi do 2030 r. ograniczyć emisje dwutlenku węgla o 45% w porównaniu z poziomem z 2010 r. i osiągnąć zerowy poziom emisji netto do 2050 r., przy jednoczesnej ochronie i odbudowie różnorodności biologicznej oraz minimalizacji zanieczyszczeń i odpadów. Musimy również uwzględnić kapitał naturalny w procesie decyzyjnym, wyeliminować dotacje szkodliwe dla środowiska i zainwestować w przestawienie się na zrównoważoną przyszłość.

Europejskie ekosystemy, od których jesteśmy zależni, narażone są na nieustanną presję spowodowaną intensywnym użytkowaniem gruntów lub mórz, zmianą klimatu, zanieczyszczeniem, nadmierną eksploatacją i inwazyjnymi gatunkami obcymi. Kluczowym wymogiem dla zapewnienia zrównoważonego rozwoju działalności człowieka i jego dobrostanu jest zatem osiągnięcie lub utrzymanie przez ekosystemy zdrowego, dobrego stanu (Maes i in. 2020). Wiedza na temat stanu ekosystemów, czynników wpływających na poprawę lub pogorszenie tego stanu oraz oddziaływania na usługi ekosystemowe, wraz z korzyściami, jakie przynoszą one ludziom, ma kluczowe znaczenie dla skutecznego zarządzania, podejmowania decyzji i kształtowania polityki. Wiedza taka pomaga w ukierunkowaniu działań na rzecz ochrony lub restytucji przyrody, a szerzej – zrównoważonego użytkowania. Pomimo szerokiego zakresu prawodawstwa dotyczącego środowiska w Unii Europejskiej (UE), nadal występują duże luki w prawnej ochronie ekosystemów. 76% powierzchni ekosystemów lądowych, głównie lasów, agroekosystemów i ekosystemów miejskich, nie podlega ochronie prawnej na mocy dyrektywy ptasiej i dyrektywy siedliskowej. Stan ekosystemów objętych ochroną prawną jest w dużej mierze niekorzystny.

W unijnej strategii na rzecz bioróżnorodności 2030 przedstawiono ambitny plan odwrócenia tendencji do utraty różnorodności biologicznej, kładąc coraz większy nacisk na odbudowę ekosystemów. **Ekosystemy są postrzegane jako rozwiązanie nie tylko w zakresie ochrony różnorodności biologicznej, ale również w zakresie zwiększania absorpcji dwutlenku węgla i przyczyniania się do łagodzenia skutków zmiany klimatu, jak również w zakresie zapewniania podstawowych korzyści dla ludzi, rolnictwa i gospodarki.** Kluczowym celem unijnej strategii na rzecz bioróżnorodności 2030 jest ustanowienie unijnego planu restytucji przyrody. W planie tym proponuje się przeprowadzenie oceny skutków prawnie wiążących unijnych celów w zakresie restytucji przyrody. W ocenie skutków przeanalizowana zostanie również możliwość wprowadzenia ogólnounijnej metodyki służącej mapowaniu, ocenie i osiągnięciu dobrego stanu ekosystemów, tak aby mogły one przynosić korzyści, takie jak regulacja klimatu, regulacja wód, zdrowie gleby, zapylenie oraz zapobieganie klęskom żywiołowym i ochrona przed nimi (Maes i in. 2020).

Politycy na całym świecie coraz częściej biorą pod uwagę ocenę usług ekosystemowych i związane z nią analizy przy opracowywaniu swoich polityk, decyzji i praktyk zarządzania (Preston i Raundsepp-Hearne 2017). Ocena usług ekosystemowych wymaga uwzględnienia funkcji ekosystemu, sposobu, w jaki funkcje te przyczyniają się do powstawania usług zapewniających korzyści, oraz sposobu, w jaki korzyści te są przekazywane społeczeństwu. Jest to zatem działanie techniczne o szerokim zakresie interdyscyplinarnym, wymagające do jego realizacji interdyscyplinarnego zespołu ekspertów. W ramach tego podejścia określa się konsekwencje zmian w środowisku oraz sposób, w jaki decyzje dotyczące zarządzania środowiskiem mogą wzmocnić, zmniejszyć lub utrzymać przepływ korzyści płynących z usług ekosystemowych. Celem oceny usług ekosystemowych jest **dostarczenie kompleksowych informacji na temat kosztów i korzyści, które będą pomocne w podejmowaniu decyzji dotyczących zarządzania środowiskiem.**

Znaczenie oceny usług ekosystemowych dla polityki

Ocena usług ekosystemowych może stanowić wsparcie i źródło informacji dla analiz i decyzji dotyczących wielu zagadnień. W UE zidentyfikowano dziewięć dziedzin polityki (Geneletti i in. 2020): Ochrona przyrody; Klimat, woda i energia; Morze i polityka morska; Ryzyko naturalne; Planowanie miast i zagospodarowanie przestrzenne; Zielona infrastruktura; Rolnictwo i leśnictwo; Biznes, przemysł i turystyka; Zdrowie. W odniesieniu do warunków panujących w Karpatach oraz naszego zainteresowania przyrodą i różnorodnością biologiczną, w niniejszej publikacji (w rozdziale 3) przedstawiono wskazówki dla decydentów i polityków dotyczące wykorzystania oceny usług ekosystemowych w następujących obszarach:

- * ochrona przyrody (rozdział 3.2);
- * planowanie miast i zagospodarowanie przestrzenne (rozdział 3.3);
- * zielona infrastruktura, rolnictwo i leśnictwo (częściowo uwzględnione w rozdziale 3.5);
- * udział zainteresowanych stron w procesie oceny (rozdział 3.4);
- * uwzględnianie usług ekosystemowych w głównym nurcie polityki i procesie decyzyjnego (rozdział 3.5).

W przypadku każdej konkretnej kwestii politycznej będącej przedmiotem zainteresowania ważne jest określenie znaczenia usług ekosystemowych, jak również ustalenie obszarów zaangażowania w proces polityczny w celu uwzględnienia usług ekosystemowych oraz elementów uwzględnianych w tym procesie (Preston i Raundsepp-Hearne 2017).

Ocena usług ekosystemowych jest działaniem technicznym i interdyscyplinarnym

Według Preston i Raundsepp-Hearne (2017), **ocena ES zapewnia praktyczny zestaw procedur pozwalających zrozumieć korzyści lub straty wynikające z danego wyboru w zakresie zarządzania** oraz ludzki wymiar tych skutków. Może ona pomóc osobom zarządzającym w lepszym zrozumieniu i rozwiązaniu potencjalnych problemów oraz w ograniczeniu konfliktów. W skrócie, ocena ES obejmuje:

- * identyfikację ES o wysokim priorytecie;
- * ocenę ich dynamiki środowiskowej, społeczno-kulturowej i gospodarczej oraz ich znaczenia;
- * określenie konsekwencji zmian w tych ES.

Ocena ES wymaga zazwyczaj wykonania **pomiarów biofizycznych** oraz opisów ekosystemów i dynamiki związanej z wytwarzaniem usług ekosystemowych. Wymaga również sporządzenia **opisu korzyści płynących z ES dla ludzi oraz dynamiki podziału korzyści pomiędzy** różne grupy społeczne. Ludzie często nie zdają sobie sprawy z niektórych korzyści, jakie czerpią z ekosystemów. Ocena ES wyjaśnia zarówno te korzyści, jak i korzyści powszechnie znane. Ocena ES może obejmować określenie znaczenia korzyści płynących z usług ekosystemowych dla człowieka poprzez ich wartościowanie. Wartościowanie może być szczególnie przydatne, gdy decyzje wiążą się z kompromisami, gdy decydenci muszą uzasadnić koszty związane z zarządzaniem ES lub gdy istnieje potrzeba poinformowania różnych zainteresowanych stron o szerokiej wartości lub znaczeniu ES. Zintegrowana analiza różnych istotnych czynników ekologicznych, społeczno-kulturowych i ekonomicznych może zostać przeprowadzona przy użyciu podejścia wspierającego podejmowanie decyzji (takiego jak analiza kosztów i korzyści, analiza oparta na wielu kryteriach lub usystematyzowany mechanizm podejmowania decyzji), które może określić kompromisy i implikacje różnych opcji zarządzania środowiskiem oraz rozwoju. Podstawowym celem oceny ES jest **wspieranie podejmowania decyzji opartych na dowodach w celu poprawy dobrostanu ludzi i zapewnienia zrównoważonego rozwoju środowiska**. Ponieważ ES stanowią podstawę większości relacji między ekosystemami a dobrostanem człowieka, ocena ES z konieczności uwzględnia zarówno dynamikę ekosystemów, jak i zależność człowieka od tej dynamiki. Dlatego też oceny ES nie zastępują innych analiz skoncentrowanych na ekosystemie, ale mogą być stosowane w połączeniu z nimi.

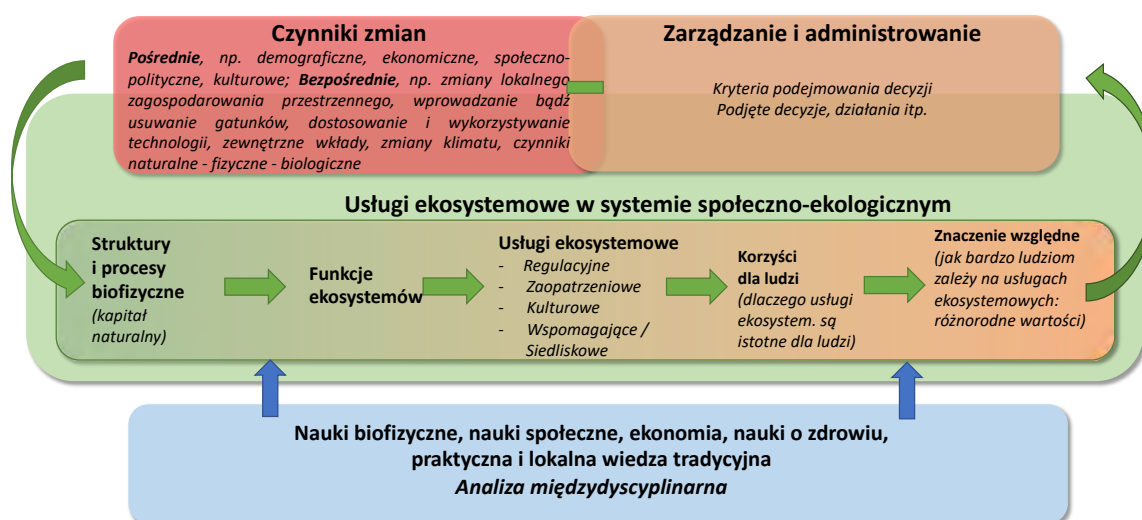
Podstawowe ramy oceny usług ekosystemowych

Przed przystąpieniem do oceny ES konieczne jest zadanie **podstawowych pytań** dotyczących głównego powodu oceny oraz kwestii, które należy uwzględnić w danej, konkretnej sytuacji. Preston i Raudsepp-Hearne (2017) przedstawiają na przykład sekwencję następujących pytań:

- * Które usługi ekosystemowe są priorytetowe w danej sytuacji?
- * Jakie elementy mierzyć lub oceniać i jakich narzędzi analitycznych używać?
- * Jak wytwarzane są różne usługi ekosystemowe i jak wzajemnie na siebie oddziałują pod względem ekologicznym?
- * W jaki sposób usługi ekosystemowe przynoszą korzyści różnym grupom ludzi (niezależnie od tego, czy są tego świadomi, czy nie)?
- * Jaka jest wartość tych korzyści płynących z usług ekosystemowych dla tych grup ludzi?
- * Czy korzyści płynące z usług ekosystemowych rosną czy maleją z upływem czasu?
- * Jakie są prawdopodobne skutki projektu lub polityki dotyczącej usług ekosystemowych i związanych z nimi korzyści płynących z usług ekosystemowych?

- * W jaki sposób można osiągnąć szczegółowe cele polityki bez nadmiernego negatywnego wpływu na ważne usługi ekosystemowe?

Konieczne jest również wyjaśnienie **podstawowych ram koncepcyjnych** oceny ES – w jakim stopniu ocena powinna koncentrować się na poszczególnych głównych polach tzw. *modelu kaskadowego ES* (Potchin i Haynes-Young 2011). W ramach oceny ekologicznej danego terytorium kluczowe jest rozpoznanie kategorii ekosystemów, stanu ekosystemów, ich struktury, procesów naturalnych, funkcji oraz tego, w jaki sposób wpływają na nie oddziaływania i czynniki antropogeniczne. Z drugiej strony, przy opracowywaniu dokumentu planistycznego, jakim jest strategia rozwoju lokalnego, niezbędna jest wiedza, jakie korzyści dla ludzi może przynieść mądre zarządzanie zasobami naturalnymi. Przykład takich ram przedstawiają np. Preston i Raundsepp-Hearne (2017) – patrz rys. A. Z ich opracowania wynika, że ocena ES wymaga połączenia informacji biofizycznych, społeczno-kulturowych i ekonomicznych. Głównym celem jest ujawnienie procesów związanych z tworzeniem ES i dystrybucją korzyści, roli zarządzania w oddziaływaniu na te procesy, jak również szerszych społecznych i naturalnych czynników zmian, które wpływają na sposób, w jaki ES są produkowane i zarządzane.



Rysunek A – Ramy koncepcyjne i analityczne dla kanadyjskiego pakietu narzędzi (Źródło: Preston i Raudsepp-Hearne 2017)

Rysunek B przedstawia **uproszczone ramy koncepcyjne oceny ES**, wyrażające powiązania między społeczeństwem a przyrodą poprzez związki przyczynowe zgodnie z często stosowanym modelem DPSIR (z ang. Drivers – Pressures – State – Impact – Response, pol. „siły napędowe – presja – stan – wpływ – reakcja”). Związki między ES a tym modelem podają np. Rounsevell i in. 2010. Wskazano byłoby, aby ocena ES była kompleksowa i obejmowała wszystkie elementy kaskady (lub przedstawioną sekwencję D–P–S–I–R).



Rysunek B – Uproszczony model DPSIR na potrzeby oceny ES

Proponowane główne fazy i kroki oceny

Sam proces oceny ES zawiera **główne fazy i poszczególne kroki oceny** (tab. A). Na początku, po sprecyzowaniu głównego celu oceny, należy wdrożyć fazę „Określenia zakresu” – fazę koncepcyjną, w której precyzowane są poszczególne kroki i metody oceny. Następnie odbywa się główna faza „Oceny”, która zwykle podzielona jest na kilka kroków. Proces oceny kończy się fazą „Wdrożenia”, a co najmniej jej początkowym krokiem. Każda faza składa się z dwóch kroków, co daje w sumie sześć kroków.

Tabela A – Fazy, kroki i wyniki oceny ES

Faza	Krok	Kamień milowy/rezultat
A - OKREŚLENIE ZAKRESU (faza koncepcyjna)	1 - Wprowadzenie do procesu oceny	Sprawozdanie wstępne (Zakres wymagań)
	2 - Projektowanie procesu oceny	Procedura i metodyka oceny usług ekosystemowych (dokument z zakresem)
B - OCENA (faza badawcza)	3 - Ocena usług ekosystemowych	Sprawozdanie z oceny usług ekosystemowych
	4 - Ocena zintegrowana	Zintegrowane i/lub specyficzne dla danego kontekstu sprawozdanie z oceny usług ekosystemowych
C - WDROŻENIE (faza realizacji)	5 - Informowanie o wynikach, rozpowszechnianie i wdrażanie	Plan wykonania
	6 - Weryfikacja i aktualizacja procesu	Sprawozdanie z monitorowania i ponownej oceny

Istnieje kilka możliwości szczegółowego zaprojektowania procesu oceny ES (patrz Rozdział 2) – np. *Kanadyjski pakiet narzędzi dotyczący usług ekosystemowych* (Preston i Raundsepp-Hearne 2017), łotewskie podejście do oceny ES (NCAL 2020) lub *Pakiet narzędzi do zintegrowanego planowania na poziomie lokalnym w zakresie różnorodności biologicznej i funkcji ekosystemów* (Pierce 2014).

Kompleksowy przewodnik „krok po kroku”

Pakiet narzędzi Carpathian Ecosystem Services Toolkit oferuje praktyczny przewodnik „krok po kroku” oraz liczne zasoby umożliwiające lepsze zrozumienie i ukierunkowanie działań. Koncentruje się on na krajach członkowskich Unii Europejskiej z regionu Karpat, które używają podobnych procesów mapowania i oceny ES, tj. Czechy, Węgry, Polska, Rumunia i Słowacja. Ze względu na brak informacji i kontaktów w krajach nie należących do UE nie poświęcono szczególnej uwagi Serbii i Ukrainie. Podejście zawarte w Pakiecie narzędzi jest w pełni interdyscyplinarne. Wszystkich użytkowników Pakietu narzędzi zachęca się do uważnego przeczytania całego dokumentu przed przystąpieniem do właściwej oceny ES. Dzięki temu użytkownicy będą mogli zapoznać się z ogólnym zakresem działań i narzędzi dostępnych w niniejszym dokumencie. Proponujemy kilka opcji i podejść, dzięki czemu użytkownik może wybrać najbardziej odpowiedni sposób dostosowany do konkretnego kontekstu. Pakiet narzędzi zawiera kluczowe narzędzia do planowania i przeprowadzania ocen ES, uzupełnione o szereg przypadków i studiów przypadków na różnych poziomach.

Struktura Pakietu narzędzi Carpathian Ecosystem Services Toolkit obejmuje następujące główne części:

- ❖ **Rozdział 1** opisuje podstawowe zagadnienia. Przedstawia on ramy koncepcji ES, definicje, sposób wdrażania oraz ich globalny i europejski kontekst. Zwraca on szczególną uwagę na wartość ES w polityce środowiskowej i podejmowaniu decyzji. Klasyfikacja ES jest omawiana w ramach międzynarodowych systemów, które uznają główne kategorie, takie jak usługi zaopatrzeniowe, usługi regulacyjne oraz usługi kulturowe. Jeden podrozdział poświęcony jest podejściom do oceny ES. Można je ująć w trzy podstawowe grupy według głównej zasady oceny i dostarczania wyników – metody biofizyczne, metody społeczno-kulturowe (niemonetarne) i metody ekonomiczno-monetarne (w tym kapitału naturalnego). Istnieją również metody zintegrowane, które wykorzystują wiele podejść i często łączą wiele metod, a także szybka ocena ES, która jest użytecznym narzędziem dla decydentów i praktyków (takich jak zarządcy terenów) do rozpoznawania ważnych funkcji i wielorakich wartości ekosystemów oraz odzwierciedlania ich w swoich decyzjach, polityce i działaniach. Ponieważ koncentrujemy się na krajach z regionu Karpat, które są częścią Europy lub UE, opisujemy również proces mapowania i oceny usług ekosystemowych w UE z przeglądem stanu w krajach karpaccich, takich jak Czechy, Węgry, Polska, Rumunia i Słowacja.
- ❖ **Rozdział 2** koncentruje się na nakreśleniu odpowiedniej procedury oceny ES. Jest on przeznaczony do stosowania w różnych kontekstach i skalach – zawiera podstawowe dane wejściowe, kroki i wyniki ewaluacji. Dostępne podejścia i pakiety narzędzi metodycznych są wykorzystywane jako inspiracja. Podane zostały również inne zalecane źródła.
- ❖ **Rozdział 3** zawiera porady dotyczące sposobu uwzględniania kwestii związanych z ES w wielu różnych kontekstach polityki, takich jak ochrona przyrody (rozdział 3.2), planowanie miast i zagospodarowanie przestrzenne (rozdział 3.3), zielona infrastruktura, rolnictwo i leśnictwo (częściowo uwzględnione w rozdziale 3.5), udział zainteresowanych stron w tym procesie (rozdział 3.4) oraz uwzględnianie ES w głównym nurcie

polityki i procesu decyzyjnego w krajach z regionu Karpat (rozdział 3.5). Rozdział ten zawiera porady dotyczące znaczenia ES, punktów wyjścia do włączenia analizy lub aspektów ES do typowych procesów oraz dodatkowych rozważań dla każdego kontekstu, a także źródeł, głównie w kontekście europejskim.

- * **Rozdział 4** przedstawia aktualne doświadczenia w stosowaniu mapowania i oceny ES dla potrzeb kształtowania polityki i podejmowania decyzji oraz związane z tym zalecenia, a także definiuje wyzwania w ocenie ES. Oprócz kontekstu europejskiego, przedstawiono w nim także bardziej szczegółowy opis wyzwań związanych z zastosowaniem koncepcji usług ekosystemowych w 5 krajach z regionu Karpat (Czechy, Węgry, Polska, Rumunia i Słowacja).
- * **Rozdział 5** przedstawia najnowsze przykłady studiów przypadków dotyczących kapitału naturalnego i usług ekosystemowych (w tym krajów z regionu Karpat). Jego celem jest przekazanie wiedzy oraz inspirowanie do lepszego zarządzania przyrodą i terenami objętymi ochroną przyrody. Studia przypadków zostały wybrane z myślą o osobach o zróżnicowanych potrzebach i zainteresowaniach – przedstawicielach nauki, politykach i praktykach; osobach z sektora publicznego, prywatnego i wolontariatu; dużych i małych organizacji, a także osób indywidualnych.
- * **Wnioski** krótko podsumowują najważniejsze ustalenia zawarte w pakiecie narzędzi.
- * **Glosariusz** zawiera definicje, które są ukierunkowane na użycie terminów w kontekście pracy związanej z ES. Łącznie zawiera on 135 terminów istotnych dla mapowania i oceny ES w krajach z regionu Karpat.
- * **Bibliografia** zawiera pełną listę bibliograficzną cytowanych źródeł (podana na końcu opracowania).
- * **Załączniki** zawierają przykłady krajowych ocen usług ekosystemowych w krajach z regionu Karpat (**Załącznik 1**) oraz przykłady uwzględniania ES w głównym nurcie polityki krajów z regionu Karpat (**Załącznik 2**).

Dla kogo przeznaczony jest ten pakiet narzędzi?

W regionie Karpat jesteśmy świadkami dość intensywnego rozwoju, rosnącej urbanizacji i związanego z tym spadku różnorodności biologicznej. Jednak decyzje odpowiednich władz często nie są oparte na właściwej analizie, a usługi ekosystemowe nie są uwzględniane w procesach politycznych. Interdyscyplinarny pakiet narzędzi Carpathian Ecosystem Services Toolkit ma służyć jako **przewodnik i źródło informacji do podejmowania decyzji i zarządzania opartego na dowodach naukowych**, nie tylko w regionie Karpat, ale także w innych krajach europejskich. W związku z tym niniejszy pakiet narzędzi odnosi się do wielu zagadnień, zwłaszcza do planowania przestrzennego, analizy decyzji regulacyjnych, oceny szkód środowiskowych i zarządzania środowiskiem.

WPROWADZENIE

Światowy dobrobyt gospodarczy i jakość życia społeczeństw są uwarunkowane istnieniem kapitału naturalnego, takiego jak różnorodność biologiczna oraz ekosystemy, które dostarczają ludzkości ważnych dóbr i usług – od żyznych gleb i wielofunkcyjnych lasów, przez wodę pitną i czyste powietrze, po zapylanie, łagodzenie skutków zmian klimatu czy zapobieganie klęskom żywiołowym. Mapowanie i ocena usług ekosystemowych mają zasadnicze znaczenie dla zrozumienia, w jaki sposób ekosystemy przyczyniają się do jakości życia człowieka oraz dla wsparcia argumentacji wielosektorowych polityk, które mają duży wpływ na zasoby naturalne i ich wykorzystanie (Burkhard i Maes 2017). Potschin i Haines-Young (2011) wyjaśnili podstawową ideę podejścia ES, którą jest użyteczność i korzyści płynące z natury dla społeczeństwa i ludzkiego dobrostanu.

Z drugiej strony, ludzie wywierają presję na geoeosystemy poprzez korzystanie z usług ekosystemowych, pośrednie oddziaływanie na funkcje ekosystemów oraz inne sposoby wpływania na krajobraz. Presja ta może powodować niekorzystne zmiany w strukturze i funkcjach samych ekosystemów, a tym samym w dalszym potencjale ich wykorzystania (Mederly i Černecký 2020). Ekosystemy muszą pozostawać w dobrym stanie, aby mogły świadczyć zestaw podstawowych usług, z których korzystają ludzie (Maes i in. 2018). Siły napędowe zmian mogą mieć pozytywny (np. ochrona przyrody) lub negatywny (presje) wpływ na warunki w ekosystemie. Presja oznacza wywołany przez człowieka proces, który zmienia stan ekosystemu.

Europa Środkowa, w tym region Karpat, jest miejscem, gdzie sugerowane wyzwania nie tylko są obecne, ale raczej się nasilają. Tradycyjne podejścia do zarządzania zasobami i ochrony przyrody na tym obszarze nie są już wystarczające, aby zagwarantować długotrwałe korzyści gospodarcze i świadczenie usług ekosystemowych. Ponieważ takie zagadnienia wymagają współpracy transgranicznej, instytucje z sześciu krajów Europy Środkowej połączyły swoje wysiłki w celu opracowania projektu „Budowanie zdolności zarządzania obszarami chronionymi w Karpatach w celu integracji i harmonizacji ochrony różnorodności biologicznej i lokalnego rozwoju społeczno-gospodarczego” (Centralparks), współfinansowanego przez Program Interreg CENTRAL EUROPE. Projekt wspiera wysiłki na rzecz ochrony przyrody i lokalnego zrównoważonego rozwoju w celu poprawy zdolności zintegrowanego zarządzania środowiskiem oraz polityki, jak również w celu wzmocnienia współpracy międzynarodowej w ogóle. Dodatkowo ma on na celu łagodzenie istniejących zagrożeń dla różnorodności biologicznej w omawianym regionie. Dokumenty i narzędzia wspierające politykę, dostosowane do potrzeb decydentów i zarządców obszarów chronionych, powinny przyczyniać się do zwiększenia różnorodności biologicznej i ochrony krajobrazu, lokalnego rozwoju zrównoważonej turystyki, zintegrowanego planowania ochrony przyrody, oceny siedlisk i komunikacji ze społecznościami lokalnymi. Dodatkowo, będą one obejmować innowacyjne narzędzia zarządzania środowiskiem, takie jak zestaw narzędzi do oceny usług ekosystemowych.

Z uwagi na to liczni, wspomniani wyżej eksperci z krajów karpackich opracowali niniejszy Pakiet narzędzi Carpathian Ecosystem Services Toolkit (CEST), który ma służyć zarówno jako przewodnik, jak i cenne źródło informacji do podejmowania decyzji opartych na dowodach naukowych, a także do stosowania podobnych praktyk zarządzania nie tylko w regionie karpackim, ale także w innych krajach europejskich.

W konsorcjum projektowym uczestniczyły instytucje z pięciu krajów karpackich (spośród siedmiu stron Konwencji Karpackiej). Ze względu na brak informacji i kontaktów w krajach spoza UE (Serbia i Ukraina) CEST opiera się na informacjach z państw członkowskich UE, ale w przyszłości może zostać uzupełniony również o doświadczenia i wiedzę z innych części regionu.

Rozdział 1: PODSTAWOWE ZAGADNIENIA

1.1 Podstawowe zagadnienia dotyczące usług ekosystemowych

1.1.1 Definicja usług ekosystemowych

Usługi ekosystemowe (ang. ecosystem services, ES) można łatwo zdefiniować jako wkład ekosystemów (systemów żywych) w dobrostan człowieka. Usługi te są końcowymi i aktualnymi produktami ekosystemów (naturalnych, półnaturalnych lub w znacznym stopniu zmienionych przez działalność człowieka), które bezpośrednio wpływają na dobrostan człowieka. Ich podstawową cechą jest utrzymywanie związku z powiązanymi funkcjami ekosystemu, procesami i samą strukturą ekosystemu, która w konsekwencji je współtworzy. Inną pokrewną definicję ES przedstawiono w Milenijnej Ocenie Ekosystemów (MEA 2005), w której ES opisano po prostu jako korzyści zapewniane ludziom przez ekosystemy. Z kolei badanie Ekonomia ekosystemów i różnorodności biologicznej ang. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity*, TEEB) postrzega usługi ekosystemowe jako bezpośredni i pośredni wkład ekosystemów w dobrostan człowieka (de Groot i in. 2010). Ciekawą definicję ES podają Boyd i Banzhaf (2007). Według nich „usługi ekosystemowe to elementy przyrody, z których człowiek może bezpośrednio korzystać, konsumować je lub wykorzystywać w celu osiągnięcia dobrostanu”. W tej definicji ważne jest rozróżnienie między produktami końcowymi a produktami pośrednimi w odniesieniu do rachunku dobrostanu. Usługi ekosystemowe są uważane za końcowy produkt natury. Czucz i Condé (2017) opracowali ponadto operacyjny glosariusz MAES, który zawiera najczęściej używane terminy i ich odpowiednie definicje naukowe i polityczne związane z usługami ekosystemowymi.

Jak argumentują Potschin i in. (2016), „pomimo wielu różnic między definicjami dotyczącymi istoty ES, istnieje pewna ścieżka (kaskada) świadczenia ES, która prowadzi od struktur i procesów ekologicznych na jednym końcu do dobrostanu ludzi na drugim”. Podstawą takiego modelu kaskadowego są ekosystemy, a ściślej geoekosystemy (Potschin i Haines-Young 2011), które reprezentowane są przez struktury biofizyczne i procesy ekologiczne (np. cykle żywieniowe i energetyczne). Na kolejnym poziomie kaskady znajdują się funkcje ekosystemów, zwłaszcza te procesy ekologiczne, które generują korzyści bezpośrednio wykorzystywane później przez człowieka (np. spowolnienie biegu cieków wodnych po długotrwałych opadach). W centrum kaskady znajdują się same ES, które można zdefiniować jako końcowe produkty ekosystemu. Produkty ekosystemów są związane ze strukturami i procesami zachodzącymi w ekosystemie, a jednocześnie bezpośrednio przyczyniają się do tworzenia różnych korzyści dla człowieka. Ich występowanie jest z kolei uwarunkowane ogólną konsumpcją człowieka. Ostatnim etapem kaskady są dobra i korzyści, które mają szczególną wartość dla ludzi – monetarną lub niemonetarną – i które stanowią konkretny wkład usług ekosystemowych w dobrostan człowieka. Według Izakovičovej i in. (2018), koncepcja ES reprezentuje zintegrowane podejście do oceny krajowej z naciskiem na metody partycypacyjne i ma duży potencjał do usprawnienia planowania przestrzennego w Słowacji.

1.1.2 Omówienie funkcji/wdrożenia podejścia skoncentrowanego na usługach ekosystemowych

Stopniowe stosowanie koncepcji usług ekosystemowych w sferze naukowej rozpoczęło się w latach 80. XX w. wraz z publikacją Ehrlich i Ehrlich (1981), w której wyczerpująco wyjaśniono pojęcie ES. Pierwsze opracowanie naukowe, w którym oszacowano średnią roczną wartość 17 usług ekosystemowych dla 16 biomów, opublikowali Costanza i in. (1997), a w 2014 roku wartość ta została zaktualizowana i doprecyzowana do 125 bilionów USD w 2011 roku (Costanza i in. 2014).

W 2001 r. Sekretarz ONZ zaapelował o przeprowadzenie Milenijnej Oceny Ekosystemów (MEA). Do głównych celów MEA należała ocena konsekwencji zmian w ekosystemach dla dobrostanu człowieka oraz wzmocnienie ochrony i zrównoważonego użytkowania ekosystemów oraz ich wkładu w dobrostan człowieka. Ustalenia ponad 1360 ekspertów z całego świata składają się na pięć tomów technicznych i sześć sprawozdań podsumowujących, które przedstawiały naukową ocenę stanu i trendów w światowych ekosystemach oraz świadczonych przez nie usług (takich jak czysta woda, żywność, produkty leśne, ochrona przeciwpowodziowa i zasoby naturalne), a także możliwości odtworzenia, zachowania lub wzmocnienia zrównoważonego wykorzystania ekosystemów (MEA 2005). Kompleksowy przegląd ekonomicznej wizji koncepcji ES został przedstawiony w 2010 r. w publikacji „Ekonomia ekosystemów i różnorodności biologicznej: Podstawy ekologiczne i ekonomiczne” (TEEB 2010), która stworzyła ramy metodologiczne umożliwiające decydentom na różnych szczeblach przeprowadzenie analizy wartości ekonomicznych usług ekosystemowych oraz różnorodności biologicznej.

Przełomowym momentem, który w znacznym stopniu ujął potrzebę oceny ES, było przyjęcie globalnego zobowiązania do ochrony różnorodności biologicznej – Konwencji o różnorodności biologicznej (ang. Convention on Biological Diversity, w skrócie CBD), w tym Celów Aichi dotyczących różnorodności biologicznej, przyjętych w Nagoi w 2010 r. Cel strategiczny D definiuje potrzebę zwiększenia korzyści płynących z różnorodności biologicznej i usług ekosystemowych dla wszystkich, a cel 14 określa, że do 2020 r. powinny zostać odtworzone i utrzymywane ekosystemy, które zapewniają podstawowe usługi, w tym usługi związane z wodą i usługi przyczyniające się do zdrowia, zarobkowania i dobrostanu. Do promowania ES zobowiązuje również państwa członkowskie unijna strategia na rzecz bioróżnorodności 2020 (Strategia 2020). Stwierdza się w niej, że państwa członkowskie opracowują ocenę ekosystemów i ich usług na poziomie krajowym, włączając je do systemu sprawozdawczości do 2020 r., a następnie wdrażają je w ramach polityki krajowej (Mederly i in. 2020). W 2012 r. wdrożenie takiej koncepcji ES do programu politycznego zostało wsparte przez Międzyrządową Platformę Naukowo-Polityczną w sprawie Różnorodności Biologicznej i Funkcjonowania Ekosystemów (ang. Intergovernmental Science-Policy Platform for Biodiversity and Ecosystem Services, IPBES).

W celu wspierania realizacji zobowiązań Strategii 2020, Komisja Europejska powołała w 2013 r. Grupę ekspertów ds. Mapowania i Oceny Ekosystemów i ich Usług (ang. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services, MAES). Podczas spotkania grupy MAES w marcu 2019 r. wykazano, że poziom realizacji zobowiązań w sferze ES przez państwa członkowskie UE oceniany jest na 70% (Mederly i in. 2020).

1.1.3 Znaczenie usług ekosystemowych w kształtowaniu polityki i podejmowaniu decyzji dotyczących ochrony środowiska

Ocena ES jest cennym narzędziem do analizy społeczno-kulturowych, ekonomicznych i środowiskowych konsekwencji oraz kompromisów (Preston i Raudsepp-Hearne 2017). Ocena ES została wprowadzona do prawa unijnego poprzez Działanie 5 unijnej strategii na rzecz bioróżnorodności 2020, które zakładało, że do 2014 r. państwa członkowskie, z pomocą Komisji, zidentyfikują i oceniają stan ekosystemów oraz ich usług na swoim terytorium. Jest to ważny punkt, ponieważ pomaga zrozumieć warunki panujące w ekosystemach UE i korzyści przez nie zapewniane, a także osiągnąć cel, jakim jest odbudowa 15% naszych zdegradowanych ekosystemów (Komisja Europejska 2011 – KOM/2011/0244). W nowej unijnej strategii na rzecz bioróżnorodności 2030 szczególna uwaga zostanie zwrócona na zrównoważone zarządzanie zasobami wodnymi, rekultywację terenów zdegradowanych oraz ochronę i odbudowę obszarów o dużej różnorodności biologicznej i wysokim potencjale w zakresie usług ekosystemowych i łagodzenia zmian klimatu. Z tego powodu Komisja opracuje w 2021 r. metody, kryteria i normy opisujące istotne cechy różnorodności biologicznej, jej funkcje, wartości i zrównoważone użytkowanie (Komisja Europejska 2020 – KOM/2020/380).

Ocena ES jest szczególnie istotna dla pomiaru postępu w realizacji Celów Zrównoważonego Rozwoju 2030 (Zgromadzenie Ogólne ONZ 2015 r.). Karpaty i ich ekosystemy mogą przyczynić się do realizacji Celu (1) Koniec z ubóstwem, Celu (2) Zero głodu, Celu (3) Dobre zdrowie i jakość życia, Celu (6) Czysta woda i warunki sanitarne, Celu (8) Wzrost gospodarczy i godna praca, Celu (11) Zrównoważone miasta i społeczności, Celu (12) Odpowiedzialna konsumpcja i produkcja, Celu (13) Działania w dziedzinie klimatu, Celu (15) Życie na lądzie i Celu (17) Partnerstwa na rzecz Celów.

Z pomocą oceny ES decydenci mogą podejmować świadome i oparte na naukowych podstawach decyzje zgodne z Celami Zrównoważonego Rozwoju i celami IPBES. Według Preston i Raudsepp-Hearne (2017) ocena ES może wspierać decydentów w następujących kwestiach:

- * procesy regulacyjne, takie jak ocena oddziaływania na środowisko;
- * zarządzanie dziką fauną i florą oraz zarządzanie siedliskami;
- * zagospodarowanie terenu i planowanie infrastruktury w skali gminy, zlewni, regionu i prowincji;
- * tworzenie obszarów chronionych, podejmowanie działań na rzecz odbudowy i odnowy ekosystemów oraz innych inicjatyw na rzecz ochrony w celu utrzymania lub poprawy integralności ekologicznej;
- * ocena szkód, ocena ryzyka, zarządzanie skumulowanymi skutkami oraz łagodzenie zagrożeń;
- * opracowanie środków zachęcających do wspierania ochrony i zrównoważonego użytkowania ekosystemów;
- * rozwój gospodarczy;
- * alokacja, wykorzystanie i zarządzanie zasobami;
- * sprawozdawczość i monitorowanie;
- * rachunkowość kapitału naturalnego i narodowe rachunki ekosystemów;
- * zdrowie publiczne i dobrostan;
- * rachunek kosztów całkowitych;
- * podnoszenie świadomości na temat znaczenia zdrowych ekosystemów dla dobrostanu człowieka;
- * identyfikacja zainteresowanych stron i ewentualna współpraca.

Przyroda, poprzez swoje procesy ekologiczne i ewolucyjne, podtrzymuje jakość powietrza, słodkiej wody i gleb, od której zależna jest ludzkość, dystrybuje słodką wodę, reguluje klimat, zapewnia zapylenie i zwalcza szkodniki oraz zmniejsza wpływ zagrożeń naturalnych (IPBES 2019). Stanowi ona również istotny element decydujący o ogólnej egzystencji człowieka, jak również o ogólnej jakości życia. Z uwagi na tak duże znaczenie przyrody działania ludzkości powinny zmierzać do jej ochrony, a nie niszczenia, nie tylko dla dobra samej przyrody, ale także dla własnego przetrwania.

1.2 Klasyfikacja usług ekosystemowych

Dla celów naukowych oraz politycznych na całym świecie stosuje się trzy podstawowe i często wykorzystywane międzynarodowe klasyfikacje (tab. 1), które są mniej lub bardziej podobne i wywodzą się z opracowań Costanzy i in. (1997, 2017). Pierwsza z nich to klasyfikacja dóbr i usług ekosystemowych opracowana w ramach zakrojonego na szeroką skalę projektu Milenijnej Oceny Ekosystemów (MEA 2005). Propozycja klasyfikacji przedstawiona w oparciu o Ekonomia ekosystemów i różnorodności biologicznej (TEEB 2010), przyjmująca ogólny podział usług za MEA, zawiera 22 usługi ekosystemowe, podzielone na 4 główne kategorie. TEEB zdefiniował pojęcie bezpośredniego i pośredniego wkładu ekosystemów w dobrostan człowieka. Trzecia z nich, Wspólna międzynarodowa klasyfikacja usług ekosystemowych (Common International Classification of Ecosystem Services, CICES) (Haines-Young i Potschin 2018) to system klasyfikacji, który zakłada, że usługi są świadczone albo przez organizmy żywe (biota), albo przez połączenie organizmów żywych i procesów abiotycznych.

Wszystkie powyższe systemy klasyfikacji obejmują następujące główne kategorie ES:

Usługi zaopatrzeniowe obejmują produkty i dobra materialne uzyskiwane z ekosystemów, które są niezbędne do życia człowieka, np. żywność, materiały i energia, a dokładniej biomasa do celów żywieniowych, biomasa użytkowa, zasoby genetyczne, materiały do celów energetycznych, materiały abiotyczne, w tym woda pitna i woda do celów przemysłowych itp. (Mederly i in. 2020).

Usługi regulacyjne stanowią korzyści wynikające z regulacji procesów naturalnych w ekosystemach oraz świadczenia innych usług, takich jak regulacja/mediacja przepływów (masy, cieczy i gazów), regulacja klimatu i powietrza, regulacja/opanowanie klęsk żywiołowych, regulacja szkodników i chorób, kształtowanie gleby, regulacja cykliów życiowych, obiegu wody itp. (Mederly i in. 2020).

Usługi wspomagające obejmują funkcje i procesy ekosystemów istotne dla ich zdrowego stanu, np. obieg składników odżywczych lub bioróżnorodność. Późniejsze klasyfikacje, takie jak TEEB czy CICES, nie wyróżniają wspomagających usług ekosystemowych, ale włączają je do usług regulacyjnych.

Usługi kulturowe opisują wszystkie niematerialne i zazwyczaj niekonsumpcyjne efekty działania ekosystemów, które wpływają na stan fizyczny i psychiczny człowieka. Obejmują one tożsamość kulturową i dziedzictwo, duchowość i religię, systemy wiedzy i edukację, doznania estetyczne, rekreację i ekoturystykę oraz poczucie własnego miejsca (Preston i Raudsepp-Hearne 2017).

Podstawowe procesy ekosystemowe, takie jak obieg składników odżywczych lub produkcja pierwotna, są klasyfikowane przez MEA jako usługi wspomagające, jednak CICES uważa je za wymiary stanu ekosystemu, a nie za usługi końcowe (tj. gotowe do wykorzystania przez człowieka). Taka logika jest bardziej spójna z koncepcją kaskady (Haines-Young i Potschin 2018, La Notte i in. 2017).

Stosowanie systemów klasyfikacji usług ekosystemowych przynosi wyraźne korzyści dla praktyków. Finisdore i in. (2020) zidentyfikowali 18 głównych korzyści, w tym korzyści funkcjonalne i genetyczne, np. lepsza identyfikacja elementów, mierników i technik analitycznych; lepszy transfer wiedzy; szybsza identyfikacja komplementarnych elementów końcowych ES; szybsza identyfikacja potrzeb badawczych; mniejsza liczba błędnie oznaczonych końcowych ES, luźno dopasowane mierniki; mniejsze koszty związane z utratą pracowników itp.

Tabela 1 – Porównanie czterech głównych klasyfikacji usług ekosystemowych stosowanych na świecie (Źródło: Costanza i in. (2017), z późn. zmianami)

	Costanza i in. (1997)	Milenijna Ocena Ekosystemów (MEA 2005)	Ekonomia ekosystemów i różnorodności biologicznej (TEEB 2010)	Wspólna Międzynarodowa Klasyfikacja Usług Ekosystemowych – CICES (Haines-Young i Potschin 2018)
Usługi zaopatrzeniowe	Produkcja żywności	Żywność	Żywność	Biomasa – Żywność, rośliny i zwierzęta słodkowodne i morskie do celów żywieniowych
	Zaopatrzenie w wodę	Woda słodka	Woda	Wody gruntowe i powierzchniowe do picia, wody gruntowe i powierzchniowe do celów innych niż pitne
	Surowce	Włókno, drewno	Surowce	Biomasa użytkowa – drewno i inne włókna
	Zasoby genetyczne	Zasoby genetyczne, substancje biochemiczne i leki naturalne	Zasoby genetyczne, zasoby lecznicze	Źródła genetyczne pochodzenia biotycznego, materiał genetyczny dla procesów biochemicznych i farmaceutycznych
	X	Zasoby ozdobne	Zasoby ozdobne	Materiały pochodzenia biotycznego (zasoby ozdobne)
	X	X	X	Biomasa – źródła energii pochodzenia roślinnego i zwierzęcego
	X	X	X	Abiotyczne źródła energii

Usługi regulacyjne	Regulacja gazu	Regulacja jakości powietrza	Oczyszczanie powietrza	Regulacja przepływu gazów i powietrza
	Utylizacja odpadów	Oczyszczanie wody i utylizacja odpadów	Utylizacja odpadów (zwłaszcza oczyszczanie wody)	Utylizacja odpadów, substancji toksycznych i innych zanieczyszczeń
	Regulacja zakłóceń (ochrona przed burzą i kontrola powodzi)	Regulacja zagrożeń naturalnych	Zapobieganie zakłóceniom lub mediacja	Regulacja przepływu powietrza i cieczy
	Regulacja wód (np. naturalne nawadnianie i zapobieganie suszy)	Regulacja wód	Regulacja przepływu wody	Regulacja przepływu cieczy
	Kontrola erozji i retencja osadów	Regulacja erozji	Zapobieganie erozji	Regulacja (mediacja) przepływów masy
	Regulacja klimatu	Regulacja klimatu	Regulacja klimatu	Skład atmosfery i globalna regulacja klimatu
	Proces glebotwórczy	Proces glebotwórczy (usługa wspomagająca)	Utrzymanie żyzności gleby	Wspieranie tworzenia i składu gleby
	Zapylenie	Zapylenie	Zapylenie	Utrzymanie cyklu życiowego (w tym zapylenie)
	Kontrola biologiczna	Regulacja szkodników i chorób	Kontrola biologiczna	Wsparcie kontroli szkodników i chorób
Usługi wspomagające i dotyczące siedlisk	Obieg substancji odżywczych	Obieg substancji odżywczych i fotosynteza, produkcja pierwotna	X	X
	Schronienie (szkółki leśne, siedliska migracyjne)	Bioróżnorodność	Utrzymanie cyklu życiowego, Ochrona puli genetycznej	Utrzymanie cyklu życiowego i siedlisk, ochrona puli genetycznej
Usługi kulturowe	Rekreacja (w tym ekoturystyka i zajęcia na świeżym powietrzu)	Rekreacja i ekoturystyka	Rekreacja i ekoturystyka	Interakcje fizyczne i doświadczałne (rekreacja i ekoturystyka)
	Kulturowe (w tym estetyczne, artystyczne, duchowe, edukacyjne i naukowe)	Wartości estetyczne	Informacje estetyczne	Interakcje doświadczałne
	Kulturowe (w tym estetyczne, artystyczne, duchowe, edukacyjne i naukowe)	Różnorodność kulturowa	Inspiracja dla kultury, sztuki i wzornictwa	Interakcje reprezentacyjne (promocja, sztuka)
	Kulturowe (w tym estetyczne, artystyczne, duchowe, edukacyjne i naukowe)	Wartości duchowe i religijne	Doznania duchowe	Interakcje duchowe i/lub emblematyczne (dziedzictwo kulturowe)
	Kulturowe (w tym estetyczne, artystyczne, duchowe, edukacyjne i naukowe)	Systemy wiedzy i wartości edukacyjne	Informacje dotyczące rozwoju poznawczego	Interakcje intelektualne (gotowość do ochrony przyrody, aspekty moralne)

W tabeli 1 porównano cztery główne systemy klasyfikacji usług ekosystemowych stosowane na świecie oraz ich różnice i podobieństwa. Można zauważyć, że choć różnią się one w szczegółach, to zasadniczo te systemy klasyfikacji są bardzo podobne i nie odbiegają od siebie znacząco (Costanza i in. 2017). Późniejsze klasyfikacje, takie jak TEEB czy CICES, nie wyróżniają wspomagających usług ekosystemowych, ale włączają je do usług regulacyjnych.

1.3 Podejścia do oceny usług ekosystemowych

Do oceny ES można zastosować kilka metod. Można je podzielić na trzy podstawowe grupy według głównej zasady oceny i dostarczania wyników – metody biofizyczne, metody społeczno-kulturowe (niemonetarne) i metody ekonomiczne (monetarne). Istnieją również metody zintegrowane, które wykorzystują wiele podejść i często łączą w sobie wiele różnych metod (Mederly i in. 2020). Poniżej przedstawiono przegląd i krótki opis najczęściej stosowanych i zalecanych metod oceny ES.

1.3.1 Podejścia biofizyczne

Pierwszym krokiem w ocenie ES jest zazwyczaj ocena biofizyczna. Koncentruje się ona w szczególności na ocenie stanu i funkcjonowania ekosystemów oraz ich cech, z których w konsekwencji – poprzez świadczenie usług ekosystemowych – wynikają wartości społeczne i gospodarcze. Stan ekosystemu obejmuje zdrowie ekosystemu, które można wyrazić lub zmierzyć za pomocą wskaźników ekologicznych, takich jak ilość biomasy, fragmentacja w wyniku zniknięcia pokrywy leśnej, gatunki zagrożone (czerwona księga), wskaźnik ptaków krajobrazu rolniczego (indeks), węgiel organiczny w glebie (SOC) itp. (lista najlepszych dostępnych wskaźników do oceny ES w różnych ekosystemach znajduje się w opracowaniu Maes i in. 2016), lub systemów monitorowania różnorodności biologicznej (więcej informacji znajduje się w opracowaniu Geijzendorffer i Roche 2013, Geijzendorffer i in. 2015). Kwantyfikacja przepływu ocenianych usług może być wyrażona w jednostkach pomiaru biofizycznego jako zapasy lub przepływy materiałów i energii (Mederly i in. 2020). Do wyrażenia wartości ES najczęściej stosuje się wskaźniki wymierne, a w uzasadnionych przypadkach można zastosować wskaźniki orientacyjne. Modele matematyczne i biofizyczne (np. hydrologiczne, klimatyczne, erozji, produkcji itp.) są wykorzystywane do wyrażania stanu, funkcji i procesów w ekosystemach, jak również potencjału usług ekosystemowych. Potencjał ES i jego wskaźniki zostały omówione z wielu perspektyw przez Affeka i in. (2020). Często stosowane są również specyficzne metody mapowania, na przykład oparte na systemach informacji geograficznej i pozwalające na przestrzenne odwzorowanie wartości lub świadczenia ES oraz ich komponentów (np. metoda macierzy ES). Do głównych metod biofizycznych należą: analiza śladu ekologicznego (Ecological Footprint), analiza przepływu pokrycia terenu (Land Cover Flow Analysis), analiza cyklu życia (Life Cycle Analysis) oraz metody energetyczne / egzergetyczne (Gómez-Baggethun i de Groot 2010). Do najbardziej znanych (głównie biofizycznych) programów komputerowych wykorzystywanych do oceny ES należą InVEST (www.naturalcapitalproject.org), ESTIMAP (Zulian i in. 2018) oraz Quick Scan (www.quickscan.pro).

Bardziej szczegółowe określenie metod biofizycznych wykorzystane zostało przez Vihervaara i in. (2018) w raporcie technicznym z projektu *Poprawa mapowania usług ekosystemowych na potrzeby tworzenia polityki i podejmowania decyzji* (ang. Enhancing ecoSystem sERVICES mApping for poLicy and Decision mAKing, ESMERALDA).

Metody pomiaru bezpośredniego dostarczają biofizycznej wartości ES w jednostkach fizycznych, które odpowiadają jednostkom wskaźnika, oraz kwantyfikują lub mierzą wartość zasobu lub przepływu. Pomiary bezpośrednie są zazwyczaj wykorzystywane jako dane wejściowe do innej metody identyfikacji biofizycznej lub do walidacji niektórych elementów mapowania i oceny i są uważane za jeden z najdokładniejszych sposobów kwantyfikacji ES. **Metody pomiaru pośredniego** wykorzystują różne źródła danych oparte na wartości biofizycznej i wyrażone w jednostkach fizycznych (wyniki teledetekcji i pochodne obserwacji Ziemi, np. Barbarosa i in. 2015). Tego typu wartości wymagają dalszej interpretacji lub przetworzenia danych przed ich wykorzystaniem. **Metody modelowania** obejmują podejścia do modelowania z różnych nauk o Ziemi (hydrologia, gleboznawstwo, ekologia, klimatologia itp.), jak również modele koncepcyjne i zintegrowane ramy modelowania.

1.3.2 Podejścia społeczno-kulturowe

Społeczno-kulturowa (niemonetarna) ocena ES koncentruje się na znaczeniu, preferencjach, potrzebach lub wymaganiach wyrażanych przez ludzi w odniesieniu do przyrody. Liczba badań wykorzystujących te metody do oceny ES wciąż rośnie, dlatego metody społeczno-kulturowe stają się akceptowaną częścią koncepcji ES (Gómez-Baggethun i in. 2014). Metody społeczno-kulturowe opierają się głównie na danych jakościowych, w szczególności na szacunkach wartościujących znaczenie poszczególnych ES, oraz wyrażają preferencje społeczne ludzi i grup ludności w odniesieniu do ES. Są to tzw. metody deliberatywne, które wykorzystują np. wyrażanie względnego znaczenia zamiast wartości pieniężnych lub ekonomicznych. Często opierają się one na procedurach zbiorowych i interaktywnych, np. warsztatach, spotkaniach, wywiadach ustrukturyzowanych lub metodach kwestionariuszowych. Nie chodzi więc o określenie dokładnej wartości (np. przydatności terytorium do świadczenia danej ES), ale raczej o uzyskanie aprobaty lub zgody na konkretną ocenę lub rozwiązanie (Mederly i in. 2020). Z opracowania Santos-Martín i in. (2017) wynika, że najczęściej stosuje się następujące metody:

- * Ocena preferencji – gromadzenie danych poprzez ranking lub ocenę ES w oparciu o indywidualne lub społeczne preferencje dla wybranej ES poprzez analizę motywacji, percepcji, wiedzy itp.;
- * Metody wykorzystania czasu – metody oparte na gotowości ludzi do poświęcenia czasu na zmianę jakości lub ilości ES;
- * Ankieta fotograficzna – wykorzystuje doświadczenia i preferencje wizualne ludzi do oceny społeczno-kulturowej wartości ES;
- * Metody opisowe – metody wykorzystujące opis lub konkretną historię do wyrażenia wartości ekosystemu/krajobrazu z perspektywy ES;
- * Mapowanie partycypacyjne – mające na celu przestrzenne rozmieszczenie ES, które jest oceniane na podstawie podejścia i wiedzy różnych zainteresowanych stron;
- * Planowanie scenariuszy – tworzenie możliwych alternatyw w przyszłości i ocena ich związku z wykorzystaniem ES (zwykle z wykorzystaniem metod partycypacyjnych);
- * Metody deliberatywne – otwarta dyskusja z zainteresowanymi stronami i uczestnikami niebędącymi naukowcami na temat ich preferencji dotyczących ES; metoda ta jest zwykle łączona z innymi podejściami.

1.3.3 Podejście ekonomiczne i monetarne, kapitał naturalny

Ocena ekonomiczna jest odzwierciedleniem wartości ekonomicznej ES w procesach decyzyjnych. Ekonomści środowiska posługują się głównie pojęciem całkowitej wartości ekonomicznej, na którą składają się zarówno wartości użytkowe, jak i nieużytkowe. W celu określenia tych wartości ekonomści stosują różne metody – metody pierwotne lub metody transferu wartości. W przypadku metod pierwotnych wykorzystywane są metody rynku bezpośredniego (np. ceny rynkowe) – jeżeli takie informacje nie są dostępne, wykorzystuje się „rynki” równoległe lub hipotetyczne oparte na badaniach preferencji (koszty podróży, wycena warunkowa itp.). Jeśli takie dane nie są dostępne lub nie można przeprowadzić badania bezpośrednio w obszarze badawczym, wówczas wykorzystuje się informacje uzyskane w innych badaniach, czyli wspomniany transfer wartości (Mederly i in. 2020). Podejście do oceny monetarnej ES jest zróżnicowane i zachodzi potrzeba rozszerzenia oceny ekonomicznej w szerszym kontekście oceny ES, której główną rolą jest wspieranie działań na rzecz zrównoważonego społeczeństwa.

Kapitał naturalny tworzą światowe zasoby naturalne, które obejmują geologię, gleby, powietrze, wodę i wszystkie żywe organizmy. Niektóre zasoby kapitału naturalnego dostarczają ludziom bezpłatnych dóbr i usług (ES). **Rachunkowość kapitału naturalnego (ang. natural capital accounting)** to proces obliczania całkowitych zasobów oraz przepływów zasobów naturalnych i usług w każdym ekosystemie lub regionie. Ewidencja tych dóbr może odbywać się w ujęciu fizycznym lub monetarnym. Proces ten może następnie dostarczyć informacji decydentom rządowym, korporacyjnym i konsumenckim w odniesieniu do wykorzystania lub konsumpcji zasobów naturalnych i powierzchni ziemi oraz zrównoważonych zachowań. Współpraca między Eurostatem a krajowymi urzędami statystycznymi Państw Członkowskich UE została sformalizowana w 2011 r. (Europejskie rachunki ekonomiczne środowiska). Zobowiązuje ona Państwa Członkowskie do przekazywania danych i rachunków dotyczących emisji, podatków związanych ze środowiskiem oraz przepływów materialnych począwszy od roku 2012. Jednym z priorytetów UE jest również tworzenie wskaźników dobrobytu sprzyjających włączeniu społecznemu. Siódmy wspólnotowy program działań w zakresie środowiska naturalnego (ang. Environment Action Programme, EAP) wyraźnie odnosi się do tej kwestii, wzywając do dalszego rozwoju i integracji wskaźników ekonomicznych i środowiskowych. W ramach wspólnego systemu informacji o środowisku (SEIS) proponuje się usprawnienie gromadzenia danych wymaganych do opracowania wskaźników środowiskowych. Na dziesiątej konferencji stron Konwencji o różnorodności biologicznej (CBD) UE zobowiązała się również do realizacji porozumienia Aichi, w którym strony zgadzają się na włączenie różnorodności biologicznej do swoich rachunków narodowych. Europejska Agencja Środowiska (European Environment Agency, EEA) zaproponowała, że biorąc pod uwagę zgodność projektu z systemem rachunków narodowych (System of National Accounts, SNA), możliwe byłoby wykorzystanie jednego konkretnego wskaźnika – Zużycie kapitału ekosystemów (CEC) – do dostosowania zagregowanych danych rachunków narodowych w celu utworzenia w szczególności produktu krajowego netto skorygowanego o CEC i dochodu narodowego netto skorygowanego o CEC.

1.3.4 Zintegrowana ocena usług ekosystemowych

Metody zintegrowane odzwierciedlają potrzebę połączenia różnych metod oceny ES i są stosowane do ogólnej oceny ostatecznych korzyści ES dla dobrostanu i jakości życia człowieka. Integracja ma zasadnicze znaczenie dla oceny synergii i kompromisów między różnymi rodzajami ES, jak również między ES a warunkami ekosystemu, w celu uniknięcia nadmiernego wykorzystania niektórych usług. Pomaga ona również w podejmowaniu decyzji dotyczących priorytetów wykorzystania poszczególnych ES, które są wyrażane w różnych jednostkach i różnymi metodami. W tym celu wykorzystywane są następujące narzędzia (Kelemen i in. 2015, Mederly i in. 2020):

- ❖ Wielokryterialna analiza decyzyjna – narzędzie partycypacyjne stosowane do łączenia kontekstów ekologicznych, społeczno-kulturowych i ekonomicznych poprzez ramy oceny i dyskusji z udziałem różnych grup zainteresowanych stron (konkretne ramy polityki) z wykorzystaniem modelowania;
- ❖ Sieci bayesowskie – wykorzystują modele graficzne do podejmowania decyzji w różnych warunkach prawdopodobieństwa;
- ❖ Modele stanów i przejść – naukowe modelowanie prawdopodobnych zmian w ekosystemach, które wynikają z zarządzania nimi z uwzględnieniem interakcji z naturalnymi czynnikami biotycznymi i abiotycznymi; mogą one być połączone z przestrzennymi modelami GIS;
- ❖ Opracowanie scenariuszy – określenie możliwych przyszłych skutków różnych czynników zmian (np. zmiany klimatu lub różnych interwencji politycznych) na danym terytorium, w oparciu o zweryfikowane założenia dotyczące istotnych trendów i czynników;
- ❖ Wycena deliberatywna – ramy łączące różne narzędzia i techniki, w które zaangażowani są różni badacze i zainteresowane strony formułujący swoje preferencje dla ES w drodze otwartego dialogu, najlepiej poprzez porozumienie większości.

W przypadku kilku z tych metod lub procedur można mówić nie tylko o „integracji”, ale także o ich połączeniu – wykorzystują one również techniki oceny biofizycznej, społeczno-kulturowej i częściowo ekonomicznej (Mederly i in. 2020). Zintegrowane ramy oceny (Nikolova i in. 2018), opracowane w ramach projektu ESMERALDA H2020, oferują przejrzyste zestawienie poziomów integracji. Przed przystąpieniem do wyboru odpowiednich metod należy określić cel oceny i kontekst polityczny, wymagany stopień dokładności, rozmieszczenie przestrzenne oraz skalę geograficzną.

1.3.5 Szybka ocena usług ekosystemowych

W niektórych przypadkach szybka ocena ES jest użytecznym narzędziem dla decydentów i praktyków (takich jak zarządcy terenów) do rozpoznania ważnych funkcji i wielorakich wartości ekosystemów oraz odzwierciedlenia ich w swoich decyzjach, polityce i działaniach (Russi i in. 2013). Istnieją jednak nieodłączne ograniczenia, obejmujące zasoby, dostęp, współpracę, czas i potencjał, które stanowią przeszkodę w podejmowaniu szerszych prób rozpoznania funkcji i korzyści zapewnianych przez ekosystemy, takie jak obszary wodno-błotne. Dlatego też Konwencja ramsarska o obszarach wodno-błotnych opracowała podejście szybkiej oceny usług ekosystemowych obszarów wodno-błotnych (RAWES), jako przykład możliwych do opracowania metod, które zostało przyjęte w 2018 r. przez umawiające się strony Konwencji ramsarskiej na ich 13. posiedzeniu Konferencji Stron rezolucją XIII.17¹. Podejście to spełnia definicję „szybkiej” oceny (Fennessy i in. 2007), ponieważ zakłada, że nie więcej niż dwie osoby powinny spędzić nie więcej niż pół dnia w terenie i kolejne pół dnia na przygotowaniach i analizie, a ponadto nie wymaga ono dużych nakładów. Podejście to jest elastyczne, umożliwia ocenę w różnych skalach

1 https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/xiii.17_rapid_assessment_ecosystem_services_e.pdf

i zasadniczo ma zastosowanie również do innych typów siedlisk. Wyniki zastosowania podejścia RAWES można wykorzystać w kolejnych ocenach ilościowych wybranych usług ekosystemowych, zapewniając wstępną analizę, lub w bardziej ogólnych lokalnych lub krajowych ramach polityki i procesów decyzyjnych, takich jak oceny oddziaływania na środowisko. Inny przykład szybkiej oceny ES na terenach o znaczeniu dla ochrony różnorodności biologicznej przedstawili Peth i in. (2013) w pakiecie narzędzi TESSA. Pomaga on lokalnym stronom niedysponującym wiedzą specjalistyczną w identyfikacji ES (za pomocą stosunkowo dostępnych metod), które mogą być ważne w danym miejscu, w ocenie bieżących korzyści dla ludzi i porównaniu ich z korzyściami oczekiwanymi przy alternatywnym zagospodarowaniu terenu. Uznaje się, że szybka ocena nie jest w stanie zastąpić kompleksowej oceny w terenie.

1.4 Postęp w ocenie usług ekosystemowych w Unii Europejskiej

Europejski Zielony Ład (KE 2019) uznaje, że ekosystemy zapewniają podstawowe usługi, takie jak żywność, wodopitna i czyste powietrze oraz schronienie. Łagodzą one skutki klęsk żywiołowych, szkodników i chorób oraz pomagają w regulowaniu klimatu.

W unijnej strategii na rzecz bioróżnorodności 2020 (KE 2011) wezwano Państwa Członkowskie do identyfikacji i oceny stanu ekosystemów i ich funkcji na terytorium swojego kraju przy wsparciu Komisji Europejskiej. Zostały one również zobowiązane do oceny wartości ekonomicznej takich usług i wspierania włączenia tych wartości do systemów rachunkowości i sprawozdawczości na poziomie unijnym i krajowym do 2020 r. (cel 2, działanie 5):

Cel 2: *Do 2020 r. ekosystemy i ich funkcje zostaną utrzymane i wzmocnione poprzez ustanowienie zielonej infrastruktury i odbudowę co najmniej 15% zdegradowanych ekosystemów.*

*W ramach **działania 5** przewiduje się, że do 2014 r. państwa członkowskie UE zidentyfikują i ocenią stan ekosystemów i ich usług na swoim terytorium.*

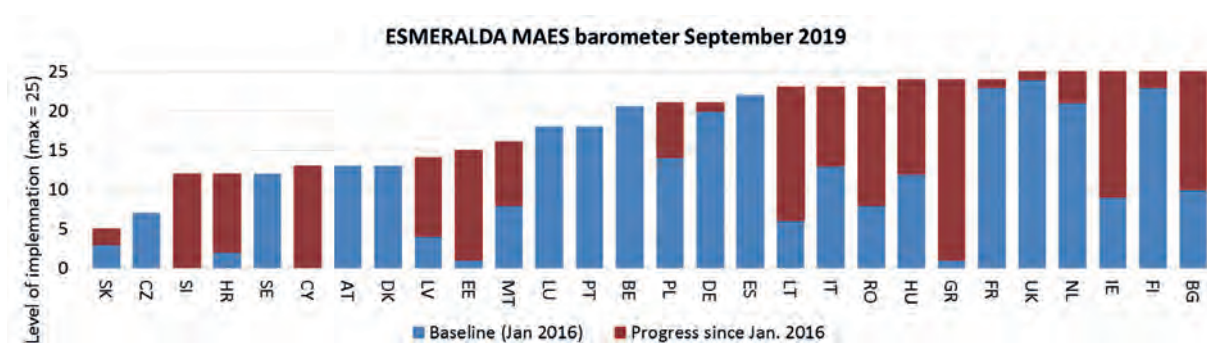
To działanie szczegółowe miało na celu zapewnienie bazy wiedzy na temat ekosystemów i ich usług w Europie. Przyczyniło się ono do osiągnięcia wszystkich sześciu celów strategii i miało również znaczenie dla kilku innych polityk sektorowych UE, takich jak rolnictwo, gospodarka morska i rybołówstwo oraz spójność.

Opracowano spójne ramy analityczne, a także wspólne typologie ekosystemów na potrzeby identyfikacji oraz typologię usług ekosystemowych na potrzeby rachunkowości (pierwszy raport techniczny z mapowania i oceny ekosystemów i ich usług „MAES” - Maes i in. 2013), które mają być stosowane przez UE i jej Państwa Członkowskie w celu zapewnienia spójnego podejścia. Przyczyniło się to do przeprowadzenia subglobalnej oceny ekosystemów i usług ekosystemowych w ramach IPBES. W drugim raporcie technicznym (Maes i in. 2014) zaproponowano wstępny zestaw wskaźników, które mogą być stosowane na poziomie europejskim i Państw Członkowskich do identyfikacji i oceny różnorodności biologicznej, stanu ekosystemów oraz usług

ekosystemowych. Trzeci raport techniczny (Erhard i in. 2016) podsumowuje dostępne informacje w celu identyfikacji i oceny stanu ekosystemów Europy. Czwarty raport techniczny dotyczy mapowania i oceny ekosystemów miejskich i ich usług (Maes i in. 2016). W piątym raporcie technicznym przedstawiono zintegrowane ramy analityczne i zestaw wskaźników do mapowania i oceny stanu ekosystemów w UE (Maes i in. 2018).

Wszystkie Państwa Członkowskie są aktywnie zaangażowane w mapowanie i ocenę stanu ekosystemów i ich funkcji na terytorium swoich krajów (Mederly i Černecký 2020). W celu realizacji działania 5 w 2012 r. w ramach wspólnych ram wdrażania (ang. Common Implementation Framework, CIF) powołano grupę roboczą MAES. Członkowie grupy dwa razy do roku przedstawiają aktualne informacje na temat postępów w swoich krajach i następnie zgodnie z nimi aktualizowany jest barometr (rys. 1).

Z oceny tej wynika, że dziewięć krajów dokonało już pełnego wdrożenia (nie tylko w zakresie oceny ekosystemów i ES, ale także ich włączenia do polityki krajowej). Do krajów tych należą: Wielka Brytania, Holandia, Irlandia, Węgry, Francja, Finlandia, Estonia, Bułgaria i Grecja. Inne kraje w znacznym stopniu zbliżają się do tego celu (Niemcy, Włochy, Rumunia, Litwa). Od 2015 r. największe postępy poczyniły Grecja, Estonia, Norwegia, Cypr i Litwa.



Rysunek 1 – Barometr ESMERALDA MAES: Rozwój procesu oceny i wdrażania podejścia skoncentrowanego na usługach ekosystemowych w Państwach Członkowskich UE w okresie 01/2016 – 03/2021 (Źródło: <https://biodiversity.europa.eu/ecosystems>)

Tabela 2 – Analiza ocen usług ekosystemowych dokonanych przez Państwa Członkowskie UE oraz liczba ocenionych usług ekosystemowych w niektórych państwach (Źródło: Mederly i Černecký 2019)

Państwo Członkowskie	Usługi ekosystemowe ogółem	Zaopatrzeniowe usługi ekosystemowe	Regulacyjne usługi ekosystemowe	Kulturowe usługi ekosystemowe
Republika Czeska	18	7	5 / 4	2
Dania	11	3	1 / 2	5
Finlandia	28	10	8 / 4	6
Holandia	19	5	5 / 5	4
Irlandia	28	9	5 / 6	8
Litwa	31	14	6 / 5	6
Luksemburg	13	4	4 / 4	1
Niemcy	18	5	5 / 5	3
Rumunia	12	4	3 / 2	3
Hiszpania	22	7	4 / 4	7
Wielka Brytania	26	12	4 / 5	5
Portugalia	6	3	0 / 3	4
Włochy	5	0	2 / 2	1

Mederly i in. (2020) przeanalizowali oceny usług ekosystemowych dokonane przez Państwa Członkowskie UE (tab. 2) i znaleźli pewne uogólnienia, które mogą zostać wykorzystane w procesie przygotowywania krajowych ocen ES w krajach z regionu Karpat:

Liczba ocenianych ES w poszczególnych krajach (dotyczy to tylko krajów analizowanych w cytowanej wyżej pracy) różni się znacznie, ale wynosi średnio 15–20 ES. Najmniejszą liczbę (3–6 ES) podały IT i PT, natomiast największą liczbę (26–28 ES) – UK, FI i IE.

Stosunek reprezentacji ES według głównych grup jest zróżnicowany. W niektórych krajach nadmiernie reprezentowane są ES związane z zaopatrzeniem (FI, LT, UK), w innych – ES kulturowe (DK, IE, SP). Regulacyjne i wspomagające ES są znacząco obecne niemal we wszystkich krajach.

W większości krajów jako ważną podstawę oceny ES wykorzystano mapy ekosystemów. Niektóre kraje (LT) wykorzystały prostsze mapy użytkowania gruntów lub bazę danych Corine Land Cover, a inne – krajową klasyfikację pokrycia terenu dla ES (GR).

Wszystkie kraje stosują wskaźniki do oceny ES – standardowym narzędziem jest baza danych właściwości środowiska naturalnego, która jest następnie wykorzystywana do wyboru innych wskaźników, tworzenia map w GIS oraz do potencjalnego wykorzystania modeli. Najbardziej zaawansowany system wskaźników stosowany jest przez FI, LU, IE, UK, NL.

Metody oceny ES różnią się znacznie w poszczególnych krajach. Złożone mapowanie i ocena ES, obejmujące wiele wskaźników oraz ocenę danych statystycznych, zostało przedstawione na przykład w opracowaniach dla BE, NL, UK, RO, SP.

Modele biofizyczne zastosowano w DK, FI, GE, IE, IT, LU.

Wycena ekonomiczna w formie metody transferu korzyści została zastosowana przez CZ, IT, UK, FI, SP.

Większość badań koncentruje się na obecnym stanie i trendach związanych z wartością ES, ale niektóre oferują również scenariusze przyszłego rozwoju (UK, PT, SP).

Większość badań dotyczy nie tylko możliwości ES, ale także popytu i bieżących przepływów ES (rzeczywiste wykorzystanie) oraz dokonuje ich porównania na różne sposoby. Do najczęściej stosowanych metod należy statystyczna ocena zależności między tymi kategoriami dla jednostek administracyjnych – regionów (np. DK, GE) (Mederly i Černecký 2020).

W nowej strategii UE na rzecz bioróżnorodności do 2030 r. uznano, że **inwestycje w kapitał naturalny**, w tym odtwarzanie siedlisk bogatych w węgiel i rolnictwo przyjazne dla klimatu, należą do pięciu najważniejszych polityk ożywienia fiskalnego, które oferują wysokie mnożniki gospodarcze i pozytywny wpływ na klimat. W ciągu ostatnich 30 lat UE wprowadziła solidne ramy prawne w celu ochrony i odbudowy swojego kapitału naturalnego. Ostatnie oceny pokazują jednak, że chociaż prawodawstwo spełnia swoje zadanie, jego wdrażanie w terenie jest opóźnione. Ma to dramatyczne konsekwencje dla różnorodności biologicznej i pociąga za sobą znaczne koszty gospodarcze. Kluczowym elementem tej strategii jest zatem pełne wdrożenie i egzekwowanie prawodawstwa UE w zakresie ochrony środowiska oraz priorytetowe potraktowanie wsparcia politycznego oraz zasobów finansowych i ludzkich. Z tego względu UE będzie wspierać ustanowienie **międzynarodowej inicjatywy w zakresie rachunkowości kapitału naturalnego**.

1.5 Ocena usług ekosystemowych w (wybranych) krajach z regionu Karpat

Kraje z regionu Karpat również dokonują mapowania i oceny usług ekosystemowych na swoich terytoriach. W tej części przedstawiony zostanie krótki opis stanu zaawansowania i głównych luk w procesach planowania i narzędziach związanych z ES w pięciu krajach uczestniczących w projekcie (**Czechy, Węgry, Polska, Rumunia oraz Słowacja**). Więcej szczegółów wraz z kilkoma przykładami podano w **Załączniku 1**.

W **Czechach** znaczący postęp w ocenie ES Vačkář badania skoncentrowane na metodyce zintegrowanej oceny usług ekosystemowych w Republice Czeskiej (Vačkář i in. 2014). Ważną podstawą do oceny ES na poziomie krajowym i regionalnym jest szczegółowa mapa ekosystemów zatytułowana „Skonsolidowana warstwa ekosystemów w Republice Czeskiej” (ang. Consolidated Layer of Ecosystems of the Czech Republic, CLES). CLES została oparta na połączeniu warstwy mapowania siedlisk (VMB) z innymi źródłami danych obszarowych w Czechach, w szczególności ZABAGED (Podstawowa baza danych geograficznych), DIBAVOD (Cyfrowa baza danych

dotyczących gospodarki wodnej), UrbanAtlas i CORINE Land Cover (Vačkář i in. 2014). CLES obejmuje 41 głównych kategorii ekosystemów w czterech poziomach hierarchicznych oraz sześć szerszych typów ekosystemów, które mogą być stosowane na poziomie krajowym lub regionalnym (w skali podstawowej 1 : 29 000). Baza danych ECOSERV, zawierająca 197 wartości usług ekosystemowych, została opracowana na podstawie systematycznego przeglądu literatury w celu zebrania danych wejściowych dotyczących wartości biofizycznych i ekonomicznych. Kilka wybranych wartości z bazy danych wykorzystano do transferu korzyści w celu obliczenia całkowitych wartości ekosystemów w Czechach (Frélichová i in. 2014).

Mapowanie i ocenę ES (MAES) na **Węgrzech** zaczęto przeprowadzać w 2016 r. wraz z prowadzonym przez Ministerstwo Rolnictwa projektem „Strategiczne badania dotyczące długoterminowej ochrony i rozwoju dziedzictwa naturalnego mającego znaczenie dla Wspólnoty oraz realizacji celu unijnej strategii na rzecz bioróżnorodności 2020”. Celem MAES-HU było stworzenie przestrzennych baz danych ekosystemów i ES na Węgrzech oraz ich ocena za pomocą wskaźników biofizycznych, ekonomicznych i społecznych. Dokonano mapowania i oceny 12 wybranych ES. Metodologia oceny została opracowana na podstawie wytycznych grupy roboczej UE MAES oraz raportów technicznych z poprzednich ocen krajowych kilku Państw Członkowskich UE. Ocena priorytetowych ES została przeprowadzona w czterostopniowym procesie, zgodnie z czterema poziomami modelu kaskadowego: 1) stan ekosystemów, 2) potencjał (potencjalna podaż) ekosystemów dla wybranych ES, 3) rzeczywiste wykorzystanie wybranych ES, 4) wkład ES w dobrostan człowieka. Projekt MAES-HU został przeprowadzony przez sześć eksperckich grup roboczych, w których uczestniczyło około 40 ekspertów z różnych dziedzin. Wyniki projektu MAES-HU powinny pomóc w zrównoważonym zarządzaniu zasobami środowiska, rozwoju sieci zielonych infrastruktur, poprawie komunikacji między różnymi sektorami, włączeniu wyników do polityk dotyczących różnorodności biologicznej i polityk sektorowych oraz osiągnięciu Celów Zrównoważonego Rozwoju ONZ (Kovács-Hostyánszki i in. 2018).

W **Polsce** ogólnopolskie wstępne mapowanie ekosystemów i ocena ES zostały zlecone przez Ministerstwo Środowiska i przeprowadzone przez UNEP-GRID Warszawa w 2015 r. Projekt ten obejmował więcej celów (np. określenie typów ekosystemów, analiza rozmieszczenia przestrzennego potencjału ekosystemów do dostarczania ES, opracowanie wskaźników charakteryzujących poziom dostarczania/przepływu ES czy analiza rozmieszczenia przestrzennego ES). Opracowano mapę typów ekosystemów w skali 1 : 2 500 000, przedstawiającą przestrzenne zróżnicowanie typów ekosystemów w Polsce. Matryca oceny zawierała listę 63 typów ekosystemów i 34 ES, a mapy oceny ES (skala 1 : 2 500 000) przedstawiają przestrzenne zróżnicowanie potencjału dostarczania usług ekosystemowych.

W **Rumunii** proces MAES rozpoczął się w 2015 r. w ramach projektu „Demonstrowanie i promowanie wartości przyrodniczych w celu wsparcia procesu podejmowania decyzji w Rumunii” realizowanego przez Krajową Agencję Ochrony Środowiska (National Environmental Protection Agency, NEPA) we współpracy z World Wildlife Fund – Romania (WWF), Rumuńską Agencją Kosmiczną (ROSA) oraz Norweskim Instytutem Badań Przyrodniczych (Norwegian Institute for Nature Research, NINA). Główne rezultaty osiągnięto w zakresie mapowania ekosystemów na poziomie krajowym oraz wyboru metod oceny ES. Oceniono wszystkie 9 głównych kategorii ekosystemów istniejących na poziomie krajowym i zidentyfikowano 79 klas EUNIS poziomu 3. Tylko 2 ES zostały ocenione szczegółowo, ale dokonano również dodatkowej oceny innych ES (mniej lub bardziej graficznej). Projekt zawiera też ocenę monetarną wybranych ES na podstawie zagranicznych prac naukowych.

W **Słowacji** w 2014 r. powołano ekspercką grupę roboczą MAES-SK przy Ministerstwie Środowiska. W okresie od 2017 do 2018 r. Słowacja była reprezentowana przez Ministerstwo Środowiska Republiki Słowackiej w międzynarodowym projekcie ESERALDA. W ramach projektu opracowano elastyczną metodykę mapowania i oceny ekosystemów oraz usług świadczonych przez te ekosystemy na poziomie ogólnoeuropejskim, krajowym i regionalnym. Następnie przygotowano wstępną mapę ekosystemów Słowacji, wykorzystując dane z różnych sektorów, np. ochrony przyrody, rolnictwa i leśnictwa (patrz Černecký i in. 2020b). Mapa (w skalach od 1 : 10 000 do 1 : 5 000) może być wykorzystywana do oceny ES, planowania przestrzennego, analizy ochrony przyrody i innych powiązanych celów. W 2020 r. opublikowano Katalog usług ekosystemowych w Słowacji (Mederly i Černecký 2020). Zawiera on podsumowanie dostępnej wiedzy teoretycznej i metodologicznej oraz przedstawia wyniki pierwszej fazy kompleksowej oceny ES wraz z pilotażową oceną 18 ES. Efektem tych częściowych prac jest publikacja Wartość ekosystemów i ich usług w Słowacji w 2020 r. (Černecký i in. 2020a). W kontekście całego terytorium Republiki Słowackiej jest to pierwsza ocena poszczególnych ekosystemów, zarówno z jakościowego (biofizycznego), jak i ilościowego (monetarnego) punktu widzenia. Ocena ta wykorzystuje podejście ekosystemowe, które opiera się na stanie ekosystemów i stopniu ich degradacji. Ocenia ona potencjał ekosystemów do dostarczania wybranych 23 ES, jak również ich produkcję. Przedstawia monetarną ocenę wybranych ES dla poszczególnych ekosystemów Słowacji (EUR / ha / rok) oraz ogólną ocenę ekonomiczną ES dostarczanych na poziomie krajowym. Przegląd i wyniki procesu MAES-SK zostały opisane w artykule Mederly i in. (2020).

Rozdział 2: PROCEDURA OCENY USŁUG EKOSYSTEMOWYCH

Niniejszy rozdział koncentruje się na nakreśleniu odpowiedniej procedury oceny ES. Jest on przeznaczony do stosowania w różnych kontekstach i skalach przestrzennych – zawiera podstawowe dane wejściowe, kroki i wyniki ewaluacji. Dostępne podejścia i pakiety narzędzi metodycznych są wykorzystywane jako inspiracja. Podane zostały również inne zalecane źródła.

2.1 Podstawowe ramy oceny usług ekosystemowych

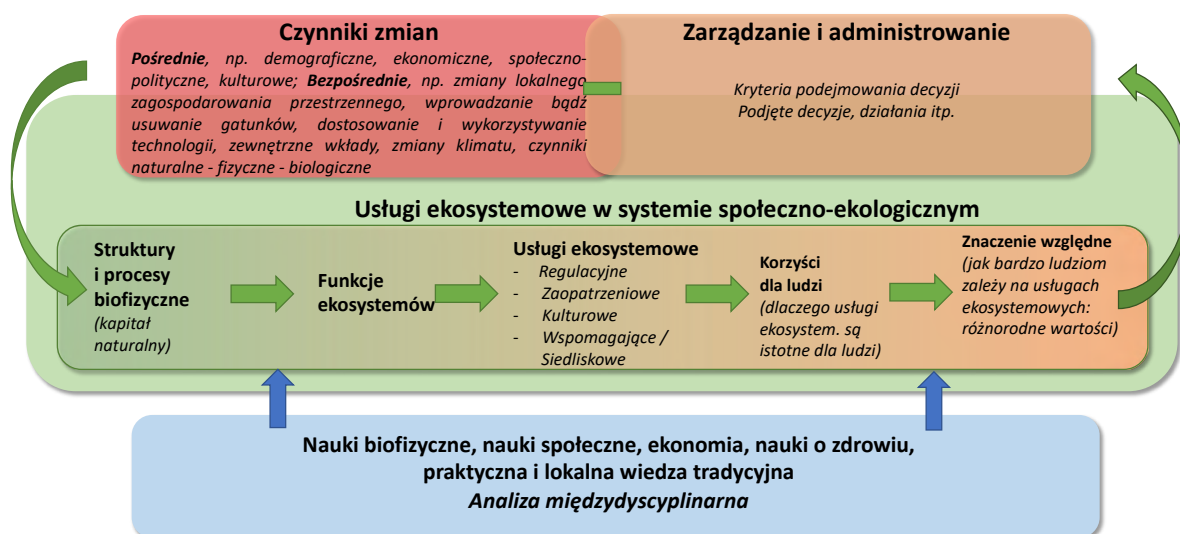
Zasadniczo, przed przystąpieniem do oceny ES konieczne jest zadanie **podstawowych pytań** dotyczących głównego powodu oceny oraz kwestii, które należy uwzględnić w danej, konkretnej sytuacji (NESP 2016, Maes, Liekens i Brown 2018, Ruskule, Vinogradovs i Pecina 2018). Preston i Raudsepp-Hearne (2017) przedstawiają na przykład sekwencję następujących pytań:

- * Które usługi ekosystemowe są priorytetowe w danej sytuacji?
- * Jakie elementy mierzyć lub oceniać i jakich narzędzi analitycznych używać?
- * Jak wytwarzane są różne usługi ekosystemowe i jak wzajemnie na siebie oddziałują pod względem ekologicznym?
- * W jaki sposób usługi ekosystemowe przynoszą korzyści różnym grupom ludzi (niezależnie od tego, czy są tego świadomi, czy nie)?
- * Jaka jest wartość tych korzyści płynących z usług ekosystemowych dla tych grup ludzi?
- * Czy korzyści płynące z usług ekosystemowych rosną czy maleją z upływem czasu?
- * Jakie są prawdopodobne skutki projektu lub polityki dotyczącej usług ekosystemowych i związanych z nimi korzyści płynących z usług ekosystemowych?
- * W jaki sposób można osiągnąć szczegółowe cele polityki bez nadmiernego negatywnego wpływu na ważne usługi ekosystemowe?

Konieczne jest również wyjaśnienie **podstawowych ram koncepcyjnych** oceny ES, tj. w jakim stopniu ocena powinna koncentrować się na poszczególnych głównych polach tzw. modelu kaskadowego ES (Potchin i Haynes-Young 2011). W ramach oceny ekologicznej danego terytorium kluczowe jest rozpoznanie kategorii ekosystemów, stanu ekosystemów, ich struktury, procesów naturalnych, funkcji oraz tego, w jaki sposób wpływają na nie oddziaływania i czynniki antropogeniczne. Z drugiej strony, przy opracowywaniu dokumentu planistycznego, jakim jest strategia rozwoju lokalnego, niezbędna jest wiedza, jakie korzyści dla ludzi może przynieść mądre zarządzanie zasobami naturalnymi.

Przykład takich ram podają np. Preston i Raundsepp-Hearne (2017) – patrz rys. 2. Wynika z tego, że ocena ES wymaga połączenia informacji biofizycznych, społeczno-kulturowych i ekonomicznych. Głównym celem jest ujawnienie procesów związanych z tworzeniem ES i dystrybucją korzyści, roli zarządzania w oddziaływaniu na te procesy, jak również szerszych społecznych i naturalnych czynników zmian, które wpływają na sposób, w jaki ES są produkowane i zarządzane.

Rysunek 3 przedstawia **uproszczone ramy koncepcyjne oceny ES**, wyrażające powiązania między społeczeństwem a przyrodą poprzez związki przyczynowe zgodnie z często stosowanym modelem DPSIR (z ang. Drivers – Pressures – State – Impact – Response, pol. „siły napędowe – presja – stan – wpływ – reakcja”). Związki między ES a tym modelem podają np. Rounsevell i in. 2010. Wskazaniem byłoby, aby ocena ES była kompleksowa i obejmowała wszystkie elementy kaskady (lub przedstawioną sekwencję D–P–S–I–R). Jednak często nie jest to możliwe lub konieczne, zwykle bowiem w ocenie ES nie uwzględnia się elementów „D-R” i/lub „R” modelu. Przed samą ewaluacją warto ponownie przemyśleć swój własny model koncepcyjny ewaluacji, a następnie dostosować treść kroków oceny.



Rysunek 2 – Ramy koncepcyjne i analityczne dla kanadyjskiego pakietu narzędzi (Źródło: Preston i Raudsepp-Hearne 2017)



Rysunek 3 – Uproszczony model DPSIR na potrzeby oceny ES

Istnieje kilka możliwości szczegółowego zaprojektowania procesu oceny ES. Na przykład *Kanadyjski pakiet narzędzi dotyczący usług ekosystemowych* można uznać za „techniczny przewodnik do oceny i analizy usług ekosystemów, który oferuje praktyczne wskazówki krok po kroku dla rządów wszystkich szczebli, a także dla konsultantów i naukowców” (Preston i Raundsepp-Hearne 2017). Proponowany proces wyróżnia sześć podstawowych kroków i wspiera badaczy oraz praktyków w realizacji zadania od początku procesu do jego zakończenia, przy użyciu arkuszy i tabel. Ogólny zarys proponowanej procedury przedstawiono w tabeli 3. Należy zwrócić uwagę, że kroki te nie obejmują pełnej, końcowej fazy proponowanego procesu (faza C), lecz przechodzą przez fazę A (kroki 1–3) i B (kroki 4–5). Końcowy krok 6 jest tylko wstępem do fazy wdrażania procesu.

Tabela 3 – Sześciostopniowe ramy oceny ES (Źródło: Preston i Raundsepp-Hearne 2017)

Krok 1. Określenie problemu i kontekstu
• Tworzenie zespołu prowadzącego • Określenie problemu (problemów), które są podstawą oceny • Omówienie kluczowych terminów i zagadnień
Krok 2. Identyfikacja priorytetowych usług ekosystemowych i beneficjentów do oceny
Identyfikacja priorytetowych usług ekosystemowych i beneficjentów
Krok 3. Określenie, co należy ocenić, aby odpowiedzieć na pytania dotyczące oceny
• Organizacja zespołu oceniającego i procesu oceny • Określenie, co będzie oceniane, aby odpowiedzieć na pytania dotyczące oceny
Krok 4. Analiza szczegółowa: Identyfikacja i wykorzystanie wskaźników, źródeł danych i metod analizy
• Określenie, które wskaźniki są najbardziej odpowiednie do oceny każdej z usług ekosystemowych • Identyfikowanie i gromadzenie istniejących źródeł danych lub opracowywanie nowych danych • Wybór i wykorzystanie metod i narzędzi analizy w celu udzielenia odpowiedzi na pytania dotyczące oceny • Wybór podejścia analitycznego
Krok 5. Synteza wyników w celu odpowiedzi na pytania dotyczące oceny
• Integrowanie i syntetyzowanie wyników
Krok 6. Informowanie o wynikach oceny
• Zrozumienie, co wyniki oznaczają, a czego nie oznaczają • Przekazywanie wyników różnym grupom odbiorców • Przełożenie złożonych, zintegrowanych wyników w kluczowe przesłania

W ramach projektu *LIFE EcosystemServices* na Łotwie (NCAL 2020) zaproponowano ośmiostopniową koncepcję włączenia podejścia skoncentrowanego na usługach ekosystemowych do procesów planowania (patrz tab. 4). Jak można zauważyć, większy nacisk kładzie się na wycenę ekonomiczną ES oraz na kroki po zakończeniu badań (podejmowanie decyzji i wdrażanie). Takie podejście może być właściwe w przypadku potrzeby uzyskania praktycznych wyników oceny i jest ono w pełni zgodne z naszym podejściem oraz najbliższe celom i założeniom karpackiego pakietu narzędzi.

Tabela 4 – Osiem kroków łotewskiego podejścia do oceny ES (Źródło: NCAL 2020)

Włączenie podejścia opartego na usługach ekosystemowych do procesów planowania
1. Ocena ekosystemów (mapowanie ekosystemów i ocena stanu ekosystemów)
2. Ocena usług ekosystemowych (ocena i mapowanie usług ekosystemowych)
3. Ekonomiczna wycena usług ekosystemowych (korzyści z usług ekosystemowych, określenie wartości monetarnej i niemonetarnej oraz kompromisów)
4. Ocena istniejącego zarządzania i rozwiązań alternatywnych
5. Zaangażowanie interesariuszy
6. Mechanizmy wsparcia
7. Podejmowanie decyzji (mechanizmy wsparcia, agregowanie i integrowanie informacji)
8. Wdrażanie i monitoring (wdrażanie konkretnych rozwiązań w zakresie użytkowania i zarządzania gruntami; ocena wdrażania)

Innym istotnym źródłem wskazówek metodologicznych jest np. raport *Pakiet narzędzi lokalnego zintegrowanego planowania w zakresie różnorodności biologicznej i usług ekosystemowych* (Pierce 2014). W przypadku zintegrowanego procesu oceny i planowania podkreśla on rolę łączenia wiedzy pochodzącej z badań i praktyki – patrz tab. 5. Proponowane etapy są bardzo podobne do naszego podejścia. Różnica polega na tym, że Etap 1 wykracza poza fazę wstępną naszych ram. Takie upraszczające rozumienie warto stosować w „czysto” praktycznym i partycypacyjnym ukierunkowaniu procesu oceny.

Tabela 5 – Wspólne etapy zintegrowanego planowania

Odpowiednie etapy planowania	Rozpoznanie problemu	Uzupełniające etapy zintegrowanego planowania z udziałem wielu interesariuszy	Etap 1	Rozpoznanie problemu w ujęciu systemowym	Bariera	Potrzeba zrozumienia utraty różnorodności biologicznej jako istotnego problemu, który dotyka niemal wszystkich sektorów
	Chęć działania		Etap 2	Ogólna chęć do działania		Niejasność co do przyczyn utraty różnorodności biologicznej
	Zdolność do wdrażania rozwiązań		Etap 3	Skoordynowane wdrażanie		Myślenie refleksyjne na małą skalę i odosobnione
						Brak świadomości korzyści płynących z włączenia wielu interesariuszy
						Kultura rywalizacji interesów
						Ubezpieczanie interesów długoterminowych i środowiskowych
						Niewłaściwie alokowane zasoby
						Nieufność co do efektów wspólnego działania
						Dyskomfort związany z metodami organizacyjnymi budującymi współpracę
						Brak interaktywnych mechanizmów informacji zwrotnej

W ramach kilku europejskich projektów badawczych ukierunkowanych na ocenę ES i ich praktyczne wdrożenie, co najmniej dwa mają duży potencjał wdrożeniowy: **OpenNESS** i **ESMERALDA** (więcej informacji i wyniki – patrz rozdział 2.3). Jednym z produktów tego ostatniego projektu jest dostępny online poradnik **ESMERALDA MAES Explorer**², który zawiera wskazówki dotyczące procesu mapowania i oceny usług ekosystemowych. Obejmuje on siedem tematów (Pytania i zagadnienia – patrz rys. 4), z których trzy są ukierunkowane na fazę „ustalania zakresu”, dwa na fazę „oceny” i dwa na fazę „wdrażania”. Poszczególne tematy zostały krótko opisane i zawierają przydatne informacje oraz wskazówki dotyczące procesu oceny ES.

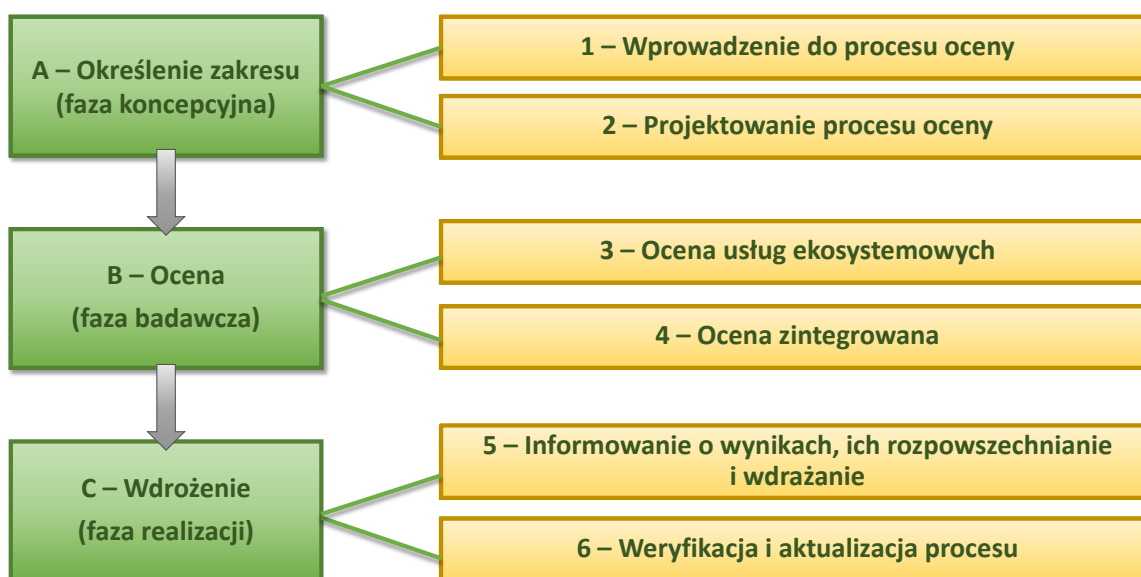


Rysunek 4 – Główne pytania i zagadnienia programu **ESMERALDA MAES Explorer** (Źródło: <http://www.maes-explorer.eu/>)

2.2 Fazy i kroki oceny usług ekosystemowych

2.2.1 Ocena usług ekosystemowych

Sam proces oceny ES obejmuje **główne fazy i poszczególne kroki oceny (rys. 5)**. Na początku, po sprecyzowaniu głównego celu oceny, należy wdrożyć fazę „**Określenia zakresu**” – fazę koncepcyjną, w której precyzowane są poszczególne kroki i metody oceny. Następnie odbywa się główna faza „**Oceny**”, która zwykle podzielona jest na kilka kroków. Proces oceny kończy się fazą „**Wdrożenia**”, a co najmniej jej początkowym krokiem.



Rysunek 5 – Fazy i kroki oceny ES

Procedura ta sugeruje, że „czysto” naukowa ocena ES jest tylko częścią całego procesu oceny (faza B). Jednak ze względu na stosowany charakter koncepcji ES, podkreślamy, że szczególnie w fazie oceny wstępnej i końcowej (A, C) konieczny jest udział zainteresowanych stron działających na danym obszarze. Bez ich udziału ocena ES nie ma praktycznego sensu. Takie ujęcie jest zgodne np. z podejściem proponowanym przez amerykańskie Krajowe partnerstwo na rzecz usług ekosystemowych (US National Ecosystem Services Partnership, NESP 2016) czy pakiet narzędzi ICLEI ES (Pierce 2014). Według NESP, włączenie rozważań ES do procesu decyzyjnego wymaga zmian w całym procesie decyzyjnym, szczególnie w fazach ustalania zakresu i oceny, a cały proces wymaga zaangażowania zainteresowanych stron. ICLEI z kolei wzywa do zintegrowanego planowania z udziałem wielu zainteresowanych stron. Niemniej jednak, wiele przykładów oceny ES nadal opiera się głównie na wiedzy specjalistycznej (faza B).

Rysunek 5 przedstawia główne fazy i kroki proponowanego procesu oceny, które zostały szerzej opisane w kolejnym podrozdziale.

2.2.2 Krótki opis głównych faz i kroków oceny usług ekosystemowych

Zasadniczo zalecamy podzielenie całego procesu oceny ES na trzy główne fazy. Każda faza może składać się z dwóch głównych kroków (tematów), których wynikiem jest produkt końcowy (pisemny raport lub dokument) – patrz tab. 6. Cały proponowany proces oceny ES został pokrótce opisany w poniższym tekście.

Tabela 6 – Fazy, kroki i wyniki oceny ES

Faza	Krok	Kamień milowy/rezultat
A – OKREŚLENIE ZAKRESU (faza koncepcyjna)	1 - Wprowadzenie do procesu oceny	Sprawozdanie wstępne (Zakres wymagań)
	2 - Projektowanie procesu oceny	Procedura i metodyka oceny usług ekosystemowych (dokument z zakresem)
B - OCENA (faza badawcza)	3 - Ocena usług ekosystemowych	Sprawozdanie z oceny usług ekosystemowych
	4 - Ocena zintegrowana	Zintegrowane i/lub specyficzne dla danego kontekstu sprawozdanie z oceny usług ekosystemowych
C - WDROŻENIE (faza realizacji)	5 - Informowanie o wynikach, rozpowszechnianie i wdrażanie	Plan wykonania
	6 - Weryfikacja i aktualizacja procesu	Sprawozdanie z monitorowania i ponownej oceny

Etap A – OKREŚLENIE ZAKRESU (faza koncepcyjna)

Głównym celem tego etapu jest ustalenie całego procesu oceny ES i dostosowanie go do danego kontekstu i celu. Zazwyczaj w tej fazie oceny bierze udział główny zespół badaczy oraz kluczowe strony zainteresowane. Na początku należy przeprowadzić wstępny przegląd, który określi podstawowe ramy oceny. Ten krok powinien zakończyć się sporządzeniem dokumentu „zakres zadań”. Kolejnym krokiem jest określenie zakresu i zaplanowanie całego procesu, w którym należy jak najdokładniej określić: dane wejściowe i wyjściowe procesu, wybór ES do ewaluacji, identyfikację grup docelowych, metodologię badania, zespół badawczy, specyfikację innych kwestii praktycznych. Całą fazę wstępną powinno zakończyć opracowanie kompleksowego dokumentu „określenie zakresu”.

Krok 1 – Wprowadzenie do procesu oceny

- * Określenie celu i potrzeb oceny ES: kontekst (wsparcie polityki, planowanie, zarządzanie zasobami, ocena wpływu, finansowanie i inwestycje, dobrostan społeczeństwa, baza wiedzy...); oczekiwane wyniki (środki wdrożeniowe? wyniki planowania? wymierne wskaźniki?); harmonogram (wyniki długo- i średnioterminowe, zadania krótkoterminowe); zasoby finansowe (zarówno w przypadku oceny, jak i wdrożenia) ... oraz inne istotne kwestie (w zależności od specyfiki projektu)
- * Stworzenie ogólnego modelu koncepcyjnego dla oceny ES
- * Powołanie głównego zespołu badawczego (kluczowi badacze, np. kierownik zespołu, koordynator ds. nauk przyrodniczych, koordynator ds. nauk społecznych, ekspert ds. GIS i modelowania, ekspert ds. planowania itp.) oraz rady zainteresowanych stron (użytkownicy główni, zainteresowane podmioty, zamawiający, zainteresowane agencje itp.)
- * Przygotowanie zakresu zadań – cel główny i cele cząstkowe oceny, harmonogram, planowane rezultaty, kluczowe etapy, zasoby ludzkie, mechanizmy kontroli.

Kluczowy etap i wynik 1 – sprawozdanie wprowadzające (zakres zadań)

Krok 2 – Projektowanie procesu oceny

- * Wybór **ekosystemów i usług ekosystemowych do oceny**: ich definicja, kontekst i znaczenie
- * Określenie **grup docelowych** oceny: dostawcy ES, użytkownicy ES – beneficjenci, inne grupy, których to dotyczy
- * Identyfikacja **zainteresowanych stron** i ich ról w procesie; włączenie kluczowych zainteresowanych stron do zespołu badawczego
- * Opracowanie **metodyki oceny** ES: ramy oceny (potencjał, zapotrzebowanie, przepływ, bilans); metodyka oceny poszczególnych ES (dane, metody, procedury oceny); metody i procedura oceny zintegrowanej
- * Zaprojektowanie i skompletowanie **zespołu badawczego**, dopracowanie harmonogramu i zasobów potrzebnych do przeprowadzenia oceny
- * **Dzielenie się wiedzą** między badaczami a zainteresowanymi stronami, podnoszenie świadomości w zakresie kwestii związanych z ES

Kluczowy etap i wynik 2 – Procedura i metodyka oceny ES (dokument określający zakres)

Przydatne źródła informacji dla kroków 1 i 2 (patrz również sekcja 2.3):

- * Kanadyjski pakiet narzędzi ES: Rozdział 1: Podstawy; Arkusze robocze: W1 – Zdefiniowanie zagadnienia i kontekstu; W2 – Narzędzie do badania priorytetów ES; W3 – Podsumowanie badania / Potwierdzenie priorytetowych ES; W4 – Charakterystyka priorytetowych ES; W6 – Opracowanie szczegółowego planu oceny ES; W7 – Wybór odpowiednich wskaźników do oceny ES; W8 – Określenie podejścia do metod i narzędzi analizy.
- * MAES Explorer, Temat 1: Jakiego rodzaju pytania mają zainteresowane strony? Temat 2: Identyfikacja odpowiednich zainteresowanych stron; Temat 3: Tworzenie sieci i zaangażowanie zainteresowanych stron; Temat 4: Proces mapowania i oceny.
- * Pakiet narzędzi ICLEI (Pierce 2014)
- * Podręcznik NESP i pakiet narzędzi NESP
- * Metodologia ARIES (Villa i in. 2014)

Etap B - OCENA (faza badawcza)

Faza oceny wymagająca najwięcej czasu i wiedzy. Właściwe jest przeprowadzenie kilku cykli badawczych prowadzonych przez naukowców oraz ich weryfikacji na wspólnych spotkaniach naukowców i zainteresowanych stron. Pierwszy krok koncentruje się na ocenie poszczególnych ES i ich głównych grup (poziom szczegółowości i metody badawcze powinny zostać wskazane w dokumencie określającym zakres), po czym następuje prezentacja wyników zainteresowanym stronom, a następnie ich dopracowanie zgodnie z uwagami i stworzenie szczegółowego raportu z oceny. Drugim krokiem jest podsumowująca ocena ES (ocena zintegrowana), która powinna być już dostosowana do wymagań i potrzeb użytkowników końcowych. Główne wyniki powinny być przedstawione w formie kluczowych wskaźników realizacji ES. Należy zidentyfikować główne cele specyficzne dla danego kontekstu – dla wartości wskaźników ES, ścieżek i środków służących ich osiągnięciu w określonym horyzoncie czasowym. Raport z oceny zintegrowanej będzie stanowił dane wejściowe do ostatniego etapu oceny.

Krok 3 – Ocena usług ekosystemowych

- * **Indywidualna ocena** ekosystemów, wybranych ES oraz ich grup:
 - mapowanie ekosystemów, ocena stanu kluczowych ekosystemów
 - wykorzystanie odpowiednich metod (biofizycznych, społeczno-kulturowych, ekonomicznych)
 - ukierunkowanie na różne obszary problemowe (potencjał ES, popyt na ES, przepływy ES itp.)
 - dokonanie syntezy głównych grup ES (zaopatrzeniowych, regulacyjnych, kulturowych)
- * **Przekazywanie wyników** – weryfikacja wyników, poznanie postaw i wymagań zainteresowanych stron, kompilacja informacji do oceny zintegrowanej
- * Dopracowanie wyników – opracowanie ostatecznych wyników z pierwszej fazy oceny

Kluczowy etap i wynik 3 – Sprawozdanie z oceny usług ekosystemowych

Krok 4 – Ocena zintegrowana

- * Opracowanie **wniosek i potrzeb** w zakresie oceny zintegrowanej i/lub oceny specyficznej dla danego kontekstu – ustalenie treści procesu i harmonogramu w oparciu o cele i potrzeby oceny (zaangażowanie zainteresowanych stron)
- * Opracowanie **oceny zintegrowanej** – np. równowaga między ES i ich grupami; hotspoty ES (obszary kluczowe) i coldspoty (obszary deficytowe), szkody ekosystemowe i ich znaczenie; wycena monetarna (bilans) wybranych ES
- * Ocena wybranych kluczowych **wskaźników społeczno-ekonomicznych ES** – przejście od usług do wymiernych korzyści (z wykorzystaniem wartości monetarnych i niemonetarnych)
- * Opracowanie **wyników specyficznych dla danego kontekstu** jako podstawy dla procesu wdrażania (wsparcie polityki, planowanie, zarządzanie zasobami, ocena wpływu, finansowanie i inwestycje, dobrostan ludzi, baza wiedzy itd.)

Kluczowy etap i wynik 4 – Zintegrowane i/lub specyficzne dla danego kontekstu sprawozdanie z oceny usług ekosystemowych

Przydatne źródła informacji dla kroków 3 i 4 (patrz również sekcja 2.3):

- * Kanadyjski pakiet narzędzi ES: Rozdział 2: Przeprowadzenie oceny ES, Arkusze: W8 – Określenie podejścia do metod i narzędzi analizy; W9 – Synteza wyników analizy;
- * MAES Explorer: Temat 4 Proces mapowania i oceny, Temat 5 Zastosowania studium przypadku MAES;
- * Platforma modelowania MESH ES (USA);
- * Pakiet narzędzi NEAT (UK);
- * Przewodnik NESP; Przegląd oceny korzyści;
- * Rynek OPPLA: Metody, Tematy;
- * Pakiet narzędzi LEED: The Local Environment and Economic Development (Sunderland i Butterworth 2016);
- * RESPA: The Rapid Ecosystem Services Participatory Appraisal (Rey-Valette i in. 2017);
- * Metodologia ARIES (Villa i in. 2014);
- * Pakiet narzędzi TESSA (Peh i in. 2013).

Etap C - WDROŻENIE (faza realizacji)

Ostatnią fazą procesu jest wdrożenie. W większości projektów wdrożenie wykracza już „poza zakres” oceny, niemniej jednak uważamy ten etap za niezbędny do pomyślnego zakończenia całego procesu.

Treść i zakres tej fazy zależą od celów oceny oraz oczekiwań użytkowników i kluczowych zainteresowanych stron. W pierwszej kolejności konieczne jest przekazanie i rozpowszechnienie wyników uzyskanych w ramach oceny ES wśród zainteresowanych stron. Wdrożenie wyników oznacza realizację wniosków. Można to osiągnąć na różne sposoby, np. poprzez proces planowania, zmiany w podejmowaniu decyzji i priorytetach politycznych, konkretne środki i działania. W celu monitorowania procesu i przekazywania informacji zwrotnych należy stosować określone wskaźniki, które pomogą zweryfikować realizację i ewentualną korektę lub ponowne uruchomienie procesu oceny. Niemniej jednak należy przyznać, że faza ta jest rzadko spotykana i często cały proces kończy się na komunikacji oraz rozpowszechnieniu wyników.

Krok 5 – Komunikowanie, rozpowszechnianie i wdrażanie wyników

- * **Przekazywanie i rozpowszechnianie wyników końcowych** – metody oparte na specyficznych potrzebach, grupach zainteresowanych stron i warunkach lokalnych. Podkreślenie znaczenia współpracy i wzajemnego wspierania się całej społeczności w promowaniu ES
- * Ustalenie specyficznych dla danego kontekstu **ram procesu wdrażania** (główne zadania i działania w oparciu o preferencje zainteresowanych stron, finansowanie, harmonogram) – najważniejsza kwestia dla zainteresowanych stron, naukowcy jako doradcy

Kluczowy etap i wynik 5 – Plan wdrożenia

- * **Wdrożenie** działań i środków zaproponowanych w ocenie końcowej i wybranych do wdrożenia

Krok 6 – Weryfikacja i aktualizacja procesu

- * **Monitorowanie i weryfikacja** procesu wdrażania (np. za pomocą wskaźników) – współpraca pomiędzy agencją wdrażającą a różnymi grupami zainteresowanych stron
- * **Ocena wyników**, okresowe raportowanie i podejmowanie decyzji

Kluczowy etap i wynik 6 – Sprawozdanie z monitorowania i ponownej oceny

- * **Informacja zwrotna** – ponowna ocena procesu

Przydatne źródła informacji dla kroków 5 i 6 (patrz również sekcja 2.3):

- * Kanadyjski pakiet narzędzi ES: Rozdział 3: Uwzględnianie kwestii związanych ze środowiskiem naturalnym w różnych kontekstach politycznych i decyzyjnych
- * Pakiet narzędzi ICLEI (Pierce 2014)
- * MAES Explorer: Temat 6: Upowszechnianie i komunikacja, Temat 7: Wdrażanie
- * Rynek OPPLA: Wdrożenie
- * Rezultaty projektów UE (OpenNESS, OPERAs, ESMERALDA)

2.3 Literatura uzupełniająca – zasoby dotyczące procesu, metod i narzędzi oceny usług ekosystemowych

Pakiety narzędzi (wskazówki metodyczne):

- * Preston i Raundsepp-Hearne (eds.) (2017). Kanadyjski pakiet narzędzi ES: <https://biodivcanada.chm-cbd.net/documents/ecosystem-services-toolkit>
- * Olander i in. (2018). Pakiet narzędzi NESP: <https://nicholasinstitute.duke.edu/project/ecosystem-services-toolkit-for-natural-resource-management>
- * NESP (2016). Przewodnik NESP: <https://nespguidebook.com>
- * Pierce (2014). Pakiet narzędzi ICLEI: <https://cbc.iclei.org/wp-content/uploads/2017/09/Mainstreaming-toolkit-1GA.pdf>
<https://cbc.iclei.org/wp-content/uploads/2017/09/Mainstreaming-toolkit-1GA.pdf>
- * NCAL (2020). Łotewski pakiet narzędzi dot. ES: <https://ekosistemas.daba.gov.lv/public/eng/toolkit/>
- * NEAT (2014). Pakiet narzędzi National Ecosystem Approach Toolkit: <http://neat.ecosystemsknowledge.net/ecosystem-services-tools.html>

Strony internetowe (metody i dane):

- * Biblioteka modeli ECOSERVICE (US EPA) – internetowa baza danych modelowania ES: <https://esml.epa.gov>
- * Ecosystem Knowledge Network (UK) – Ecosystem Knowledge Network (Wielka Brytania) – Ewaluator narzędzi środowiskowych: <https://ecosystemsknowledge.net/tool>
- * Platforma IPBES Policy Support Gateway: <https://ipbes.net/policy-support>
- * MESH – integracyjna platforma modelowania ES (WLE 2016): <https://wle.cgiar.org/solutions/mapping-ecosystem-services-human-well-being-mesh>
- * OPPLA – unijne repozytorium informacji na temat ES: <https://oppla.eu/>
- * USDA – portal oceny ES: <https://www.oem.usda.gov/content/es-portal>

Publikacje projektu OpenNESS (<http://www.openness-project.eu/library>)

- * Barton, Harrison (eds.) (2017); Braat i in. (2014); Gómez Baggethun i in. (2017)

Publikacje projektu ESMERALDA (<http://www.esmeralda-project.eu/documents/1/>)

- * Geneletti, Adem Esmail (2018); Geneletti, Adem Esmail i in. (2018); Haines-Young i in. (2018); Nikolova i in. (2018); Santos-Martín i in. (2018); Vihervaara i in. (2018)

Studia przypadków projektów UE:

- * Projekt ESMERALDA: http://www.maes-explorer.eu/page/overview_of_esmeralda_case_studies
- * Projekt OpenNESS: <http://www.openness-project.eu/cases>
- * Projekt OPERAs: <https://operas-project.eu/exemplars>

Inne publikacje:

- * Burkhard, Maes (eds.) (2017): <https://doi.org/10.3897/ab.e12837>
- * Burkhard, Maes i in. (2018): <https://doi.org/10.3897/oneeco.3.e29153>
- * Burkhard i in. (2018): <https://doi.org/10.3897/oneeco.3.e22831>
- * Maes i in. (2018): <https://doi.org/10.3897/oneeco.3.e25309>
- * Neugarten i in. (2018): <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2018.PAG.28.en>

2.4 Przykłady oceny usług ekosystemowych krok o kroku na potrzeby kształtowania polityki i podejmowania decyzji

W rozdziale 2.2 przedstawiono „idealną” procedurę oceny usług ekosystemowych w 3 etapach i 6 krokach zalecaną dla warunków krajów regionu Karpat. W praktyce jednak stosuje się albo proces niekompletny, albo proces skoncentrowany na konkretnych celach. Dlatego nie jest łatwo znaleźć przykład, który pozwoliłby na zastosowanie proponowanej procedury „Krok po kroku” w praktyce. Eksperti ds. usług ekosystemowych są również świadomi niespójności procedur oceny usług ekosystemowych, wzywając do przeprowadzenia badań ewaluacyjnych w celu porównania przykładów empirycznych pod względem **powiązania oceny usług ekosystemowych z procesem podejmowania decyzji**. Takie podejście obejmuje studia przypadków europejskich projektów OpenNESS i ESMERALDA (pewne ogólne cechy podają np. Dick i in. 2018; Dunford i in. 2018; Geneletti i in. 2020).

W opracowaniu Geneletti i in. (2020) zatytułowanym „Mapowanie i ocena usług ekosystemowych na potrzeby polityki i podejmowania decyzji: Wnioski wyciągnięte z analizy porównawczej europejskich studiów przypadków” przedstawione jest **kompleksowe porównanie 14 studiów przypadków projektu ESMERALDA** (zob. tab. 7), skoncentrowanych na mapowaniu i ocenie usług ekosystemowych w różnych kontekstach decyzyjnych, w różnych typach ekosystemów i kilku skalach przestrzennych. W niniejszym opracowaniu szczegółowo opisano i krytycznie przeanalizowano główne etapy mapowania i oceny usług ekosystemowych. Na tej podstawie sformułowano zalecenia dla każdego etapu procesu mapowania i oceny usług ekosystemowych. W badaniach wykorzystano ramy koncepcyjne ESMERALDA MAES³ (patrz podrozdział 2.2) zbliżone do podejścia stosowanego w karpackim pakiecie narzędziowym. Uwzględnia on kluczowe etapy procesu mapowania i oceny usług ekosystemowych - porównanie studiów przypadku przechodzi przez identyfikację istotnych pytań ze strony polityki, społeczeństwa i biznesu, zaangażowanie interesariuszy, następnie procedury mapowania i oceny usług ekosystemowych, upowszechnianie i komunikację wyników, a na końcu zajmuje się faktycznym wdrożeniem w ramach polityki i procesu decyzyjnego⁴.

Poniższy tekst stanowi **zestawienie procedur i metod stosowanych w studiach przypadków ESMERALDA**, zgodnie z proponowanym procesem oceny „krok po kroku”. Informacje oparte są na artykule Geneletti i in. (2020) i broszurach ze studiami przypadków⁵.

3 <http://www.maes-explorer.eu/>

4 Cały artykuł dostępny jest pod linkiem <https://oneecosystem.pensoft.net/article/53111/>

5 http://www.maes-explorer.eu/page/overview_of_esmeralda_case_studies

Tabela 7 - Studia przypadków mapowania i oceny usług ekosystemów w ramach projektu ESERALDA w celu wsparcia procesu decyzyjnego (Źródło: Geneletti i in. 2020)

Kraj	STUDIUM PRZYPADKU	SKALA*	OBSZAR (km ²)
Belgia	Mapowanie zielonej infrastruktury i jej usług ekosystemowych w Antwerpii	L	205
Bułgaria	Mapowanie i ocena usług ekosystemowych na centralnych Bałkanach w różnych skalach	L/SN	2 999
Czechy	Pilotażowa krajowa ocena usług ekosystemowych	N	78 000
Finlandia	Zielona infrastruktura i planowanie przestrzenne w mieście Järvenpää	L	40
Niemcy	Mapowanie dynamik usług ekosystemowych w krajobrazie rolniczym	L/SN	60
Węgry	Mapowanie i ocena usług ekosystemowych na potrzeby rozwoju przedsiębiorstw popierających bioróżnorodność w Parku Narodowym Bükk	L	432
Włochy	Mapowanie i ocena usług ekosystemowych dla planowania urbanistycznego w Trydencie	L	156
Łotwa	Mapowanie obszarów morskich na Łotwie	N	28 518
Malta	Ocena i mapowanie usług ekosystemowych w krajobrazach na Wyspach Maltańskich	SN/N	316
Holandia	Ochrona wybrzeża na bazie usług ekosystemowych	L	810
Polska	Usługi ekosystemowe w największych 10 obszarach miejskich Polski	L/SN	2 - 6 000
Portugalia (Azory)	BALA - bioróżnorodność stawonogów z Laurisilva na Azorach (wyspa Terceira)	SN	400
Hiszpania	Krajowa ocena ekosystemu w Hiszpanii	N	505 990
Szwecja	Mapowanie i ocena usług ekosystemowych w dolinie rzeki Vindelälven-Juhtatdahka	SN	13 300

* SKALA: L. lokalny; SN. sub-krajowy; N. krajowy

Krok 1 – Wprowadzenie do procesu oceny

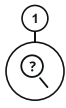
* Określenie celu i potrzeb oceny usług ekosystemowych: kontekst, wymagane wyniki

Wszystkie studia przypadku ESERALDA zapewniają wsparcie dla interesariuszy w zakresie **planowania i podejmowania decyzji** (projektowanie i ocena alternatywnych działań planistycznych na obszarach miejskich, wiejskich i naturalnych przy jednoczesnym zapewnieniu, że wpływ na usługi ekosystemowe zostanie uwzględniony i że zapewnione zostanie ich równe udostępnienie wszystkim obywatelom) - mniej więcej połowa studiów jest bezpośrednio **zorientowana na politykę**, reszta jest bardziej zorientowana na **naukę**.

W ramach studiów przypadków **omówiono 9 obszarów polityki** reprezentujących różnorodność procesów politycznych i planistycznych, np. ochronę przyrody i planowanie obszarów chronionych; użytkowanie gruntów, zieloną infrastrukturę i planowanie przestrzenne; ochronę i zarządzanie zasobami wodnymi; adaptację do zmian klimatu i politykę energetyczną; rolnictwo i gospodarkę leśną; kwestie ryzyka naturalnego; biznes, przemysł i kwestie zdrowotne.

Dla większości studiów przypadków typowy jest kontekst **wielofunkcyjności**, ponieważ dotyczyły one więcej niż jednego kluczowego pytania badawczego – w około połowie przypadków połączono ochronę przyrody i planowanie zielonej infrastruktury. **Tabela 8** przedstawia kontekst badań jako przegląd dziedzin polityki, których dotyczą.

Tabela 8 – Przegląd dziedzin polityki (tematów) poruszanych w wybranych studiach przypadków
(Źródło: Geneletti i in. 2020)

 Studium przypadku	Dziedziny polityki istotne dla UE								
	Ochrona przyrody	Klimat, woda, energia	Polityka morską	Ryzyka przyrodnicze	Planowanie urbanistyczne i przestrzenne	Zielona infrastruktura	Rolnictwo i leśnictwo	Gospodarka, przemysł i turystyka	Zdrowie
Belgia		x		x	x	x			
Bułgaria	x			x	x	x	x	x	
Czechy	x			x					
Finlandia	x				x	x			x
Niemcy		x					x		
Węgry	x						x	x	
Włochy		x			x	x			x
Łotwa	x	x	x		x			x	
Malta						x	x		
Holandia	x	x		x		x	x	x	
Polska	x	x		x	x	x	x	x	
Portugalia (Azory)	x					x	x		
Hiszpania	x								
Szwecja	x				x	x	x	x	

* Harmonogram i środki finansowe przeznaczone na ocenę ES

Harmonogram i finansowanie projektów są **uzależnione od konkretnego przypadku**. Większość studiów przypadków w ramach projektu ESMERALDA została zrealizowana wcześniej i sfinansowana z innych europejskich, krajowych i lokalnych źródeł finansowania. Nie jest również możliwe ustalenie zalecanego harmonogramu procesu oceny ES, gdyż jest on oparty na oczekiwaniach projektu i wstępnym przydziale zadań. Z reguły jednak taki proces trwał co najmniej rok.

* Tworzenie ogólnego modelu koncepcyjnego dla oceny ES

W większości przypadków taki model nie jest wyraźnie określony. Jako teoretyczne tło dla określenia problemu przyjmuje się powszechnie znany **model kaskadowy ES**. Istnieje również zgodność co do trzech **podstawowych grup metod** badawczych wykorzystywanych w procesie oceny (biofizyczne, społeczno-kulturowe i ekonomiczne) oraz co do **podstawowej klasyfikacji ES** (3-4 główne grupy). Wybór samego modelu badawczego zależy od celów i potrzeb oceny.

* Powołanie głównego zespołu badawczego

Większość zespołów badawczych kierowana jest przez **naukowców zajmujących się naukami przyrodniczymi**, którym towarzyszą **eksperti z dziedziny nauk społecznych**. Niezbędna jest obecność ekologów i biologów, a w większości przypadków członkami zespołu są również geografoi, ekolodzy krajobrazu i specjaliści od planowania przestrzennego. Udział **ekonomistów** jest niewielki, co wynika z ograniczonego stosowania metod oceny ekonomicznej. Optymalnie byłoby, gdyby w podstawowym zespole badawczym znaleźli się **eksperti z różnych dziedzin nauki**.

* Przygotowanie zakresu wymagań i obowiązków

Studia przypadków nie dostarczają szczegółowych informacji na ten temat. Taki krok powinien być częścią przygotowania każdego projektu, choć nie musi mieć formy pisemnej.

Krok 2 – Projektowanie procesu oceny

* Wybór ekosystemów i usług ekosystemowych do oceny

Ten krok jest zwykle specyficzny dla danego przypadku – oparty na temacie badań, warunkach lokalnych i głównych typach ekosystemów pokrywających dany obszar. W przypadkach rozpatrywanych w ramach projektu ESERALDA wyróżniono w sumie 11 ogólnych typów ekosystemów. W niektórych przypadkach przeprowadzana jest ocena stanu ekosystemu oraz identyfikacja ekosystemów, w których występują krytyczne niedobory ES (w 11 przypadkach dotyczyło to obszarów trawiastych, lasów i obszarów leśnych). Połowa badań obejmuje większość typów ekosystemów (patrz tab. 9). Z drugiej strony, przypadek Włoch dotyczy tylko ekosystemów miejskich, a badanie łotewskie obejmuje ekosystemy morskie i przybrzeżne.

Wybór ES, ustalenie ich **znaczenia** i kontekstu badawczego, był głównie kierowany przez naukowców (na podstawie opinii ekspertów) – tylko w 6 przypadkach aktywnie zaangażowano zainteresowane strony. Zastosowano różne systemy klasyfikacji ES, głównie CICES v. 4.3 (2013) oraz podział Millennium Assessment (MEA 2005). Wybór ES w zależności od kontekstu obejmuje zazwyczaj **trzy główne grupy ES** – zaopatrzeniowe (9 badań), regulacyjne (10 badań) i kulturowe (11 badań).

Tabela 9 – Przegląd oceny stanu ekosystemów i wyboru ES (Źródło: Geneletti i in. 2020)

4 Studium przypadku	Typ ekosystemu*											Stan ekosystemu	Wybór usług ekosystemowych		
	a	b	c	d	r	f	g	h	i	j	k	Oceniono	Nadzór naukowców	Nadzór interesariuszy	Klasyfikacja**
Belgia	x		x	x			x					tak	x	x	CICES 4.3
Bułgaria	x	x	x	x	x	x		x				tak	x		CICES 4.3
Czechy	x	x	x	x	x	x	x	x				nie	x		MA (2005)
Finlandia	x	x	x	x		x		x				tak (pośrednio)	x	x	CICES 4.3
Niemcy		x	x	x				x				tak	x		"KIEL"
Węgry	x	x	x	x	x		x					tak	x	x	CICES 5.1
Włochy	x											tak (pośrednio)	x	x	
Łotwa									x	x	x	tak	x		CICES 4.3
Malta	x	x	x	x	x	x	x			x		tak (pośrednio)	x		CICES 4.3
Holandia		x					x	x	x	x		nie	x	x	MA (2005)
Polska	x	x	x	x		x	x	x				tak	x		CICES 4.3
Portugalia (Azory)		x	x	x	x	x						tak	x		CICES 4.3
Hiszpania	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		tak	x		MA (2005)
Szwecja			x	x	x	x	x	x	x	x		tak	x	x	CICES 4.3

* TYPY EKOSYSTEMÓW: a. Miejskie; b. Grunty uprawne; c. Obszary trawiaste; d. Lasy i grunty leśne; e. Wrzosowiska i krzewy; f. Teren słabo porośnięty roślinnością; g. Tereny wodno-błotne; h. Rzeki i jeziora; i. Ujścia wód morskich i wody przejściowe; j. Tereny przybrzeżne; k. Szelf.

** KLASYFIKACJA ES: CICES 4.3 i 5.1. – Wspólna międzynarodowa klasyfikacja usług ekosystemowych (wersja 4.3 i 5.1); MA. Milenijna ocena ekosystemów (Millennium Ecosystem Assessment); KIEL. Klasyfikacja własna Kiel dla ES.

* Określenie grup docelowych oceny

Ustalenie grup docelowych oceny w ramach studiów przypadków projektu ESMERALDA było podyktowane głównie **polityczną domeną** badania (patrz tab. 8). Oznacza to, że **głównymi odbiorcami** mogli być urzędnicy administracji lokalnej i regionalnej, agencje planistyczne czy osoby zarządzające krajobrazem i zagospodarowaniem przestrzennym.

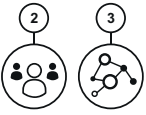
Zarówno **dostawcy, jak i użytkownicy ES** byli adresatami procesu oceny głównie w sposób pośredni. Do powszechnie występujących dostawców należą przede wszystkim przedstawiciele rolnictwa, leśnictwa, gospodarki wodnej i ochrony przyrody. Niektóre ze studiów przypadków dotyczyły również **beneficjentów** usług ES – głównie mieszkańców obszarów objętych studium przypadku (reprezentujących ogół społeczeństwa) oraz osób przyjezdnych (zaangażowanych poprzez kwestionariusze i narzędzia internetowe).

* Identyfikacja zainteresowanych stron i ich ról w procesie

W studia przypadków w ramach projektu ESMERALDA zaangażowani są przedstawiciele **czterech podstawowych kategorii zainteresowanych stron**: (1) **władze właściwe** dla danego obszaru polityki (np. decydenci na różnych szczeblach i osoby pracujące w agencjach rządowych), (2) **eksperti i specjaliści ES** (inni niż osoby z zespołów badawczych), (3) **przedstawiciele biznesu** (zainteresowane osoby z różnych sektorów, np. rolnictwa, leśnictwa, przemysłu) oraz (4) **ogół społeczeństwa** (reprezentowany często przez osoby z organizacji pozarządowych zajmujących się ochroną środowiska). Zainteresowane strony reprezentujące organy władzy oraz eksperci są zaangażowani w większości we wszystkich badaniach, natomiast przedstawiciele biznesu i społeczeństwa są reprezentowani w pięciu przypadkach. Jedynie w trzech badaniach udało się zaangażować wszystkie kategorie zainteresowanych stron (patrz tab. 10).

Stopień zaangażowania zainteresowanych stron w opracowywanie studiów przypadków jest zróżnicowany. W większości przypadków udało się osiągnąć najniższy poziom zaangażowania, polegający na informowaniu zainteresowanych stron i wzajemnych konsultacjach. Bezpośrednie zaangażowanie i współpraca w ramach projektu powiodły się w dziewięciu przypadkach. Tylko jedno badanie (łotewskie) informuje o pełnym zaangażowaniu zainteresowanych stron, w tym o ich faktycznym umocowaniu w procesie podejmowania decyzji.

Tabela 10 – Przegląd zainteresowanych stron oraz ich zaangażowania w studia przypadków (Źródło: Geneletti i in. 2020)

 Studium przypadku	Włączenie interesariuszy				Poziom włączenia				
	Właściwe organy władzy	Pozostali eksperci	Sektor biznesowy	Ogół społeczeństwa	Informacja	Konsultacja	Włączenie	Współpraca	Upoważnienie
Belgia	x	x			x		x	x	
Bułgaria	x	x			x	x	x	x	
Czechy	x				x			x	
Finlandia	x	x		x	x	x	x	x	
Niemcy	x			x	x				
Węgry	x	x	x	x	x	x	x	x	
Włochy	x	x			x	x	x	x	
Łotwa	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Malta	x	x			x	x			
Holandia	x	x	x		x	x	x	x	
Polska	x				x	x			
Portugalia (Azory)	x	x	x		x	x		x	
Hiszpania	x	x	x	x	x	x	x		
Szwecja	x	x			x	x	x		

* Opracowanie metodologii oceny ES

Nie są dostępne żadne konkretne informacje na temat opracowania metodologii oceny w ramach studiów przypadków w projekcie ESMERALDA. We wszystkich przypadkach proces ten zależy od **zaplecza naukowego i składu zespołu badawczego**. Tabela 11 przedstawia przegląd metod zastosowanych we wszystkich studiach przypadków; w sumie wykorzystano 29 metod mapowania i oceny. We wszystkich przypadkach zastosowano metody biofizyczne, w 5 przypadkach wykorzystane zostały metody społeczno-kulturowe, zaś metody ekonomiczne do oceny kluczowych ES zastosowano tylko w przypadku Czech i Hiszpanii. Na różnych poziomach przestrzennych i w różnych kontekstach stosowane są **różne podejścia i metody**. W większości przypadków metody te są łączone w celu uzyskania wyników częściowych i końcowych. Do takich celów wykorzystuje się np. normalizację do wspólnej skali jakościowej (Bułgaria), analizę wielokryterialną (Finlandia, Włochy, Łotwa) lub interaktywne narzędzie internetowe (Belgia).

Tabela 11 – Przegląd wybranych ES analizowanych w studiach przypadków i związanych z nimi metod
(Źródło: Geneletti i in. 2020)

 Kraj	ES	Klasa CICES	Zastosowana metoda*	Typ
Belgia	Filtracja/sekwestracja/przechowywanie/akumulacja przez ekosystemy	(2.1.2.1)	Metoda proxy przestrzennego (ocena ekspercka)	Biofizyczna
	Fizyczne użytkowanie terenu/morza w różnych warunkach środowiskowych	(3.1.1.2)	Metoda proxy przestrzennego (ocena ekspercka)	Biofizyczna
Bułgaria	Wody powierzchniowe zdadne do picia	(1.1.2.1)	Modele procesowe (swat)	Biofizyczna
	Estetyka	(3.1.1.5)	Badania z użyciem zdjęć	Spółeczna
Czechy	Wody powierzchniowe zdadne do picia	(1.1.2.1)	Transfer wartości (korzyści)	Ekonomiczna
	Globalna regulacja klimatu poprzez redukcję stężeń gazów cieplarnianych	(2.3.5.1)	Zintegrowane ramy modelowania (Invest)	Biofizyczna
	Rozrywka	(3.1.2.4)	Zintegrowane ramy modelowania (ESTIMAP)	Biofizyczna
Finlandia	Edukacja	(3.1.2.2)	Partycypacyjny GIS	Spółeczna
	Wiele ES	Wiele ES	Zintegrowane ramy modelowania (przestrzenna wielokryterialna analiza decyzji)	Biofizyczna
Niemcy	Zasoby roślinne (energetyczne)	(1.3.1.1)	Metody proxy przestrzennego	Biofizyczna
	Buforowanie i tłumienie przepływów masowych	(2.2.1.2)	Zintegrowane ramy modelowania (Giscame)	Biofizyczna
	Edukacyjna	(3.1.2.2)	Ocena narracji	Spółeczna
Węgry	Zwierzęta hodowane w celu zapewnienia pożywienia, włókien i innych materiałów	(1.1.1.2, 3.2.1.2)	Metody proxy przestrzennego (model macierzy opartej na regulach)	Biofizyczna
	Atrakcyjność turystyczna przyrody	(3.1.1.1, 3.1.1.2)	Metody proxy przestrzennego (model macierzy opartej na regulach)	Biofizyczna
Włochy	Regulacja klimatu mikro i regionalnego	(2.3.5.2)	Metody oparte na procesach	Biofizyczna
	Fizyczne użytkowanie terenu/morza w różnych warunkach środowiskowych	(3.1.1.2)	Zintegrowane ramy modelowania (model rekreacji ESTIMAP)	Biofizyczna
Łotwa	Dzikie rośliny, glony i ich produkty	(1.1.1.3)	Metody proxy przestrzennego	Biofizyczna
	Utrzymywanie matecznych populacji organizmów oraz siedlisk	(2.3.1.2)	Metody proxy przestrzennego (metoda arkusza kalkulacyjnego)	Biofizyczna
	Interakcje empiryczne – Fizyczne wykorzystanie krajobrazów/mórz w różnych warunkach środowiskowych	(3.1.1.1+ 3.1.1.2)	Zintegrowane ramy modelowania (wielokryterialny model oceny ES)	Biofizyczna
Malta	Zwierzęta hodowane i ich produkty wyjściowe	(1.1.1.2)	Ocena preferencji	Spółeczna
	Zapylenie i rozsiewanie nasion	(2.3.1.1)	Metody proxy przestrzennego + dane terenowe	Biofizyczna
Polska	Filtracja/sekwestracja/przechowywanie/akumulacja przez ekosystemy	(2.1.2.1)	Metody proxy przestrzennego	Biofizyczna
	Fizyczne użytkowanie terenu/morza w różnych warunkach środowiskowych	(3.1.1.2)	Metody proxy przestrzennego	Biofizyczna
Portugalia (Azory)	Zapylenie i rozsiewanie nasion	(2.3.1.1)	Modele makroekologiczne	Biofizyczna
	Utrzymywanie matecznych populacji organizmów oraz siedlisk	(2.3.1.2)	Modele makroekologiczne	Biofizyczna
Hiszpania	Rośliny uprawne	(1.1.1.1)	Metody wyceny rynkowej	Ekonomiczna
	Wody powierzchniowe zdadne do picia	(1.1.2.1)	Zintegrowane ramy modelowania (Invest)	Biofizyczna
Szwecja	Zwierzęta hodowane i ich produkty wyjściowe	(1.1.1.2)	Partycypacyjny GIS	Spółeczna
	Doświadczalne (fizyczne) wykorzystanie roślin, zwierząt i krajobrazów	(3.1.1.1 & 3.1.1.2)	Zintegrowane ramy modelowania (zintegrowany monitoring danych – gam- modelling)	Biofizyczna

- ❖ Zaprojektowanie i skompletowanie zespołu badawczego, dopracowanie harmonogramu i zasobów
- ❖ Wymiana wiedzy między badaczami a zainteresowanymi stronami

Ocena studiów przypadków nie zawiera żadnych informacji na ten temat. Te kroki są jednak **naturalnym zakończeniem pierwszego etapu** większości projektów.

Krok 3 – Ocena usług ekosystemowych

* Indywidualna ocena ekosystemów, wybranych ES oraz ich grup:

W ramach projektu ESMERALDA wszystkie studia przypadków zostały ocenione i porównane pod względem zastosowanych metod i wyników. Jak wskazano w kroku 2, do indywidualnej oceny ES i wyrażania wyników stosuje się cały szereg metod (więcej informacji można znaleźć w broszurach dotyczących studiów przypadków). Niemniej jednak możliwe jest określenie pewnych cech wspólnych.

Wszystkie przypadki podkreślają kluczowe znaczenie ekosystemów, ich właściwości oraz stanu na potrzeby świadczenia ES. W tym celu w większości przypadków stosuje się **wskaźniki dotyczące stanu ekosystemów**, które są istotne dla różnych typów ekosystemów na badanym obszarze. Wybór wskaźników i metod oceny zależy głównie od dostępności danych oraz wiedzy fachowej badacza. Z drugiej strony, na tym etapie badań uznano za przydatne zaangażowanie zainteresowanych stron i wykorzystanie wiedzy lokalnej.

Proces oceny ES został oparty na wspomnianym wyżej zakresie badań i metodach zastosowanych w studiach przypadków. Większość z tych metod opiera się na podstawach naukowych i wymaga specjalistycznej wiedzy oraz czasu. Stanowią one prawdziwe pole do popisu dla badaczy. Jak widać w tabeli 11, najczęściej stosowane są **metody biofizyczne**. Udział **metod społeczno-kulturowych** z bezpośrednim lub pośrednim udziałem zainteresowanych stron i/lub zainteresowanych obywateli jest stosunkowo niski. Jeszcze rzadszy jest udział **metod i ekspertów z dziedziny ekonomii**, co pokazuje złożoność włączenia tego zagadnienia do koncepcji ES. W studiach przypadków stosowano wyłącznie cenę rynkową i metodę transferu korzyści.

Pod względem świadczenia ES większość badań wykorzystuje koncepcję **potencjału ES i/lub rzeczywistego przepływu**. Potencjał wyrażany jest najczęściej w skali jakościowej (np. od niskiego do wysokiego, od 0 do 5), w jednostkach biofizycznych (stan zasobów, poziom absorpcji substancji zanieczyszczających itp.) lub w wartości finansowej usługi. Przepływ rzeczywisty jest zwykle związany z danymi statystycznymi o rzeczywistym pozyskaniu zasobów lub konkretnym wykorzystaniu usługi. Problem **popytu na ES** jest w większości opracowań pomijany i wymaga wkładu zainteresowanych stron (jak np. w badaniach włoskich czy łotewskich).

Po dokonaniu oceny poszczególnych ES, zwykle zachodzi potrzeba **kompleksowej oceny lub syntezy** wiązek, grup lub całego spektrum ES. Problem ten okazuje się być bardzo złożony ze względu na **synergie lub kompromisy** zachodzące pomiędzy większością ES. Stosunkowo łatwe mogłoby być przedstawienie syntezy w ramach wyceny ekonomicznej ES (jak w przypadku Czech) poprzez zsumowanie ich poszczególnych wartości. Jest to jednak tylko wartość teoretyczna, która nie uwzględnia kompromisów wynikających z faktu wzajemnego wykluczania się niektórych ES. Dlatego też większość studiów przypadków pozostała na poziomie oceny poszczególnych ES lub ich wiązek ocenianych pod kątem konkretnych celów i polityk. W tle niektórych przypadków znajduje się jednak krajowa ocena ES, która jest szersza niż przedstawione studium przypadku (np. Hiszpania, Malta) i która również może stanowić źródło syntezy.

* Informowanie o wynikach

Co do zasady, ocena ES powinna być zrozumiała i akceptowana nie tylko przez badaczy, ale także przez zaangażowane strony. Z tego względu kluczowe znaczenie ma prezentacja wyników i ich wspólne zrozumienie.

Ponieważ na tym etapie badań można zaprezentować jedynie wstępne wyniki, zwykle odbywa się to podczas **spotkań projektowych i warsztatów**. Głównym celem takich wydarzeń jest uzyskanie **opinii zainteresowanych stron** na temat wyników oraz zebranie ich wymagań w zakresie zintegrowanej oceny ES.

Krok 4 – Ocena zintegrowana

- * **Zestawienie wniosków i potrzeb w zakresie oceny zintegrowanej i/lub oceny specyficznej dla danego kontekstu**
- * **Opracowanie oceny zintegrowanej**

Oryginalne „**Zintegrowane ramy oceny usług ekosystemów**” zostały opracowane w ramach projektu ESERALDA (Nikolova i in. 2018) i wykorzystane do porównania studiów przypadków. Badania te potwierdziły znaczenie integracji metod i wyników w celu rzeczywistego wykorzystania podejścia ES przy łączeniu różnych perspektyw (przyroda, społeczeństwo, gospodarka). Wraz z taką integracją wzrasta również wartość i wiarygodność wyników. Powodem integracji (oprócz znaczenia dla polityki) jest potrzeba przeanalizowania kompromisów, synergii i interakcji pomiędzy różnymi ES.

Ponad połowa studiów przypadków w projekcie ESERALDA (8 z 14) wykorzystuje metody **zintegrowanych ram modelowania**, głównie w oparciu o tło biofizyczne oraz wkład metod społecznych i ekonomicznych. Do najczęściej stosowanych należy metoda arkusza kalkulacyjnego (stosunkowo prosta macierz przestrzenna), analiza wielokryterialna oraz modelowanie przestrzenne.

- * **Ocena wybranych kluczowych wskaźników społeczno-gospodarczych ES**
 - * **Opracowanie wyników specyficznych dla danego kontekstu jako podstawy dla procesu wdrażania**
- Ten etap w większości przypadków wykracza **poza proces oceny ES**. Potencjał takich środków nie jest jeszcze w pełni rozpoznany i wykorzystany.

Wskaźniki kluczowe są stosowane głównie w przypadku **bezpośredniego zastosowania wyników** do konkretnych celów planowania i praktyki. Tak było w przypadku opracowań fińskich, włoskich i litewskich, które zostały bezpośrednio uwzględnione w dokumentach planistycznych – miejskich planach zagospodarowania przestrzennego i odpowiednio w morskim planie zagospodarowania przestrzennego. W większości przypadków wartości niemonetarne są wykorzystywane do wyrażania kluczowych wskaźników wdrażania ES.

Krok 5 – Komunikowanie, rozpowszechnianie i wdrażanie wyników

- * **Komunikowanie i rozpowszechnianie wyników końcowych**

Studia przypadków projektu ESERALDA wykorzystują trzy główne rodzaje rozpowszechniania i komunikowania wyników. W przypadku wyników podstawowym sposobem jest publikacja **artykułów naukowych/raportów** lub informowanie na **konferencjach** lub podobnych wydarzeniach. Takie metody stosowano w większości badań (11 z 14). Drugim sposobem jest zwrócenie się do odpowiednich **właściwych organów** (decydentów, osób pracujących w urzędach), np. poprzez raporty polityczne, sprawozdania i spotkania. Ten sposób zastosowano we wszystkich przypadkach (z wyjątkiem Niemiec). Po trzecie, w około połowie badań zwrócono się do **ogółu społeczeństwa** (poprzez artykuły prasowe, media społecznościowe i filmy dokumentalne).

Tabela 12 przedstawia przegląd sposobów rozpowszechniania i komunikowania wyników studiów przypadku.

Tabela 12 – Przegląd działań związanych z rozpowszechnianiem i komunikacją w studiach przypadków projektu ESMERALDA (Źródło: Geneletti i in. 2020)

 Studium przypadku	Działania w zakresie upowszechniania i komunikacji		
	Publikacje naukowe	Upowszechnianie i przekazywanie informacji właściwym organom	Upowszechnianie i przekazywanie informacji ogółowi społeczeństwa
Belgia		x	x
Bułgaria	x	x	
Czechy	x	x	
Finlandia	x	x	x
Niemcy	x		
Węgry		x	x
Włochy	x	x	
Łotwa	x	x	
Malta	x	x	x
Holandia	x	x	
Polska	x	x	(częściowo tak)
Portugalia (Azory)	x	x	
Hiszpania	x	x	x
Szwecja		x	(częściowo tak)

- * Ustalenie specyficznych dla danego kontekstu ram procesu wdrażania
- * Wdrażanie działań i środków

Właściwe **pięciostopniowe ramy dla wyrażenia stopnia wdrożenia wyników** prezentuje Ruckelshaus i in. (2015). Ramy te są również wykorzystywane do porównania studiów przypadków w ramach projektu ESMERALDA. Skala wyraża wzrost wpływu i poziom wdrożenia (patrz tab. 13).

Niektóre ze studiów przypadku projektu ESMERALDA stanowią **dobrze przykłady wdrażania ES** w różnych kontekstach politycznych i decyzyjnych. Najwyższy poziom osiągają przypadki planowania miejskiego. Tylko w belgijskim badaniu dotyczącym planowania zielonej infrastruktury w mieście Antwerpia odnotowano kompletny, pięciostopniowy poziom wdrożenia. Wysoki poziom wdrożenia osiągnięto również w przypadku Włoch (mapowanie i ocena środowiska naturalnego na potrzeby planowania miejskiego w Trydencie) oraz Finlandii (środowisko naturalne jako element planowania infrastruktury miejskiej i zielonej w mieście Järvenpää). Bliskie wdrożeniu w praktyce jest również łotewskie studium przypadku obejmujące mapowanie i ocenę ES jako część oficjalnego krajowego procesu planowania morskiego. W przypadku Węgier podejście ES jest wykorzystywane do partycypacyjnego kształtowania lokalnych planów działania na poziomie lokalnym.

Z drugiej strony, w niektórych badaniach odnotowano również **przeszkody utrudniające wdrożenie**, np. brak danych i dowodów opartych na badaniach, własność gruntów jako zasadnicza bariera lub słabe zrozumienie procedur administracyjnych przez badaczy.

Tabela 13 – Przegląd wpływu procesu mapowania i oceny ES na polityki i decyzje w studiach przypadków
(Źródło: Geneletti i in. 2020)

 Studium przypadku	Rosnący poziom oddziaływania				
	(i) Ludzie świadomi, rozumiejący i dyskutujący o usługach ekosystemowych	(ii) Interesariusze skoncentrowani na usługach ekosystemowych i wyrażający różne stanowiska	(iii) Alternatywne wybory bazujące na mapowaniu i ocenie usług ekosystemowych	(iv) Plany i polityki rozważające mapowanie i ocenę usług ekosystemowych	(v) Wprowadzona nowa polityka wraz z mechanizmem finansowym
Belgia	x	x	x	x	x
Bułgaria		x	x		x
Czechy				x	
Finlandia	x	x	x	x	
Niemcy					
Węgry	x	x	x		
Włochy	x	x	x	x	
Łotwa			x	x	
Malta	x	x			
Holandia					
Polska				x	
Portugalia (Azory)		x		x	
Hiszpania			x	x	
Szwecja			x	x	

Krok 6 – Weryfikacja i aktualizacja procesu

- * Monitorowanie i weryfikacja procesu wdrażania
- * Ocena wyników, okresowe raportowanie i podejmowanie decyzji

Jak stwierdzono w sekcji 2.3, **krok ten rzadko występuje** w procedurze oceny ES. Tematu tego nie opracowano również w studiach przypadków w ramach projektu ESERALDA. Większość z nich osiągnęła etap komunikacji i rozpowszechniania wyników, w niektórych przypadkach rozpoczął się również proces wdrażania (najczęściej jako część dokumentów planistycznych).

Niemniej jednak uważamy, że monitorowanie, weryfikacja procesu wdrażania oraz (w razie konieczności) aktualizacja wyników i proponowanych działań są **niezbędne dla pomyślnego i pełnego wdrożenia** podejścia ES w praktyce.

Rozdział 3: UWZGLĘDNIENIE USŁUG EKOSYSTEMOWYCH W RÓŻNYCH KONTEKSTACH POLITYCZNYCH I DECYZYJNYCH

3.1 Wprowadzenie

Rządy na całym świecie coraz częściej biorą pod uwagę ocenę ES i związane z nią analizy przy opracowywaniu swoich polityk, decyzji i praktyk zarządzania. Podejście ES wymaga zrozumienia funkcji ekosystemów, sposobu, w jaki te funkcje generują ES oraz sposobu, w jaki korzyści z ES są dystrybuowane w społeczeństwie. Dzięki zastosowaniu takiego podejścia możliwe będzie zatem zidentyfikowanie konsekwencji zmian środowiskowych, jak również zbadanie, w jaki sposób decyzje dotyczące zarządzania środowiskiem mogą wzmocnić, zmniejszyć lub utrzymać przepływ korzyści ES (Preston i Raudsepp-Hearne 2017). W Unii Europejskiej koncepcję ES postrzega się jako kluczowe działanie dla realizacji celów różnorodności biologicznej, jak również dla rozwoju i wdrażania powiązanych polityk dotyczących wód, klimatu, rolnictwa, lasów, morza i planowania regionalnego (Maes i in. 2016). Chociaż dysponujemy już licznymi przykładami badań nad usługami świadczonymi przez ekosystemy, ich uwzględnienie w dokumentach politycznych nadal stanowi wyzwanie. Praktyczne doświadczenia związane z mapowaniem i oceną ES w różnych kontekstach UE (14 studiów przypadków) i polityk zostały omówione przez Geneletti i in. (2020). Reprezentują one różne procesy polityczne i decyzyjne, w szerokim zakresie tematów, biomów i rozmiarów.

Niniejszy rozdział ma zatem na celu pogłębienie zrozumienia sposobu stosowania mapowania i oceny ES przez decydentów i polityków. W tym celu określiliśmy dziewięć dziedzin polityki w UE (Geneletti i in. 2020): Ochrona przyrody; Klimat, woda i energia; Morze i polityka morska; Ryzyko naturalne; Planowanie miast i zagospodarowanie przestrzenne; Zielona infrastruktura; Rolnictwo i leśnictwo; Biznes, przemysł i turystyka; Zdrowie. Wybór tych dziedzin wynikał z sugestii, iż stanowią one główne wyzwania dla obecnej polityki i procesu decyzyjnego w Europie.

W odniesieniu do warunków panujących w Karpatach, a także naszego osobistego zainteresowania przyrodą i bioróżnorodnością, zdefiniowaliśmy również następujące obszary o największym znaczeniu dla niniejszego opracowania: ochrona przyrody (rozdział 3.2), planowanie miast i zagospodarowanie przestrzenne (rozdział 3.3) oraz zielona infrastruktura, rolnictwo i leśnictwo (zawarte w rozdziale 3.5). Zwracamy szczególną uwagę na zaangażowanie w ten proces zainteresowanych stron (rozdział 3.4).

Włączanie usług ekosystemowych do głównego nurtu polityki i procesu decyzyjnego pokazuje, w jaki sposób dobrostan człowieka zależy od ekosystemów i jak oddziałują na niego zmiany w środowisku. To włączenie ES do kontekstu politycznego zostało omówione w rozdziale 3.5.

3.2 Ochrona przyrody i krajobrazu

Definicja krajobrazu w niedawno zaproponowanym przez Potschin i in. (2014) glosariuszu ES nie kładzie wystarczającego nacisku na interakcje pomiędzy procesami naturalnymi a ludzkimi: „heterogeniczna mozaika pokrycia terenu, siedlisk, warunków fizycznych lub innych zmiennych przestrzennie elementów postrzeganych w skalach istotnych z punktu widzenia względów ekologicznych, kulturowo-historycznych, społecznych lub ekonomicznych”. Zgodnie z tą definicją, krajobraz może być obszarem o (szeroko) zróżnicowanej wielkości, który z różnych powodów jest odpowiedni do uznania za spójną jednostkę. Oprócz uznania, że krajobraz może mieć znaczenie ekologiczne, kulturowe, społeczne i ekonomiczne, wskazuje to, że krajobrazy mogą mieć różny zasięg przestrzenny.

Koncepcja usług ekosystemowych ma duży potencjał do zastosowania w planowaniu krajobrazu, którego celem jest poprawa, przywrócenie lub stworzenie krajobrazów i związanych z nimi usług. Dowodem na to jest niemiecka praktyka planowania krajobrazu, która obejmuje analizę obecnego stanu krajobrazu w odniesieniu do zestawu funkcji krajobrazu i jego zdolności do zaspokajania ludzkich potrzeb.

Według de Groot i in. (2010), istnieją pewne główne pytania badawcze, związane z konkretnymi krokami, które można podjąć, w celu rozwiązania i lepszej integracji usług ekosystemowych z planowaniem krajobrazu, zarządzaniem podejmowaniem decyzji:

1) Zrozumienie i ilościowe określenie sposobu, w jaki ekosystemy świadczą usługi

- * Jaki jest aktualny stan wiedzy na temat typologii usług ekosystemowych?
- * W jaki sposób można określić ilościowo związek między cechami krajobrazu i ekosystemu a ich powiązanymi funkcjami i usługami?
- * Jakie są główne wskaźniki i wartości referencyjne służące do pomiaru potencjału ekosystemu do świadczenia usług (oraz jakie są maksymalne poziomy zrównoważonego wykorzystania)?
- * Jak można przestrzennie zdefiniować (zmapować) i zwizualizować funkcje i usługi ekosystemu/krajobrazu?
- * W jaki sposób można modelować związki między charakterem i usługami ekosystemu i krajobrazu oraz ich odpowiednimi dynamicznymi interakcjami?
- * Jaki jest wpływ (zmian) dynamicznych warunków (czasowych i przestrzennych) funkcji krajobrazu na usługi, pod względem trwałości i odporności? Czy istnieją możliwe progi krytyczne?

2) Wycena usług ekosystemów

- * Jakie są najważniejsze ekonomiczne i społeczne metody wyceny usług ekosystemowych i krajobrazowych, w tym rola i postrzeganie interesariuszy?
- * Jak sprawić, aby ekonomiczna i społeczna wycena krajobrazu i usług ekosystemowych była spójna i porównywalna?
- * Jaki jest wpływ kwestii skalowania na wartość ekonomiczną usług ekosystemowych i krajobrazu dla społeczeństwa?
- * W jaki sposób znormalizowane wskaźniki (wartości referencyjne) mogą pomóc w określeniu wartości usług ekosystemowych i w jaki sposób można poradzić sobie z etapami agregacji?
- * Jak można określić wartości (ekologiczne, społeczne i ekonomiczne), aby ułatwić wykorzystanie usług ekosystemowych w planowaniu i projektowaniu krajobrazu (przestrzennego)?

3) Wykorzystanie usług ekosystemowych w analizie kompromisów i podejmowaniu decyzji

- * W jaki sposób można odpowiednio uwzględnić wszystkie koszty i korzyści (ekologiczne, społeczno-kulturowe i ekonomiczne) wynikające ze zmian w usługach ekosystemowych oraz wartości wszystkich interesariuszy (w czasie i przestrzeni) w kwestiach dyskontowania i opłacalności?
- * W jaki sposób można połączyć metody analityczne i partycypacyjne w celu umożliwienia skutecznego dialogu w zakresie polityki i podejmowania decyzji?
- * W jaki sposób przestrzenne i dynamiczne modelowanie usług ekosystemowych można połączyć z partycypacyjnymi metodami oceny kompromisów w celu optymalizacji wielofunkcyjnego wykorzystania „zielonej i niebieskiej przestrzeni”?
- * W jaki sposób alternatywne rozwiązania w zakresie projektowania krajobrazu mogą być wizualizowane i udostępniane do podejmowania decyzji, np. poprzez systemy eksperckie i inne narzędzia wspierania decyzji i polityki?

4) Wykorzystanie usług ekosystemowych w planowaniu i zarządzaniu

- * Jak włączyć odporność funkcji krajobrazu i progi wykorzystania usług do metod planowania krajobrazu, projektowania i zarządzania „zieloną i niebieską przestrzenią”?
- * Jakie są główne utrudnienia w dostępności i wiarygodności danych w odniesieniu do zarządzania usługami ekosystemowymi i jak można je przezwyciężyć?
- * Jaki jest związek między stanem zarządzania ekosystemem a świadczeniem usług ekosystemowych (zarówno w odniesieniu do poszczególnych usług, jak i do całkowitej kombinacji usług ekosystemowych)?

5) Finansowanie zrównoważonego korzystania z usług ekosystemowych

- * Jaka jest adekwatność obecnych metod finansowania inwestycji w usługi ekosystemowe i krajobrazu? Jak można je ulepszyć (i powiązać z wynikami wyceny)?
- * Jak informować wszystkich interesariuszy o usługach ekosystemowych i krajobrazu oraz ich znaczeniu społecznym i gospodarczym?

Ukierunkowanie prawodawstwa i polityki w zakresie ochrony różnorodności biologicznej na usługi ekosystemowe wydaje się zapewniać mechanizm, za pomocą którego można osiągnąć włączenie ochrony różnorodności biologicznej do innych sektorów polityki.

Z punktu widzenia ochrony przyrody oczywiste jest, że musimy lepiej zrozumieć zależności między działaniami na rzecz ochrony różnorodności biologicznej a świadczeniem usług ekosystemowych. Ma to na celu uniknięcie ryzyka stronniczości polityki poprzez skupienie się na podzbiorze ES, które są łatwiejsze do określenia ilościowego, takich jak żywność, woda i regulacja klimatu, kosztem tych ES, które są trudniejsze do określenia ilościowego (Maes i in. 2012).

3.3 Planowanie przestrzenne i ocena oddziaływania na środowisko

Niniejsza część ilustruje, w jaki sposób kwestie związane z usługami ekosystemowymi mogą zostać włączone do planowania przestrzennego lub terytorialnego oraz oceny oddziaływania na środowisko (EIA lub SEA).

3.3.1 Ocena usług ekosystemowych i planowanie przestrzenne

Obowiązek, treść i metodologia planowania przestrzennego/ krajobrazowego różnią się w poszczególnych krajach europejskich. Dokumenty dotyczące planowania przestrzennego/krajobrazowego są przygotowywane dla różnych poziomów terytorialnych (od gminy do poziomu federalnego). Dlatego trudno jest opracować wspólny model, z którego czerpałoby kilka krajów. Biorąc pod uwagę planowanie przestrzenne (np. na Słowacji), można stwierdzić, że jest to ocena aktualnego stanu krajobrazu i jego elementów przyrodniczych, które są postrzegane statycznie. Jednak kapitał naturalny - głównie ekosystemy - jest dynamiczny, a korzyści, jakie przynosi ludziom, zmieniają się w czasie. Aby włączyć podejście ekosystemowe do planowania przestrzennego, należy wziąć pod uwagę ostatnie zmiany w użytkowaniu terenu, a jednocześnie określić jego możliwy przyszły rozwój, w oparciu o preferencje mieszkańców, interesariuszy lub działalności gospodarczej. Istniejący system planowania przestrzennego/krajobrazowego uwzględnia granice administracyjne, podczas gdy kapitał naturalny wraz z podażą i popytem na usługi ekosystemowe nie respektuje sztucznych granic, np. określonych usług ekosystemowych, ponieważ wiele usług regulacyjnych jest generowanych na jednym obszarze i jednocześnie „konsumowanych” na innym.

Koncepcja usług ekosystemowych powinna zostać przeniesiona do planowania przestrzennego/krajobrazowego poprzez poprawę i zmianę podejścia do planowania w procesie podejmowania decyzji, rozwoju miast i realizacji przyszłych inwestycji. Pierwszy etap obejmuje analizę ekosystemów i ich aktualnego stanu, a zwłaszcza ocenę zdolności do zaspokajania zapotrzebowania człowieka na określone usługi ekosystemowe.

Główne dane wejściowe mapowania i oceny usług ekosystemowych do planowania przestrzennego (Ruskule i in. 2018):

- ❖ Identyfikacja ekosystemów, ich aktualnego stanu, ocena potencjału i podaży usług ekosystemowych na wybranych obszarach planowania przestrzennego, w szczególności identyfikacja obszarów „hotspotów” o najwyższym potencjale i podaży usług ekosystemowych.
- ❖ Ocena wrażliwości ekosystemów na określone oddziaływanie związane z propozycjami/decyzjami planistycznymi, które mogą wymagać rozwiązań planistycznych dla ich ochrony lub odtworzenia.
- ❖ Ocena działań planistycznych i projektów w zakresie ekosystemów, ich stanu ochrony i potencjału/podaży usług ekosystemowych.
- ❖ Analiza kosztów i korzyści potencjału/podaży usług ekosystemowych oraz odpowiednich planowanych działań, projektów rozwojowych (bardzo istotne są analizy GIS z wynikami map).
- ❖ Podkreślanie i wizualizacja map obszarów, w których potencjał/podaż usług ekosystemowych jest znacząca; połączenie map usług ekosystemowych z rzeczywistym wykorzystaniem tych usług.
- ❖ Włączanie lokalnych interesariuszy i decydentów w procesy planowania przestrzennego poprzez informowanie o ogólnych korzyściach i wadach propozycji planistycznych ze szczególnym uwzględnieniem

ekosystemów i planowanych zmian w stanie ekosystemów, które są związane z ogólną jakością dostarczania niezbędnych usług ekosystemowych na poziomie lokalnym, regionalnym i krajowym.

- * Szczególny nacisk należy położyć na włączenie obywateli w proces planowania i podejmowania decyzji, ze względu na ich lokalną wiedzę dotyczącą użytkowania gruntów i ekosystemów, a także na przeprowadzenie badania preferencji obywateli w zakresie użytkowania gruntów i/lub zachowania istniejących usług ekosystemowych oraz identyfikację usług ekosystemowych, które są najważniejsze dla ich dobrego samopoczucia.

Według Preston i Raundsepp-Hearne (2017), ocena usług ekosystemowych powinna być zintegrowana z istniejącymi etapami planowania zagospodarowania przestrzennego:

Tabela 14 - Etapy planowania użytkowania gruntów

Planowanie przestrzenne/użytkowania gruntów	Rozważania na temat ekosystemów i ich usług
Badanie bieżących warunków środowiska, społeczeństwa, gospodarki i struktur zarządzania; określenie braków danych i potrzeb w zakresie zasobów	Identyfikacja ekosystemów, ich aktualnego stanu; identyfikacja braków danych i potrzeb w zakresie zasobów
Określenie celów i zadań w oparciu o działalność człowieka	Określenie celów i zadań w zakresie ochrony i odbudowy ekosystemów
Analiza braków i potrzeb	Analiza potencjału usług ekosystemowych lub/i podaży, popytu - mapy usług ekosystemowych
Zakończenie analiz	Definicja wskaźników do oceny podaży i popytu na usługi ekosystemowe, analiza kompromisów między zapewnieniem usług ekosystemowych a innymi planami zagospodarowania przestrzennego
Definiowanie scenariuszy, alternatywnych opinii i ich ocena	Scenariusze przyszłej podaży i popytu na usługi ekosystemowe
Zaangażowanie decydentów i wybór preferowanej opinii	Integracja obywateli i decydentów oraz wybór preferowanej opinii
Opracowanie oficjalnego dokumentu planu oraz opracowanie planów wdrażania i monitorowania, jeżeli mamy do czynienia z powiązanymi politykami	
Wdrażanie, monitorowanie i ocena	

3.3.2 Ocena usług ekosystemowych oraz ocena oddziaływania na środowisko

Ocena oddziaływania na środowisko (EIA) była jednym z pierwszych instrumentów służących proaktywnej identyfikacji i ocenie skutków działań człowieka na środowisko oraz unikaniu skutków nie do naprawienia. Obecnie EIA jest procesem identyfikacji, przewidywania, oceny i łagodzenia biofizycznych i innych istotnych skutków propozycji rozwoju przed podjęciem ważnych decyzji i zobowiązań (IAIA i IEA 1999). Zarówno EIA, jak i SEA pomagają zapobiegać, ograniczać lub unikać negatywnego wpływu planowania projektów lub rozwoju w różnych zakresach - takich jak tamy, lotniska, autostrady, linie przesyłowe, elektrownie, duże zakłady przemysłowe, rozwój infrastruktury miejskiej i projekty irygacyjne. EIA może być zdefiniowana jako proces oceny wpływu na środowisko planowania/przyszłych projektów lub rozwoju przy udziale odpowiednich interesariuszy, jak również społeczności lokalnych.

Według Sloomweg i Van Buekerling (2008) ocena usług ekosystemowych w procesie EIA/SEA powinna przynieść wiele korzyści, takich jak poniższe (na podstawie 20 studiów przypadków): a. Uznanie usług ekosystemowych wzmocni przejrzysty i zaangażowany proces oceny oddziaływania; b. We wczesnych procesach planowania oddziaływania, rozpoznanie usług ekosystemowych i identyfikacja interesariuszy może dostarczyć ważnych wskazówek i pomóc w uwypukleniu kwestii ubóstwa i sprawiedliwości; c. Wycena usług ekosystemowych wspiera finansową stabilność zarządzania środowiskiem i zasobami, promuje kwestie sprawiedliwości społecznej i zapewnia lepszy wgląd w długo- i krótkoterminowe kompromisy dla decyzji planistycznych; d. Wyrażenie usług ekosystemowych w jednostkach monetarnych sprawia, że kwestie związane z różnorodnością biologiczną stają się jednym z priorytetów wielu decydentów. Politycy mogą zareagować bardziej pozytywnie, gdy zdadzą sobie sprawę, że usługi środowiskowe mają wartość ekonomiczną; np. SEA/EIA angażuje interesariuszy i decydentów w swoje procesy i zachęca ich do uwzględnienia wyników wyceny.

Prawodawstwo i praktyki związane z procesem EIA różnią się na całym świecie, ale podstawowe elementy procesu EIA są wymienione w wytycznych stworzonych przez CBD (SCBD i NCEA 2006) oraz Sloomweg i in. (2010). *Etap ustalania obowiązku przeprowadzenia oceny* polega na określeniu, które projekty lub przedsięwzięcia muszą być przedmiotem EIA. Ten etap jest zazwyczaj wyznaczany w zakresie prawnym. Część procesu EIA poświęcona *ustaleniu zakresu* określa przede wszystkim, które potencjalne oddziaływania są odpowiednie do oceny. Kolejną ważną częścią etapu ustalania zakresu jest stworzenie podstaw dla rozwiązań alternatywnych, które pozwolą uniknąć, złagodzić lub skompensować negatywne skutki dla różnorodności biologicznej. Obie analizy opierają się zazwyczaj na wymaganiach prawnych, konwencjach międzynarodowych, wiedzy ekspertów lub zaangażowaniu interesariuszy. Ten etap procesu EIA musi prowadzić do opracowania zakresu wymagań i obowiązków dla oceny oddziaływania. Kolejnym krokiem jest *deklaracja środowiskowa* i *plan zarządzania środowiskiem*. Innymi słowy, etap ten polega na identyfikacji lub przewidywaniu wpływu na środowisko planowanych przedsięwzięć, a także na szczegółowej ocenie alternatywnych rozwiązań, której wynikiem jest raport EIA. Czwartym etapem jest przegląd i *promocja raportów* EIA wśród różnych zaangażowanych interesariuszy, w tym władz i innych odbiorców publicznych. Piąty krok w procesie EIA polega na podjęciu decyzji, czy proponowane przedsięwzięcie powinno zostać zrealizowane, czy też nie. Kolejnym krokiem jest monitoring w trakcie realizacji projektu i wdrażanie planu zarządzania środowiskiem.

Z punktu widzenia identyfikacji i oceny usług ekosystemowych najważniejsze są etapy badania i ustalania zakresu w ramach EIA. Według Wittmera (2010), jednym z głównych pytań w części zakresowej EIA jest to, czy proponowane przedsięwzięcie może zaszkodzić ważnym usługom ekosystemowym. Następnie należy

opracować mapę ekosystemów lub mapę usług ekosystemowych i powiązać je z interesariuszami i beneficjentami, a także z innymi podmiotami publicznymi. Ponadto, wartość monetarna usług ekosystemowych, na którą powinny mieć wpływ projekty planistyczne, byłaby bardzo ważna podczas dyskusji z interesariuszami. Przykład usług ekosystemowych dostarczanych przez ekosystem pokazuje również Załącznik 2 w Sloomweg i in. (2006).

Na podstawie Sloomweg i in. (2006) podczas *procesu badania* należy określić, czy proponowane przedsięwzięcie przekracza pojemność nośną powiązanych ekosystemów oraz maksymalne dopuszczalne zaburzenie zasobów, populacji lub ekosystemów. Innymi słowy, ocena, na które usługi ekosystemowe będą miały wpływ, zakres ich oddziaływania, kto faktycznie korzysta z tych ES i jak proponowany projekt wpłynął na użytkownika tych ES. Jednym z zalecanych pierwszych kroków na etapie badania jest mapa badania różnorodności biologicznej (stworzona przez ekspertów z odpowiednich dziedzin i zatwierdzona prawnie), która promuje usługi ekosystemów na określonych geograficznie obszarach. Jeśli istnieją badania naukowe na temat typów ekosystemów na wybranym obszarze, na którym ma być realizowany proponowany projekt, możliwe jest oszacowanie związanych z nimi usług. Istnieje kilka metod oceny potencjału lub przepływu usług ekosystemowych, które zostały wymienione w rozdziale 1.3.

Inny pogląd na podstawowe, rozpoznawalne poziomy metod oceny usług ekosystemowych przedstawiają Sloomweg i Van Buekering (2008): 1. *Identyfikacja usług ekosystemowych* - lista usług ekosystemowych z jakościowego punktu widzenia może łatwo wpłynąć na przyszły projekt planistyczny i procesy decyzyjne, ponieważ identyfikacja usług ekosystemowych powinna przynieść nowe spojrzenie na temat, który został pominięty, jak również interesariuszy. 2. *Kwantyfikacja usług ekosystemowych* - zastosowanie skali ilościowej (np. -2, -1, 0, 1, 2) do wyrażenia różnych zdolności ekosystemów do dostarczania określonych usług może być łatwo zrozumiane przez interesariuszy i decydentów, a z drugiej strony różne warianty oddziaływania proponowanych projektów mogą być łatwo porównywane. 3. *Spółeczna wycena usług ekosystemowych* - wiele korzyści z ekosystemów można wyrazić w sposób społeczno-kulturowy, społeczno-ekonomiczny lub ekologiczny. Na przykład: liczba miejsc pracy związanych z usługami, liczba produktów końcowych, liczba mieszkańców korzystających z określonych usług ekosystemowych. W aspekcie ekologicznym - liczba gatunków lub siedlisk chronionych (znaczenie krajowe, znaczenie europejskie - zgodnie z Dyrektywą Siedliskową lub gatunki na czerwonych listach). 4. *Wycena monetarna usług ekosystemowych* - ekonomiczna wycena korzyści dostarczanych przez ekosystemy jest jedną z najbardziej skomplikowanych metod, ale jest też najbardziej kompleksowa i daje pełny obraz rzeczywistej wartości danych usług ekosystemowych. Jednocześnie jest to wyraz wartości usług ekosystemowych w jednostkach, które ludzie najlepiej rozumieją. Do monetarnej oceny usług ekosystemowych należy podchodzić bardzo odpowiedzialnie i precyzyjnie, ponieważ jest ona najbardziej odpowiednia dla ludzi i może być źle rozumiana lub niewłaściwie wykorzystana. Wszystkie wyżej wymienione rodzaje metodologii wyceny usług ekosystemowych mogą stanowić bardzo istotną i ważną informację dla decydentów i interesariuszy w procesie oceny oddziaływania.

Jak wspomniano powyżej, etap badania w procesie EIA polega na znalezieniu alternatywnych rozwiązań, które pozwolą uniknąć, złagodzić lub zrekompensować negatywne skutki dla różnorodności biologicznej, jak również dla usług ekosystemowych. Na tym etapie powinny być również zaproponowane środki kompensacyjne dla usług ekosystemowych. Niektóre usługi ekosystemowe można łatwo zdefiniować w jednostkach geograficznych, np. usługi zaopatrzenia (drewno, uprawy), inne, np. usługi regulacyjne, takie jak sekwestracja dwutlenku węgla, regulacja jakości powietrza, regulacja globalnego klimatu, regulacja przepływu wody lub zapylenia, a także zwalczanie szkodników i chorób, mogą być trudne do wyrażenia

w precyzyjnych jednostkach geograficznych, ale przyjęta przez naukowców mapa ekosystemu jest nadal bardzo dobrą podstawą, ponieważ usługi ekosystemowe są często związane z określonymi typami ekosystemów/siedlisk. Istnieje wiele opublikowanych metodologii, na podstawie których można przypisać usługi ekosystemowe do danego typu siedliska (jak w rozdziale 1.3). Dlatego też utrata pewnych usług ekosystemowych może być zrekompensowana poprzez stworzenie nowego siedliska lub odtworzenie zdegradowanego siedliska w bliskiej odległości, które zapewnia dane usługi ekosystemowe. Te środki kompensacyjne powinny być uwzględnione w każdym planie zarządzania środowiskiem, nawet w raporcie EIA.

3.4 Udział interesariuszy

Wszystkie procesy oceny usług ekosystemowych powinny obejmować pewien poziom zaangażowania interesariuszy. Interesariusze mogą pomóc w określeniu odpowiednich usług ekosystemowych, które należy ocenić w danym miejscu; dostarczyć źródła danych, informacji i wiedzy, które mogą przyczynić się do bardziej rzetelnej oceny; pomóc w zatwierdzeniu wyników oceny usług ekosystemowych; oraz zapewnić, że wyniki oceny są rzeczywiście wykorzystywane do podejmowania decyzji dotyczących zarządzania lub polityki. Włączenie interesariuszy od samego początku pomaga również budować zaufanie i zapewnia, że informacje powstałe w procesie oceny zostaną zaakceptowane przez osoby lub grupy, które ostatecznie będą odpowiedzialne za zarządzanie danym terenem (Neugarten i in. 2018). Zaangażowanie interesariuszy odnosi się do udziału grup interesów (tj. przedstawicieli społeczności lokalnych, władz krajowych lub lokalnych, polityków, organizacji społeczeństwa obywatelskiego i przedsiębiorstw) w procesie planowania lub podejmowania decyzji. Aby zdefiniować „interesariuszy”, proponujemy skorzystać z definicji Hein i in. (2006), zgodnie z którą „interesariusz” to „każda grupa lub osoba, która może wpływać na usługi ekosystemowe lub jest pod ich wpływem”.

Można wyróżnić cztery główne grupy interesariuszy, którzy - w różny sposób - odnoszą się do zasobów biologicznych lub fizycznych i ich usług (szkód) ekosystemowych (Demeyer i Turkelboom 2014):

- * interesariusze, którzy odnoszą **bezpośrednie korzyści** (= beneficjenci);
- * interesariusze, którzy doświadczają **negatywnego oddziaływania** (obciążeni);
- * interesariusze, którzy mają **bezpośredni wpływ na ekosystem (usługi)** - np. właściciel gruntu, zarządca zasobów;
- * interesariusze, którzy **pośrednio wpływają na ekosystem (usługi)** - np. decydent, organizacja społeczeństwa obywatelskiego.

W rzeczywistości w jedną usługę ekosystemową zwykle zaangażowana jest większość z tych grup interesariuszy, podczas gdy jedna konkretna grupa interesariuszy może pełnić kilka z tych ról. Poziomy i formy zaangażowania interesariuszy są wielorakie.

Na przykład Amerykańska Agencja Ochrony Środowiska (US EPA) powołuje się na Międzynarodowe Stowarzyszenie Uczestnictwa Publicznego (IAP2), które proponuje pięć poziomów zaangażowania:

- * **Pierwszy poziom** uczestnictwa polega na informowaniu interesariuszy.
- * **Drugim poziomem** jest poziom konsultacji, na którym uzyskuje się informacje zwrotne od społeczeństwa na temat analizy, alternatyw lub decyzji.

- * **Trzeci poziom** to poziom zaangażowania. Chodzi o to, by współpracować bezpośrednio z interesariuszami i uwzględniać ich wkład w procesie podejmowania decyzji.
- * **Czwartym poziomem** jest poziom współpracy. Celem jest proces, który pozwala na efektywne partnerstwo i zaangażowanie we wszystkie kluczowe działania i decyzje.
- * Wreszcie, **piąty poziom** upodmiotowienia to sytuacja, w której społeczeństwo podejmuje świadomą decyzję, która jest wdrażana przez właściwą agencję.

Rola interesariuszy w podejściu do mapowania i modelowania jest różnie pojmowana w wielu badaniach. Interesariusze mogą być postrzegani jako główna grupa docelowa badania (są oni beneficjentami), dlatego też mapowanie i modelowanie usług ekosystemowych z tego punktu widzenia powinno być prowadzone w sposób oddolny, tzn. z uwzględnieniem opinii i poglądów interesariuszy jako punktu wyjścia. W związku z tym, w podejściach partycypacyjnych stosowane są te oddolne techniki. Z drugiej strony, w większości wystąpień na sympozjach mapowanie i modelowanie przeprowadzono w sposób odgórny, koncentrując się na procesach i interakcjach w większej skali, wywnioskując z tej perspektywy potencjalne konsekwencje dla interesariuszy. Aby zoptymalizować możliwość zastosowania podejścia opartego na usługach ekosystemowych, należy dokładniej rozważyć powiązania tych dwóch odrębnych koncepcji, najlepiej łącząc strategię oddolną i odgórną.

POLE 1.

Jako konkretny przykład tego podejścia, w ramach projektu ALPBIONET2030 (<https://www.alpine-space.eu/projects/alpbionet2030/en>), mającego na celu badanie i zachowanie łączności ekologicznej w Alpach oraz rozwiązywanie konfliktów człowiek-przyroda, na obszarze badawczym Prealpi Giulie/Triglav (Włochy/Słowenia), interesariusze z obu obszarów zostali zaangażowani w proces uczestnictwa w zakresie narzędzi zarządzania pastwiskami na obszarach o dużych walorach przyrodniczych. Procedura partycypacyjna charakteryzowała się zaangażowaniem interesariuszy dzięki wywiadam, kwestionariuszom dla mieszkańców i turystów, ukierunkowanym warsztatom i spotkaniom podkreślającym problemy w regionie pilotażowym i ustanawiającym relacje współpracy pomiędzy ekspertami i osobami zaangażowanymi w sytuacje konfliktowe. Zgodnie z określonym podejściem powstały dwie mapy: Mapa relacji i Mapa wypasu sezonowego. Mapa relacji uwypukliła pozytywne i negatywne aspekty związane z zarządzaniem pastwiskami na obszarach o dużej wartości przyrodniczej. W tym celu należało zidentyfikować: zasoby, które mają podlegać zarządowi (krajobraz, infrastruktura, gleba i struktury - takie jak szlaki i schroniska, różnorodność biologiczna - w tym stada, dzikie zioła, dzikie zwierzęta i duże drapieżniki), zaangażowanych interesariuszy (mieszkańcy, turyści, myśliwi, pasterze i właściciele stad, zbieracze dzikich ziół, właściciele gruntów), instytucje zarządzające (gminy, park, region - Regionalny Korpus Leśny, Agencja Usług Zdrowotnych) oraz podmioty zapewniające pomoc techniczną lub zaangażowane w badania (stowarzyszenia i uniwersytety). Ponadto przeanalizowano istniejące relacje pomiędzy stronami zaangażowanymi w projekt. Oprócz tego Mapa jest przydatna do analizy już stosowanych narzędzi zarządzania, identyfikacji ich mocnych i słabych stron oraz zgłaszania propozycji dotyczących zarządzania konfliktami i ich minimalizowania. Głównymi celami Mapy wypasu sezonowego były: identyfikacja szlaków pokonywanych przez stada i ich punktów postojowych na terenie Parku i na terenach sąsiednich; identyfikacja konfliktów zaznaczonych na Mapie relacji; identyfikacja tzw. „hot spotów” (w granicach Parku) w odniesieniu do konfliktów. Na Mapie konflikty są zaznaczane jako punkty lub rozległe obszary, w zależności od dostępnych danych (ograniczone dostępne dane: punkty; wiele dostępnych danych: obszary). Intensywność konfliktów odnosi się do obszaru uznanego za jednorodny (referencyjną jednostką terytorialną jest komórka 500m * 500m) i jest określona jako suma trwałych konfliktów w każdym obszarze. Ponadto na mapie zaznaczono obszary, na które wpływ mają ograniczenia czasowe i ilościowe zwierząt określone w Planie Ochrony i Rozwoju Parku, a także inne obszary o ustalonych zdolnościach. Mapa jest łatwym w użyciu i aktualizowanym narzędziem, przydatnym do: identyfikacji obszarów o wysokim stopniu konfliktowości w obrębie Parku i na terenach sąsiednich; analizy rodzaju i intensywności konfliktów; ukierunkowania wysiłków i dostępnych zasobów w zakresie środków łagodzących; zrozumienia i podjęcia decyzji, gdzie i kiedy należy wprowadzić działania monitorujące dotyczące konkretnych gatunków; zrozumienia, gdzie i kiedy należy rozwijać działania skupiające się na świadomości konfliktu „człowiek-przyroda”.

Zaangażowanie interesariuszy prawdopodobnie zaowocuje cenną wymianą wiedzy i informacji, która będzie możliwa ze względu na różne pochodzenie interesariuszy (np. wiedza lokalna lub miejscowa). W celu zapewnienia jakości wyników badań, jak również procesów zarządzania (Keune i in. 2013), pomocne mogą być międzydyscyplinarne procesy badawcze. Zaangażowanie interesariuszy jest również ważne dla promowania i dzielenia się wiedzą i nauką w ramach poszczególnych przypadków i pomiędzy nimi (Geneletti i in. 2020). Społeczności praktyków (Keune i in. 2015) mogą obejmować różne obszary tematyczne, a wspierając docieranie do szerszych społeczności zainteresowania i zaangażowania, mogą również ułatwiać ogólne praktyki społecznego uczenia się (Reed i in. 2009). W odniesieniu do usług ekosystemowych, takie społeczności mogłyby być organizowane nie tylko w różnych regionach, ale także w różnych typach problemów i sektorach, a jeśli zaangażowani byłiby w nie także naukowcy, pomogłoby to promować międzydyscyplinarność.

Międzydyscyplinarny proces badawczy, według Lang i in. (2012), ma na celu włączenie interesariuszy do badań i dlatego może być postrzegany jako sekwencja następujących trzech faz: wspólne określenie problemu i stworzenie zespołu badawczego (Faza A); współtworzenie wiedzy ukierunkowanej na rozwiązanie i możliwej do przekazania poprzez wspólne badania (Faza B); oraz (re)integracja i zastosowanie wytworzonej wiedzy zarówno w praktyce naukowej, jak i społecznej (Faza C).

3.5 Uwzględnianie usług ekosystemowych w głównym nurcie polityki

Biorąc pod uwagę szybkie zmniejszanie się różnorodności biologicznej w ostatnich dziesięcioleciach, utrzymanie świadczenia podstawowych usług (ekosystemowych) wymaga natychmiastowego działania i zbiorowego zaangażowania społeczeństwa, agencji rządowych, organizacji pozarządowych i sektora prywatnego. Konieczne jest systematyczne włączanie różnorodności biologicznej, ekosystemów i ich funkcji do procesów zrównoważonego wykorzystania i rozwoju oraz do polityk sektorowych (m.in. zwłaszcza w rolnictwie, leśnictwie i rybołówstwie). Koncepcja usług ekosystemowych nie może być jedynie kwestią akademicką, ale musi być uwzględniona we wszystkich odpowiednich obszarach cząstkowych i politykach, takich jak ochrona przyrody, użytkowanie gruntów/planowanie przestrzenne, ocena oddziaływania na środowisko (EIA) itp. Na przykład Dzeraviaha (2017) rozważa, czy metody głównego nurtu mogą być wykorzystane do skutecznego rozwiązywania problemów środowiskowych i sugeruje, że wszystkie efekty zewnętrzne środowiska mogą być uwzględnione w istniejącym systemie produkcyjno-konsumpcyjnym, który mógłby pomóc w przekształceniu istniejącego systemu wyceny i zapewnić skuteczne reformy instytucjonalne w celu zapewnienia zrównoważonego rozwoju.

W niniejszym rozdziale przedstawimy kilka podejść do wykorzystania tej koncepcji w niektórych krajach regionu Karpat. Więcej szczegółów wraz z przykładami podano w **załączniku 2**.

Na **Węgrzech** wyniki projektu MAES-HU przyczyniają się do zrównoważonego zarządzania zasobami środowiska, wzmacniają rozwój zielonej infrastruktury i poprawiają uwzględnianie wyników w politykach sektorowych. Obejmuje to możliwe włączenie usług ekosystemowych do systemów wsparcia i subsydiowania oraz rozwiązywanie konfliktów w zakresie użytkowania gruntów, zapewnienie narzędzia wspomagającego podejmowanie decyzji w zakresie inwestycji i rozwoju lub inne kierunki - ustanowienie profesjonalnego (strategicznego i długoterminowego) planowania wewnątrz sektora ochrony przyrody, ustanowienie i monitorowanie działań ciągłych (np. zarządzania) w zakresie ochrony przyrody oraz wzmocnienie komunikacji i wsparcia na rzecz ochrony przyrody.

W **Polsce** znaczenie tej koncepcji stale wzrasta. Termin „usługi ekosystemowe” pojawia się bezpośrednio w koncepcji Przestrzennego Zagospodarowania Kraju 2030 oraz w ustawie o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie. W ramach ochrony przyrody jest ona często wymieniana pośrednio, np. w ustawie o ochronie przyrody, w Krajowej strategii ochrony i zrównoważonego użytkowania różnorodności biologicznej oraz w ustawie Prawo ochrony środowiska. Usługi ekosystemowe jeszcze nie tak dawno znajdowały odzwierciedlenie w polskich politykach środowiskowych niemal wyłącznie w formie pośredniej, a w bardziej szczegółowych, wykonawczych

rozporządzeniach pojęcie to było niemal nieobecne (Maczka i in. 2016; zob. też Stępniewska i in. 2018b). Jednak obecnie wszystkie najważniejsze dokumenty strategiczne jednoznacznie wskazują na usługi ekosystemowe jako jedno z kluczowych pojęć wykorzystywanych do oceny wartości przyrody dla gospodarki kraju i planowania zrównoważonego wykorzystania kapitału przyrodniczego.

Na **Słowacji** termin „usługi ekosystemowe” znajduje odzwierciedlenie w niektórych politykach środowiskowych, np. w ustawie o ochronie przyrody i krajobrazu oraz ustawie o rybołówstwie. Ze strategii wynikają rozważania na temat koncepcji usług ekosystemowych w Bardziej Zielona Słowacja - Strategia polityki środowiskowej Republiki Słowackiej do roku 2030; lub ostatniej Krajowej strategii ochrony różnorodności biologicznej do 2020. W odniesieniu do planowania przestrzennego koncepcja usług ekosystemowych jest ściśle związana z koncepcją Zielonej Infrastruktury, która jest powiązana z NECONET (Krajowa Sieć Ekologiczna) i Terytorialnymi Systemami Stabilności Ekologicznej (Územný systém ekologickej stability - ÚSES).

ROZDZIAŁ 4: ZALECENIA I WYZWANIA ZWIĄZANE Z OCENĄ USŁUG EKOSYSTEMOWYCH

W niniejszym rozdziale przedstawiono aktualne doświadczenia związane z zastosowaniem mapowania i oceny usług ekosystemowych w polityce i procesie podejmowania decyzji oraz związane z tym zalecenia i wyzwania. Jest on oparty na pracy Geneletti i in. (2020) - metaanalizie 14 studiów przypadków (między innymi również z krajów regionu Karpat, takich jak Czechy, Węgry i Polska) oraz na naszych krótkich raportach dotyczących poszczególnych krajów (patrz również opis w rozdziale 2.4.).

Według Geneletti i in. (2020) decydenci coraz częściej uznają usługi ekosystemowe za ważną koncepcję wspierającą podejmowanie decyzji, ze względu na jej holistyczne rozumienie interakcji między przyrodą a ludźmi oraz jej zdolność do ujawniania synergii i kompromisów między celami środowiskowymi i społeczno-gospodarczymi. Na podstawie praktyki można sformułować następujące ogólne zalecenia:

- * Badania w zakresie mapowania i oceny usług ekosystemowych powinny koncentrować się na konkretnych kwestiach politycznych lub wyzwaniach związanych z podejmowaniem decyzji. Ma to wpływ na wybór ekosystemów i usług, które mają być oceniane, a także na stosowane metody.
- * Zaangażowanie interesariuszy powinno być zapewnione poprzez proces iteracyjny w celu zwiększenia świadomości i akceptacji wyników mapowania i oceny usług ekosystemowych, jak również w celu wsparcia ich wdrażania w poszczególnych kontekstach decyzyjnych.
- * Zmniejszanie skali celów UE do poziomu krajowego, a tym samym włączanie priorytetów krajowych, jest dobrą strategią wykorzystania MAES do rozwiązywania wyzwań krajowych.
- * Wykorzystanie historii sukcesu w celu przekazania informacji o tym, jak mapowanie i ocena usług ekosystemowych mogą wpłynąć na proces decyzyjny.

Ponadto, koncepcja ES uwzględnia kompromisy pomiędzy konkurującymi ze sobą sposobami użytkowania gruntów i ułatwia planowanie i podejmowanie decyzji ponad sektorami, skalami i granicami administracyjnymi. Duży potencjał wykorzystania koncepcji usług ekosystemowych w ochronie przyrody, rolnictwie i leśnictwie mają na przykład związki między działaniami na rzecz ochrony różnorodności biologicznej a świadczeniem usług ekosystemowych lub zwiększanie synergii między rekreacją i sekwestracją dwutlenku węgla a produkcją drewna w lasach lub zapyłaniem i kontrolą biologiczną w środowisku rolniczym (zob. rozdział 3.2). W planowaniu przestrzennym daje ona większe możliwości włączenia aspektów środowiskowych do procesu podejmowania decyzji dotyczących zmiany przeznaczenia gruntów lub zarządzania nimi na poziomie strategicznym i praktycznym (patrz rozdział 3.3.1). W praktyce koncepcję usług ekosystemowych można włączyć do procedur oceny oddziaływania, rozszerzając w ten sposób zakres oceny oddziaływania z rozważań czysto środowiskowych na inne wymiary dobrobytu człowieka (patrz rozdział 3.3.2).

Podkreśla się znaczenie rozpoczęcia **dialogu z interesariuszami** na wczesnym etapie procesu (patrz rozdział 3.4), co może wzbudzić zainteresowanie i zaufanie do projektu oraz zwiększyć chęć współpracy. W szczególności podkreśla się zaangażowanie władz lokalnych i instytucji publicznych, ponieważ mogą one odgrywać znaczącą

rolę jako współpracujący partnerzy. Ze wszystkich grup interesariuszy sugeruje się zaangażowanie kluczowych osób, takich jak „łącznicy” (lub brokerzy wiedzy), którzy mają powiązania z wieloma lokalnymi podmiotami i są w stanie reprezentować ich poglądy lub mają dużą zdolność wpływania na decyzje lub przepływ informacji.

W kontekście **mapowania i oceny** przeprowadzanych w celu zachowania zgodności ze strategią różnorodności biologicznej UE, takie typologie muszą być w szczególności zgodne z definicjami typów ekosystemów MAES na poziomie 2. Oprócz ogólnej jednolitości z istniejącymi typologiami i odpowiedniego poziomu szczegółowości, typologia powinna odzwierciedlać odpowiednie typy ekosystemów często występujące na obszarze badań, jak również uwzględniać siedliska priorytetowe zgodnie z systemami europejskimi, krajowymi i regionalnymi. Dlatego też przydatna jest ścisła współpraca ekspertów oraz wspólna identyfikacja odpowiednich typów ekosystemów wraz z interesariuszami. Wybór usług ekosystemowych powinien być zgodny ze zidentyfikowanymi kwestiami politycznymi, społecznymi lub biznesowymi istotnymi dla obszaru badania. Zasadą jest, że wybór powinien obejmować wspólne kategorie usług ekosystemowych (zaopatrzeniowe, regulacyjne i kulturowe), aby umożliwić analizę kompromisów, synergii i interakcji pomiędzy różnymi usługami ekosystemowymi. Ogólnie rzecz biorąc, stwierdzono, że integracja metod i wyników ma zasadnicze znaczenie dla zapewnienia kompleksowego przeglądu uwzględniającego różne perspektywy (np. społeczną, gospodarczą). Na przykład, koncentrowanie się wyłącznie na metodach społecznych może spowodować niedocenienie wartości niektórych bardziej „nieznanych” usług ekosystemowych, takich jak oczyszczanie wody lub infiltracja. Z drugiej strony, koncentrowanie się wyłącznie na metodach biofizycznych mogłoby skutkować pominięciem niektórych ważnych wartości niematerialnych lub konfliktów pomiędzy usługami ekosystemowymi.

Wykorzystanie wiedzy naukowej w procesach podejmowania decyzji w polityce, biznesie i społeczeństwie ma kluczowe znaczenie dla zarządzania środowiskiem opartego na dowodach. Właściwe i skuteczne **rozpowszechnianie i przekazywanie** (często złożonych) wyników badań naukowych potencjalnym użytkownikom w procesie podejmowania decyzji i ustalania polityki jest podstawą udanej współpracy na linii nauka-polityka-społeczeństwo. Powiązanie badań związanych z mapowaniem i oceną usług ekosystemowych z odpowiednimi, właściwymi organami ma zatem kluczowe znaczenie dla zapewnienia skutecznego wykorzystania monitoringu, badań i nauki w kształtowaniu polityki. Wyniki mapowania i oceny usług ekosystemowych powinny zostać udostępnione w formie publikacji (z otwartym dostępem), co stanowi główny instrument kompleksowej wymiany wiedzy, w celu wsparcia powielania oceny na innych obszarach badawczych. Ogólnie rzecz biorąc, ważne jest, aby dostosować końcowe przesłanie jako możliwy wkład do regionalnych i lokalnych strategii planowania i zarządzania krajobrazem lub innych odpowiednich procesów. Ostatecznie, dla społeczeństwa, rozpowszechnianie i komunikacja powinny mieć charakter informacyjny, a jednocześnie być atrakcyjne i łatwo zrozumiałe przy użyciu odpowiedniego języka. Zaangażowanie interesariuszy nie powinno ograniczać się jedynie do początkowych etapów procesu mapowania i oceny usług ekosystemowych; ważne jest raczej, aby utrzymywać ich zaangażowanie przez cały czas trwania procesu, na przykład poprzez organizowanie warsztatów informacyjnych z udziałem praktyków i interesariuszy. W rzeczywistości istnieje potrzeba szkolenia techników i urzędników państwowych oraz tworzenia programów dostosowanych do potrzeb, o różnych poziomach złożoności (np. początkowy, zaawansowany), dla różnych interesariuszy, w celu wykazania korzyści płynących z zastosowania koncepcji usług ekosystemowych i budowania potencjału instytucjonalnego.

W kolejnej części przedstawiamy bardziej szczegółowy opis wyzwań związanych z zastosowaniem koncepcji usług ekosystemowych w 5 krajach regionu Karpat (Czechy, Węgry, Polska, Rumunia i Słowacja).

Zalecenia i wyzwania dla krajów regionu Karpat (wspólne dla pięciu członków UE):

W oparciu o analizę sytuacji i propozycje odpowiednich studiów przypadków zaleca się:

- * Dalsze wdrażanie polityki UE związanej z usługami ekosystemowymi do prawodawstwa krajowego, regionalnego i lokalnego (np. ochrona przyrody, planowanie przestrzenne, EIA/SEA).
- * Kontynuowanie oceny usług ekosystemowych, podaży i popytu na usługi ekosystemowe, wycenę monetarną usług ekosystemowych najbardziej odpowiednią dla każdego kraju.
- * Rozpoczęcie dyskusji z ministerstwami gospodarki i finansów na temat sposobu włączenia wartości ekonomicznych usług ekosystemowych do systemów rachunkowości i sprawozdawczości, znalezienie wspólnego języka i narzędzi do włączenia różnorodności biologicznej/kapitału naturalnego do procesu podejmowania decyzji.
- * Rozwój, doskonalenie wiedzy i narzędzi pozwalających na systematyczne uwzględnianie ekosystemów i ich funkcji w celu zrównoważonego rozwoju i przywrócenia różnorodności biologicznej, np. identyfikacja interesariuszy i rozpoczęcie dyskusji z nimi (metody partycypacyjne).

Republika Czeska

W celu lepszego wdrażania usług ekosystemowych do polityki środowiskowej w Republice Czeskiej konieczne jest również:

- * Przyjęcie w ramach polityki horyzontalnej będzie możliwe dopiero po zakończeniu mapowania, a koncepcja będzie szeroko uznawana przez rząd (mianowicie we współpracy z Ministerstwem Środowiska, Ministerstwem Rolnictwa, Ministerstwem Finansów oraz Ministerstwem Przemysłu i Handlu).
- * Spełnieniem powyższej potrzeby są plany działania różnych sektorów, które odzwierciedlają koncepcję usług ekosystemowych.
- * Wdrożenie systemu płatności w celu zrekompensowania dostarczania dóbr publicznych, umożliwiającego korzystanie z usług ekosystemowych (np. można wykorzystać wspólną politykę rolną UE), mogłoby otworzyć możliwości dla zupełnie nowych modeli biznesowych w społeczeństwie, gdzie UE mogłaby stać się liderem.
- * Katalog sankcji za szkody w usługach ekosystemowych, które należałoby zapłacić, aby w pełni wdrożyć unijną zasadę „zanieczyszczający płaci”.

Węgry

Wszystkie z 6 grup eksperckich MAES-HU mają swoje specyficzne wyzwania związane z oceną usług ekosystemowych na Węgrzech. Oto kilka przykładów:

- * Jak odróżnić wkład natury w planowanie od wkładu człowieka?
- * W jaki sposób można rozwiązać problem niedopasowania przestrzennego (obszary źródłowe vs. obszary beneficjentów) w przypadku ochrony przeciwpowodziowej w ramach mapowania (np. lasy w górnym biegu rzeki chronią obszary w dolnym biegu rzeki)?

- * Jeśli mapowanie opiera się na obecnych usługach ekosystemowych, to jak pokazać potencjał usług ekosystemowych, który wymagałby zmiany użytkowania gruntów?
- * Krajowe mapowanie siedlisk przeprowadzono w latach 2003-2006 (MÉTA; Molnár i in. 2007).

Polska

W celu usprawnienia procesu MAES w Polsce konieczne jest:

- * Zidentyfikowanie i ocena krajobrazów na terenie Polski, przeanalizowanie ich cech charakterystycznych oraz mocnych stron i presji powodujących ich przekształcenie.
- * Harmonizacja i udostępnienie ogólnokrajowych danych środowiskowych o wysokiej rozdzielczości, w szczególności map glebowych i geologicznych.

Słowacja

Jeśli chodzi o ochronę przyrody na Słowacji, koncepcja usług ekosystemowych jest stosunkowo nowa i wciąż nie jest w tym zakresie wystarczająco wdrożona. Podstawowe ramy zapewnia ustawa nr 543/2002 o ochronie przyrody i krajobrazu w aktualnie obowiązującej wersji, która jako pierwsza zdefiniowała usługi ekosystemowe na poziomie krajowym i zapewniła wstępne umocowanie prawne. Koncepcja usług ekosystemowych została również włączona do Strategii Polityki Środowiskowej Republiki Słowackiej 2030. Nawet ustawa o rybołówstwie w swojej ostatniej nowelizacji wprowadziła pojęcie usług ekosystemowych związanych z ochroną ryb.

Koncepcja usług ekosystemowych jest stopniowo wprowadzana na Słowacji, ale jak dotąd opierała się głównie na zobowiązaniach międzynarodowych. Konieczne jest jej dalszy rozwój w Republice Słowackiej - nie tylko w ramach ochrony przyrody i krajobrazu, ale także w procesie podejmowania decyzji dotyczących zarządzania krajobrazem, planowania przestrzennego i terytorialnego oraz ocen oddziaływania na środowisko, w lokalnych dokumentach strategicznych, które są obowiązkowe jako część wniosków o wsparcie finansowe UE.

Więcej szczegółów z krajów regionu Karpat wraz z przykładami znajduje się w **załączniku 2**.

Rozdział 5: PRZYKŁADY NAJLEPSZYCH PRAKTYK

W tym rozdziale przedstawiono najnowsze przykłady studiów przypadków dotyczących kapitału naturalnego i usług ekosystemowych. Jego celem jest przekazanie wiedzy oraz inspirowanie do lepszego zarządzania przyrodą i terenami objętymi ochroną przyrody. Studia przypadków zostały wybrane z myślą o osobach o zróżnicowanych potrzebach i zainteresowaniach – przedstawicielach nauki, politykach i praktykach; osobach z sektora publicznego, prywatnego i wolontariatu; dużych i małych organizacji, a także osób indywidualnych.

5.1 Studia przypadków z całego świata

Ten podrozdział zawiera zbiór różnych podejść w ramach studiów przypadków z całego świata. Wiele z nich może być również inspirowanych w kontekście krajów rejonu karpackiego.

POLE 2.

Leśnictwo retencyjne w celu poprawy ochrony różnorodności biologicznej i funkcji ekosystemów w południowej Patagonii, Argentyna

Cel: Ilościowe określenie wpływu tradycyjnej gospodarki leśnej na wartości różnorodności biologicznej i usług ekosystemowych oraz opracowanie nowych strategii gospodarki leśnej z wykorzystaniem zdolności retencyjnych lasu.

Korzyści: Badanie pokazuje korzyści płynące z różnych propozycji dla różnorodności biologicznej i wartości ES, a także koszty dla przedsiębiorstw i społeczeństwa. Studium przypadku udoskonala lokalne leśnictwo poprzez praktyczne zalecenia, poprawiając ochronę przyrody w zagospodarowanych lasach.

Możliwość przenoszenia wyników: Korzyści z projektów były odbierane głównie przez farmerów i właścicieli tartaków (np. procesy certyfikacji i poprawa metod zarządzania), a także techników głównych instytucji regionalnych (np. agencje leśne i rolne) oraz rząd krajowy. Miejscowa ludność i organizacje pozarządowe zainteresowane przyrodą również odniosły korzyści z lepszego holistycznego zarządzania lasami i obszarami trawiastymi. Przedstawiciele naszej rady doradczej ds. studiów przypadków otrzymują wiadomości i wstępne wyniki naszych badań.

Wyciągnięte wnioski: Planowanie krajobrazu w południowej Patagonii opiera się głównie na usługach ekosystemowych zaopatrzeniowych, jednak inne usługi ekosystemowe (np. kulturowe) zyskały na znaczeniu w ciągu ostatnich dziesięcioleci ze względu na wzrost liczby ludności i firm opartych na turystyce. Synergie i kompromisy między różnymi usługami ekosystemowymi, a także ochroną różnorodności biologicznej mają wpływ na planowanie zarządzania i prowadzą do opracowania nowych strategii. Wyciągnięto z tego wniosek, że wartości różnorodności biologicznej i różne funkcje ekosystemów należy uwzględnić w strategiach zarządzania na poziomie krajobrazu. Wreszcie, najczęściej stosowane metody w dobrze rozwiniętych krajach wymagają dużej ilości danych, które zazwyczaj nie są dostępne dla odległych obszarów, takich jak Patagonia. Dlatego musimy opracować nowe alternatywy, które będą odpowiednie dla naszych wymagań i dostępności bazy danych.

Źródło: <https://oppla.eu/casestudy/17262>

POLE 3.

Optymalizacja świadczenia usług ekosystemowych: co zrobić, aby uzyskać jak najwięcej korzyści w Oxfordshire i Gloucestershire, Anglia

Cel: Viridian został poproszony o modelowanie całej nizinnej zlewni o powierzchni około 750 km² pod kątem koszyka usług ekosystemowych, aby klient mógł lepiej zrozumieć, na czym należy skoncentrować wysiłki w terenie, pomóc w planowaniu, poinformować o zaangażowaniu interesariuszy i wpłynąć na kształt polityki.

Działania: Viridian pozyskał wszystkie dane (głównie typu open source), przeprowadził kompletne modelowanie i stworzył zarówno warstwy danych jak i ostateczne mapy dla klienta. W modelowaniu połączonego obiegu wody, interakcje roślinności i efekty glebowe, aby ocenić każdy piksel o wielkości 5 m w zlewni pod kątem jego obecnej zdolności do ograniczania powodzi, zanieczyszczeń rozproszonych, erozji/sedymentacji oraz poprawy zasilania wód gruntowych. Następnie przeanalizowano wszystkie ścieżki przepływu przez krajobraz, aby zrozumieć, gdzie interwencje będą miały największy wpływ na lokalne problemy, a następnie zrozumieć, jakie typy siedlisk powinny być tworzone w tych miejscach w celu zoptymalizowania korzyści. Warstwy danych wyjściowych uszeregowały każdy piksel 5 m pod względem stopnia wpływu, jaki oferuje optymalizacja typu siedliska, dzięki czemu łatwo można było określić, na czym należy skoncentrować działania. W przypadku, gdy najbardziej skuteczne interwencje nie były możliwe ze względu na uwarunkowania lokalne, można było rozważyć kolejne skuteczne lokalizacje i tak dalej, aż do osiągnięcia porozumienia. Warstwy danych zostały opracowane dla każdej usługi z osobna, jak również dla najbardziej efektywnego kompromisu dla świadczenia wszystkich usług jednocześnie. Kilka przykładów map wyjściowych można obejrzeć tutaj <http://viridianlogic.com/windrush-catchment-scale-planning/>

Korzyści: Było to komercyjne zastosowanie modelowania usług ekosystemowych. Klient - organizacja zajmująca się ochroną przyrody - chciał zrozumieć, w jaki sposób poprawa stanu siedlisk przyrodniczych w zlewni może wpłynąć na poprawę usług ekosystemowych, zwłaszcza w zakresie ilości i jakości wody. Mogłoby to zostać wykorzystane do wspierania decyzji w zakresie działań ochronnych oraz do angażowania zainteresowanych stron poza ochroną środowiska. Tacy interesariusze obejmują właścicieli gruntów w zakresie szerszych korzyści wynikających ze zmiany użytkowania gruntów, fundatorów w zakresie usług publicznych (w tym naturalnego zarządzania powodzią), mieszkańcy w zakresie zaangażowania aktywnego oraz organy regulacyjne w zakresie wsparcia politycznego. Wyniki były szczególnie przydatne dla tych celów, ponieważ model oceniał każdy piksel 5 m w zlewni pod kątem jego zdolności do poprawy lokalnych problemów poprzez rozwiązania oparte na naturze, ale robił to z wykorzystaniem całych ścieżek przepływu w całym krajobrazie. Pokazano również, jaki typ siedliska powinien być utworzony w każdej lokalizacji. Oznacza to, że optymalizacja usług ekosystemowych może być zrównoważona z innymi lokalnymi priorytetami, ograniczeniami i kompromisami. Zrozumiała, wizualna prezentacja wyników ułatwiła dyskusje z nietechnicznymi stronami w celu osiągnięcia porozumienia.

Możliwość przenoszenia wyników: Modelowanie zostało opracowane na podstawie systemu RIOS projektu Natural Capital Project i jest odpowiednie do wykorzystania w skali międzynarodowej. Wiele z obecnie wykorzystywanych zbiorów danych ma zasięg europejski lub światowy. Dane wyjściowe są w prostym formacie GIS, dzięki czemu mogą być zintegrowane z innymi modelami lub badaniami, w tym z szerszymi analizami usług ekosystemowych. Model ten został zastosowany w warunkach górskich, wyżynnych i nizinnych. Może być stosowany w środowisku miejskim, po dostarczeniu odpowiednich danych.

Wyciągnięte wnioski: Ustalanie priorytetów wpływu daje znacznie szersze wyniki niż zwykłe mapowanie możliwości GIS. Ważne jest, aby mapy wyjściowe były proste do zrozumienia. Przydatna byłaby kwantyfikacja redukcji powodzi z NBS; jest ona obecnie opracowywana przez Viridian.

Źródło: Angus Middleton, angus@viridianlogic.com

POLE 4.

Zarządzanie i wpływ inwazyjnych gatunków obcych w Lough Erne, Irlandia Północna

Cel: Studium przypadku AQUACROSS bada implikacje regulacji dotyczących inwazyjnych gatunków obcych (IAS) (tj. nierodzimych roślin i zwierząt szkodzących lokalnemu ekosystemowi) dla praktycznego zarządzania w Lough Erne w Irlandii Północnej, w kontekście istniejących zobowiązań środowiskowych wynikających z prawodawstwa UE.

Korzyści: W ramach studium przypadku w serii warsztatów wzięło udział wielu interesariuszy reprezentujących organy publiczne i organizacje pozarządowe, zarówno na północ, jak i na południe od granicy między Irlandią Północną a Republiką Irlandii. Modele mentalne zwane „rozmytymi mapami kognitywnymi” systemu Erne zostały opracowane w oparciu o wkład interesariuszy i zostały wykorzystane do wyciągnięcia wniosków o tym, jak zachowują się systemy społeczne i ekologiczne. Modele przewidują prawdopodobne pogorszenie się jakości wody w przyszłości w związku z działalnością rolniczą prowadzoną w zlewni. Modele zostały wykorzystane do określenia wpływu zmian poziomu jeziora na produkcję rolną w obszarach przyległych do jeziora. Lough Erne podtrzymuje wiele konkurujących ze sobą rodzajów działalności podstawowej, z których każdy ma inne wymagania w stosunku do systemu pod względem usług ekosystemowych i struktury biofizycznej. Jeziora Erne Loughs są silnie zmodyfikowanymi zbiornikami wodnymi, a także posiadają szereg gatunków nierodzimego pochodzenia o bardzo długiej historii wprowadzania. Zrównoważenie potrzeb konkurujących ze sobą zastosowań przy jednoczesnym spełnieniu dodatkowych obciążeń prawnych wynikających z dyrektywy w sprawie inwazyjnych gatunków obcych wymaga konsensusu w sprawie punktów końcowych ekosystemu oraz skutecznej współpracy transgranicznej.

Możliwość przenoszenia wyników: Projekt ten jest Studium Przypadku w ramach projektu Horyzont 2020 AQUACROSS, który opiera się na pracach podjętych w poprzednich filarach w celu opracowania koncepcji, praktyk i narzędzi dla lepszego wdrożenia Zarządzania Opartego na Ekosystemie. Obejmuje on identyfikację i zrozumienie powiązań między ekosystemami wodnymi a dobrostanem człowieka oraz identyfikację innowacyjnych rozwiązań w zakresie zarządzania ekosystemami wodnymi.

Wyciągnięte wnioski: Studium przypadku pokazało, jak ważne jest uwzględnienie wzajemnych powiązań między realizowanymi politykami. Potencjalne rozwiązania problemu inwazyjnych gatunków obcych w Lough Erne będą miały wpływ na osiągnięcie celów Ramowej Dyrektywy Wodnej, jak również na zobowiązania wynikające z rozporządzenia w sprawie inwazyjnych gatunków obcych. Jednocześnie cele te nie mogą być rozpatrywane w oderwaniu od ogólnej siły napędowej wspólnej polityki rolnej.

Źródło: Tim O'Higgins, MaREI, University College Cork, tim.ohiggins@ucc.ie

POLE 5.

Zarządzanie bioróżnorodnością w rzekach Płaskowyżu Szwajcarskiego, Szwajcaria

Cel: Ekosystemy słodkowodne na Płaskowyżu Szwajcarskim są zagrożone przez liczne czynniki stresogenne, które pogarszają jakość wody i hydromorfologię. Jest to wynikiem m.in. kanalizowania, zapór wodnych, ścieków i rolnictwa. Aby przywrócić te ekosystemy i powstrzymać spadek różnorodności biologicznej, w ciągu najbliższych dziesięcioleci wdrożonych zostanie wiele środków w zakresie zarządzania. Proponujemy metody ustalania priorytetów w zakresie lokalizacji i harmonogramu działań restytucyjnych w celu maksymalizacji ich skuteczności, z uwzględnieniem wielu sektorów i wielu celów społecznych.

Działania: Wykorzystując koncepcje leżące u podstaw ram oceny AQUACROSS, opracowaliśmy procedurę nadawania priorytetów działaniom restytucyjnym poprzez maksymalizację stanu ekologicznego zlewni przy danym ograniczeniu budżetowym, przy jednoczesnym uwzględnieniu innych potrzeb społecznych i innych źródeł osłabienia: W ścisłej współpracy z interesariuszami z władz federalnych i kantonalnych oraz firmami konsultingowymi zajmującymi się ochroną środowiska, zintegrowaliśmy procedury oceny chemicznej, fizycznej i biologicznej w skali zasięgu rzeki i zaproponowaliśmy przestrzenną ocenę ekologiczną w skali zlewni. Ocenę skali zlewni zastosowaliśmy do poszukiwania strategii gospodarowania, które optymalizują ogólny stan ekologiczny zlewni, jednocześnie zwiększając lub nie zmniejszając znacząco usług (np. rekreacyjnych) pożądaných przez społeczeństwo.

Korzyści: Opracowaliśmy metodykę, która wspiera zarządzających środowiskiem w integracyjnej ocenie działań restytucyjnych w skali zlewni. Metodyka ta opiera się na zasadach ekologicznych, takich jak maksymalizacja odporności i potencjału migracji ryb oraz minimalizacja fragmentacji. Procedura optymalizacji zapewnia zestaw prawie optymalnych połączeń środków w celu osiągnięcia najwyższego stanu ekologicznego przy danym budżecie. Ta lista potencjalnych środków może wspierać rozwój planowania kantonalnego, które również wymaga zaangażowania interesariuszy.

Możliwość przenoszenia wyników: Niniejszy projekt stanowi Studium Przypadku w ramach projektu Horizon 2020 AQUACROSS, który opiera się na pracach podjętych w poprzednich filarach w celu opracowania koncepcji, praktyk i narzędzi dla lepszego wdrożenia zarządzania opartego na ekosystemach. Obejmuje on identyfikację i zrozumienie powiązań między ekosystemami wodnymi a dobrostanem człowieka oraz identyfikację innowacyjnych rozwiązań w zakresie zarządzania ekosystemami wodnymi.

Wyciągnięte wnioski: W tym studium przypadku stwierdzono, że w celu ustalenia priorytetów w zakresie restytucji rzek, zarządcy muszą wziąć pod uwagę lokalizację, a także szerokie wskaźniki stanu ekosystemu. Uwzględnienie różnych rodzajów zakłóceń, takich jak degradacja hydromorfologiczna i zanieczyszczenia chemiczne, jest istotne z punktu widzenia zwiększenia skuteczności.

Źródło: Nele Schuwirth (nele.schuwirth@eawag.ch) oraz Peter Reichert (reichert@eawag.ch), Eawag, Szwajcaria

POLE 6.

Wkład metod wyceny ekonomicznej do przejrzystych procesów decyzyjnych w Parku Narodowym Donau-Auen, Austria

Cel: *W procesie planowania parku narodowego „Donau-Auen” w Austrii opracowano kilka wariantów obszaru parku narodowego z uwzględnieniem hydroelektrowni i koncepcji inżynierskich. W ramach procesu planowania przeprowadzono analizę kosztów i korzyści w celu oszacowania skutków ekonomicznych czterech proponowanych projektów rozwojowych. Jednym z istotnych celów była ocena jakości ekologicznej terenów podmokłych.*

Korzyści: *Dobra środowiskowe zostały wycenione za pomocą metody tzw. gotowości do płacenia (willingness to pay). Koszty i korzyści w zależności od bezpośredniego „antropocentrycznego” wykorzystania, w tym produkcja energii w elektrowniach wodnych, żegluga, ochrona wód gruntowych, stabilizacja koryta rzeki w celu powstrzymania erozji koryt, korzyści dla odwiedzających, leśnictwo, rolnictwo, rybołówstwo, łowiectwo oraz koszty utworzenia parku narodowego. Wartość bieżąca tych kosztów i korzyści wykazała, że bez wartości ekologicznych budowa elektrowni wodnej byłaby bardzo efektywna dla gospodarki austriackiej. Jednak biorąc pod uwagę wartości ekologiczne, największy projekt parku narodowego jest najlepszy pod względem stosunku korzyści do kosztów.*

Wyciągnięte wnioski: *Ochrona dóbr naturalnych, takich jak tereny podmokłe, w stanie naturalnym może być bardziej efektywna nawet z ekonomicznego punktu widzenia niż projekty rozwojowe.*

Źródło: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0921800995000585>

POLE 7.

Rolnictwo ekologiczne na Syberii w regionie rzeki Amur, Rosja

Cel: Wyżyny syberyjskiego regionu Amur w dalekiej wschodniej Rosji są w dużej części bardzo żyzne i dlatego od połowy XIX wieku były zagospodarowywane przez rosyjskich osadników jako tereny rolnicze. Mimo że lokalny klimat i gleba oferują doskonałe warunki do uprawy roślin, działania rolnicze, takie jak wypalanie traw lub stosowanie dużych ilości pestycydów i herbicydów, spowodowały znaczne szkody. Projekt ma na celu przebadanie i pokazanie zrównoważonych praktyk rolniczych, poprzez rozwój gospodarstwa demonstracyjnego (460 ha) w Parku Zrównoważonego Użytkowania Ziemi Murawiwka, założonego w 1996 roku i będącego pierwszym niezależnym, niekomercyjnym, prywatnie zarządzanym terytorium chronionym w parku w Rosji, w celu pokazania, jak zrównoważone pola uprawne w pobliżu terenów podmokłych mogą oferować siedliska lęgowe, grzędowe i żerowiska dla ptaków, a jednocześnie przynosić dobre zyski. Głównymi roślinami uprawianymi w gospodarstwie demonstracyjnym były pszenica, jęczmień, owies, soja i kukurydza (aby zwabić żurawie do obszaru bezpiecznego parku).

Korzyści: Aby rozwiązać konflikt między człowiekiem a zwierzętami, celowo sadzono kukurydzę jako roślinę wabiącą ptaki i utrzymującą je z dala od pól uprawnych i innych roślin. Działanie to pomogło ograniczyć szkody w uprawach, jak również zakłócenia dla ptaków, a tym samym zmniejszyło konflikt między ptakami a rolnikami. W wyniku działań edukacyjnych i zarządzania dziką przyrodą, liczba żurawi i bocianów w parku wzrosła do 1998 roku o 250%.

Wyciągnięte wnioski: Należy zatrudnić silnego menedżera-rolnika, oddanego ekologicznym lub przynajmniej zrównoważonym praktykom rolniczym, w celu opracowania dobrych planów płodozmianu, zapewnienia odpowiednich nasion i nadzorowania pracy robotników rolnych oraz prawidłowego funkcjonowania maszyn i urządzeń.

Prawidłowy płodozmian, dobór odmian nasion oraz techniki uprawy (kiedy i jak przygotować glebę do kolejnego sezonu wegetacyjnego, jak i kiedy stosować działania wobec wschodzących i rosnących roślin oraz jak i kiedy stosować działania na polach po zbiorach) pozwolą rolnikom utrzymać pola bez chwastów i zrezygnować ze stosowania herbicydów.

Należy stwierdzić, że utrwalone/tradycyjne praktyki rolnicze są trudne do zmiany. Bez lokalnego i regionalnego wsparcia politycznego wprowadzanie nowych strategii może wywołać podejrzliwość i opór. Wytrwałość i wykorzystanie możliwości edukacyjnych gospodarstw demonstracyjnych ostatecznie zmieni poglądy i pomoże zainicjować praktyki rolnicze w całym regionie, które zapewnią ludziom korzyści ekonomiczne, jednocześnie chroniąc ekosystem i jego zagrożone lub wymierające gatunki. Jednocześnie, sprzedaż plonów z gospodarstwa demonstracyjnego pomaga zapewnić wsparcie finansowe dla całego projektu.

Źródło: Rolnictwo ekologiczne w prywatnym obszarze chronionym, Rosja (2013); <http://www.teebweb.org/wp-content/uploads/2013/02/TEEBcase-Organic-farming-in-private-protected-area-Russia.pdf>

POLE 8.

Wielofunkcyjne obszary zieleni miejskiej w Malmö, Szwecja

Cel: Głównym celem zielonego dachu jest zapewnienie wyjątkowego zielonego środowiska mieszkańcom domu. W projekcie każda powierzchnia, również ta pod ziemią, jest maksymalnie nasycona zielenią. Zieleń oferuje szereg usług ekosystemowych, z których korzystają również sąsiedzi i miasto.

Korzyści: Zielony dach zapewnił przestrzeń o zwiększonej ilości terenów zielonych otwartych dla mieszkańców, zwiększonej bioróżnorodności, zwiększonej jakości i ilości zielonej i niebieskiej infrastruktury, poprawionej łączności i funkcjonalności zielonej i niebieskiej infrastruktury, zmniejszonego obciążenia systemu kanalizacyjnego, zmniejszonego spływu wód, redukcji szczytów powodziowych, zmniejszonego ryzyka suszy i powodzi, zmniejszonego ryzyka szkód spowodowanych suszą, zwiększonej dostępności zielonych terenów otwartych oraz zmiany wizerunku środowiska miejskiego.

Możliwość przenoszenia wyników: Małe przedsiębiorstwo z dużą odwagą. Ścisła współpraca z ekspertami. Finansowanie projektów wspierających innowacje. W tym przypadku projekt był częściowo finansowany (40%) przez VINNOVA, Szwedzką Agencję Innowacji.

Wyciągnięte wnioski: Możliwe jest stworzenie zielonego dachu z ekstremalną tolerancją na suszę (wiosną 2018 roku mieliśmy 7 tygodni bez deszczu, ale zielony dach rozwija się nadzwyczaj ładnie).

Finansowanie: częściowe dofinansowanie (40%) przez VINNOVA, Szwedzką Agencję Innowacji.

Źródło: Wielofunkcyjne obszary zieleni miejskiej w Malmö, Szwecja; <https://oppla.eu/embedded-case-study/19011>

POLE 9.

Rozwiązania oparte na przyrodzie dla zielonej spójności w miastach i bioróżnorodności, Berlin, Niemcy

Cel: Berlin posiada w swoich granicach ok. 40% terenów zielonych (parki, lasy itp.) i niebieskich (rzeki, kanały, jeziora, stawy itp.). Ma to na celu stworzenie łączności w całym mieście oraz „zielonego pasa” jako granicy dla rozwoju miast i ochrony przed niekontrolowanym rozwojem.

Korzyści: Polityka w zakresie zieleni miejskiej jest włączona do strategii miejskich na wszystkich poziomach hierarchii administracyjnej, od poziomu kraju związkowego (landu) do poziomu dzielnicy miejskiej (Bezirke). Ponadto, polityka ekologiczna została włączona do strategii dla większego obszaru metropolitalnego, zarządzanego wspólnie przez Kraj Związkowy Berlin i Kraj Związkowy Brandenburgia. W ramach Wspólnego Planu Rozwoju Krajów Związkowych Berlin-Brandenburgia (LEP B-B) opracowano ogólną strategię planowania dla regionu (Landesregierung Berlin, 2009), która zawiera cele rozwoju otwartych przestrzeni (Steuerung der Freiraumentwicklung) z założeniem, że około 30 % całego obszaru planowania ma być wolne od zabudowy miejskiej.

Plan wyraźnie podkreśla różnorodne funkcje przestrzeni otwartych i ma na celu ograniczenie zakłóceń w łączności w obrębie tych obszarów. W planie uzasadnia się ochronę terenów zielonych, wskazując na ich różnorodne funkcje jako przestrzeni rekreacyjnych, przestrzeni dla różnorodności biologicznej, wzorów do naśladowania w zakresie poprawy klimatu miejskiego i gospodarki wodnej oraz biotopów obniżających zawartość dwutlenku węgla.

Ponadto niektóre obszary są specjalnie chronione jako obszary ochrony przeciwpowodziowej i zapobiegania powodziom.

Wyciągnięte wnioski: Oddolne inicjatywy obywatelskie przyczyniły się do stworzenia istotnej infrastruktury zielonej, wpływając na politykę publiczną i przekształcając ją. Polityka publiczna do pewnego stopnia tolerowała, a czasem włączała te oddolne działania do głównego nurtu polityki (np. umowa dzierżawy dla Prinzessinnengarten).

Finansowanie: współfinansowane z funduszy UE w ramach EFRR

Źródło: Berlin - NBS dla miejskiej zielonej łączności i różnorodności biologicznej; <https://oppla.eu/embedded-case-study/18090>

POLE 10.

BIOVEINS - połączenie zielonej i niebieskiej infrastruktury w Almadzie, Portugalia: żywe żyły dla bioróżnorodnego i zdrowego miasta

Cel: Głównym celem projektu BIOVEINS jest wykorzystanie różnorodności funkcjonalnej (FD) do ukazania mechanizmów leżących u podstaw powiązań pomiędzy infrastrukturą zieloną i niebieską (GBI), różnorodnością taksonomiczną (TD) i świadczeniem usług ekosystemowych (ESs), a także dostarczenie, wraz z lokalnymi interesariuszami, ekologicznej i interdyscyplinarnej wiedzy w celu zidentyfikowania krytycznych cech GBI, kierowania zakładaniem, zarządzaniem i odtwarzaniem GBI oraz łagodzenia skutków głównych globalnych wyzwań miejskich, takich jak fragmentacja siedlisk, zanieczyszczenie powietrza i miejska wyspa ciepła.

Korzyści: Prawie 80% populacji w krajach rozwiniętych mieszka w miastach, a w przyszłości spodziewany jest dalszy wzrost tego odsetka. W konsekwencji przewiduje się dalszą utratę terenów zielonych, co spowoduje silne zmiany w procesach ekosystemowych i interakcjach troficznych, w których coraz większą rolę odgrywają gatunki egzotyczne.

Projekt zapewni lepsze zrozumienie związku między rozmieszczeniem GBI w miastach a miejską różnorodnością biologiczną i usługami ekosystemowymi dla miast. Poprzez zaangażowanie interesariuszy i kontakty zewnętrzne prześlemy te doświadczenia i pomysły urbanistom i mieszkańcom miast.

Wyciągnięte wnioski: Projekt i strona są regularnie aktualizowane, w miarę opracowywania wyników, publikacji i raportów.

Możliwość przenoszenia wyników: To studium przypadku jest częścią europejskiego projektu BiodivERsA BIOVEINS, ze studiami przypadków prowadzonymi w kilku europejskich miastach

Finansowanie: Badania te zostały sfinansowane w ramach zaproszenia do składania wniosków badawczych 2015-2016 BiodivERsA COFUND, przy udziale krajowych uczestników BeISPO (Belgia), FCT (Portugalia), ANR (Francja) oraz ETAg (Estonia), NCN (Polska) i SNSF (Szwajcaria).

Źródło: BIOVEINS - łączność zielonej i niebieskiej infrastruktury w Almadzie: żywe żyły dla bioróżnorodnego i zdrowego miasta; <https://oppla.eu/embedded-case-study/18420>

Liczne przykłady i studia przypadków stosowane w różnych kontekstach z całego świata można znaleźć również tutaj: <http://www.teebweb.org/resources/case-studies/> lub <https://oppla.eu/case-study-keywords/97>.

5.2 Studia przypadków z krajów regionu Karpat

Niniejszy rozdział zawiera zestawienie studiów przypadków w krajach rejonu Karpat uczestniczących w projekcie Centralparks. Badania można podzielić na poziom regionalny i lokalny. Dla poziomu krajowego, patrz załącznik nr 1.

Republika Czeska

W Republice Czeskiej opracowano studia przypadków dotyczące różnych aspektów usług ekosystemowych. Metodyka krajowej oceny usług ekosystemowych jest dokładnie odzwierciedlona w pracy Vačkář i in. (2014, 2018). Ważny aspekt czasowy (1845-2010) ciągłego rozwoju i dostarczania usług ekosystemowych w Czechach przedstawiono w pracy Frélichová i Fanta (2017).

Z najnowszych osiągnięć w zakresie wdrażania usług ekosystemowych na rachunek narodowy wymieniamy kilka przykładów najlepszych praktyk, które, jak zakładamy, staną się ważną częścią przyszłego rozwoju w Republice Czeskiej.

- i) Podejściem o najdłuższej tradycji opracowywania (ponad 20 lat) w Republice Czeskiej jest podejście opracowane przez docenta Jaroslava Sejáka z Wydziału Środowiska Uniwersytetu UJEP. Ta metoda monetarnej wyceny terytorialnych funkcji ekologicznych jest stosunkowo szeroko stosowana w Republice Czeskiej, chociaż niektórzy sprzeciwiają się jej szerokiemu zakresowi i zbyt liberalnemu podejściu do oceny świadczonych usług. Dla bardziej dogłębnego zrozumienia proponujemy wprowadzenie on-line znajdujące się tutaj: <http://fzp.ujep.cz/projekty/BVM/BVM.pdf>
- ii) Ostatnie prace docenta Pavla Cudlína i jego zespołu (z Instytutu Badań nad Globalnymi Zmianami Czeskiej Akademii Nauk) mogą być rozumiane jako poszerzenie i pogłębienie powyższego podejścia poprzez włączenie np. miast. Pełną listę publikacji można znaleźć tutaj: https://www.researchgate.net/profile/Pavel_Cudlin2/research
- iii) Zintegrowane i akredytowane podejście do oceny ES w miastach jest obecnie reprezentowane przez metody opisane np. we Frélichová i in. (2017), patrz: <http://www.ecosystemservices.cz/userfiles/page/278/9171b6a2c9e2c8b20623795c0a6ea217.pdf>. Wynika ono częściowo z powyższego, ale zostało już stworzone w celu zaspokojenia pojawiających się potrzeb władz publicznych w zakresie podejścia, które może być w pełni powiązane z budżetowaniem i rachunkami narodowymi.
- iv) Ten ostatni etap ma być zrealizowany w ramach zintegrowanego projektu Life, gwarantowanego przez czeskie Ministerstwo Środowiska, w ramach konsorcjum Agencji Ochrony Przyrody Republiki Czeskiej, Centrum Biologii Czeskiej Akademii Nauk, Instytutu Badań nad Globalnymi Zmianami Czeskiej Akademii Nauk oraz Centrum Środowiska Uniwersytetu Karola w Republice Czeskiej. Więcej informacji można znaleźć na stronie: https://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=search.dspPagein_proj_id=7002

Węgry

W kraju realizuje się na bieżąco jak i zakończono już kilka projektów ES, z których wiele obejmuje **lokalne i regionalne studia przypadków**:

- * Dorzecze Cisy - ocena stanu ES w węgierskiej i rumuńskiej części obszaru zalewowego Cisy, zob. Petz i in. (2012): <https://link.springer.com/article/10.1007/s10113-012-0284-7>
- * Region Kiskunság Sand Ridge - ocena ES na obszarze nizinnym (np. usługi zapylania), zob. Arany i in. (2019): http://eurogeographyjournal.eu/articles/9_Ildiko_Arani_final.pdf, Kovács-Hostyánszky i in. (2011): <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1461-9563.2010.00498.x>
- * Park Narodowy Bükk - partycypacyjna ocena ES na obszarze chronionym z wykorzystaniem analizy sieci społecznych, patrz Kuslits i in. (2021): <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fevo.2021.635988/full>
- * Góry Mátra - ocena usług regulacji populacji szkodników w zalesionym obszarze górskim, patrz Bereczki i in. (2014): <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112714002801>
- * Szeged - ocena usług związanych z regulacją mikroklimatu w środowisku miejskim, patrz Takács i in. (2016): <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2016.03.015>

W wyżej wymienionych projektach przeanalizowano kilka różnych ES:

- * Zaopatrzenie w żywność: rośliny uprawne, zwierzęta, dzikie zwierzęta, miód (Cisa, Kiskunság),
- * Produkcja surowców: drewna i siana (Cisa, Kiskunság, Bükk),
- * Zasoby lecznicze (Cisa),
- * Regulacja jakości wody (Cisa, Bükk),
- * Regulacja przepływu wody (Cisa),
- * Regulacja jakości gleby (Cisa),
- * Utrzymanie siedlisk i populacji (zasoby genetyczne, ptaki) (Cisa, Kiskunság)
- * Zapylenie (Kiskunság),
- * Zwalczanie szkodników (Cisa),
- * Zwalczanie chorób: pyłek ambrozji (Kiskunság),
- * Rozkład materii (Kiskun),
- * Regulacja klimatu: miejskiego, globalnego (Kiskunság, Szeged, Bükk),
- * Rekreacja (Cisa, Kiskunság, Szeged, Bükk),
- * Wartość estetyczna (Cisa),
- * Dziedzictwo kulturowe (Cisa) (Czúcz i in. 2015).

Dwa z powyższych studiów przypadku (Kiskunság i Bükk) stanowiły część poniższych międzynarodowych projektów ES. OpenNESS był jednym z pierwszych ogólnoeuropejskich projektów dotyczących ES (<http://www.openness-project.eu/>), mającym na celu przełożenie koncepcji kapitału naturalnego i usług ekosystemowych na ramy operacyjne. Obszar Kiskunság Sand Ridge był jednym ze studiów przypadku OpenNESS. Niektóre kluczowe usługi ekosystemowe zostały ocenione i zmapowane w oparciu o obszerne dane dotyczące różnorodności biologicznej i monitoringu środowiska. W celu oszacowania wartości społecznej kluczowych ES zastosowano niemonetarne metody wyceny. Metody partycypacyjne zostały zastosowane do badania i rozwiązywania pojawiających się konfliktów pomiędzy rolnikami, zarządcami lasów, ochroną przyrody i władzami odpowiedzialnymi za wody. Wyniki tego interdyscyplinarnego procesu badawczego stanowią wkład w możliwą przyszłą

restrukturyzację obecnych wzorców użytkowania gruntów, odzwierciedlając znaczenie usług ekosystemowych. Ponadto, wyniki mogą być wykorzystane jako dane wejściowe do partycypacyjnego odnowienia lokalnych i regionalnych planów zagospodarowania przestrzennego na obszarze opracowania.

Projekt ECO KARST przeprowadził **regionalną ocenę ES** w Parku Narodowym Bükk - patrz <http://www.interreg-danube.eu/approved-projects/eco-karst/section/pilot-areas>. Głównym celem tego opracowania jest stworzenie podstaw do opracowania planów działań, które przyniosą korzyści dla rozwoju lokalnego i utrzymania miejscowej ludności (tzw. biznesy pro-bioróżnorodnościowe), a jednocześnie przyczynią się do utrzymania dobrego stanu przyrody i bioróżnorodności. Stan ekosystemu (różnorodność biologiczna) i cztery ES (atrakcyjność turystyczna, ochrona jakości wody, dostarczanie drewna i drewna opałowego, sekwestracja i składowanie dwutlenku węgla) zostały zmapowane w oparciu o szeroki zakres źródeł danych. Zastosowane metody są w dużym stopniu powtarzalne, ponieważ projekt zawiera również szczegółowy opis metody. Ocena ES została przeprowadzona poprzez zaangażowanie interesariuszy w oparciu o analizę sieci społecznych, jak opisano w Kuslits i in. (2021).

Polska

Pierwsze **regionalne badania ES** w Polsce zostały przeprowadzone przez grupę badaczy z Instytutu Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN w ramach projektu *Świadczenia ekosystemowe w krajobrazie młodoglacjalnym - ocena zasobów, zagrożeń i wykorzystania, który rozpoczął się jeszcze w 2013 r.* Ta kompleksowa, interdyscyplinarna ocena potencjału przyrody w zakresie dostarczania ES rozpoczęła się od określenia ram teoretycznych i rozwiązań metodycznych, a zakończyła szczegółowym wyliczeniem wartości mierzonych wskaźników oraz przedstawieniem ich przestrzennego zróżnicowania na badanym obszarze - Wigierskim Parku Narodowym i jego otulinie. Więcej informacji można znaleźć na stronie: <https://www.igipz.pan.pl/news/items/elsevier-ecosystem-services-2019.html>.

Wspólna Międzynarodowa Klasyfikacja Usług Ekosystemowych (CICES), raporty grupy roboczej MAES oraz definicje potencjału ekosystemów, a także związane z nimi matryce oceny zaproponowane przez Burkharda i in. (2014), stanowiły ramy koncepcyjne i metodyczne badań. Wskaźniki zostały obliczone przy użyciu dwóch rodzajów podejścia - oceny eksperckiej opartej na wiedzy naukowej i danych terenowych oraz oceny społecznej (uzyskanej z opinii bezpośrednich użytkowników krajobrazu (mieszkańców i turystów) na podstawie przeprowadzonych ankiet. Główne wyniki badań obejmują określenie: (a) potencjału przyrody do świadczenia 29 usług ekosystemowych na podstawie 35 wskaźników ES obliczonych dla różnych jednostek przestrzennych, (b) wzorców przestrzennego rozmieszczenia potencjałów ES, (c) zagregowanych potencjałów ES i interakcji między usługami oraz (d) podobieństw między typami ekosystemów w odniesieniu do ich potencjałów ES.

Autorzy zaprezentowali również, jak rzeczywiste wykorzystanie usług ekosystemowych i cechy poszczególnych beneficjentów (np. wykształcenie, płeć i wiek) wpływają na społeczną ocenę potencjałów ES (zob. Affek i Kowalska 2017: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.06.017>).

Końcowym podsumowaniem projektu są dwie monografie, jedna w języku polskim (Solon i in. 2017, *Świadczenia ekosystemowe w krajobrazie młodoglacjalnym. Ocena potencjału i wykorzystania*; http://rcin.org.pl/igipz/Content/64395/WA51_83948_r2017_Swiadczenia-ekosyste.pdf), a druga, uzupełniona o nowe treści, w języku angielskim (Affek i in. 2020, *Ecosystem Service Potentials and their Indicators in Postglacial Landscapes: Assessment*

and Mapping; <https://www.sciencedirect.com/book/9780128161340/ecosystem-service-potentials-and-their-indicators-in-postglacial-landscapes>).

W książkach omówiono aktualny rozwój koncepcji ES, jej początki i ewolucję. Na podstawie szerokiego przeglądu prac naukowych, książek i inicjatyw związanych z usługami ekosystemowymi, podjęto następujące zagadnienia: terminologia ES, klasyfikacje, wskaźniki, wymiar przestrzenno-czasowy i mapowanie, percepcja społeczna, synergia i kompromisy oraz powiązania z potencjałem przyrodniczym i różnorodnością biologiczną. W drugiej, analitycznej części zaprezentowano: (1) holistyczne podejście do oceny ogólnego potencjału ekosystemów i krajobrazów do dostarczania różnych usług ekosystemowych; (2) szereg bezpośrednich, pośrednich, prostych i złożonych wskaźników do wieloaspektowego szacowania i mapowania ES oraz (3) narzędzia i wytyczne pomocne w kształtowaniu skutecznych procesów decyzyjnych w ochronie przyrody i planowaniu środowiskowym.

Przykłady podejść lokalnych:

- i) Ocena wpływu degradacji lasów łęgowych na świadczenie usług regulacyjnych (6 wybranych stanowisk w dolinie środkowej Wisły, szeroko zakrojone prace terenowe i wielowymiarowe badanie stanu ekosystemu: gleby, fauny i flory, wód gruntowych i cech klimatu) - więcej informacji patrz Kowalska i in. (2021): <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X2030772X>.
- ii) Wstępna ocena świadczenia usług ekosystemowych dla wybranego obszaru Ramsar (Wigierski Park Narodowy). Celem projektu było przetestowanie i adaptacja metodyki oceny i wyceny usług ekosystemów w skali lokalnej - więcej informacji na stronie: <http://www.gdos.gov.pl/wycena-uslug-ekosystemowych-w-wigierskim-parku-narodowym-2>.
- iii) Wykorzystanie mapowania partycypacyjnego w ocenie usług ekosystemowych na 5 wybranych obszarach chronionych - więcej informacji patrz Pietrzyk-Kaszyńska i in. (2016): https://www.iop.krakow.pl/artykuly_1_548.html?wydawnictwo_id=339.

Słowacja

Badania nad ES na poziomie regionalnym i lokalnym szybko rozwijają się również na Słowacji. Na podstawie opublikowanych wyników można wyróżnić następujące główne tematy badań:

- i) *Ocena usług ekosystemowych dla lasów i gór* - głównie w Tatrach (Füzyová i in. 2009; Brezovská i Holécy 2009; Fleischer i in. 2017 - <https://doi.org/10.3354/cr01461>; Sitko, Scheer 2019 - <https://doi.org/10.2478/forj-2019-0019>).
- ii) *Monetarna ocena ES w parkach narodowych*- Slovenský raj (Getzner 2009), Veľká Fatra (Považan i in. 2014a) i Muránska planina (Považan i in. 2015, Považan, Getzner i Švajda 2016 - <https://doi.org/10.1553/eco.mont-7-2s61>). Dla wszystkich obszarów chronionych zastosowano tę samą metodykę w celu uzyskania porównywalnych wyników (Považan i in. 2014b), która została opracowana zgodnie z podręcznikiem szybkiej oceny ES na obszarach chronionych w Karpatach przez WWF (Bucur i Strobel 2012).
- iii) *Ocena usług ekosystemowych związanych z ekosystemem rolniczym i glebą* w kontekście regionalnym i krajowym Makovníková i in. (2019) (<https://doi.org/10.15201/hungeobull.68.2.5>) oraz Makovníková

- i in. (2020) (<https://doi.org/10.2478/euco-2020-0015>), badania lokalne patrz np. Kanińska i in. (2017) (<https://doi.org/10.5593/sgem2017/32/S13.023>), Makovníková i in. (2017) (<https://doi.org/10.15201/hungeobull.66.1.4>).
- iv) *Wielofunkcyjny krajobraz wiejski z tradycyjnym rolnictwem jako dostawcą wielu ES* - badania w różnych częściach Słowacji, np. Špulerová i in. (2018) (<https://doi.org/10.3390/land7020074>), Bezák i in. (2020) (<https://doi.org/10.3390/land9060195>).
- v) *Ocena ES kulturowych* – w górach i regionach wiejskich, np. Liptov, Malá Fatra (Vrbičanová i in. 2020 – <https://doi.org/10.3390/su12052138>), Vtáčnik (Tomaškinová, Tomaškin i Soporská 2019 – <https://doi.org/10.15244/pjoes/90623>); w agroekosystemach (Makovníková i in. 2016 – <https://doi.org/10.17221/109/2015-SWR>); lub w miastach – Trnava (Mederly i in. 2017 - <http://147.213.211.222/node/6087>), Nitra (Rózová, Turanovičová i Stašová 2020 - <https://doi.org/10.2478/eko-2020-0014>).
- vii) *Zaangażowanie zainteresowanych stron* w badania dotyczące ES – np. Bezák i Bezáková (2014) (<https://doi.org/10.2478/eko-2014-0031>), Sarvašová i Dobšínská (2016) (<https://doi.org/10.17221/48/2016-JFS>), Izakovičová i in. (2017) (<http://147.213.211.222/node/6088>), Moyzeová (2018) (<https://doi.org/10.2478/eko-2018-0005>).

WNIOSKI

Karpaty należą do najważniejszych europejskich eko-regionów. Utrata różnorodności biologicznej i rosnąca presja zagrażają ich wybitnym wartościom przyrodniczym. Projekt Centralparks został opracowany w celu poprawy zdolności zarządzania obszarami chronionymi, wspierania ochrony przyrody i zrównoważonego rozwoju lokalnego, poprawy zdolności i polityki zintegrowanego zarządzania środowiskiem, wzmocnienia współpracy ponadnarodowej oraz złagodzenia obecnych zagrożeń i presji na różnorodność biologiczną. W ramach projektu opracowano różne dokumenty i narzędzia wspierające politykę, dostosowane do potrzeb decydentów i zarządców obszarów chronionych, koncentrujące się na zwiększaniu różnorodności biologicznej i ochronie krajobrazu, rozwoju lokalnej zrównoważonej turystyki, zintegrowanym planowaniu ochrony przyrody, ocenie siedlisk, komunikacji ze społecznościami lokalnymi i ocenie usług ekosystemowych. Eksperti z różnych krajów karpaccich, powołani do transnarodowych tematycznych grup zadaniowych, pracowali nad ważnymi strategiami i wytycznymi dla różnych interesariuszy w Karpatach, w tym nad zestawem narzędzi do oceny usług ekosystemowych, opartym na dobrych praktykach stosowanych w krajach regionu Karpat i na świecie. Decydentom na poziomie regionalnym i lokalnym w Europie Środkowej często brakuje jednak niezbędnej wiedzy fachowej i dokładnych informacji do podejmowania decyzji o długoterminowych inwestycjach w konfliktach człowiek-przyroda.

Pakiet narzędzi Carpathian Ecosystem Services Toolkit (CEST) ma za zadanie wspierać instytucje rządowe i innych interesariuszy w uwzględnianiu usług ekosystemów w podejmowaniu decyzji opartych na dowodach, tworzeniu polityki i praktyk zarządzania. Zapewnia praktyczny zestaw procedur pozwalających zrozumieć, co można zyskać lub stracić w wyniku danego wyboru w zakresie zarządzania oraz ludzkich wymiarów takich efektów (Preston i Raudsepp-Hearne 2017). Może ona pomóc osobom zarządzającym w lepszym zrozumieniu i rozwiązaniu potencjalnych problemów oraz w ograniczeniu konfliktów.

Oddzielny produkt opracowany w ramach projektu - przewodnik krok po kroku do wykonania kompleksowej oceny ES został włączony do zestawu narzędzi jako jego integralna część. Obejmuje on wytyczne dotyczące potrzebnych informacji, analiz i procesów, z wykorzystaniem doświadczeń z podobnych ocen ES i zależny będzie od tego, co jest wymagane do rozwiązania problemu. CEST zawiera również obszerny glosariusz powiązanych terminów oraz liczne zasoby służące dalszemu zrozumieniu i budowaniu potencjału w zakresie stosowania oceny ES oraz pomocy w uwzględnianiu kwestii ES w zarządzaniu środowiskiem i podejmowaniu decyzji.

Mamy nadzieję, że ten interdyscyplinarny zestaw narzędzi dla menedżerów i analityków do oceny ES, dostosowany do warunków karpaccich/środkowoeuropejskich, będzie użytecznym narzędziem do analiz i decyzji związanych z wieloma zagadnieniami, zwłaszcza planowaniem obszarowym, analizą decyzji regulacyjnych, oceną szkód środowiskowych i zarządzaniem nimi. CEST będzie dostępny do użytku dla wszystkich odbiorców (w tym innych stron Konwencji Karpacciej) również po zakończeniu projektu i może być tłumaczony na inne języki oraz rozpowszechniany w innych regionach Europy (Alpy, Dunaj, Adriatyk).

CEST będzie testowany podczas szkoleń dla władz lokalnych/regionalnych, a użytkownicy zestawu narzędzi są zachęceni do korespondencji z głównymi autorami w celu przekazania informacji zwrotnej na temat swoich doświadczeń. Zachęca się instytucje edukacyjne do rozpowszechniania informacji wśród przyszłych pokoleń menedżerów środowiska.

GLOSARIUSZ

Definicje w niniejszym glosariuszu są ukierunkowane na użycie terminów w kontekście pracy z ES. Jest on oparty na kompleksowym glosariuszu MAES, który został opracowany w ramach projektu ESERALDA (Potschin-Young i in. 2018). Koncentruje się on na mapowaniu i ocenie ES, a zatem bardziej bezpośrednio wspiera proces MAES. Z łącznej liczby 301 terminów opisanych w glosariuszu Potschin-Young i in. (2018) wybraliśmy na nowo odpowiednie terminy, które pierwotnie znalazły się w książce „Mapping Ecosystem Services” (Burkhard i Maes 2017), z nowszą definicją według Potschin-Young i in. (2018) i kilkoma dodanymi terminami. Glosariusz zawiera łącznie 135 terminów istotnych dla mapowania i oceny ES w krajach z regionu Karpat.

TERMIN	DEFINICJA	ŹRÓDŁO
Abiotyczny	Odnoszący się do środowiska fizycznego (nieożywionego), na przykład temperatura, wilgotność i światło lub naturalne substancje mineralne.	Zmienione za Lincoln i in. (1998: 1)
Agroekosystem	Ekosystem, w którym zazwyczaj udomowione rośliny i zwierzęta oraz inne formy życia są wykorzystywane do produkcji żywności, włókien i innych materiałów wspomagających życie człowieka, a często także przynoszących korzyści niematerialne.	Burkhard i Maes (2017)
Akwakultura	Hodowla i chów organizmów wodnych (ryb, mięczaków, skorupiaków i roślin wodnych) w stawach, basenach lub innych formach zamknięcia w wodach słodkich lub morskich w celu bezpośredniego pozyskania produktu.	MEA (2005), rozszerzone o rocznik statystyczny FAO „Statystyki dotyczące rybołówstwa i akwakultury” (2011)
Analiza efektywności kosztowej	Metoda oceny polegająca na zidentyfikowaniu rozwiązania, które zapewnia osiągnięcie określonego celu po najniższych kosztach.	Potschin-Young i in. (2018)
Analiza interesariuszy	Może być zdefiniowana jako proces, który: i) określa aspekty zjawiska społecznego i naturalnego, na które ma wpływ decyzja lub działanie; ii) identyfikuje jednostki, grupy i organizacje, na które mają wpływ lub mogą mieć wpływ te części zjawiska (może to obejmować jednostki nie będące ludźmi i nieożywione oraz przyszłe pokolenia); oraz iii) nadaje tym osobom i grupom priorytet w celu zaangażowania ich w proces podejmowania decyzji.	Reed i in. (2009)
Analiza kosztów i korzyści	Metoda oceny, która polega na sumowaniu wartości kosztów i korzyści inwestycji/polityki/projektu oraz porównywaniu wariantów pod względem ich korzyści netto (stopnia, w jakim korzyści przewyższają koszty).	Potschin-Young i in. (2018)
Analiza kosztów podróży	Techniki wyceny ekonomicznej, które wykorzystują zaobserwowane koszty podróży do miejsca docelowego oraz do wyprowadzenia funkcji popytu dla tego miejsca docelowego.	MEA (2005)
Bayesowska sieć [przekonań] (BBN)	Graficzny model probabilistyczny do wnioskowania w warunkach niepewności, składający się z acyklicznego, skierowanego grafu opisującego zbiór własności zależności i niezależności pomiędzy zmiennymi modelu reprezentowanymi jako węzła oraz zbiór (warunkowych) rozkładów prawdopodobieństwa, które kwantyfikują zależności.	na podstawie Kjærulff i Madsen (2013)
Beneficjent	Osoba lub grupa, której dobrostan zmienia się w pozytywny sposób dzięki (w tym przypadku) usługom ekosystemowym.	OpenNESS
Bioenergia	Energia odnawialna wytwarzana z materiałów pochodzących ze źródeł biologicznych.	Powszechne użycie

Biom	Największa jednostka klasyfikacji ekologicznej, którą można łatwo rozpoznać na całej kuli ziemskiej. Biomy lądowe są zazwyczaj oparte na dominującej strukturze roślinności (np. las, obszar trawiasty). Ekosystemy w obrębie biomu funkcjonują w podobny sposób, choć mogą mieć bardzo różny skład gatunkowy. Na przykład wszystkie lasy posiadają określone właściwości dotyczące obiegu składników odżywczych, zaburzeń i biomasy, które różnią się od właściwości obszarów trawiastych. Biomy morskie są zazwyczaj oparte na właściwościach biogeochemicznych. W MA zastosowano klasyfikację biomów opracowaną przez WWF.	MEA (2005)
Biomasa	Masa tkanek organizmów żywych w populacji, ekosystemie lub jednostce przestrzennej, powstała w wyniku wiązania energii w procesach organicznych.	MEA (2005)
Bioróżnorodność	Różnorodność żywych organizmów pochodzących ze wszystkich źródeł, w tym między innymi z ekosystemów lądowych, morskich i innych ekosystemów wodnych oraz zespołów ekologicznych, których są częścią; obejmuje to różnorodność w obrębie gatunku, między gatunkami i między ekosystemami. Bioróżnorodność jest skrótem od terminu „różnorodność biologiczna”.	(por. Artykuł 2 Konwencji o różnorodności biologicznej, 1992), używany również w Maes i in. (2014, 2018)
Budowa potencjału	Proces wzmacniania lub rozwoju zasobów ludzkich, instytucji, organizacji lub sieci. Określane również jako rozwijanie lub wzmacnianie potencjału.	UK NEA (2011)
Całkowita wartość ekonomiczna (TEV)	Szeroko stosowane „ramy” służące do dezagregacji składników wartości użytkowej w kategoriach pieniężnych, w tym wartości bezpośredniego użytkowania, wartości pośredniego użytkowania, wartości opcji, wartości quasi-opcji i wartości istnienia.	OpenNESS
Cena rynkowa	Ceny usług ekosystemowych, które są bezpośrednio obserwowane na rynkach. Bardzo często ceny te muszą zostać skorygowane o zakłócenia w funkcjonowaniu rynku.	Potschin-Young i in. (2018)
Ceny publiczne	Wydatki publiczne lub zachęty pieniężne (podatki/subsydia) związane z ES są wykorzystywane jako wskaźnik wartości usługi ekosystemowej.	Potschin-Young i in. (2018)
Decydent	Osoba, grupa lub organizacja, która ma władzę lub zdolność do decydowania o działaniach będących przedmiotem zainteresowania.	MEA (2005)
Dobra	Produkty pochodzące z ekosystemów, których wartość ludzie doceniają poprzez doświadczenie, użytkowanie lub konsumpcję, niezależnie od tego, czy wartość ta jest wyrażona w kategoriach ekonomicznych, społecznych czy osobistych. Uwaga: użycie tego terminu wykracza daleko poza wąską definicję dóbr jako fizycznych przedmiotów kupowanych i sprzedawanych na rynku i obejmuje dobra, które nie mają ceny rynkowej (np. zajęcia rekreacyjne na świeżym powietrzu). Termin ten jest synonimem korzyści (jak proponuje UK NEA), a nie usługi (jak proponuje MA).	UK NEA (2011)
Dobro publiczne	Korzyść, do której dostęp nie może być ograniczony.	UK NEA (2011)
Dobrostan	zob. termin „dobrostan człowieka”.	
Dobrostan człowieka	Stan, który jest sam w sobie (a nie tylko instrumentalnie) wartościowy lub dobry dla jednostki lub grupy społecznej, obejmujący dostęp do podstawowych materiałów potrzebnych do dobrego życia, zdrowie, bezpieczeństwo, dobry stan fizyczny i psychiczny oraz dobre relacje społeczne.	MEA (2005), zgodnie z użyciem w Maes i in. (2018)
Ekosystem	Dynamiczne zgrupowanie roślin, zwierząt i mikroorganizmów i ich nieożywione środowisko, wzajemnie na siebie oddziałujące i wspólnie tworzące jednostkę funkcjonalną. Człowiek może stanowić integralną część ekosystemu, chociaż czasami w odniesieniu do sytuacji, w których ludzie odgrywają znaczącą rolę lub w których działania człowieka mają duży wpływ na charakter ekosystemu, używane jest określenie „system społeczno-ekologiczny”.	Zmodyfikowana MEA (2005), używany również w Maes i in. (2014, 2018)
Funkcja ekosystemu	Podzbiór interakcji pomiędzy strukturami biofizycznymi i procesami ekosystemowymi, które stanowią podstawę potencjału ekosystemu do świadczenia usług ekosystemowych. Zob. potencjał ekosystemu i stan ekosystemu.	TEEB (2010), zgodnie z użyciem w Maes i in. (2018)
Funkcjonowanie ekosystemu	Sposób funkcjonowania ekosystemu. Bardzo często mamy do czynienia z komponentem normatywnym, ponieważ funkcjonowanie ekosystemu odnosi się nie tylko do (jakiegokolwiek) funkcjonowania/wydajności systemu, ale także do „prawidłowego funkcjonowania”, a zatem oznacza normatywny wybór tego, co uważa się za prawidłowo funkcjonujący ekosystem (działający w określonych granicach).	Na podstawie Jax (2010)
Gatunki	Takson o randze gatunku; w hierarchii klasyfikacji biologicznej kategoria niższa od rodzaju (genus); podstawowa jednostka klasyfikacji biologicznej.	Lincoln i in. (1998: 280)

Generalizacja (mapa)	Ma ono na celu przedstawienie informacji dotyczących ES na poziomie szczegółowości odpowiednim dla danej skali, grupy użytkowników i kontekstu użytkowania. Jest to konieczne w przypadkach, gdy gęstość wizualna map wzrasta zbyt szybko, symbole nakładają się na siebie lub konflikty topologiczne stają się widoczne z powodu skalowania graficznego.	Burkhard i Maes (2017)
Hemerobia	Stopień wpływu antropogenicznego na typ użytkowania gruntów lub pokrycia terenu.	Burkhard i Maes (2017)
Integralność ekosystemu	Integralność jest często definiowana jako stan środowiska, który wykazuje niewielki lub żaden wpływ człowieka, przy zachowaniu struktury, funkcji i składu gatunkowego obecnego przed i niezależnie od interwencji człowieka [tj. integralność jest ściśle związana z ideami warunków naturalnych, w szczególności z pojęciem dziewiczej przyrody (za Angermeier i Karr (1994), Callcott i in.	Hull i in. (2003)
Interesariusz	Każda grupa, organizacja lub osoba, która może wpływać na usługi ekosystemowe lub jest pod ich wpływem.	OpenNESS
Jednostka ekosystemu	Przykład typu ekosystemu w obrębie podstawowej jednostki przestrzennej. W przypadkach, gdy rozmieszczenie przestrzenne jest stosunkowo niewielkie, znaczącym uproszczeniem jest założenie, że każda podstawowa jednostka przestrzenna jest zajmowana przez tylko jedną jednostkę ekosystemu, a wówczas te dwa pojęcia (podstawowa jednostka przestrzenna i jednostka ekosystemu) będą zbieżne.	Czúcz i Condé (2017)
Kapitał naturalny	Elementy przyrody, które bezpośrednio lub pośrednio tworzą wartość dla ludzi, w tym ekosystemy, gatunki, wody słodkie, grunty, minerały, powietrze i oceany, a także naturalne procesy i funkcje. Termin ten jest często używany synonimicznie z zasobem przyrodniczym, ale ogólnie rzecz biorąc, oznacza konkretny składnik.	Zmodyfikowany za MEA (2005)
Kartografia	Sztuka i nauka przedstawiania danych geograficznych za pomocą środków geograficznych.	Burkhard i Maes (2017)
Klasyfikacja ES	Klasyfikacja usług ekosystemowych według procesów ekologicznych, na których się opierają, oraz korzyści, do jakich się przyczyniają.	Czúcz i Condé (2017)
Kompromisy	Kompromisy dotyczące usług ekosystemowych wynikają z wyborów dokonywanych przez człowieka w zakresie zarządzania. Takie wybory mogą zmienić rodzaj, wielkość i względny zestaw świadczonych usług ekosystemowych. Do kompromisów dochodzi, gdy świadczenie jednej usługi ekosystemowej ulega zmniejszeniu w wyniku zwiększonego wykorzystania innej usługi ekosystemowej. Uwaga: W niektórych przypadkach, kompromis może być wyraźnym wyborem, w innych, kompromisy pojawiają się bez świadomości, że mają miejsce.	Rodríguez i in. (2006)
Kondycja ekosystemu	1. Zdolność ekosystemu do świadczenia usług, odniesiona do jego potencjału. 2. Fizyczny, chemiczny i biologiczny stan lub jakość ekosystemu w określonym momencie (definicja stosowana w MAES). 3. SEEA-EEA definiuje kondycję ekosystemu jako ogólną jakość składnika ekosystemu pod względem jego cech. 4. Ogólna jakość ekosystemu pod względem jego głównych cech, które stanowią podstawę potencjału danego ekosystemu do generowania usług ekosystemowych.	1. MEA (2005) 2. Maes i in. (2018) 3. SEEA-EEA (2012) 4. Czúcz i Condé (2017)
Korzyści	Pozytywna zmiana w dobrostanie wynikająca z zaspokojenia potrzeb i pragnień.	TEEB (2010), używany również w Maes i in. (2014, 2018)
Koszt odtworzenia	Koszt odtworzenia zdegradowanych ekosystemów w celu zapewnienia świadczenia usługi ekosystemowej stanowiący wskaźnik wartości usługi ekosystemowej.	Potschin-Young i in. (2018)
Koszt podróży	Metoda ujawnionych preferencji, która szacuje funkcję popytu na rekreacyjne wykorzystanie obszaru naturalnego przy użyciu danych o obserwowanych kosztach i częstotliwości podróży do tego celu.	Potschin-Young i in. (2018)
Koszt zastąpienia (metoda kosztów alternatywnych)	Koszt zastąpienia usługi ekosystemowej usługą wykonaną przez człowieka jest wykorzystywany jako wskaźnik wartości zastąpionej usługi ekosystemowej.	Potschin-Young i in. (2018)
Koszty alternatywne	Kolejne najwyżej cenione wykorzystanie zasobów użytych do wytworzenia usługi ekosystemu. Jako ekonomiczna metoda ilościowego określania wartości, koszt alternatywny jest wartością pieniężną rezygnacji z alternatywnego wykorzystania zasobów. Na przykład kosztem alternatywnym usług ekosystemowych świadczonych przez naturalny ekosystem może być wartość produkcji rolnej, jeżeli grunty zostaną przekształcone w rolne, a nie zachowane w stanie naturalnym.	Potschin-Young i in. (2018)

Krajobraz	Obszar postrzegany przez ludzi, którego charakter jest wynikiem działania i interakcji czynników naturalnych i/lub ludzkich. Termin „krajobraz” jest zatem definiowany jako strefa lub obszar postrzegany przez miejscową ludność lub odwiedzających, którego cechy wizualne i charakter są wynikiem działania czynników naturalnych i/lub kulturowych. Uznaje się fakt, że krajobrazy ewoluują w czasie i są wynikiem działalności człowieka i przyrody. Krajobraz powinien być traktowany jako całość – elementy przyrodnicze i kulturowe są rozpatrywane razem, a nie osobno.	Europejska Konwencja Krajobrazowa Artykuł 1, zgodnie z użyciem przez Burkhard i Maes (2017)
Kulturowa usługa ekosystemowa	Wszystkie niematerialne i zazwyczaj niekonsumpcyjne efekty działania ekosystemów, które wpływają na fizyczny i psychiczny stan człowieka. Kulturowe usługi ekosystemowe to przede wszystkim warunki fizyczne, miejsca lub sytuacje, które powodują zmiany w stanie fizycznym lub psychicznym ludzi, a ich charakter jest zasadniczo zależny od procesów życiowych. Mogą one dotyczyć pojedynczych gatunków, siedlisk i całych ekosystemów. Miejsca te mogą być półnaturalne oraz naturalne (tj. mogą obejmować krajobrazy kulturowe), pod warunkiem, że są one zależne od procesów życiowych in situ. W CICES dokonuje się rozróżnienia pomiędzy miejscami, które wspierają interakcje wykorzystywane do działań fizycznych, takich jak wędrówki i wędkarstwo, a interakcjami intelektualnymi lub psychicznymi obejmującymi działania analityczne, symboliczne i reprezentacyjne. Uznaje się również otoczenie duchowe i religijne. Klasyfikacja obejmuje też pojęcia „istnienia” i „dziedziczenia”, które mogą wynikać z przekonań lub interpretacji człowieka.	CICES
Mapa	Głównym produktem pracy kartograficznej jest graficzne przedstawienie cech obszaru Ziemi lub innego ciała niebieskiego, narysowane w odpowiedniej skali.	Burkhard i Maes (2017)
Mapowanie	Graficzne odwzorowanie procedury, procesu, struktury lub systemu, które przedstawia układ i relacje pomiędzy jego poszczególnymi elementami oraz śledzi przepływy energii, towarów, informacji, materiałów, pieniędzy, personelu.	Potschin-Young i in. (2018)
Mapowanie ES	Proces tworzenia kartograficznego odwzorowania (ilościowych) wskaźników usług ekosystemowych w przestrzeni geograficznej i czasie.	Burkhard i Maes (2017)
Metryki krajobrazowe	Metryki krajobrazowe ujmują skład i konfigurację struktury krajobrazu w kategoriach matematycznych. Za pomocą kwantyfikującego wzorca krajobrazu można scharakteryzować nie tylko przestrzenne, ale również czasowe właściwości procesów.	Burkhard i Maes (2017)
Model ES	Naukowa (zwykle komputerowa) metoda kwantyfikacji różnych społeczno-ekologicznych wskaźników usługi ekosystemowej.	Burkhard i Maes (2017)
Model (naukowy)	Uprozczone przedstawienie złożonego systemu lub procesu, obejmujące elementy uznawane za jego najistotniejsze części. Modele mają na celu ułatwienie zrozumienia i/lub określenia ilościowego poprzez odwołanie się do istniejącej i zazwyczaj powszechnie akceptowanej wiedzy.	Burkhard i Maes (2017)
Niepewność	Wyrażenie określające stopień, w jakim stan lub trend (np. ekosystemu) jest nierozpoznany. Niepewność może wynikać z braku informacji lub z braku zgody co do tego, co wiadomo lub jaki zakres wiedzy można uzyskać. Może mieć ona wiele źródeł, od wymiernych błędów w danych po niejednoznacznie zdefiniowaną terminologię lub niepewne prognozy dotyczące ludzkich zachowań. Niepewność może być zatem reprezentowana przez miary ilościowe (np. zakres wartości obliczonych przez różne modele) lub przez stwierdzenia jakościowe (np. odzwierciedlające ocenę zespołu ekspertów).	UK NEA (2011)
Obszar korzystający z usługi (Service Benefiting Area, SBA)	Jednostka przestrzenna, do której dostarczany jest przepływ usług ekosystemowych na rzecz beneficjentów. Obszary SBA rozgraniczają przestrzennie grupy osób, które świadomie lub nieświadomie korzystają z interesującej ich usługi ekosystemu.	Burkhard i Maes (2017)
Obszar Połączenia Usług (SCA)	Przestrzeń łącząca nie sąsiadujące ze sobą obszary dostarczające usług ekosystemowych i korzystające z nich. Właściwości przestrzeni łączącej wpływają na transfer korzyści.	Burkhard i Maes (2017)
Obszar Świadczący Usługi (SPA)	Jednostka przestrzenna, w której świadczona jest usługa ekosystemowa. Obszar ten może obejmować populacje zwierząt i roślin, elementy abiotyczne, jak również podmioty ludzkie.	Burkhard i Maes (2017)
Ocena	Analizy i przegląd informacji pochodzących z badań w celu pomocy osobie na odpowiedzialnym stanowisku w ocenie możliwych działań lub przemysłu problemu. Ocena oznacza gromadzenie, podsumowywanie, organizowanie, interpretowanie i ewentualne uzgadnianie fragmentów istniejącej wiedzy oraz przekazywanie ich odpowiedniej osobie w taki sposób, aby były one odpowiednie i pomocne przy podejmowaniu decyzji przez inteligentnego, lecz niedysponującego fachową wiedzą decydenta.	Parson (1995), używany również w Maes i in. (2014, 2018)

Ocena ekosystemów	Proces społeczny, w którym wyniki badań naukowych dotyczących przyczyn zmian w ekosystemach, ich konsekwencji dla dobrostanu człowieka oraz możliwości zarządzania i kształtowania polityki są uwzględniane przy podejmowaniu decyzji.	UK NEA (2011), zgodnie z użyciem w Maes i in. (2014, 2018)
Ocena ES	Ocena stanu i trendów w świadczeniu usług ekosystemowych na określonym obszarze geograficznym. Ogólnym celem oceny usług ekosystemowych jest podkreślenie i ilościowe określenie znaczenia usług ekosystemowych dla społeczeństwa. Oceny usług ekosystemowych mają charakter multidyscyplinarny i polegają na stosowaniu oraz łączeniu metod biofizycznych, społecznych i ekonomicznych.	Potschin-Young i in. (2018)
Ocena opisowa	Ma na celu zrozumienie i opisanie własnymi słowami znaczenia przyrody i jej korzyści dla ludzi. Stosując metody opisowe, umożliwiamy uczestnikom badania (mieszkańcom danego miejsca, użytkownikom danego zasobu lub stronom zainteresowanym daną kwestią) wyrażenie wielorakich i heterogenicznych wartości usług ekosystemowych poprzez ich własne historie i bezpośrednie działania (zarówno werbalne, jak i wizualne).	Potschin-Young i in. (2018)
Ocena preferencji	Bezpośrednia i ilościowa metoda wykazania społecznego znaczenia usług ekosystemowych poprzez analizę społecznych motywacji, percepcji, wiedzy i wartości związanych z zapotrzebowaniem na usługi ekosystemowe lub ich wykorzystaniem.	Potschin-Young i in. (2018)
Ochrona	Ochrona, poprawa i zrównoważone wykorzystanie zasobów naturalnych dla dobra obecnych i przyszłych pokoleń.	Burkhard i Maes (2017)
Płatności za usługi ekosystemowe	Płatności warunkowe oferowane dostawcom (np. rolnikom lub właścicielom gruntów) w zamian za stosowanie praktyk zarządzania, które zwiększają świadczenie „usług ekosystemowych”.	Tacconi (2012)
Podaż ES	Świadczenie usługi przez dany ekosystem, niezależnie od jej faktycznego wykorzystania. Można ją ustalić dla określonego okresu czasu (np. roku) w teraźniejszości, przeszłości lub przyszłości.	Burkhard i Maes (2017)
Podejście ekosystemowe	Strategia zintegrowanego gospodarowania ziemią, wodami i zasobami żywymi, promująca ich ochronę i zrównoważone użytkowanie. Podejście ekosystemowe oparte jest na zastosowaniu właściwej metodologii naukowej skoncentrowanej na poziomach organizacji biologicznej, określającej zasadniczą strukturę, procesy, funkcje i współzależności pomiędzy organizmami i ich środowiskiem. Oznacza to, że człowiek wraz ze swoją różnorodnością kulturową jest integralnym elementem wielu ekosystemów.	MEA (2005)
Podejście partycypacyjne	Rodzina podejść i metod umożliwiających mieszkańcom (obszarów wiejskich) dzielenie się, pogłębianie i analizowanie wiedzy o życiu i warunkach, planowanie i działanie, monitorowanie i ocenę.	Chambers (1997)
Podejście wielopoziomowe	Klasyfikacja dostępnych metod według poziomu szczegółowości i złożoności, mająca na celu zapewnienie wskazówek dotyczących wyboru metody. Zapewnienie i integracja różnych poziomów umożliwia stosowanie w ocenach ES metod zgodnych z ich potrzebami i zasobami.	Burkhard i Maes (2017)
Pokrycie terenu	Fizyczne pokrycie terenu, zwykle wyrażone w postaci pokrycia roślinnością lub jej brakiem. Związane z użytkowaniem gruntów, ale nie jest z nim tożsame.	UK NEA (2011)
Polityk	Osoba posiadająca uprawnienia do wywierania wpływu lub ustalania polityki i praktyk na poziomie międzynarodowym, krajowym, regionalnym lub lokalnym.	UK NEA (2011)
Popyt na ES	Zapotrzebowanie społeczeństwa, poszczególnych grup zainteresowanych lub pojedynczych osób na określone usługi ekosystemowe. Zależy ono od kilku czynników, takich jak uwarunkowane kulturowo potrzeby i pragnienia, dostępność alternatyw lub środków do zaspokojenia tych potrzeb. Obejmuje ono również preferencje dotyczące określonych atrybutów usługi i wiąże się ze świadomością ryzyka.	Burkhard i Maes (2017)
Potencjał ekosystemu	Zdolność danego ekosystemu do generowania określonej usługi ekosystemowej w sposób zrównoważony.	na podstawie SEEA-EEA (2012), zgodnie z użyciem w Maes i in. (2018)
Potencjał ES	Określa on naturalny wkład w świadczenie usług ekosystemowych. Mierzy wielkość podaży ES możliwej do zapewnienia lub wykorzystania w sposób zrównoważony w danym regionie. Potencjał ten powinien być oceniany w wystarczająco długim okresie czasu.	Burkhard i Maes (2017)
Pragmatyka (grafika)	Analizuje relacje między znakami i ich użytkownikami.	Burkhard i Maes (2017)
Proces ekologiczny	Interakcja między organizmami i/lub ich środowiskiem abiotycznym.	Mace i in. (2012)

Proces ekosystemowy	Każda fizyczna, chemiczna lub biologiczna zmiana lub reakcja, która zachodzi w ekosystemie. Procesy zachodzące w ekosystemie obejmują rozkład, produkcję, obieg składników odżywczych oraz przepływy składników odżywczych i energii.	MEA (2005), zgodnie z użyciem w Maes i in. (2014, 2018)
Przepływ ES	Wielkość usługi ekosystemowej, która jest faktycznie świadczona na danym obszarze i w danym czasie.	OpenNESS, zgodnie z użyciem w Maes i in. (2018)
Rachunkowość ekosystemów	Rachunkowość ekosystemów to spójne i zintegrowane podejście do pomiaru aktywów ekosystemów oraz przepływu usług ekosystemowych do gospodarki i innej działalności człowieka.	SEEA-EEA (2012), zgodnie z użyciem w Maes (2018)
Rachunkowość ES	Ustrukturyzowany sposób pomiaru wartości ekonomicznej przyrody, który jest spójny z istniejącymi rachunkami makroekonomicznymi. Rachunkowość usług ekosystemowych polega na uporządkowaniu informacji na temat zasobów kapitału naturalnego i przepływów usług ekosystemowych w celu umożliwienia decydom zrozumienia wkładu, jaki ekosystemy wnoszą w dobrostan człowieka, oraz śledzenie wszelkich zmian w czasie. Rachunki mogą być zorganizowane w kategoriach fizycznych lub pieniężnych.	Potschin-Young i in. (2018)
Rachunkowość kapitału naturalnego	Sposób organizacji informacji o kapitale naturalnym, tak aby stan i trendy w aktywach naturalnych mogły zostać udokumentowane i ocenione w sposób systematyczny przez decydentów.	OpenNESS, zgodnie z użyciem w Burkhard i Maes (2017)
Rachunkowość środowiska	Zob. termin „Rachunkowość kapitału naturalnego”.	
Regulacyjne usługi ekosystemowe	Wszystkie sposoby, w jakie ekosystemy i organizmy żywe mogą regulować lub modyfikować otaczające środowisko w celu poprawy dobrostanu człowieka. Obejmuje to zatem degradację odpadów i substancji toksycznych poprzez wykorzystanie procesów życiowych.	Zmodyfikowany na podstawie CICES
Rozwiązania oparte na naturze	Rozwiązania inspirowane naturą, stale przez nią wspierane i z niej korzystające, zaprojektowane tak, aby sprostać różnym wyzwaniom społecznym w sposób efektywny pod względem wykorzystania zasobów i adaptacji oraz aby zapewnić jednocześnie korzyści ekonomiczne, społeczne i środowiskowe.	Komisja Europejska (2015).
Rywalizacja	Stopień, w jakim korzystanie z jednej ES uniemożliwia korzystanie z niej innym beneficjentom. Z kolei ES niekonkurencyjne zapewniają korzyści jednej osobie i nie zmniejszają ilości korzyści dostępnych dla innych.	zgodnie z użyciem w Potschin-Young i in. (2018)
Scenariusz	Wiarygodne, ale uproszczone opisy rozwoju przyszłości, oparte na spójnym i wewnętrznie konsekwentnym zestawie założeń dotyczących kluczowych sił napędowych i relacji. Scenariusze nie stanowią przewidywań na temat wydarzeń, lecz są projekcjami tego, co może się wydarzyć lub mogłoby się wydarzyć przy pewnych założeniach, co do których może istnieć duża niepewność.	OpenNESS, zmodyfikowany na podstawie UK NEA (2011)
Sekwestracja dwutlenku węgla	Proces zwiększania zawartości dwutlenku węgla w zbiorniku innym niż atmosfera.	MEA (2005)
Semantyka (grafika)	Badanie związków między znakami i symbolami a tym, co reprezentują one w rzeczywistości.	Burkhard i Maes (2017)
Siedlisko	1. [w kontekście ogólnym]: Fizyczna lokalizacja lub typ środowiska, w którym żyje lub występuje organizm lub populacja biologiczna, określony przez sumę abiotycznych i biotycznych czynników środowiska, naturalnych lub zmodyfikowanych, które są niezbędne do życia i reprodukcji gatunku. 2. [w kontekście MAES]: synonim „typu ekosystemu”. Uwaga: Bardziej szczegółową definicję siedliska podaje Rada Europy: „siedlisko gatunku lub populacji gatunku jest sumą abiotycznych i biotycznych czynników środowiska, naturalnych lub zmodyfikowanych, które są niezbędne do życia i rozmnażania się gatunku w jego naturalnym zasięgu geograficznym.”	na podstawie EEA (1992), zgodnie z użyciem w Maes i in. (2018)
Skala (na mapie)	Reprezentuje stosunek odległości pomiędzy dwoma punktami na mapie do odpowiadającej im odległości na ziemi.	Burkhard i Maes (2017)
Skala (przestrzenna i czasowa)	Fizyczne wymiary zjawisk lub obserwacji w przestrzeni lub w czasie. Pod względem czasowych aspektów podaży i popytu na ES, ciepłe momenty są równie ważne jak ciepłe miejsca o znaczeniu przestrzennym.	zgodnie z użyciem w Burkhard i Maes (2017)
Składnik ekosystemu	Dowolny zestaw jednostek ekosystemu w ich odpowiednich warunkach. Składniki ekosystemu stanowią zasoby w kontekście rachunkowości.	na podstawie SEEA-EEA (2012), zgodnie z użyciem w Czúcz i Condé (2017)
Stan ekosystemu	Fizyczny, chemiczny i biologiczny stan ekosystemu w określonym momencie.	

Status ekosystemu	Stan ekosystemu określony za pomocą kilku dobrze zdefiniowanych kategorii o statusie prawnym. Zwykle jest on mierzony w czasie i może być porównywany z uzgodnionymi celami polityki, np. w dyrektywach środowiskowych UE (np. dyrektywa siedliskowa, ramowa dyrektywa wodna, dyrektywa ramowa w sprawie strategii morskiej), np. ze „stanem ochrony”.	Maes i in. (2018)
Struktura biofizyczna	Architektura ekosystemu będąca wynikiem interakcji pomiędzy abiotycznym, fizycznym środowiskiem a zbiorowiskami biotycznymi, w szczególności roślinnością.	Maes i in. (2014)
Struktura ekosystemu	Statyczna cecha ekosystemu, która jest mierzona jako zasób lub objętość materiału lub energii, bądź skład i rozmieszczenie elementów biofizycznych. Przykłady obejmują biomasę, powierzchnię liści, % pokrycia terenu, skład gatunkowy (por. proces ekosystemowy).	Potschin-Young i in. (2018)
Synergie	Synergie usług ekosystemowych powstają, gdy wiele usług jest wzmacnianych jednocześnie.	Raudsepp-Hearne i in. (2010)
System Informacji Geograficznej (GIS)	System komputerowy służący do wprowadzania, zarządzania, analizy i prezentacji danych przestrzennych.	Burkhard i Maes (2017)
System klasyfikacji [dla ES]	Zorganizowana struktura do identyfikacji i organizowania ES w spójny system.	Powszechne użycie
System społeczno-ekologiczny	Przeplatające się i współzależne struktury ekologiczne i społeczne oraz związane z nimi powiązania.	OpenNESS, zgodnie z użyciem w Burkhard i Maes (2017)
System społeczno-gospodarczy	Nasze społeczeństwo (w skład którego wchodzi instytucje zarządzające ekosystemami, użytkownicy korzystający z ich usług oraz interesariusze mający wpływ na ekosystemy).	Maes i in. (2014, 2018)
Szkoda (ang. disservice)	Negatywny wkład ekosystemów w dobrostan człowieka, niepożądane negatywne skutki wynikające z generowania innych usług ekosystemowych.	Potschin-Young i in. (2018), zmodyfikowany TEEB
Środki wyrównawcze w zakresie bioróżnorodności	Działania ochronne, których celem jest zapewnienie korzyści dla różnorodności biologicznej w celu zrekompensowania strat – zapewnienie utworzenia nowych, większych lub lepszych obszarów przyrodniczych w przypadku, gdy rozwój powoduje szkody w przyrodzie (a szkód tych nie można uniknąć poprzez zapobieganie lub łagodzenie). Różnią się one od innych rodzajów kompensacji ekologicznej, ponieważ muszą wykazywać wymierne wyniki, które są trwałe w czasie.	Potschin-Young i in. (2018)
Transdyscyplinarność	Refleksyjna, integracyjna, oparta na metodzie zasada naukowa mająca na celu rozwiązanie lub przekształcenie problemów społecznych i jednocześnie powiązanych problemów naukowych poprzez różnicowanie i integrowanie wiedzy z różnych naukowych i społecznych zasobów wiedzy.	Lang i in. (2012)
Transfer korzyści	Szacowanie wartości ekonomicznych poprzez przeniesienie istniejących szacunków korzyści z zakończonych już badań dla innej lokalizacji lub zagadnienia.	Potschin-Young i in. (2018)
Typ ekosystemu	Określona kategoria w typologii ekosystemów.	Maes i in. (2018)
Typologia ekosystemów	Klasyfikacja jednostek ekosystemu według ich odpowiednich cech, zwykle powiązana z konkretnymi celami i skalami przestrzennymi.	Maes i in. (2018)
Układ współrzędnych	Układ ten służy do określenia położenia odwzorowanych zjawisk w przestrzeni. Stanowi również klucz do łączenia i integrowania różnych zbiorów danych w oparciu o ich lokalizację.	Burkhard i Maes (2017)
Uniknięte koszty szkód	Kalkulacja kosztów szkód, których uniknięto dzięki regulacji przepływów środowiskowych przez ekosystemy (np. łagodzenie powodzi czy buforowanie burz).	Potschin-Young i in. (2018)
Usługi ekosystemowe (ES)	Wkład ekosystemów w korzyści uzyskiwane w ramach gospodarczej, społecznej, kulturalnej i innej działalności człowieka. Uwaga: Pojęcia „dobra i usługi ekosystemowe”, „końcowe usługi ekosystemowe” oraz „wkład przyrody na rzecz ludzi” uznaje się w kontekście MAES za synonimy z ES.	TEEB (2010) i SEEA-EEA (2012)
Ustalanie cen hedonicznych	Metoda ujawnionych preferencji, która szacuje wpływ cech środowiskowych na cenę towarów rynkowych w celu określenia krańcowej gotowości do płacenia za zmiany w tych cechach środowiskowych.	Potschin-Young i in. (2018)
Użytkowanie ziemi	Wykorzystanie przez człowieka kawałka ziemi do określonego celu, takiego jak nawadnianie rolnictwa lub rekreacja. Podlega wpływowi pokrycia terenu, ale nie jest z nim tożsame.	UK NEA (2011)

Wartość	Wkład działania lub obiektu w realizację określonych przez użytkownika celów, zadań lub warunków. Wartość, przydatność, znaczenie danej rzeczy. W związku z tym wartość może być mierzona wielkością poprawy dobrostanu człowieka dzięki dostarczeniu dobra (dóbr). W ekonomii wartość jest zawsze związana z kompromisami, tzn. coś ma wartość (ekonomiczną) tylko wtedy, gdy jesteśmy skłonni z czegoś zrezygnować w celu zdobycia lub cieszenia się daną rzeczą.	MEA (2005), za UK NEA (2011), Mace i in. (2012) i de Groot (2010), zgodnie z wykorzystaniem w Maes i in. (2014, 2018).
Wartość bezpośredniego użytkowania (ekosystemów)	Ekonomiczna lub społeczna wartość towarów lub korzyści wynikających z usług świadczonych przez ekosystem, które są wykorzystywane bezpośrednio przez podmiot. Obejmują one użytkowanie konsumpcyjne (np. pozyskiwanie dóbr) i niekonsumpcyjne (np. korzystanie z uroków krajobrazu). Podmioty są często fizycznie obecne w ekosystemie w celu uzyskania bezpośredniej wartości użytkowej.	na podstawie MEA (2005) i Rubicore (2010), zgodnie z użyciem w Potschin-Young i in. (2018)
Wartość istnienia	Wartość, jaką ludzie przywiązują do wiedzy o istnieniu danego zasobu, nawet jeśli nigdy go nie wykorzystują (czasami nazywana również wartością ochronną lub wartością biernego użytkowania).	MEA (2005)
Wartość użytkowa pośrednia	Korzyści płynące z dóbr i usług dostarczanych przez ekosystem, które są wykorzystywane pośrednio przez podmiot. Na przykład, podmiot znajdujący się w pewnej odległości od ekosystemu może czerpać korzyści z picia wody, która została oczyszczona w trakcie jej przepływu przez ekosystem (porównaj Wartość użytkowa bezpośrednia).	MEA (2005)
Wartość wewnętrzna	Wartość wewnętrzna to wartość danego obiektu posiadana bez względu na znaczenie przypisywane mu przez obserwatora lub potencjalnego użytkownika. Niekoniecznie oznacza to, że takie wartości są niezależne od oceniającego (tj. wartości, które istnieją same w sobie). Do ich oceny może być wymagany udział człowieka, ale co do tego nie ma całkowitej zgody wśród filozofów.	OpenNESS, zgodnie z użyciem w Burkhard i Maes (2017)
Wiązka ES (strona podaży)	Zestaw powiązanych usług ekosystemowych, które są związane z danym ekosystemem i które zazwyczaj występują razem wielokrotnie w czasie i/lub przestrzeni.	OpenNESS
Wiązka ES (strona popytu)	Zestaw powiązanych usług ekosystemowych, których człowiek oczekuje od ekosystemu (ekosystemów).	OpenNESS
Wielofunkcyjność	Cechą charakterystyczną ekosystemów jest jednoczesne pełnienie wielu funkcji, które mogą być w stanie zapewnić określony wiązkę lub wiązki usług ekosystemowych.	OpenNESS, zgodnie z użyciem w Burkhard i Maes (2017)
Wielokryterialna analiza decyzji (MCDA)	Metoda wspomagania decyzji, która umożliwia systematyczne badanie zalet i wad różnych alternatyw, poprzez porównywanie ich z zestawem wyraźnie określonych kryteriów. Kryteria te uwzględniają najistotniejsze aspekty w danym procesie decyzyjnym. Z operacyjnego punktu widzenia MCDA wspomaga strukturyzację problemów decyzyjnych, ocenę wydajności alternatywnych rozwiązań pod względem kryteriów, badanie „kompromisów”, formułowanie decyzji i testowanie jej solidności.	Adem Esmail i Geneletti (2018)
Wkład człowieka	Obejmuje cały antropogeniczny wkład w tworzenie ES, taki jak użytkowanie gruntów i zarządzanie nimi (w tym nakłady systemowe, takie jak energia, woda, nawozy, pestycydy, praca, technologia, wiedza), presja człowieka na system (np. eutrofizacja, utrata różnorodności biologicznej) oraz środki ochronne, które zmieniają ekosystemy i podaż ES.	Burkhard i Maes (2017)
Właściwości ekosystemu	Atrybuty charakteryzujące ekosystem, takie jak jego wielkość, różnorodność biologiczna, stabilność, stopień zorganizowania, a także jego funkcje i procesy (tj. wewnętrzna wymiana materiałów, energii i informacji pomiędzy różnymi zbiornikami).	MEA (2005), UK NEA (2011)
Wpływ	Negatywne lub pozytywne skutki dla jednostek, społeczeństwa i/lub zasobów środowiskowych wynikające ze zmian w środowisku.	Harrington i in. (2010)
Wskaźnik	Jest to liczba lub wskaźnik jakościowy wygenerowany za pomocą ściśle określonej metody, który odzwierciedla zjawisko będące przedmiotem zainteresowania. Wskaźniki są często wykorzystywane przez decydentów politycznych do wyznaczania celów środowiskowych i oceny ich realizacji.	Heink i Kowarik (2010), zgodnie z użyciem w Maes i in. (2018)
Wycena	Proces, w którym ludzie wyrażają znaczenie lub preferencje, jakie mają dla usług lub korzyści, które zapewniają ekosystemy. Znaczenie wartości może być wyrażone w kategoriach pieniężnych lub niepieniężnych. Zob. „wycena monetarna” i „wycena niemonetarna”.	IPBES (2016)
Wycena biofizyczna	Metoda, która określa wartości na podstawie pomiarów kosztów fizycznych produkcji danych towarów lub usług (np. w kategoriach nakładów pracy, wymagań powierzchniowych, energii i materiałów).	TEEB (2010), zgodnie z użyciem w Maes i in. (2014)

Wycena ekonomiczna	Proces wyrażania wartości danego dobra lub usługi w pewnym kontekście (np. podejmowania decyzji) w kategoriach pieniężnych.	TEEB (2010), używany również w Maes i in. (2014, 2018)
Wycena monetarna (dla ES)	Proces, w którym ludzie wyrażają znaczenie lub preferencje względem usługi lub korzyści dostarczanych przez ekosystemy w kategoriach pieniężnych. Zob. „Wycena ekonomiczna”.	OpenNESS z TEEB, zgodnie z użyciem w Potschin-Young i in. (2018)
Wycena niemonetarna	Proces, w którym ludzie wyrażają znaczenie lub preferencje względem usług lub korzyści dostarczanych przez ekosystemy w kategoriach innych niż pieniężne. Zob. Wycena monetarna.	OpenNESS, zgodnie z użyciem w Burkhard i Maes (2017)
Wycena społeczno-kulturowa	Proces, w którym postrzegane znaczenie lub preferencje, jakie ludzie mają dla konkretnego elementu ram MAES, są szacowane w kategoriach innych niż pieniądze.	OpenNESS, zgodnie z użyciem w Czúcz i Condé (2017)
Wycena warunkowa	Metoda deklarowanych preferencji, która wykorzystuje metody ankietowe w celu uzyskania odpowiedzi na pytanie, ile respondenci są skłonni zapłacić (lub zaakceptować) za określone zmiany w dostarczaniu usług ekosystemowych.	MEA (2005), zgodnie z użyciem w Potschin-Young i in. (2018)
Zaopatrzeniowe usługi ekosystemowe	Materialne i energetyczne produkty ekosystemów, które przyczyniają się do dobrostanu człowieka.	Skrócona wersja z CICES
Zarządzanie	Proces formułowania decyzji i kierowania zachowaniem ludzi, grup i organizacji w formalnie, często hierarchicznie zorganizowanych systemach decyzyjnych lub w sieciach, które przekraczają poziomy decyzyjne i granice sektorów.	Rhodes (2007), Saarikoski i in. (2013)
Zarządzanie zróżnicowanym użytkowaniem	Gospodarowanie gruntami lub zasobami w więcej niż jednym celu.	Burkhard i Maes (2017)
Zasób naturalny	Składnik kapitału naturalnego.	OpenNESS, zgodnie z użyciem w Burkhard i Maes (2017)
Zdrowie (ludzkie)	Stan pełnego fizycznego, umysłowego i społecznego dobrostanu, nie będący jedynie brakiem choroby lub niedomagania. Zdrowie całej społeczności lub populacji jest odzwierciedlone w pomiarach zachorowalności i chorobowości, współczynnikach umieralności dla danego wieku oraz oczekiwanej długości życia.	UK NEA (2011)
Zielona infrastruktura (ZI)	Strategicznie zaplanowana sieć obszarów naturalnych i półnaturalnych z innymi cechami środowiskowymi, zaprojektowana i zarządzana w sposób mający zapewnić szeroką gamę usług ekosystemowych. Obejmuje ona obszary zielone (lub niebieskie w przypadku ekosystemów wodnych) oraz inne cechy fizyczne obszarów lądowych (w tym przybrzeżnych) oraz morskich. Na lądzie zielona infrastruktura jest obecna na obszarach wiejskich i w środowisku miejskim.	Komisja Europejska (2013)
Zrównoważony rozwój	Cecha lub stan, w którym potrzeby obecnej i lokalnej populacji mogą być zaspokojone bez uszczerbku dla zdolności przyszłych pokoleń lub populacji w innych lokalizacjach do zaspokojenia swoich potrzeb. Słaby zrównoważony rozwój zakłada, że potrzeby mogą być zaspokojone poprzez substitucję różnych form kapitału (tj. poprzez kompromisy); silny zrównoważony rozwój zakłada, że substitucja różnych form kapitału jest poważnie ograniczona.	UK NEA (2011)

LISTA SKRÓTÓW

BE	Belgia
CBD	Konwencja o różnorodności biologicznej
CEC	Zużycie kapitału ekosystemowego
CEST	Pakiet Narzędzi Usług Ekosystemowych Karpat
CICES	Wspólna Międzynarodowa Klasyfikacja Usług Ekosystemowych
CIF	Wspólne Ramy Wdrażania
CLES	Skonsolidowana Warstwa Ekosystemów
COP	Konferencja Stron
CORINE	System Koordynacji Informacji o Środowisku
CZ	Republika Czeska
DK	Dania
DPSIR	Ramy sił napędowych, nacisków, stanów, wpływów, reakcji
EAP	Program Działań na rzecz Środowiska
KE	Komisja Europejska
EEA	Europejska Agencja Środowiska
EIA	Ocena oddziaływania na środowisko
EPA	Agencja Ochrony Środowiska
ES	usługi ekosystemowe
ESMERALDA	Projekt poprawy mapowania usług ekosystemowych na potrzeby tworzenia polityki i podejmowania decyzji
EU lub UE	Unia Europejska
EUNIS	Europejski Serwis Informacji o Przyrodzie
FI	Finlandia
GE	Niemcy
GIS	System informacji geograficznej
GR	Grecja
HU	Węgry
IAS	inwazyjne gatunki obce
ICLEI	Samorządy lokalne na rzecz zrównoważonego rozwoju
IE	Irlandia
IPBES	Międzypaństwowa Platforma Naukowo-Polityczna Różnorodności Biologicznej i Funkcjonowania Ekosystemów
IT	Włochy
LIFE	instrument finansowy Unii Europejskiej na rzecz środowiska i działań w zakresie klimatu
LT	Litwa
LU	Luksemburg
MAES	Mapowanie i ocena ekosystemów i ich usług
MEA	Milenijna ocena ekosystemów
MESH	Mapowanie wpływu usług ekosystemowych na dobrostan człowieka - integracyjna platforma modelowania
NEAT	Zestaw narzędzi krajowego podejścia ekosystemowego
NECONET	Krajowa Sieć Ekologiczna
NEPA	Krajowa Agencja Ochrony Środowiska
NESP	Krajowe Partnerstwo na rzecz Usług Ekosystemowych
NGO	organizacja pozarządowa
NINA	Norweski Instytut Badań nad Przyrodą
NL	Holandia
Oppla	Unijne repozytorium rozwiązań opartych na naturze
OpenNESS	projekt finansowany przez UE Operacjonalizacja kapitału naturalnego i usług ekosystemowych
OPERAs	europejski projekt badawczy Nauka o ekosystemach dla polityki i praktyki
PES	Płatności za usługi ekosystemowe

PT	Portugalia
RAWES	Szybka ocena usług ekosystemowych terenów wodno-błotnych
RO	Rumunia
ROSA	Rumuńska Agencja Kosmiczna
SDG	Cele zrównoważonego rozwoju
SEA	Strategiczna ocena oddziaływania na środowisko
SEIS	Wspólny system informacji o środowisku
SNA	System rachunków narodowych
SOC	węgiel organiczny w glebie
SP	Hiszpania
TEEB	Ekonomia ekosystemów i bioróżnorodności
UK	Wielka Brytania
UNEP	Program Ochrony Środowiska Narodów Zjednoczonych
US	Stany Zjednoczone
WWF	Światowy Fundusz na rzecz Przyrody (World Wildlife Fund/World Wildlife Fund for Nature)

BIBLIOGRAFIA

- Adem Esmail, B. i Geneletti, D. (2018): Multi-criteria decision analysis for nature conservation: A review of 20 years of applications. *Methods in Ecology and Evolution* 9(1): 42-53.
- Affek, A., Degórski, M., Wolski, J., Solon, J., Roo-Zielińska, E., Kowalska, A., Grabińska, B. i Kruczkowska, B. (2020). *Ecosystem Service Potentials and their Indicators in Postglacial Landscapes: Assessment and Mapping*. Elsevier, New York, 300 pp. ISBN: 978-012-8161-34-0.
- Affek, A. i Kowalska, A. (2017). Ecosystem potentials to provide services in the view of direct users. *Ecosystem Services* 26: 183-196. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.06.017>
- Arany, I., Vári, Á., Aszalós, R., Kelemen, K., Kelemen, M.A., Bone, G., Lellei-Kovács, E., Czúcz, B. (2019). Diversity of Flower-Rich Habitats as a Persistent Source of Healthy Diet for Honey Bees. *European Journal of Geography*, tom 10, numer 2: 89-106.
- Arany, I., Vári, Á., Tanács, E., Czúcz, B. i Kovács-Hostyánszki, A. (2018). Integrated ES assessment at national level - the Hungarian MAES. In: Potschin-Young, M. (ed.). *Multifunctional assessment methods and the role of map analyse - Using an Integrated Ecosystem Service Assessment Framework*. Deliverable D4.8, EU Horizon 2020 ESERALDA Project, Grant agreement No. 642007, 186 pp.
- Barbarosa, de Arujo C.C., Atkinson, P.M., Dearing, J.A. (2015). Remote sensing of ecosystem services: A systematic review.. *Ecological Indicators* 52: 430-443. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.01.007>
- Barton, D.N. i P.A. Harrison (red.) (2017). *Integrated valuation of ecosystem services. Guidelines and experiences*. EU FP7 OpenNESS Project Deliverable 33-44, European Commission FP7.
- Bereczki, K., Ódor, P., Csóka, G., Mag, Z. i Báldi, A. (2014). Effects of forest heterogeneity on the efficiency of caterpillar control service provided by birds in temperate oak forests. *Forest Ecology and Management* 327: 96-105.
- Bezák, P., Mederly, P., Izakovičová, Z., Špulerová, J. i Schleyer, C. (2017). Divergence and conflicts in landscape planning across spatial scales in Slovakia: opportunity for an ecosystem services-based approach? *W: International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 13 (2): 119-135. <http://dx.doi.org/10.1080/21513732.2017.1305992>
- Braat, L. C., E. Gómez-Baggethun, B. Martín-López, D. N. Barton, M. García-Llorente, E. Kelemen i Saarikoski, H. (2014). Framework for integration of valuation methods to assess ecosystem service policies. EU FP7 OpenNESS Project Deliverable 4.2., European Commission FP7.
- Brezovská, K. i Holécy, J. (2009). Ocenenie rekreačnej funkcie lesov Vysokých Tatier metódou cestovných nákladov. *Acta Facultatis Forestalis Zvolen, Suppl. 1*: 151-162.
- Bucur, C. i Strobel, D. (2012). *Valuation of Ecosystem Services in Carpathian Protected Areas – Guidelines for rapid assessment*. Braşov: Green Steps. 26 str.
- Burkhard, B., Kandziora, M., Hou, Y., Müller, F. (2014). Ecosystem service potentials, flows and demands-concepts for spatial localisation, indication and quantification. *Landscape Online* 34: 1-32.
- Burkhard, B. i Maes, J. (red.) (2017). *Mapping Ecosystem Services*. Sofia: Pensoft Publishers, 374 str.
- Burkhard, B., Maes, J., i in. (2018). Mapping and assessing ecosystem services in the EU - Lessons learned from the ESERALDA approach of integration. *One Ecosystem* 3: e29153.
- Burkhard, B., Santos-Martin, F., Nedkov, S. i Maes, J. (2018). An operational framework for integrated Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services (MAES). *One Ecosystem* 3: e22831.
- Chambers, R. (1997). *Whose Reality Counts? Putting the First Last* Intermediate Technology Publications, Londyn.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P. i van den Beltet, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 15 (387): 253-260.

Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S., Kubiszewski, I., Farber, S. i Turner, R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change* 26: 152-158.

Costanza, R., de Groot, R., Braat, L., Kubiszewski, I., Fioramonti, L., Sutton, P., Farber, S. i Grasso, M. (2017). Twenty years of ecosystem services: how far have we come and how far do we still need to go? *Ecosystem Services*. 28: 1-16.

Czúcz, B. i Condé, S. (2017). Note on definitions related to ecosystem conditions and their services based on different glossaries. Technical Paper 4/201. https://www.researchgate.net/publication/323053577_Note_on_definitions_related_to_ecosystem_conditions_and_their_services_based_on_different_glossaries

Czúcz, B., Báldi, A. i Petz, K. (red.) (2015). ESMERALDA Enhancing ecosystem services mapping for policy and decision making: Country Fact Sheet: Hungary (HU). https://catalogue.biodiversity.europa.eu/uploads/document/file/1310/Esmeralda_country_fact_sheet_Hungary.pdf

Černecký, J., Gajdoš, P., Ďuricová, V., Špulerová, J., Černecká, L., Švajda, J., Andráš, P., Ulrych, L., Rybanič, R. i Považan, R. (2020a). Hodnota ekosystémov a ich služieb na Slovensku. Baňska Bystrzyca: ŠOP SR, 166 str. ISBN 978-80-8184-078-4.

Černecký, J., Gajdoš, P., Špulerová, J., Halada, L., Mederly, P., Ulrych, L., Ďuricová, V., Švajda, J., Černecká, L. i Andráš, P. (2020b). Ecosystems in Slovakia. *Journal of Maps* 16 (2): 28-35.

Demeyer, R. i Turkelboom, F. (2014). The ecosystem services stakeholder matrix. W: Lovens A. i in. (red.): OpenNESS manual: Stakeholder analysis for environmental decision-making at local level. EC FP7 Grant Agreement no. 308428. INBO, Bruksela.

de Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L. i Willemen, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity* 6: 453-462.

Dick, J., Turkelboom, F., Woods, H., Iniesta-Arandia, I., Primmer, E., Saarela, S.R., Bezák, P., Mederly, P., Leone, M., Verheyden, W., ..., Zulian, G. (2018). Stakeholders' perspectives on the operationalisation of the ecosystem service concept: Results from 27 case studies. *Ecosystem Services* 29: 552-565.

Dunford, R., Harrison, P., Smith, A., Dick, J., Barton, D.N., Martin-Lopez, B., Kelemen, E., Jacobs, S., Saarikoski, H., Turkelboom, F., Verheyden, W., Hauck, J., ..., Pelkonen, V.Y. (2018). Integrating methods for ecosystem service assessment: Experiences from real world situations. *Ecosystem Services* 29: 499-514.

Dzeraviaha, I. (2018). Mainstream economics toolkit within the ecological economics framework. *Ecological Economics* 148: 15-21.

EEC (1992). Dyrektywa Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz flory i fauny.

Ehrlich, P.R. i Ehrlich, A.H. (1981). *Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species*. Random House, New York, s. 72-98.

Erhard, M., Teller, A., Maes, J., Meiner, A., Berry, P., Smith, A., Eales, R., Papadopoulou, L., Bastrup-Birk, A., Ivits, E., Gelabert, E.R., Dige, G., Petersen, J. A., Reker, J., Cugny-Seguin, M., Kristensen, P., Uhel, R., Estreguil, C., Fritz, M., Murphy, P., Banfield, N., Ostermann, O., Abdul Malak, D., Marín, A., Schröder, C., Conde, S., Garcia-Feced, C., Evans, D., Delbaere, B., Naumann, S., Davis, M., Gerdes, H., Graf, A., Boon, A., Stoker, B., Mizgajski, A., Santos Martin, F., Jol, A., Lükewille, A., Werner, B., Romao, C., Desauty, D., Wugt Larsen, F., Louwagie, G., Zal, N., Gawrońska, S. i Christiansen, T. (2016). Mapping and assessing the condition of Europe's ecosystems: Progress and challenges. Publications Office of the European Union, Luxembourg.

Fennessy, M.S., Jacobs, A.D. i Kentula, M.E. (2007). An evaluation of rapid methods for assessing the ecological condition of wetlands. *Wetlands* 27 (3): 543-560.

Finisdore, J., Rhodes, Ch., Haines-Young, R., Maynard, S., Wielgus, J., Dvarskas, A., Houdet, J., Quétier, F., Lamothe, A.K., Ding, H., Soulrad, F., Van Houtven, G. i Rowcroft, P. (2020). The 18 benefits of using ecosystem services classification systems. *Ecosystem Services* 45: 101160. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101160>

Fleischer, P., Pichler, V., Fleischer, P. Jr, Holko, L. i in. (2017). Forest ecosystem services affected by natural disturbances, climate and land-use changes in the Tatra Mountains. *Climate Research*, str. 1-15. doi.org/10.3354/cr01461.

Frélichová, J., Vačkář, D., Pártl, A., Loučková, B., Harmáčková, Z.V. i Lorencová, E. (2014). Integrated assessment of ecosystem services in the Czech Republic. *Ecosystem services* 8: 110-117. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.03.001>.

Frélichová, J. i Fanta, J. (2015) Ecosystem service availability in view of long-term land-use changes: a regional case study in the Czech Republic, *Ecosystem Health and Sustainability*, 1: 10, 1-15, DOI: 10.1890/EHS15-0024.1

Füzyová, L., Lániková, D. i Novorolský, M. (2009). Economic Valuation of Tatras National park and Regional Environmental Policy. *Polish J. of Environ. Stud.* 18 (5): 811-818.

- Geijzendorffer, R.I. i Roche, K.P. (2013). Can biodiversity monitoring schemes provide indicators for ecosystem services? *Ecological Indicators* 33: 148- 157. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.03.010>
- Geijzendorffer, R.I., Martín-López, B. i Roche, K.P. (2015). Improving the identification of mismatches in ecosystem services assessments. *Ecological Indicators* 52: 320-331. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.12.016>.
- Geneletti, D. i Adem Esmail, B. (2018). Guidelines and recommendations to support the application of the final methods. Deliverable D5.4, EU Horizon 2020 ESERALDA Project.
- Geneletti, D., Adem Esmail, B. i in. (2018). Report illustrating the application of the final methods in policy and decision-making. Deliverable D5.3, EU Horizon 2020 ESERALDA Project.
- Geneletti, D., Adem Esmail, B., Cortinovici, C., Arany, I., Balzan, M., van Beukering, P., Bicking, S., Borges, P. A., Borisova, B., Broekx, S., Burkhard, B., Gil, A., Inghe, O., Kopperoinen, L., Kruse, M., Liekens, I., Lowicki, D., Mizgajski, A., Mulder, S., Nedkov, S., Ostergard, H., Picanco, A., Ruskule A., Santos-Martín, F., Sieber, I.M., Svensson, J., Vačkář, D. i Veidemane, K. (2020). Ecosystem services mapping and assessment for policy- and decision-making: Lessons learned from a comparative analysis of European case studies. *One Ecosystem* 5: e53111. <https://doi.org/10.3897/oneeco.5.e53111>
- Getzner, M. (2009). Economic and cultural values related to Protected Areas. Part A: Valuation of Ecosystem Services in Tatra (PL) and Slovenský Raj (SK) national parks. Final report, 53 str.
- Gómez-Baggethun, E. i de Groot, R. (2010). Chapter 5. Natural Capital and Ecosystem Services: The Ecological Foundation of Human Society. W: Harrison, R. M. i Hester, R.E. (red.). *Ecosystem Services* [online]. Cambridge: Royal Society of Chemistry, p. 105-121. *Issues in Environmental Science and Technology*.
- Gómez-Baggethun, E., Martín-López, B., Barton, D., Braat, L., Kelemen, E., García Llorente, M., Saarikoski, H., Bergh, J., Arias-Arévalo, P., Berry, P., Potschin, M., Dunford, R., Keene, H., Schröter-Schlaack, Ch. i Harrison, P. (2014). State-of-the-art report on integrated valuation of ecosystem services. EU FP7 OpenNESS Project Deliverable 4.1., European Commission FP7.
- Haines-Young, R. i Potschin, M.B. (2018). Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure, UK, 53 str. <https://cices.eu/content/uploads/sites/8/2018/01/Guidance-V51-01012018.pdf>
- Haines-Young, R., Potschin-Young, M. i Czúcz, B. (2018). Report on the use of CICES to identify and characterise the biophysical, social and monetary dimensions of ES assessments. Deliverable D4.2, EU Horizon 2020 ESERALDA Project, 106 str.
- Harrington, R., Dawson, T.P, de Bello, F., Feld, C.K., Haslett, J.R., Kluvánková-Oravská, T., Kontogianni, A., Lavorel, S., Luck, G.W., Rounsevell, M.D.A., Samways, M.J., Skourtos, M., Settele, J., Spangenberg, J.H., Vandewalle, M., Zobel, M. i Harrison, P.A. (2010). Ecosystem services and biodiversity conservation: concepts and a glossary. *Biodivers. Conserv* 19: 2773- 2790.
- Hein, L., Van Koppen, Ch., Groot, R. i van Ierland, E. (2006). Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological economics* 57 (2): 209-228.
- Heink, U. i Kowarik, I. (2010). What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. *Ecological Indicators* 10(3): 584-593.
- Hull, R.B., Richert, D., Seekamp, E., Robertson, D. i Buhyoff, G.J. (2003). Understandings of environmental quality: Ambiguities and values held by environmental professionals. *Environmental Management* 31: 1-13.
- IAIA i IEA (International Association for Impact Assessment i Institute of Environmental Assessment) (1999). Principles of Environmental Impact Assessment Best Practice, UK, 4 str. https://www.iaia.org/uploads/pdf/principlesEA_1.pdf.
- IPBES (2016). Preliminary guide regarding diverse conceptualization of multiple values of nature and its benefits, including biodiversity and ecosystem functions and services (IPBES Del. 3 d).
- IPBES (2019). Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Brondizio, E. S., Settele, J., Díaz, S. i Ngo, H. T. (red.). Sekretariat IPBES, Bonn, Niemcy.
- Izakovičová, Z., Miklós, L. i Miklósová, V. (2018). Integrative assessment of land use conflicts. *Sustainability* 10 (9): 1-30.
- Jax, K. (2010). *Ecosystem functioning*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Kelemen, E., Barton, D., Jacobs, S., Martín-López, B., Saarikoski, H., Termansen, M., Bela, G., Braat, L., Demeyer, R., García-Llorente,

M., Gómez-Baggethun, E., Hauck, J., Keune, H., Luque, H., Palomo, I., Pataki, G., Potschin, M., Schleyer, C., Tenerilli, P. i Turkelboom, F. (2015). Preliminary guidelines for integrated assessment and valuation of ecosystem services in specific policy contexts. EU FP7 OpenNESS Project Deliverable 4.3., European Commission FP7.

Keune, H., Bauler, T. i Wittmer, H. Ecosystem Services Governance: Managing Complexity? W: Jacobs, S., Dendoncker, N. i Keune, H. (red.). Ecosystem Services – Global Issues Local Practices. Elsevier, New York, s. 135-155.

Keune, H., Dendoncker, N., Popa, F., Sander, J., Kampelmann, S., Boeraeve, F., Dufrêne, M., Bauler, T., Casaer, J., Cerulus, T., De Blust, G., Denayer, B., Janssens, L., Liekens, I., Panis, J., Scheppers, T., Simoens, I., Staes, J., Turkelboom, F., Ulenaers, P., Van der Biest, K. i Verboven, J. (2015). Emerging ecosystem services governance issues in the Belgium Ecosystem Services Community of Practice. Ecosystem Services 16: 212-219.

Kjærulff, U.B. i Madsen, A. (2013). Bayesian Networks and Influence Diagrams: A Guide to Construction and Analysis. Information Science and Statistics, Springer.

Komisja Europejska (2011). Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów. Nasze ubezpieczenie na życie i nasz kapitał naturalny: unijna strategia ochrony różnorodności biologicznej na okres do 2020 r. COM/2011/0244.

Komisja Europejska (2013). Zielona infrastruktura (GI) - zwiększanie naturalnego kapitału Europy. COM(2013) 249 final, Bruksela, 6.5.2013.

Komisja Europejska (2015). Kierunek program polityczny UE w zakresie badań i innowacji na rzecz rozwiązań opartych na przyrodzie i ponownego naturalizowania miast. Raport końcowy grupy ekspertów programu „Horyzont 2020” ds. rozwiązań opartych na naturze i ponownego naturalizowania miast. Bruksela.

Komisja Europejska (2019). Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów. Europejski Zielony Ład. COM/2019/640.

Komisja Europejska (2020). Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów. Unijna strategia ochrony różnorodności biologicznej na rok 2030. Przywracamy naturę naszemu życiu. COM/2020/380.

Kondracki, J. (2002). Geografia regionalna Polski. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa.

Kovács-Hostyánszki, A., Batáry, P. i Báldi, A. (2011). Local and landscape effects on bee communities of Hungarian winter cereal fields. Agricultural and Forest Entomology 13: 59-66.

Kovács-Hostyánszki, A., Bereczki, K., Czúcz, B., Érdiné Szekeres, R., Fodor, L., Kalóczkai, Á., Kiss, M., Kovács, E., Attila Takács, A., Tanács, E., Török, K., Vári, Á., Zölei, A., i Zsembery, Z. (2018). The Hungarian ecosystem services assessment – an example for a national level science-policy interface. <https://doi.org/10.17011/conference/eccb2018/107702>.

Kowalska, A., Affek, A., Wolski, J., Regulska, E., Kruczkowska, B., Zawiska, I., Kołaczowska, E. i Baranowski, J. (2021). Assessment of regulating ES potential of lowland riparian hardwood forests in Poland. Ecological Indicators 120: 106834.

Kuslits B., Vári Á., Tanács E., Aszalós R., ... i Arany I. (2021). Ecosystem Services Becoming Political: How Ecological Processes Shape Local Resource-Management Networks. Front Ecol Evol 9. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.635988>

Lacina, D. (2019). Mapping and assessment of ecosystem services in the Czech Republic. Spotkanie V4+4, Smolenice, marzec 2019, niepublikowane.

Lang, D.J., Wiek, A., Bergmann, M., Stauffacher, M., Martens, P., Moll, P., Swilling, M. i Thomas, Ch. J. (2012). Transdisciplinary research in sustainability science – practice, principles, and challenges. Sustainability Science 7: 25-43.

La Notte, A., D'Amato, D., Mäkinen, H., Prachcini, L.M., Liqueste, C., Eogh, B., Geneletti, D. i Crossman, D.N. (2017). Ecosystem services classification: A systems ecology perspective of the cascade framework. Ecological Indicators 74 (2017): 392-402. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.030>

Lincoln, R., Boxshall, G. i Clark, P. (1998). A dictionary of ecology, evolution and systematics Cambridge, Cambridge University Press. Mace, G.M., Norris, K. i Fitter, A.H. (2012). Biodiversity and ecosystem services: a multi-layered relationship. Trends in Ecology and Evolution 27(1): 19-26.

Maczka, K., Matczak, P., Pietrzyk-Kaszyńska, A., Rechciński, M., Olszańska, A., Cent, J. i Grodzińska-Jurczak, M. (2016). Application of the ecosystem services concept in environmental policy - A systematic empirical analysis of national level policy documents in Poland. *Ecological Economics* 128: 169-176. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.04.023>.

Maes, J., Paracchini, M., Zulian, G., Dunbar, M. i Alkemade, R. (2012). Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe. *Biol. Conserv.* 155: 1-12.

Maes, J., Liekens, I. i Brown, C. (2018). Which questions drive the Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy? *One Ecosystem* 3: e25309.

Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Liqueste, C., Braat, L., Berry, P., Egoh, B., Puydarrieux, P., Fiorina, C., Santos, F., Paracchini, M.L., Keune, H., Wittmer, H., Hauck, J., Fiala, I., Verburg, P.H., Condé, S., Schägner, J.P., San Miguel, J., Estreguil, C., Ostermann, O., Barredo, J.I., Pereira, H.M., Stott, A., Laporte, V., Meiner, A., Olah, B., Royo Gelabert, E., Spyropoulou, R., Petersen, J.E., Maguire, C., Zal, N., Achilleos, E., Rubin, A., Ledoux, L., Brown, C., Raes, C., Jacobs, S., Vandewalle, M., Connor, D. i 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.

Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Murphy, P., 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., Romao, C., Piroddi, C., Egoh, B., Fiorina, C., Santos, F., Naruševičius, V., Verboven, J., Pereira, H., Bengtsson, J., Gocheva, K., Marta-Pedroso, C., Snäll, T., Estreguil, C., San Miguel, J., Braat, L., Grêt-Regamey, A., Perez-Soba, M., Degeorges, P., Beaufaron, G., Lillebø, A., Malak, A., Liqueste, C., Condé, S., Moen, J., Östergård, H., Czúcz, B., Drakou, E.G., Zulian, G. i Laval, C. (2014). Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. (2nd MAES Report) Publications office of the European Union, Luxembourg.

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.H., 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-Ayán, J., Pérez-Soba, M., Grêt-Regamey, A., Lillebø, A.I., Malak, D.A., Condé, S., Moen, J., Czúcz, B., Drakou, E.G., Zulian, G. i Laval, C. (2016). An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020, *Ecosystem Services* 17: 14-23. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.10.023>

Maes, J., Zulian, G., Thijssen, M., Castell, C., Baró, F., Ferreira, A.M., Melo, J., Garrett, C.P., David, N., Alzetta, C., Geneletti, D., Cortinovis, C., Zwierchowska, I., Louro Alves, F., Souto Cruz, C., Blasi, C., Alós Ortí, M.M., Attorre, F., Azzella, M.M., Capotorti, G., Copiz, R., Fusaro, L., Manes, F., Marando, F., Marchetti, M., Mollo, B., Salvatori, E., Zavattero, L., Zingari, P.C., Giarratano, M.C., Bianchi, E., Duprè, E., Barton, D., Stange, E., Perez-Soba, M., van Eupen, M., Verweij, P., de Vries, A., Kruse, H., Polce, C., Cugny-Seguin, M., Erhard, M., Nicolau, R., Fonseca, A., Fritz, M. i Teller, A. (2016). Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. Urban Ecosystems. Publications Office of the European Union, Luxembourg.

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. i Werner, B. (2018). Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: An analytical framework for ecosystem condition. Publications office of the European Union, Luxembourg.

Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Condé, S., Vallecillo, S., Barredo, J.I., Paracchini, M.L., Abdul Malak, D., Trombetti, M., Vigiak, O., Zulian, G., Addamo, A.M., Grizzetti, B., Somma, F., Hagyo, A., Vogt, P., Polce, C., Jones, A., Marin, A.I., Ivits, E., Mauri, A., Rega, C., Czúcz, B., Ceccherini, G., Pisoni, E., Ceglár, A., De Palma, P., Cerrani, I., Meroni, M., Caudullo, G., Lugato, E., Vogt, J.V., Spinoni, J., Cammalleri, C., Bastrup-Birk, A., San Miguel, J., San Román, S., Kristensen, P., Christiansen, T., Zal, N., de Roo, A., Cardoso, A.C., Pistocchi, A., Del Barrio Alvalles, I., Tsiamis, K., Gervasini, E., Deriu, I., La Notte, A., Abad Viñas, R., Vizzarri, M., Camia, A., Robert, N., Kakoulaki, G., Garcia Bendo, E., Panagos, P., Ballabio, C., Scarpa, S., Montanarella, L., Orgiazzi, A., Fernandez Ugalde, O. i Santos-Martín, F. (2020). Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: An EU ecosystem assessment, EUR 30161 EN, Publications Office of the European Union, Ispra, 2020, ISBN 978-92-76-17833- 0, doi:10.2760/757183, JRC120383.

MEA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005). Ecosystems and human well-being: wetlands and water. Synthesis. World Resources Institute, Waszyngton, DC.

Mederly, P., Bezák, P., Lieskovský, J., Halabuk, A., Izakovičová, Z. i Dobrucká, A. (2017). Vybrané metódy hodnotenia ekosystémových služieb – projekt Open-NESS a prípadová štúdia Trnava. *Životné Prostredie* 51: 205-212. ISSN 0044-4863.

Mederly, P., Černeček, J., Špulerová, J., Izakovičová, Z., Jančovič, M., Ďuricová, V., Gusejnov, S., Hreško, J., Petrovič, F., Štefunková, D., Šatalová, B., Močko, M., Vrbičanová, G., Kaisová, D., Turanovičová, M., Kováč, T. & Laco, I. (2019). Katalóg ekosystémových služieb Slovenska. Banská Bystrica, Slovakia: SNC SR, 2019, ISBN: 978-80-8184-067-8.

Mederly, P., Černecký, J., Špulerová, J., Izakovičová, Z., Ďuricová, V., Považan, R., Švajda, J., Močko, M., Jančovič, M., Gusejnov, S., Hreško, J., Petrovič, F., Štefunková, D., Šatalová, B., Vrbičanová, G., Kaisová, D., Turanovičová, M., Kováč, T. i Laco, I. (2020). National ecosystem services assessment in Slovakia – meeting old liabilities and introducing new methods. *One Ecosystem* 5: e53677. <https://doi.org/10.3897/oneeco.5.e53677>

Mederly, P. i Černecký, J. (red.). (2020). *A Catalogue of Ecosystem Services in Slovakia. Benefits to Society*. Springer International Publishing, ISBN 978-3-030-46507-0, 244 s. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-46508-7>.

Molnár, Z., Bartha, S., Seregélyes, T., Illyés, E., Botta-Dukát, Z., Tímár, G., Horváth, F., Révész, A., Kun, A., Böllöni, J., Biró, M., Bodoncz, L., József, A. D., Fogarasi, P., Horváth, A., Isépy, I., Karas, L., Kecskés, F., Molnár, C., Ajakai, A.O. i Rév, S. (2007). A GRID-based, satellite-image supported, multi-attributed vegetation mapping method (MÉTA). *Folia Geobotanica* 42: 225-247.

NCAL (2020). LIFE ecosystem services project toolkit (Latvia). Nature Conservancy Agency of Latvia online toolkit. Online: <https://ekosistemas.daba.gov.lv/public/eng/toolkit/>

NEAT (2014). National Ecosystem Approach toolkit – Ecosystem services tools. Birmingham University, UK. Online: <http://neat.ecosystemsknowledge.net/ecosystem-services-tools.html>

NEPA (National Environmental Protection Agency) (2017). *Assessment of Ecosystems and Ecosystem Services in Romania*.

NEPA, NINA, ROSA, WWF Romania, 197 str. ISBN 978-606-8038-23-0.

NESP (National Ecosystem Services Partnership) (2016). *The Federal Resource Management and Ecosystem Services Guidebook*. Online: <https://nespguidebook.com>.

Neugarten, R.A., Langhammer, P.F., Osipova, E., Bagstad, K.J., Bhagabati, N., Butchart, S.H.M., Dudley, N., Elliott, V., Gerber, L.R., Gutierrez Arrellano, C., Ivanič, K.-Z., Kettunen, M., Mandle, L., Merriman, J.C., Mulligan, M., Peh, K.S.-H., Raudsepp-Hearne, C., Semmens, D.J., Stolton, S. i Willcock, S. (2018). *Tools for measuring, modelling, and valuing ecosystem services: Guidance for Key Biodiversity Areas, natural World Heritage Sites, and protected areas*. Gland, Switzerland: IUCN. x + 70pp.

Nikolova, M., Nedkov, S., Arany, I., Aszalós, R., Kovács-Hostyánszki, A., Czúcz, B., Marta-Pedroso, C., Adamescu, C.M., Cazacu, C., Brown, C., Burns, A., Arnell A., Stępniewska, M., Łowicki, D., Lupa, P., Mizgajski, A., Roche, P., Campagne, C.S., Balzan, M., Haines-Young, R., Potschin-Young, M. i Potschin-Young, M. (2018). *Report on Multifunctional assessment methods and the role of map analyse - Using an Integrated Ecosystem Service Assessment Framework: Deliverable D4.8, EU Horizon 2020 ESERALDA Project, Grant agreement No. 642007, 186 pp.*

Olander, L., Mason, S., Warnell, K. i Tallis, H. (2018). *Building Ecosystem Services Conceptual Models*. National Ecosystem Services Partnership Conceptual Model Series No.1. Durham, NC: Duke University, Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions. Parson, E.A. (1995). *Integrated Assessment and Environmental Policy Making, in Pursuit of Usefulness*. *Energy Policy* 23(4/5): 463–476.

Peh, K.S.H., Balmford, A., Bradbury, R.B., Brown, C., Butchart, S.H.M., Hughes, F.M.R., Stattersfield, A., Thomas, D.H.L., Walpole, M., Bayliss, J., Gowing, D., Jones, J.P.G., Lewis, S.L., Mulligan, M., Pandeya, B., Stratford, C., Thompson, J.R., Turner, K., Vira, B., Willcock, S. i Birch, J.C. (2013). TESSA: a toolkit for rapid assessment of ecosystem services at sites of biodiversity conservation importance. *Ecosyst. Serv.* 5: 51–57. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.06.003>

Petz, K., Minca, E.L., Werners, S.E. i Leemans, R. (2012). Managing the current and future supply of ecosystem services in the Hungarian and Romanian Tisza River Basin, *Regional Environmental Change* 12: 689-700.

Pierce, R. J. (2014). *Local Integrated Planning Toolkit for Biodiversity and Ecosystem services*. A Report for ICLEI Cities Biodiversity Center. ICLEI Africa Secretariat, 92 str.

Pietrzyk-Kaszyńska, A., Rechciński, M., Olszańska, A., Mączka, K., Matczak, P., Niedziałkowski, K., Cent, J., Peek, B. i Grodzińska-Jurczak, M. (2016). *Usługi ekosystemów na obszarach cennych przyrodniczo z perspektywy różnych grup interesariuszy*, IOP PAN, Kraków.

Potschin, M. i Haines-Young, R. (2011). Ecosystem services. *Progress in Physical Geography* 35 (5): 575-594.

Potschin, M., Haines-Young, R., Heink, U. i Jax, K. (2014). *OpenNESS Glossary (V2.0)*. [online]. Dostępny pod adresem: <http://www.openness-project.eu/library/referencebook>

Potschin, M., Haines-Young, R., Fish, R. i Turner, K. R. (2016). *Routledge handbook of ecosystem services*. 1. wyd. Nowy Jork: Routledge, Taylor i Francis Group, 630 pp.

Potschin-Young, M., Burkhard, B., Czúcz, B. i Santos Martín, F. (2018). Glossary for Ecosystem Service mapping and assessment terminology. Deliverable D1.4 EU Horizon 2020 ESMERALDA Project, Grant agreement No. 642007, 49 str.

Považan, R., Getzner, M. i Švajda, J. (2014a). Value of ecosystem services in mountain national park. Case study of Veľká Fatra National Park (Slovakia). *Polish Journal of Environmental studies* 23 (5): 1699-1710. ISSN 1230-1485.

Považan, R., Getzner, M. i Švajda, J. (2014a). Hodnotenie ekosystémových služieb v chránených územiach Karpát so zameraním na Slovensko - Metodický postup pre rýchle hodnotenie. *Quaestiones rerum naturalium* 1 (2): 7-44.

Považan, R., Getzner, M. i Švajda, J. (2015). Valuation of ecosystem services in the NP Muránska planina (Slovakia) – case study. *Eco.mont: Journal on Protected Mountain Areas Research and Management* 7 (1): 61–69.

Preston, S. M. i Raundsepp-Hearne, C. (red.) (2017). *Ecosystem Service Toolkit: Completing and Using Ecosystem Service Assessment for Decision-Making: An Interdisciplinary Toolkit for Managers and Analysts*. Federal, Provincial, and Territorial Governments of Canada, Ottawa. Ottawa: Environment and Climate Change Canada Enquiry Centre, 276 str. ISBN: 978-0-660-07074-2.

Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G.D. i Bennett, E.M. (2010). Ecosystem service bundles for analysing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. doi/10.1073/pnas.0907284107

Reed, M.S., Graves, A., Dandy, N., Posthumus, H., Hubacek, K., Morris, J., Prell, Ch., Quinn, C.H. i Stringer, L.C. (2009). Who's in and why? A typology of stakeholder analysis methods for natural resource management. *Journal of Environmental Management* 90: 1933-1949.

Rey-Valette, H., Mathé, S. i Salles, J.M. (2017). An assessment method of ecosystem services based on stakeholders perceptions: The Rapid Ecosystem Services Participatory Appraisal (RESPA). *Ecosystem Services* 28, 311-319. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.08.002>.

Rhodes, R. A.W. (2007). Understanding Governance: Ten Years On. *Organization Studies* 28(8): 1243-1264.

Rodríguez, J.P., T.D. Beard, Jr, E.M. Bennett, G.S. Cumming, S. Cork, J. Agard, A.P. Dobson i Peterson, G.D. (2006). Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecology and Society* 11(1): 28.

Rosin Z., Takacs V. i in. (2011). Usługi ekosystemowe jako skuteczne narzędzie ochrony przyrody: spojrzenie z polskich terenów uprawnych. *Chrońmy przyrodę ojczystą*, 1, 3-20.

Rounsevell, M.D.A., Dawson, T.P. i Harrison, P.A. (2010). A conceptual framework to assess the effects of environmental change on ecosystem services. *Biodivers Conserv* 19: 2823–2842. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9838-5>

Ruckelshaus, M., McKenzie, E., Tallis, H., Guerrey, A., Daily, G., Kareiva, P., Polasky, S., Ricketts, T., Bhagabati, N., Wood, S.A. i Bernhardt, J. (2015). Notes from the field: Lessons learned from using ecosystem service approaches to inform real-world decisions. *Ecological Economics* 115: 11-21.

Ruskule, A., Vinogradovs, I. i Pecina, M. V. (2018). *The Guidebook on "The Introduction to the Ecosystem Service Framework and its Application in Integrated Planning"*. Riga: University of Latvia, 63 str. ISBN: 978-9934-556-39-5.

Russi, D., ten Brink, P., Farmer, A., Badura, T., Coates, D., Förster, J., Kumar, R. i Davidson, N. (2013). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Water and Wetlands*. IEEP, London and Brussels; Ramsar Secretariat, Gland.

Saarikoski, H., Raitio, K., i Barry, J. (2013). Understanding 'successful' conflict resolution: Policy regime changes and new interactive arenas in the Great Bear Rainforest. *Land Use Policy* 32: 271-280.

Santos-Martín, F., Kelemen, E., García-Llorente, M., Jacobs, S., Oteros-Rozas, E., Barton, D.N., Palomo, P., Hevia, V. i Martín-López, B. (2017). *Socio-cultural valuation approaches. W: Mapping Ecosystem Services*. Wyd. 1. Sofia: Pensoft Publishers, 374 str.

Santos-Martín, F. i in. (2018). Guidance report on a multi-tiered flexible methodology for integrating social, economic and biophysical methods. Deliverable D3.4. EU Horizon 2020 ESMERALDA Project. SCBD i NCEA (Secretariat of the Convention on Biological Diversity & Netherlands Commission for Environmental Assessment) (2006). *Biodiversity in Impact Assessment, Background Document to CBD Decision VIII/28: Voluntary Guidelines on Biodiversity-Inclusive Impact Assessment*. Montreal, Canada, 72 str. www.cbd.int/doc/publications/cbd-ts-26-en.pdf.

SEEA-EEA (2012). System of Environmental-Economic Accounting 2012: Experimental Ecosystem Accounting.

Slootweg, R., Kolkoff, A. i Verheem, R. (2006). Biodiversity in EIA and SEA. Background document to CBD Decision VIII/28. The Netherlands Commission for Environment Assessment, Netherland, 81 pp. <https://www.cbd.int/doc/publications/imp-bio-eia-and-sea.pdf>.

Slootweg, R. i van Beukering, P.J.H. (2008). , Valuation of Ecosystem Services and Strategic Environmental Assessment: Lessons from Influential Cases. Report of the Netherlands Commission for Environmental Assessment, Netherland, 40 str. ISBN 978-90-421-2537-7. <https://www.cbd.int/impact/case-studies/cs-impact-nl-sea-valuation-en.pdf>

Slootweg, R., Rajvanshi, A., Mathur, V.B. i Kolhoff, A. (2010). Biodiversity in Environmental Assessment, w: Slootweg i in. 2010: Enhancing ecosystem services for human well-being, 154–204. Cambridge: Cambridge University Press. ISBN 978-0-521-88841-7.

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 młodoglacjalnym. Ocena potencjału i wykorzystania, Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN, Wydawnictwo Akademickie SEDNO, Warszawa, 469 str. ISBN: 978-83-7963-062-2. http://rcin.org.pl/igipz/Content/64395/WA51_83948_r2017_Swiadczenia-ekosyste.pdf

Stępniewska, M., Lupa, P. i Mizgajski, A. (2018a). Drivers of the ecosystem services approach in Poland and perception by practitioners. *Ecosystem Services* 33: 59-67. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.08.010>.

Stępniewska, M., Zwierzchowska, I. i Mizgajski, A. (2018b). Capability of the Polish Legal System to Introduce the Ecosystem Services Approach into Environmental Management. *Ecosystem Services* 29: 271-281. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.02.025>.

Sunderland, T. i Butterworth, T. (2016). Meeting local economic decision-maker's demand for environmental evidence: The Local Environment and Economic Development (LEED) toolkit. *Ecosystem Services* 17, 197-207, <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.12.007>.

Tacconi, L. (2012). Redefining payments for environmental services. *Ecological Economics* 73(1): 29-36.

Takács, Á., Kiss, M., Hof, A., Tanács, E., Gulyás, Á. i Kántor, N. (2016). Microclimate Modification by Urban Shade Trees – An Integrated Approach to Aid Ecosystem Service Based Decision-making. *Procedia Environmental Sciences*. 32. 97-109. [10.1016/j.proenv.2016.03.015](https://doi.org/10.1016/j.proenv.2016.03.015).

Tanács, E., Belényesi, M., Lehoczi, R., Pataki, R., Petrik, O., Standovár, T., Pásztor, L., Laborci, A., Szatmári, G., Molnár, Zs., Bede-Fazekas, Á., Kisé Fodor, L., Varga, I., Zsembergy, Z. i Maucha, G. (2019). Országos, nagyfelbontású ökoszisztéma-alaptérkép: módszertan, validáció és felhasználási lehetőségek. *Természetvédelmi Közlemények* 25, 34–58, [10.20332/tvk-jnatconserv.2019.25.34](https://doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2019.25.34)

TEEB (2010). The Economics of the Ecosystem and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature. A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB. Geneva: United Nations Environment Programme, 36 str.

UK NEA (2011) The UK National Ecosystem Assessment. Technical Report. UNEP-WCMC, Cambridge.

UNEP/GRID-Warszawa (2015). Mapowanie i ocena ekosystemów i ich usług w Polsce, 180 s.

UNEP (2021). Making Peace with Nature: A scientific blueprint to tackle the climate, biodiversity and pollution emergencies. Nairobi. <https://www.unep.org/resources/making-peace-nature>

UN General Assembly (2015). Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development, A/RES/70/1, <https://www.refworld.org/docid/57b6e3e44.html>.

Vačkář, D., Frélichová, J., Lorencová, E., Pártl, A., Harmáčková, Z. i Loučková, B. (2014). Metodologický rámec integrovaného hodnocení ekosystémových služeb v České republice. <http://www.ecosystems-services.cz/cs/metodologicky-ramec-integrovaného-hodnocení-ekosystémových-sluzeb-v-ceske-republice>.

Vačkář, D., Grammatikopoulou, I., Daněk, J. i Lorencová, E. (2018). Methodological aspects of ecosystem service valuation at the national level. *One Ecosystem* 3: e25508. <https://doi.org/10.3897/oneeco.3.e25508>.

Vihervaara, P., Mononen, L., Nedkov S., Viinikka, A., Adamescu, C., Arnell, A., Balzan, M., Bicking, S., Broekx, S., Burkhard, B., Cazacu, C., Czúcz, B., Geneletti, D., Grêt-Regamey, A., Harmáčková, Z., Karvinen, V., Kruse, M., Liekens, I., Ling, M. i Zulian, G. (2018). Biophysical mapping and assessment methods for ecosystem services. *ESMERALDA Deliverable D3.3*.

Villa, F., Bagstad, K.J., Voigt, B., Johnson, G.W., Portela, R., Honzák, m., Batker, D. (2014). A Methodology for Adaptable and Robust Ecosystem Services Assessment. *PLoS ONE* 9, 3, e91001. doi:10.1371/journal.pone.0091001

Wittmer, H. (red.) (2010). Chapter 6: Spatial planning and environmental assessment, s. 105-123 W: TEEB - The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Local and Regional Policy Makers, Bonn: UNEP, 207 pp. ISBN 978-3-9812410-2-7.

WLE (2016). Mapping Ecosystem Services to Human well-being (MESH): ES integrative modelling platform. Research Programme on Water, Land and Ecosystems. <https://wle.cgiar.org/solutions/mapping-ecosystem-services-human-well-being-mesh>

Zulian, G., Stange, E., Woods, H., Carvalho, L., Dick, J., Andrews, CH., Baró, F., Vizcaino, P., Barton, D.N., Nowel, M., Rush, G.M., Autunes, P., Fernandes, J., Ferraz, D., Ferreira dos Santos, R., Aszalós, R., Arany, I., Czúcz, B., Priess, J.A., Hoyer, CH., Bürger-Patricio, G., Lapola, D., Mederly, P., Halabuk, A., Bezak, P., Kopperoinen, L. i Viinikka, A. (2018). Practical application of spatial ecosystem service models to aid decision support. *Ecosystem Services* 29: 465-480.

Polecana literatura dodatkowa

Albert, C., Geneletti, D. i Kopperoinen, L. (2017). Application of ecosystem services in spatial planning. W: Burkhard, B. i Maes, J. (red.). *Mapping Ecosystem Services*. Pensoft Publishers, Sofia, 374 pp.

Bateman, I.J., Harwood, A.R., Mace, G.M., Watson, R.T., Abson, D.J., Andrews, B., Binner, A., Crowe, A., Day, B.H., Dugdale, S., Fezzi, C., Foden, J., Hadley, D., Haines-Young, R., Hulme, M., Kontoleon, A., Lovett, A.A., Munday, P., Pascual, U., Paterson, J., Perino, G., Sen, A., Siriwardena, G., van Soest, D. i Termansen, M. (2013). Bringing ecosystem services into economic decision-making: land use in the United Kingdom. *Science* 341(6141): 45-50.

Cash, D.W., Clark, W.C., Alcock, F., Dickson, N.M., Eckley, N., Guston, D.H., Jäger, J. i Mitchell, R.B. (2003). Knowledge systems for sustainable development. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100(14): 8086-8091.

Cimon-Morin, J., Darveau, M. i Poulin, M. (2013). Fostering synergies between ecosystem services and biodiversity in conservation planning: a review. *Biol Conserv.* 166: 144–154.

Hauck, J., Stein, Ch., Schiffer, E. i Vandewalle, M. (2015). Seeing the forest and the trees: Facilitating participatory network planning in environmental governance. *Glob. Environ. Change* 35: 400–410.

Maes, J., Fabrega, N., Zulian, G., Barbosa, A., Viziano, P., Ivits, E., Polce, C. H., Vandecasteele, I., Rivero, I. M., Guerra, C., Castillo, P. C., Vallecillo, S., Baranzelli, C., Barranco, R., Silva, B. F., Crisoni, CH. J. i Trombetti, M. (2015). Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: Trends in ecosystems and ecosystem services in the European Union between 2000 and 2010. Luxembourg: Publications Office of the European Union 2015, 131 s. ISSN 1831-9424.

Musacchio, L.R. (2013). Key concepts and research priorities for landscape sustainability. *Landscape Ecol* 28 (6): 995-998.

Sarewitz, D. i Pielke, Jr. R. A. (2007). The neglected heart of science policy: reconciling supply of and demand for science. *Environmental Science and Policy* 10(1): 5-16.

Seppelt, R., Beckmann, M., Ceaușu, S., Cord, A.F., Gerstner, K., Gurevitch, J., Kambach, S., Klotz, S., Mendenhall, C., Phillips, H.R.P., Powell, K., Verburg, P.H., Verhagen W., Winter, M. i Newbold, T. (2016). Harmonizing biodiversity conservation and productivity in the context of increasing demands on landscapes. *BioScience* 66 (10): 890-896. <https://doi.org/10.1093/biosci/biw004>.

Slootweg, R. (2017). Global state of the application of biodiversity-inclusive impact assessments. Report for the Secretariat of the Convention on Biological Diversity Information document CBD/SBSTTA/21/INF/13, 79 s.

Termorshuizen, J. i Opdam, P. (2009). Landscape services as a bridge between landscape ecology and sustainable development. *Landscape Ecol* 24(8): 1037-1052.

Vejre, H., Jensen, F.S. i Thorsen, B.J. (2009). Demonstrating the importance of intangible ecosystem services from peri-urban landscapes. *Ecological Complexity* 7(3): 338-348. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.09.005>.

Weichselgartner, J. i Kasperson, R. (2010). Barriers in the science-policy-practice interface: Toward a knowledge-action-system in global environmental change research. *Global Environmental Change* 20 (2): 266-277.

Young, J. C., Jordan, A., Searle, K.R., Butler, A., Chapman, D.S., Simmons, P. i Watt, A.D. (2013). Does stakeholder involvement really benefit biodiversity conservation? *Biological Conservation* 158: 359-370.

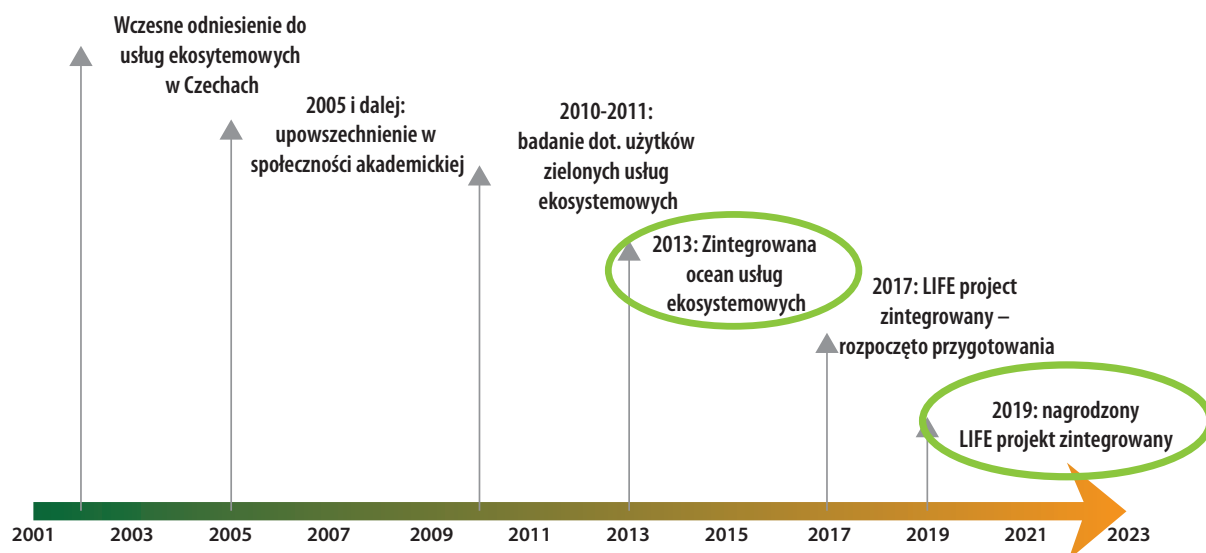
Zhang, L., Fu, B., Lü, Y. i Zeng, Y. (2015). Balancing multiple ecosystem services in conservation priority setting. *Landscape Ecol* 30: 535–546.

Załącznik 1

Krajowa ocena ES w krajach z regionu Karpat

Republika Czeska

Proces mapowania i oceny usług ekosystemowych w Republice Czeskiej można omówić na podstawie poniższego rysunku:



Rysunek 1.1 – Ocena ES w Republice Czeskiej: Oś czasu (Źródło: Lacina 2019)

Badanie pt. „Integrated assessment of ecosystem services in the Czech Republic” (pol. Zintegrowana ocena usług ekosystemowych w Republice Czeskiej) (Frélichová i in. 2014) stanowi pierwszą próbę oceny usług ekosystemowych na poziomie krajowym w Czechach. Badanie zostało zainicjowane przez ekspertów i zaakceptowane przez Česká Agencję Ochrany Přírody oraz Ministerstvo Šrodoviska Republiky Czeskiej jako początek krajowej oceny ekosystemów, w nawiązaniu do krajowych ocen TEEB oraz celów strategicznych CBD i UE związanych z oceną i rachunkowością usług ekosystemowych. Celem badania była identyfikacja i wycena usług ekosystemowych świadczonych w Czechach.

Metodologia i wyniki

- ❖ Mapowanie ekosystemów (we współpracy z Agencją Ochrony Przyrody) – „Skonsolidowana warstwa ekosystemów w Republice Czeskiej” (ang. Consolidated Layer of Ecosystems of the Czech Republic, CLES): Struktura oceny obejmuje sześć typów ekosystemów (ekosystemy rolne, obszary trawiaste, lasy, ekosystemy wodne, tereny wodno-błotne i obszary miejskie) oraz 17 usług ekosystemowych świadczonych przez te ekosystemy. Typy ekosystemów są dalej podzielone na 41 kategorii ekosystemów w oparciu o podejście siedliskowe.
- ❖ Baza danych wartości usług ekosystemowych.
- ❖ Systematyczny przegląd piśmiennictwa w celu zebrania danych wejściowych do bazy danych o wartościach biofizycznych i ekonomicznych. Następnie zastosowano specyficzną strategię wyszukiwania w dwóch elektronicznych bazach czasopism – Web of Science (WoS) i Scopus.

W rezultacie powstała baza danych ECOSERV zawierająca 197 wartości usług ekosystemowych, z których około połowa została wykorzystana do transferu korzyści w celu obliczenia całkowitej wartości ekosystemów w Republice Czeskiej.

Całkowita zagregowana wartość ES dostarczana rocznie przez ekosystemy w Republice Czeskiej wynosi ok. 1,5 x PKB.

Stan realizacji Celu 2, Działania 5 Strategii Bioróżnorodności 2020 w Republice Czeskiej (Lacina 2019):

- * Tworzenie map stanu ekosystemów – WYKONANE
- * Skonsolidowana Warstwa Ekosystemów
- * Aktualizacja zaplanowana na 2020 r.
- * Ocena stanu ekosystemów
- * Ocena usług i ich wartości ekonomicznej – WYKONANE
- * Rezultaty projektów CzechGlobe
- * Promowanie włączenia tych wartości do systemów rachunkowości i sprawozdawczości

Plany na przyszłość (Lacina 2019):

Zintegrowany projekt LIFE dla sieci Natura 2000 w Republice Czeskiej – LIFE-IP: N2K Revisited (2019–2026).

Ministerstwo Środowiska, Agencja Ochrony Przyrody + 3 partnerów naukowych.

Cel główny: bardziej efektywny system zarządzania obszarami Natura 2000, połączony ze współpracą z użytkownikami terenów, który skutecznie wykorzystuje zaawansowaną wiedzę na temat korzyści dla społeczeństwa wynikających z kapitału przyrodniczego na tych terenach oraz uwzględnia odpowiednie koszty.

Oczekiwane wyniki:

- * Zdolność ekosystemów do zapewnienia podaży ES określona ilościowo
- * Kluczowe usługi ekosystemowe, cały obszar kraju
- * Jednostki biofizyczne, wartości społeczne
- * Narzędzie internetowe do eksploracji
- * Popyt na ES świadczone przez obszary Natura 2000 określony ilościowo
- * W tym synergie i konflikty, kompromisy między usługami
- * Opracowanie metod oceny korzyści i kosztów związanych z programem Natura 2000
- * Poziom lokalny – w celu oceny wpływu zmiany sposobu użytkowania gruntów na zdolność do świadczenia ES
- * Poziom krajowy – regularne monitorowanie i ocena korzyści dla społeczeństwa płynących z ES
- * Utworzenie i regularne spotkania krajowej platformy usług ekosystemowych
- * Intensywniejsza komunikacja z użytkownikami gruntów na obszarach Natura 2000
- * ES jako argument przemawiający za akceptacją zarządzania ochroną przyrody
- * Analiza finansowania sieci Natura 2000, dyskusje z zainteresowanymi stronami odpowiedzialnymi za systemy finansowania (ENV, AGRI) w celu zapewnienia finansowania potrzeb sieci Natura 2000 (ochrona przyrody)
- * Korzyści płynące z ekosystemów dla społeczeństwa (w porównaniu do kosztów) jako argument
- * Szkolenia dla organów ochrony przyrody w celu praktycznego zastosowania opracowanych narzędzi.

Węgry

Na Węgrzech przeprowadzana jest obecnie krajowa ocena MAES.

W 2016 r. na Węgrzech rozpoczął się projekt „Strategiczne badania dotyczące długoterminowej ochrony i rozwoju dziedzictwa naturalnego o znaczeniu wspólnotowym oraz realizacji celu Strategii Bioróżnorodności UE 2020” prowadzony przez Ministerstwo Rolnictwa i współfinansowany przez UE, mający na celu realizację celów Strategii Bioróżnorodności UE. Projekt składa się z czterech głównych elementów, w tym „mapowania i oceny ES (MAES-HU)”. Celem MAES-HU było stworzenie przestrzennych baz danych ekosystemów i ES na Węgrzech oraz ich ocena za pomocą wskaźników biofizycznych, ekonomicznych i społecznych.

Metodologia:

W celu zapewnienia wiarygodności naukowej, politycznej i społecznej na szeroką skalę, projekt stosuje zintegrowane podejście i kładzie duży nacisk na planowanie partycypacyjne oraz zaangażowanie zainteresowanych stron. W momencie pisania tego raportu projekt jest nadal realizowany i potrwa do maja 2021 r. Plan pracy składa się z kilku odrębnych zadań w logicznej i czasowej sekwencji opartej na wcześniejszych wynikach. Rysunek 1.2 przedstawia sekwencję zadań w MAES-HU.



Rysunek 1.2 – Przegląd głównych bloków MAES-HU.

Po serii konsultacji z ekspertami, do mapowania i oceny w trakcie realizacji projektu wybrano 12 ES. Na 12 wybranych ES składają się 3 usługi zaopatrzeniowe, 7 regulacyjnych i 2 kulturowe (tab. 1.1). Metodologia oceny została zbudowana w oparciu o wytyczne grupy roboczej EU MAES (Maes i in. 2014). Ocena priorytetowych ES jest przeprowadzana w czterostopniowym procesie, zgodnie z czterema poziomami modelu kaskadowego (Haines-Young and Potschin 2010): 1) stan ekosystemów, 2) potencjał (potencjalna podaż) ekosystemów dla wybranych ES, 3) rzeczywiste wykorzystanie wybranych ES, 4) wkład ES w dobrostan człowieka. Ocenę ilościową przeprowadza sześć eksperckich grup roboczych, w których uczestniczy około 40 ekspertów z różnych dziedzin. Graficzne odwzorowanie (tj. mapowanie) odbywa się na pierwszych trzech poziomach kaskady w oparciu o szczegółową mapę typów ekosystemów (Tanács i in. 2019). Zarówno kwantyfikacja, jak i mapowanie odpowiednich wskaźników stanu ekosystemów (1. poziom kaskady) jest przeprowadzane dla wszystkich 12 ES. Kwantyfikacja i mapowanie poszczególnych ES na poziomach kaskady 2–4 przedstawione są w tabeli 1.1. W ostatnim roku projektu odbywa się budowanie potencjalnych przyszłych scenariuszy w oparciu o wspólną ocenę ocenionych ES.

Tabela 1.1 – Priorytetowe ES wybrane dla MAES-HU, główne kategorie ekosystemów, w których zostały uznane za ważne oraz kwantyfikacja (q) / mapowanie (m) na różnych poziomach kaskady

Wybrane ES	Istotne główne ekosystemy	Poziomy kaskady			
		1	2	3	4
Zaopatrzeniowe					
Uprawy rolne na potrzeby produkcji żywności	Grunty orne, obszary trawiaste, tereny miejskie	q+m	q+m	q+m	q
Zwierzęta hodowlane na potrzeby produkcji żywności	Grunty orne, obszary trawiaste, tereny wodne, tereny miejskie	q+m	q+m	q+m	
Rośliny uprawne wykorzystywane do pozyskiwania energii	Grunty orne, lasy	q+m	q+m	q+m	
Regulacyjne					
Filtracja/sekwestracja/ przechowywanie/akumulacja przez ekosystemy	Grunty orne, lasy, tereny miejskie	q+m	q+m		
Ograniczenie degradacji powierzchni i kontrola erozji	Grunty orne, lasy, obszary trawiaste	q+m	q+m	q+m	
Cykl hydrologiczny i utrzymanie przepływu wody	Grunty orne, lasy, obszary trawiaste, tereny wodne, tereny miejskie	q+m	q+m		
Kontrola przeciwpowodziowa i gospodarka wodami opadowymi	Lasy, tereny miejskie	q+m	q+m		q
Zapylanie i rozsiewanie nasion	Grunty orne, obszary trawiaste	q+m	q+m	q+m	
Globalna regulacja klimatu poprzez zmniejszenie stężenia gazów cieplarnianych	Grunty orne, lasy, tereny miejskie	q+m	q	q+m	q
Regulacja klimatu w skali mikro i regionalnej	Lasy, obszary trawiaste, tereny miejskie	q+m	q+m	q+m	
Kulturowe					
Wykorzystanie przyrody w celach rekreacyjnych	Lasy, obszary wodne, tereny miejskie	q+m	q+m		q
Dziedzictwo kulturowe	Grunty orne, lasy, obszary trawiaste, tereny wodne	q+m	q+m	q+m	q

Oczekuje się, że wyniki projektu MAES-HU pomogą w zrównoważonym zarządzaniu zasobami środowiska, rozwoju sieci zielonych infrastruktur, poprawie komunikacji między różnymi sektorami, włączeniu wyników do polityki bioróżnorodności i polityk sektorowych oraz osiągnięciu Celów Zrównoważonego Rozwoju ONZ (Kovács-Hostyánszki i in. 2018).

MAES-HU jest także najbardziej postępowym działaniem w zakresie **rachunkowości krajowego kapitału naturalnego**. Po zakończeniu projektu jego wyniki mają zostać uwzględnione w rachunkowości krajowej.

Polska

Rozwój i wdrażanie podejścia opartego na usługach ekosystemowych w Polsce zaprezentowano w Tabeli 1.2.

Tabela 1.2 - Kamienie milowe rozwoju podejścia do usług ekosystemowych w Polsce [m] - poziom międzynarodowy; [k] - poziom krajowy (Źródło: Stępniewska i in. 2018a, z późn. zmianami)

Rok	Polityka i prawodawstwo	Badania ramowe i pilotażowe	Upowszechnianie wiedzy i doświadczeń
2001			Rozpoczęcie Milenijnej Oceny Ekosystemów (MEA) [m]
...			
2007			Rozpoczęcie projektu Ekonomia Ekosystemów i Bioróżnorodności (TEEB)[m]
...			
2010			Symposium ECOSERV 2010 [k]
2011	Koncepcja Przestrzennego Zagospodarowania Kraju 2030 [k]; Europejska strategia na rzecz bioróżnorodności 2020 [m]		
2012		Grupa Robocza MAES [m]	Rozpoczęcie projektów OPERA i OpenNESS [m]; Symposium ECOSERV 2012 [k]
2013	Strategiczny plan adaptacji dla sektorów i obszarów wrażliwych na zmiany klimatu do roku [k]		Rozpoczęcie projektu ES w krajobrazie młodogłacjalnym [k] i projektu Linkage [m/k]
2014		MAES dla Polski [k]	Symposium ECOSERV 2014 [k]
2015	Ustawa o obszarach morskich Rzeczypospolitej Polskiej i administracji morskiej [k]; Program ochrony i zrównoważonego użytkowania różnorodności biologicznej [k]; Krajowa Polityka Miejska 2023 [k]	Miejski MAES dla Polski [k]	Rozpoczęcie projektu ESMERALDA [m/k]
2016			Symposium ECOSERV 2016 [k]; Konferencja PAEK w Łochowie [m/k]
2017	Strategia na rzecz Odpowiedzialnego Rozwoju [k]		Rozpoczęcie projektu CONNECTING Nature [m/k];
2018			Symposium ECOSERV 2018 [m/k]; Konferencja Usługi ekosystemowe – możliwości i potencjał krajobrazu [k]
2019	Europejski Zielony Ład [m]; Krajowa Strategia Rozwoju Regionalnego 2030 [k]; Polityka ekologiczna państwa 2030 [k]		Monografia Ecosystem service potentials [...] opublikowana przez Elsevier [m/k]
2020			Rozpoczęcie projektu ECOSERV-POL [m/k]
2021	Europejska strategia na rzecz bioróżnorodności 2030 [m]		Kongres SURE 2020/21 [m/k]

W 2015 r. ogólnopolskie wstępne mapowanie ekosystemów i ocena usług ekosystemowych zostały przeprowadzone przez UNEP-GRID Warszawa. Prace zostały zlecone przez Ministerstwo Środowiska i sfinansowane ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej.

Cele projektu:

- * Określenie typów ekosystemów w Polsce na podstawie klasyfikacji ekosystemów EUNIS i klasyfikacji CORINE Land Cover
- * Delimitacja podstawowych jednostek analizy, tj. ekosystemów
- * Stworzenie matrycy oceny prezentującej potencjał/zdolność ekosystemów do dostarczania usług ekosystemowych (klasyfikacja usług ekosystemowych zgodnie z CICES v 4.3)
- * Analiza rozkładu przestrzennego potencjału ekosystemów do dostarczania usług ekosystemowych
- * Opracowanie wskaźników charakteryzujących poziom dostarczania/przepływu usług ekosystemowych (wybrane usługi ekosystemowe)
- * Analiza przestrzennego rozmieszczenia zasobów usług ekosystemowych (wybrane usługi ekosystemowe)

Metodologia:**Ramy teoretyczne:**

- * Strategia UE na rzecz różnorodności biologicznej do 2020, cel 2, działanie 5
- * Mapowanie i ocena ekosystemów i ich funkcji (MAES)
- * Wspólna Międzynarodowa Klasyfikacja Usług Ekosystemowych – CICES
- * Europejski system informacji o przyrodzie (EUNIS)

Dane źródłowe do mapowania ekosystemów (wg EUNIS poziom 2):

- * CORINE Land Cover 2012
- * Warstwy wysokiej rozdzielczości (Copernicus)
- * Warstwy terenów podmokłych
- * Centralny rejestr form ochrony przyrody
- * BDOT10k - krajowa baza danych wektorów topograficznych o wysokiej rozdzielczości
- * Cyfrowy model wysokościowy (indeks pozycji topograficznej - TPI)
- * Mapa typów lasów

Skala oceny: 1 : 100 000

Minimalna jednostka mapująca: 10 ha

Dane źródłowe do oceny potencjałów usług ekosystemowych:

- * CORINE Land Cover 2012
- * COPERNICUS - Warstwy wysokiej rozdzielczości
- * Dane z monitorowania wód gruntowych
- * Mapy ryzyka powodziowego
- * Obszary i siedliska Natura 2000
- * Dane Państwowego Monitoringu Środowiska
- * BDOT10k - Baza danych obiektów topograficznych
- * Warstwy terenów podmokłych
- * Dane Głównego Urzędu Statystycznego
- * Dane dotyczące płatności rolno-środowiskowych
- * Bank danych o lasach
- * Infrastruktura edukacyjna i turystyczna w lasach
- * Dane klimatyczne
- * Korytarze ekologiczne
- * Sieć drogowa

Część wykorzystanych baz danych była publicznie dostępna, część była dostępna na życzenie i udostępniana bezpłatnie dla celów naukowych, a część wymagała zakupu.

Potencjał do dostarczania usług ekosystemowych został scharakteryzowany za pomocą kilku dedykowanych wskaźników:

- * Usługi zaopatrzeniowe: 15 wskaźników, w tym 3 fakultatywne
- * Usługi regulacyjne: 18 wskaźników, w tym 3 fakultatywne
- * Usługi kulturowe: 12 wskaźników, w tym 6 fakultatywnych

W wyniku przeprowadzonej ekspertyzy uzyskano następujące wyniki:

1. Przestrzenna baza danych podstawowych jednostek oceny (BAU)

Baza danych została opracowana w rozdzielczości odpowiadającej skali 1 : 100 000. Bazy danych obejmowała:

- a) informacje o typach ekosystemów na podstawie poziomu 2 EUNIS,
- b) charakterystykę BAU związaną z rzeźbą terenu, pokryciem terenu, gęstością zadrzewienia, powierzchniami nieprzepuszczalnymi i mezoregionami wg regionalizacji fizjogeograficznej Kondrackiego (2002).

2. Mapa typów ekosystemów w skali 1 : 2 500 000 przedstawiająca przestrzenne zróżnicowanie typów ekosystemów w Polsce.

3. Matryca oceny - zawierająca listę 63 typów ekosystemów (BAU) i 34 usług ekosystemowych (14 zaopatrzeniowych, 15 regulacyjnych i 5 kulturowych) wraz z oceną (w skali od 0 do 5) potencjału poszczególnych typów ekosystemów do świadczenia określonych usług.

4. Przestrzenna baza danych oceny usług ekosystemowych zawierająca informacje o usługach ekosystemowych: ich rozmieszczeniu przestrzennym, potencjale poszczególnych ekosystemów do ich świadczenia, a także wybrane wskaźniki oceny odnoszące się do podstawowych jednostek oceny (BAU) oraz do gmin: podstawowych jednostek podziału administracyjnego kraju (NUTS-5/LAU level 2).

5. Mapy oceny usług ekosystemowych w skali 1 : 2 500 000 przedstawiające przestrzenne zróżnicowanie potencjału do dostarczania usług ekosystemowych (zgodnie z matrycą oceny).

6. Końcowy raport ekspercki (UNEP/GRID-Warszawa 2015).

W Polsce pojawia się coraz więcej projektów mających na celu ocenę potencjału przyrody do dostarczania usług ekosystemowych dla ludzi (**natural capital accounting**), np. ocena potencjału lasów łęgowych w dolinie Wisły do świadczenia usług regulacyjnych (Kowalska i in. 2021), czy ocena potencjałów usług ekosystemowych w krajobrazach polodowcowych (Affek i in. 2020). Potencjały te są jednak najczęściej wyrażane jedynie w kategoriach fizycznych, a nie pieniężnych, a badania nie obejmują regionu Karpat.

Rumunia

W Rumunii proces MAES rozpoczął się w 2015 r. w ramach projektu „Demonstrowanie i promowanie wartości przyrodniczych w celu wsparcia procesu podejmowania decyzji w Rumunii” (w skrócie Nature in public decision N4D lub N4D). Projekt ten jest realizowany przez Narodową Agencję Ochrony Środowiska (NEPA) we współpracy z World Wildlife Fund - Rumunia (WWF), Rumuńską Agencją Kosmiczną (ROSA) oraz Norweskim Instytutem Badań nad Przyrodą (NINA).

Ocena ekosystemów i usług ekosystemowych w Rumunii - **cele**:

- ❖ Analiza polityki publicznej ma na celu ocenę poziomu integracji koncepcji ekosystemów i usług ekosystemowych (podejście ekosystemowe) w polityce publicznej w latach 2014 - 2020 w celu opracowania zaleceń dotyczących uwzględnienia wyników mapowania i ocen biofizycznych w procesach decyzyjnych. Analizowane obszary polityki publicznej to: różnorodność biologiczna, zmiana klimatu, rybołówstwo i akwakultura, rolnictwo i zrównoważony rozwój, transport, energia, rozwój regionalny, turystyka oraz obszary morskie i leśne. Dokonano inwentaryzacji odpowiedzialnych instytucji, sporządzono mapę instytucjonalną oraz kwestionariusz w celu określenia potrzeb instytucjonalnych związanych z procesem MAES.
- ❖ Analiza i zarządzanie danymi dla procesu MAES. Odbywa się to w następujących kierunkach: identyfikacja źródeł danych, analiza dostępności oraz analiza reprezentatywności i polityk aktualizacji, integracja danych w modelu konceptualnym oraz w fizycznym modelu organizacji danych. Wszystkie te kierunki są w ciągłym rozwoju, zarówno jeśli chodzi o wkład partnerów projektu, przedstawicieli Rady Naukowej, jak i osób wnoszących wkład w podstawowy krajowy system badawczy.

Mapowanie i biofizyczna ocena priorytetowych ekosystemów i usług ekosystemowych (sam proces MAES).

Osiągnięto znaczące **wyniki** w zakresie:

- * Mapowania ekosystemów na poziomie krajowym, uzyskania „Klasyfikacji ekosystemów w Rumunii EUNICE 3” (wersja pośrednia), opracowanie narzędzi do aktualizacji tego podziału (przewodnik terenowy do identyfikacji ekosystemów, przewodnik metodyczny do oceny usług ekosystemowych).
- * Wybór metod oceny usług ekosystemowych, które są przeprowadzane w sposób ciągły w oparciu o matrycę wskaźników oraz analizę porównawczą istniejących metod (przykładowe wyniki: ocena modelu kaskadowego - usługa kulturalna - edukacja).

Dane wejściowe wykorzystane do mapowania ekosystemów w Rumunii zostały opisane poniżej (tab. 1.3):

Tabela 1.3 - Dane wejściowe wykorzystane do mapowania ekosystemów w Rumunii (Źródło: NEPA 2017)

Temat	Źródło	Opis	Skala / rozdzielczość
CORINE Land Cover	Europejska Agencja Środowiska (EEA)	Przestrzenna dynamika 44 typów użytkowania ziemi, w podziale na sezony (1990, 2000, 2006 i 2012).	1:100000
LPIS (System identyfikacji działek rolniczych)	Krajowa Agencja Katastru i Rejestru Gruntów	Wyodrębnienie działek gruntu wykorzystywanych do celów rolniczych z liniowymi granicami naturalnymi lub sztucznymi, które mogą obejmować jedną lub więcej działek rolnych. Fizyczny blok jest jednoznacznie identyfikowany w systemie informacji geograficznej i stanowi działkę referencyjną przyjętą w ramach systemu LPIS w Rumunii.	1:5000
Mapa ortofoto	Krajowa Agencja Katastru i Rejestru Gruntów	Zdjęcia lotnicze wykonywane za pomocą cyfrowych lotniczych kamer fotogrametrycznych, które są rektyfikowane i georeferencjonowane; Ortofotomapy są uzyskiwane w wyniku przetwarzania ortofotografii. Ortofotomapy o zasięgu krajowym, wykorzystywane do dyskretyzacji ekosystemów przyrodniczych. Potrzeba dyskretyzacji na tym poziomie szczegółowości wynika z różnic w funkcjonalności każdego ekosystemu a tym samym w świadczonych usługach (Becker i in. 2007, Saebo i in. 2012), rozbieżności w intensywności lub powierzchni.	1:5000
DTM LIDAR	Ministerstwo Środowiska	Dane LIDAR stanowią technologię teledetekcji, która dostarcza dane wysokościowe z bardzo dobrą prognozą. Skanowanie LIDAR wykorzystuje technikę laserową do pomiaru odległości pomiędzy samolotem a ziemią, biorąc pod uwagę zabudowę, trasy komunikacyjne i rozmieszczenie roślinności. Cyfrowy model terenu LIDAR / FLI-MAP wykorzystywany jest w procesach hydrologicznych, zarówno na etapie mapowania ekosystemów, jak i oceny ich stanu (Quinn i in. 1991). Również cechy topograficzne terenu mają istotny wpływ na procesy hydrologiczne, biologiczne i geomorfologiczne zachodzące na jego powierzchni, co skutkuje dużą heterogenicznością w ograniczonej przestrzeni powiązanych ekosystemów i usług ekosystemowych (Moore i in. 1991).	Rozdzielczość 5 m

Zdjęcia satelitarne SPOT	CNES (Contre national d'études spatiales)	Obrazy satelitarne SPOT to wysokorozdzielcze zdjęcia komercyjne z obserwacji Ziemi, których celem jest poszerzenie wiedzy o zasobach naturalnych poprzez wykrywanie i prognozowanie zdarzeń związanych z oceanografią, klimatologią lub działaniami antropogenicznymi. Zdjęcia satelitarne SPOT wykorzystywane do rozróżniania bardzo podobnych ekosystemów leśnych, na przykład, gdzie ekosystemy oparte na lasach lub ekosystemy lasów iglastych mogą być wyodrębnione przez nadzorowaną klasyfikację (Salajanu i in. 2001; Xiao i in. 2002).	Rozdzielczość MS: 5 m - 6 m
Mapa geologiczna	Rumuński Instytut Geologiczny	Mapa geologiczna Rumunii, rozłożona na 50 pojedynczych arkuszach (układ i nomenklatura zgodne z projekcją Gaussa-Kruggera), przedstawia sekcje geologiczne (główne cechy struktury węgłowej terytorium każdego arkusza mapy) oraz kolumny stratygraficzne (zespół istniejących formacji oraz formacji dotychczas nie występujących). Materiał zawiera również część poświęconą zawartości litologicznej i paleontologicznej utworów, ich rozmieszczeniu oraz rozważaniom na temat ewolucji geologicznej terytorium.	1:200000
Mapa gleby	Krajowy Instytut Badań i Rozwoju Pedologii, Agrochemii i Ochrony Środowiska	Mapa geologiczna Rumunii, rozłożona na 50 osobnych arkuszach, opisuje cechy pedologiczne terytorium Rumunii do poziomu podtypu.	1:200000
DEM - wysokość - nachylenie - ekspozycja - ukształtowanie terenu itd.	Europejska Agencja Środowiska (EEA)	EU-DEM: Zastosowany Cyfrowy Model Terenu jest połączeniem danych SRTM 90 i DTED. SRTM (The Shuttle Radar Topography Mission) pozyskuje wielkoskalowe dane elewacyjne w celu globalnego wygenerowania wysokorozdzielczych modeli cyfrowych.	100*100m
Dane klimatyczne	WorldClim - Dane o klimacie na świecie	Dane wygenerowane przez interpolację danych dimabc o średniej miesięcznej częstotliwości. Zmiennymi indukowanymi są roczne opady wstępne, średnie miesięczne, minimalne i maksymalne temperatury oraz 19 pochodnych zmiennych biodymatycznych.	Rozdzielczość 1 km ²
Mapa potencjalnej roślinności naturalnej w Europie	BfN, BOHN i NEUHAUSL 2000/2003	EuroVegMap 2.0.6 Przedstawienie w skali europejskiej obszarów potencjalnej roślinności naturalnej, odpowiadających określonym warunkom klimatycznym, właściwościom gleb, florze charakterystycznej dla różnych części Europy.	1:2,5 mil
Mapa typów lasów	Wspólne Centrum Badawcze, WE	Mapa typów lasów 2006 Mapa typów lasów, w szczególności iglastych, liściastych i zbiorników wodnych.	25*25m
Mapa sieci Natura 2000	Ministerstwo Środowiska	mapa obszarów chronionych na poziomie gmin, a w szczególności mapa SCI na poziomie krajowym. W ramach tych obszarów są wyznaczone na poziomie krajowym typy siedlisk przyrodniczych z załącznika I do dyrektywy siedliskowej.	1:5000

Metodyka mapowania ekosystemów:

- * Automatyzacja sporządzania wykresów siedlisk EUNIS, począwszy od sporządzania wykresów CLC poprzez opracowanie programu przeglądania drzew EUNIS w Access VBA z ustawieniem algorytmu (schematu logicznego).
- * Podstawowa ocena kryteriów EUNIS poprzez oszacowanie sposobu, w jaki kryteria są oceniane.
- * Identyfikacja kryteriów wyjazdu EUNIS dla każdego kodu CLC oraz identyfikacja na mapie CLC 2006/2012 działek odpowiadających bezpośrednio siedlisku na poziomie 3 EUNIS oraz obszaru zajmowanego przez każde uzyskane siedlisko.
- * Dostosowanie bazy danych definiującej Podręcznik EUNIS jako strukturę (projektowanie tabel, kwerend, raportów, tworzenie relacji) i dane (uzupełnianie i redystrybucja).
- * Tworzenie własnych aplikacji (wbudowanych / niezależnych, ArcPython / Visual Basic, język Visual C), włączanie aplikacji (ADD-IN) ArcGIS MAP, wykorzystywane programy ArcObjects 10.3 SDK for .NET + Visual Studio 2013 Express, ArcGIS Map integracja - VS.
- * Generowanie map dla kryteriów EUNIS związanych z różnymi parametrami abiotycznymi (np. pedologia, hydrologia), które odzwierciedlają rozkład wartości każdego kryterium na poziomie krajowym.
- * Opracowanie aplikacji dla siedlisk EUNIS, począwszy od danych pierwotnych, dostosowanie istniejącej aplikacji (z danymi pierwotnymi CLC) do danych pierwotnych LPIS (APIA).
- * Dokonanie skojarzeń przestrzennych na poziomie krajowym z LPIS do CLC.
- * Opracowanie mapy na poziomie krajowym z siedliskami EUNIS w wariantach:
 - LPIS-CLC + powiązanie przestrzenne powiązanie rozruchowe CLC-EUNIS;
 - Powiązanie początkowe tabeli LPIS-EUNIS.
- * Raportowanie powierzchni dwóch wariantów map na poziomie krajowym z poziomami początkowymi EUNIS (0, 1, 2, 3) i klasami (A, B, C, D, E, F, G, H, I, J).
- * Rozwój aplikacji dla siedlisk EUNIS: stworzenie interfejsu do automatycznego stosowania kryterium (kryterium, dla którego istnieje informacja przestrzenna).
- * Opracowanie kodu do automatycznego zastosowania kryterium. Zastosowanie zasady zachowania geometrii początkowej oraz zasady przyjęcia wartości kryterium (decyzji), która zajmuje maksymalną powierzchnię na danej działce.
- * Identyfikacja działek z określoną kombinacją (początkowy CLC + aktualny EUNIS) i określenie wartości zastosowanego kryterium na każdej działce oraz nowego aktualnego kodu EUNIS (metodą bezpośredniego indywidualnego wyszukiwania w tabelach oraz poprzez połączenie tabel).
- * Opracowanie aplikacji dla siedlisk EUNIS: Generalizacja w celu zastosowania wszystkich kryteriów dla wszystkich powierzchni powiązanych z określonym kodem CLC.
- * Optymalizacja poprzez ustalenie kodu początkowego EUNIS i minimalnego Drzewa Kryteriów zgodnie z kombinacją kodu LPIS | kodu CLC - identyfikacja możliwych kombinacji i powiązanych EUNIS (tworzenie tabel LPIS | CLC).

W przypadku oceny automatycznej generalizacja polega na wybraniu z listy typu danych pierwotnych (CLC, CLC | LPIS, LPIS itd.) i zmianie źródeł danych w kontrolkach zgodnie z tym wyborem.

Wyniki

Oceniono wszystkie 9 głównych kategorii ekosystemów istniejących na poziomie krajowym i zidentyfikowano 79 klas EUNIS poziomu 3.

Szczegółowa ocena usług ekosystemowych dla regulacji drewna i klimatu została przeprowadzona. Model kaskadowy został użyty do oceny innych usług, a wyniki są mniej lub bardziej graficzne (Ocena modelu kaskadowego - Usługi kulturowe - Edukacja). Projekt zawiera też ocenę monetarną wybranych ES na podstawie zagranicznych prac naukowych.

Słowacja

W 2014 r. przy Ministerstwie Środowiska powołano ekspercką grupę roboczą MAES-SK, koncentrującą się na realizacji Celu 2 Strategii Bioróżnorodności UE, tj. mapowaniu i ocenie ekosystemów oraz usług przez nie świadczonych. Grupa spotykała się bardziej regularnie w okresie od 2014 do 2016 roku i spotkała się ponownie w 2018 roku. W skład grupy wchodziły głównie przedstawiciele różnych ministerialnych organizacji i instytucji zawodowych, środowisk akademickich i samorządowych. Eksperti z Państwowej Agencji Ochrony Przyrody Republiki Słowackiej (SNC SR) są również częścią grupy eksperckiej i rozpoczęli przygotowanie kilku działań i dokumentów niezbędnych do oceny usług ekosystemowych na poziomie krajowym.

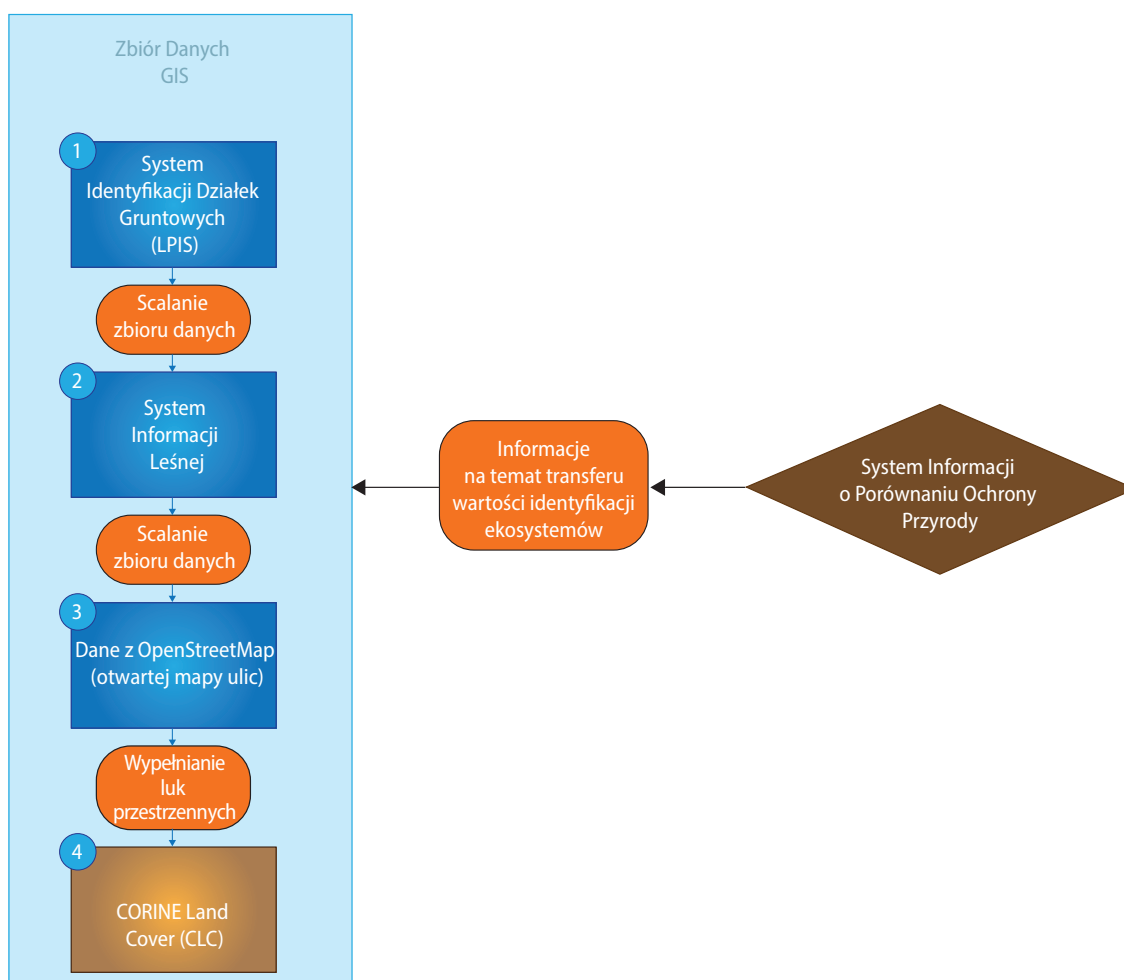
Wstępna **mapa ekosystemów Słowacji** została przygotowana (Černecký i in. 2020) z wykorzystaniem danych z różnych sektorów (głównie z ochrony przyrody, rolnictwa i leśnictwa). Proces weryfikacji mapy został rozpoczęty przez botaników w 2019 r. bezpośrednio w terenie (25 pracowników SNC SR) - w pierwszym roku powinno zostać zweryfikowane około 10 % terytorium Słowacji.

W okresie od 2017 do 2018 roku Słowacja była reprezentowana przez Ministerstwo Środowiska Republiki Słowackiej w międzynarodowym projekcie ESERALDA, finansowanym ze środków Programu Ramowego UE w zakresie badań i innowacji - Horyzont 2020. W projekcie uczestniczyli przedstawiciele wszystkich państw członkowskich UE, a także niektórych krajów stowarzyszonych. W ramach projektu opracowano elastyczną metodykę mapowania i oceny ekosystemów oraz usług świadczonych przez te ekosystemy na poziomie ogólnoeuropejskim, krajowym i regionalnym. Jednym z rezultatów był tzw. MAES Explorer, publicznie dostępne narzędzie internetowe, które ma pomóc we wdrażaniu Celu 2 Strategii UE w zakresie różnorodności biologicznej (dostępne w Internecie: <http://www.maes-explorer.eu/>). Innym udostępnionym narzędziem był tzw. Methods Explorer, który stanowi przejrzystą, ustrukturyzowaną bazę danych metod mapowania i oceny usług ekosystemowych.

Inne działania związane z koncepcją usług ekosystemowych, o których warto wspomnieć, to w szczególności systematyczny monitoring siedlisk i gatunków o znaczeniu europejskim (66 typów siedlisk i 196 gatunków), który stanowi ważną bazę danych niezbędną do oceny wielu aspektów ES (Mederly i in. 2020).

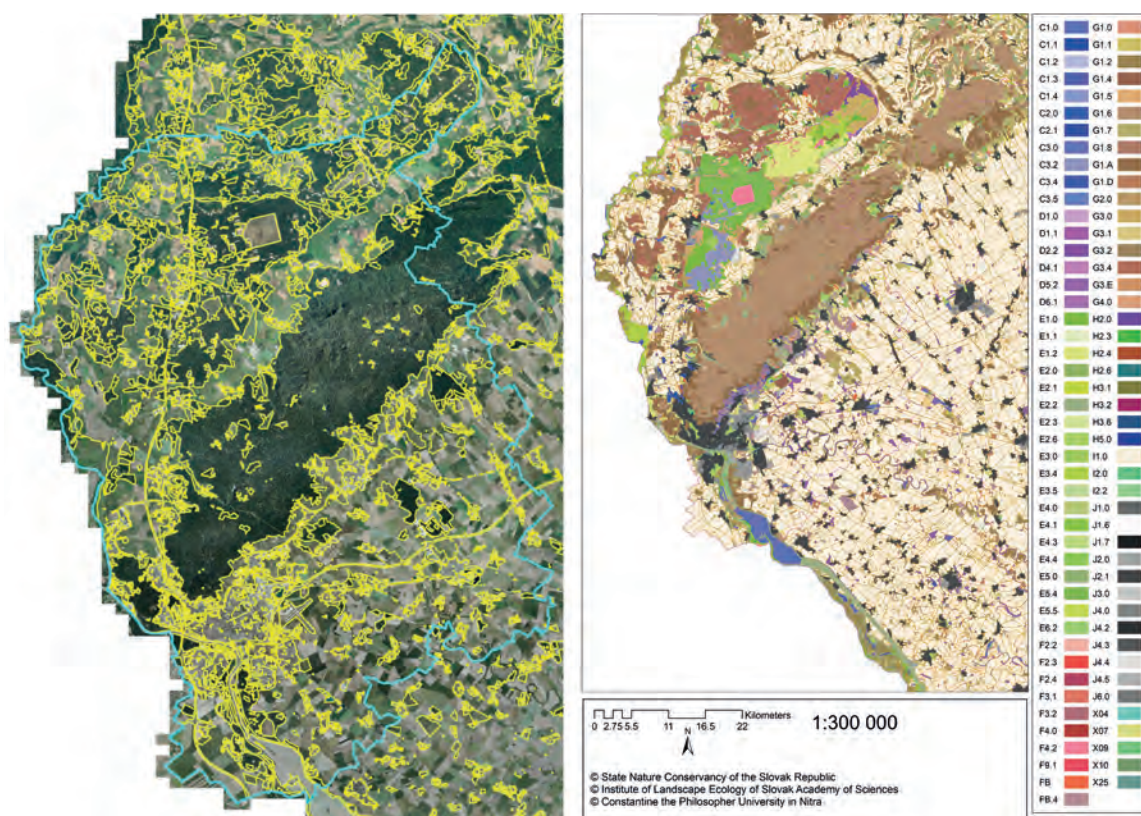
Mapa ekosystemów Słowacji:

Metodyka ta polega głównie na wykorzystaniu narzędzi analitycznych GIS (patrz rys. 1.3) do połączenia zbiorów danych dotyczących ochrony przyrody, leśnictwa i rolnictwa, w których wyszczególniono atrybuty związane z identyfikacją siedlisk - ostateczne dane o siedliskach zostały zaklasyfikowane jako typy ekosystemów/siedlisk zgodnie z systemem klasyfikacji EUNIS (EUNIS poziom 1 i 3).



Rysunek 1.3 - Proces tworzenia mapy ekosystemów na Słowacji (Źródło: Černecký i in. 2020b)

Rezultat - **Mapa ekosystemów Słowacji** (rys. 1.4) - może być wykorzystany do oceny usług ekosystemowych, planowania przestrzennego, analizy ochrony przyrody i innych podobnych celów. Precyzja przestrzenna danych jest zdeterminowana przez precyzję danych terenowych, które w większości zostały opracowane w skalach od 1 : 10 000 do 1 : 5 000. Dane są przechowywane w formie geobazy danych zawierającej ponad 1 000 000 wielokątów.



Rysunek 1.4 - Przykład z mapy ekosystemów Słowacji - Region Bratislava (Źródło: Černecký i in. 2020b)

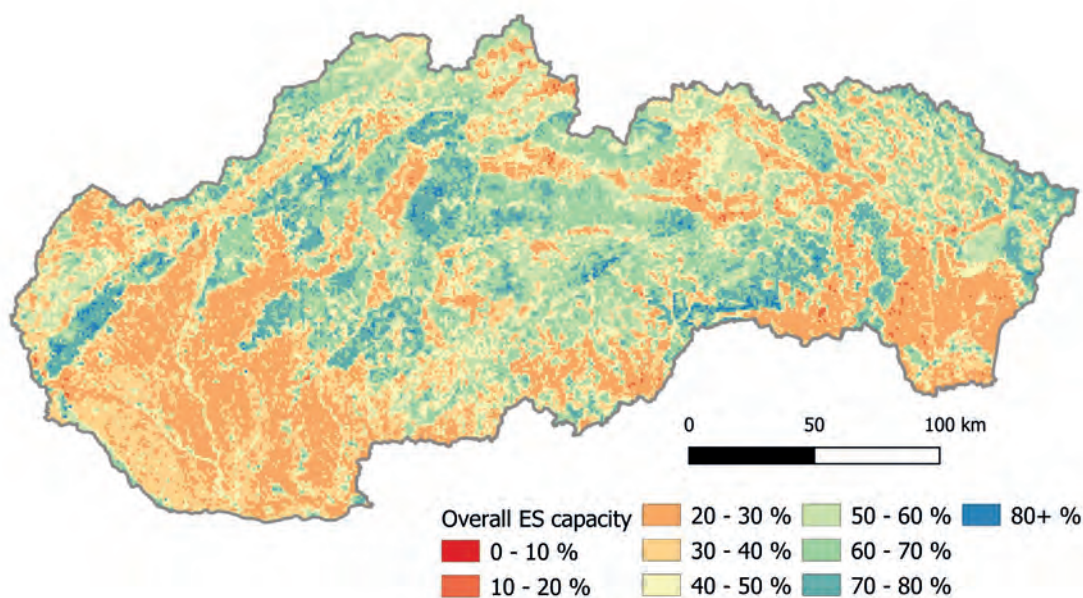
Ocena usług ekosystemowych na Słowacji - ramy, cel, metodologia i wyniki:

Pilotażowa krajowa ocena usług ekosystemowych na Słowacji jest zgodna z procesem MAES oraz dotychczasowymi badaniami usług ekosystemów na Słowacji i opiera się na oryginalnej metodyce badawczej z wykorzystaniem danych przestrzennych i statystycznych. Przegląd i wyniki zostały opisane w artykule Mederly i in. (2020). Głównym celem publikacji „Katalog usług ekosystemowych na Słowacji” (Mederly i Černecký 2020) jest przedstawienie najistotniejszych usług ekosystemowych na terytorium Słowacji oraz dokonanie ich wstępnej oceny. Publikacja podzielona jest na trzy główne rozdziały - omówienie tematu, ocena usług ekosystemowych na Słowacji oraz wnioski. Pierwsza część publikacji zawiera przegląd teorii i metod oceny usług ekosystemowych (historia, klasyfikacja, podstawowe metody, ostatnie publikacje w Europie i na Słowacji). Większa część publikacji poświęcona jest charakterystyce głównych usług ekosystemowych oraz ocenie potencjalnej zdolności usług ekosystemowych na Słowacji. Katalog definiuje i opisuje 18 usług ekosystemowych - 5 zaopatrzeniowych, 10 regulacyjnych i 3 kulturowe; przedstawia metody stosowane do identyfikacji i oceny usług ekosystemowych na podstawie aktualnych artykułów/publikacji naukowych; charakteryzuje główne typy/kategorie krajobrazu i ekosystemów, które dostarczają usług ekosystemowych; opisuje znaczenie usług ekosystemowych z punktu widzenia ochrony przyrody i krajobrazu. Wreszcie, w publikacji oceniono możliwości zapewnienia wszystkich 18 wybranych usług ekosystemowych. Zakończenie publikacji poświęcone jest ogólnej ocenie głównych grup usług ekosystemowych, ich związku z ochroną przyrody i krajobrazu oraz użytkowaniem gruntów, a także określeniu dalszych zadań oceny usług ekosystemowych na Słowacji na przyszłość.

Autorzy Katalogu do oceny względnej zdolności dostarczania usług ekosystemowych wykorzystali łącznie 41 danych wejściowych w postaci map w formacie rastrowym o wielkości piksela 25 m (najważniejsze z nich to: mapa pokrycia terenu, mapa ekosystemów, dane leśne, dane o obszarach chronionych, cyfrowy model rzeźby terenu oraz dane o cechach gleb). Powstałe w ten sposób mapy zdolności krajobrazowej przedstawiają wybrane usługi ekosystemowe w skali względnej 0 - 100 w jednolitym znormalizowanym formacie pikseli o rozdzielczości 1 km. Dane w tle zawierają około 49 000 pikseli z indywidualnymi wartościami usług ekosystemowych i tym samym stanowią podstawowy plik statystyczny, który można wykorzystać do dalszej oceny zależności i czynników, które wpływają na dostarczanie usług ekosystemowych (patrz rys. 1.4).

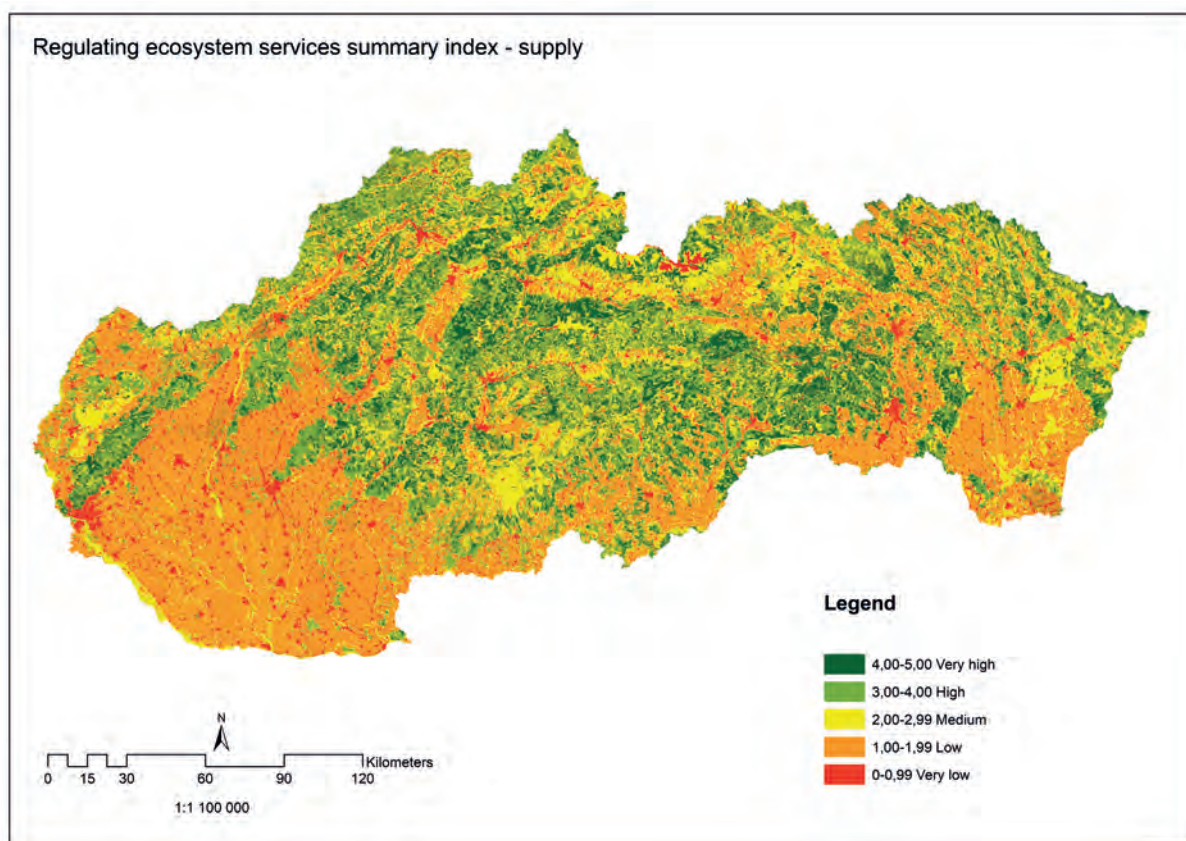
Oceniane usługi:

- ❖ Zaopatrzeniowe usługi ekosystemowe
 - Biomasa - uprawy rolne (P1)
 - Biomasa - drewno i włókna (P2)
 - Woda pitna (P3)
 - Woda słodka (P4)
 - Ryby i zwierzyzna / Żywność z dziczyzny (P5)
- ❖ Regulacyjne usługi ekosystemów i wspierające funkcje ekosystemów
 - Regulacja jakości powietrza (R1)
 - Regulacja jakości wody (R2)
 - Regulacja erozji i zagrożeń naturalnych (R3)
 - Regulacja przepływu wody (R4)
 - Regulacja klimatu lokalnego (R5)
 - Regulacja klimatu globalnego / sekwestracja węgla (R6)
 - Promowanie różnorodności biologicznej (R7)
 - Utrzymanie cyklu życia / Zapylenie (R8)
 - Zwalczanie szkodników i chorób (R9)
 - Wspieranie tworzenia i składu gleby
- ❖ Kulturowe usługi ekosystemowe
 - Rekreacja i turystyka - fizyczne korzystanie z przyrody i krajobrazu (C1)
 - Estetyka krajobrazu - wartości estetyczne (C2)
 - Dziedzictwo naturalne i kulturowe - wartości intelektualne i naukowe (C3)



Rysunek 1.5 - Ogólna pojemność usług ekosystemowych krajobrazu dla Republiki Słowackiej (Źródło: Mederly & Černecký et al. 2019)

Zupełnie inną metodykę opartą na jakości ekosystemów i tempie ich degradacji zastosowali Černecký i in. 2020 w publikacji „Wartość ekosystemów i ich usług na Słowacji”, w której przy pomocy zmodyfikowanych macierzy potencjału Burkharda przedstawiono potencjał i podaż słowackich ekosystemów do dostarczania 11 regulacyjnych (patrz rys. 1.6), 10 zaopatrzeniowych i 2 kulturowych usług ekosystemowych. Istotną częścią niniejszej publikacji jest wstępna ocena monetarna wybranych usług ekosystemowych metodą Value Transfer według cen w publikacji Frélichová i in. (2014).



Rysunek 1.6 - Mapa oceny podaży dla 11 regulacyjnych usług ekosystemowych według średnich wartości wskaźnika (Źródło: Černecký i in. 2020a)

W odniesieniu do **kapitału krajowego** istnieją pewne studia przypadków, np. w obszarach chronionych na Słowacji, które dokonują oceny kapitału przyrodniczego, odpowiednio oceniając usługi ekosystemowe w kategoriach pieniężnych (parki narodowe: Veľká Fatra, Slovenský raj lub Muránska planina - patrz studia przypadków wyceny monetarnej ze Słowacji w rozdziale 5.2). Z drugiej strony, nie ma jeszcze kompleksowej ewidencji kapitału naturalnego na poziomie krajowym.

Załącznik 2

Przykłady włączania usług ekosystemowych do głównego nurtu polityki w krajach rejonu Karpat

Węgry

Oczekuje się, że wyniki projektu MAES-HU przyczynią się do zrównoważonego zarządzania zasobami środowiska, wzmocnią rozwój zielonej infrastruktury i poprawią włączenie wyników do polityk sektorowych.

Przykłady włączania problematyki usług ekosystemowych do głównego nurtu polityki i procesu decyzyjnego:

Użytkowanie gruntów/planowanie przestrzenne

Możliwe kierunki przyszłego wykorzystania zostały opracowane już we wczesnej fazie projektu. Obejmuje to włączenie usług ekosystemowych do systemów wsparcia i dotacji oraz rozwiązywanie konfliktów związanych z użytkowaniem gruntów.

Ocena oddziaływania na środowisko (EIA) / Wycena szkód środowiskowych

Możliwe kierunki przyszłego wykorzystania zostały opracowane już we wczesnej fazie projektu. Obejmuje to zapewnienie narzędzia wspomagającego podejmowanie decyzji dotyczących inwestycji i rozwoju.

Ochrona przyrody (tworzenie obszarów chronionych i zarządzanie nimi, zarządzanie gatunkami i siedliskami/ekosystemami oraz zachęty do ochrony)

MAES-HU jest tylko jednym z elementów projektu „Strategiczne badania nad długoterminową ochroną i rozwojem dziedzictwa naturalnego o znaczeniu wspólnotowym oraz nad realizacją celu Strategii Bioróżnorodności UE 2020”, którego drugim elementem jest rozwój Zielonej Infrastruktury na Węgrzech. Wyniki mapowania usług ekosystemowych z pewnością zostaną włączone do regulacji GI na Węgrzech, ale w momencie przygotowywania tego dokumentu nie są jeszcze znane szczegóły.

Lista dalszych możliwych kierunków przyszłego wykorzystania została opracowana już we wczesnej fazie projektu. Obejmuje to ustanowienie profesjonalnego (strategicznego i długoterminowego) planowania w sektorze ochrony przyrody, ustanowienie i monitorowanie ciągłych działań (np. zarządzania) w zakresie ochrony przyrody oraz wzmocnienie komunikacji i poparcia na rzecz ochrony przyrody.

Włączenie do krajowych polityk, strategii, przepisów prawnych

Obejmuje to wdrażanie prawodawstwa międzynarodowego i unijnego, włączanie wyników do statystycznych baz danych, pomoc dla władz, włączanie usług ekosystemowych do prawodawstwa krajowego i strategii sektorowych, tworzenie profesjonalnego (strategicznego i długoterminowego) planowania poza sektorem ochrony przyrody, określanie priorytetów badawczych.

Nie ma jednak gwarancji, że wyniki z tej ambitnej listy zostaną w przyszłości rzeczywiście wykorzystane, ponieważ zapewnienie powyższego nie wchodzi w zakres projektu. Chociaż nie można tego zagwarantować, strategiczna rola członków Panelu Wykonawczego Ekspertów może zwiększyć absorpcję wyników MAES-HU, będąc kluczowymi przekaznikami do polityk sektorowych i mając wśród swoich członków różnych liderów sektorowych zaznajomionych z projektem i zaangażowanych w jego realizację.

Polska

Przykłady włączania problematyki usług ekosystemowych do głównego nurtu polityki i procesu decyzyjnego:*Użytkowanie gruntów/planowanie przestrzenne*

Coraz większe znaczenie ma termin usługi ekosystemowe, jest bezpośrednio wymieniony w Krajowej koncepcji Zagospodarowania Przestrzennego 2030.

Ocena oddziaływania na środowisko (EIA) / Wycena szkód środowiskowych

Rosnące znaczenie, wymieniane pośrednio, np. w ustawie o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie („funkcje elementów środowiska, rozumiane jako przydatność chronionych gatunków, siedlisk, wód lub powierzchni ziemi dla innych elementów środowiska lub ludzi”).

Ochrona przyrody (tworzenie obszarów chronionych i zarządzanie nimi, zarządzanie gatunkami i siedliskami/ekosystemami oraz zachęty do ochrony)

Jeszcze mało istotne, ale często wymieniane pośrednio, np. w ustawie o ochronie przyrody, Krajowej Strategii Ochrony i Zrównoważonego Użytkowania Różnorodności Biologicznej, ustawie Prawo ochrony środowiska oraz rozporządzeniu w sprawie sporządzania planu ochrony dla parku narodowego, rezerwatu przyrody i parku krajobrazowego.

Włączenie do krajowych polityk, strategii, przepisów prawnych

Usługi ekosystemowe jeszcze nie tak dawno znajdowały odzwierciedlenie w polskich politykach środowiskowych niemal wyłącznie w formie pośredniej, a w bardziej szczegółowych, wykonawczych rozporządzeniach pojęcie to było niemal nieobecne (Maczka i in. 2016). Zob. też Stępniewska i in. (2018b). Jednak obecnie wszystkie najważniejsze dokumenty strategiczne jednoznacznie wskazują na usługi ekosystemowe jako jedno z kluczowych pojęć wykorzystywanych do oceny wartości przyrody dla gospodarki kraju i planowania zrównoważonego wykorzystania kapitału przyrodniczego.

Kluczowe fragmenty z 4 dokumentów strategicznych bezpośrednio odnoszących się do usług ekosystemowych**1. Strategia na rzecz Odpowiedzialnego Rozwoju (SRD) do roku 2020 (z perspektywą do 2030 r.) - główny dokument strategiczny⁶**

Przyjęcie: 14 lutego 2017 r.

Diagnoza

Środowisko przyrodnicze jest kapitałem naturalnym i jako taki stanowi potencjał rozwoju konkretnej, dającej się opisać geograficznie przestrzeni. Jego zasoby (odnawialne i nieodnawialne) generują strumień korzyści, określanych jako **usługi ekosystemowe**.

Zarządzanie zasobami dziedzictwa przyrodniczego

*Cel: Przewiduje się także kompleksowe mapowanie, ocenę oraz wycenę wartości **usług ekosystemowych** dla poszczególnych typów ekosystemów w skali ogólnopolskiej oraz regionalnej.*

Na tej podstawie sporządzona zostanie ocena oraz wycena wartości poszczególnych krajobrazów, istotnych dla gospodarek lokalnych opierających się na użytkach pozaekonomicznych oraz skutecznej ochrony siedlisk i gatunków związanych z rolnictwem i obszarami wiejskimi. Wprowadzenie do systemu zarządzania inwestycjami, szczególnie w zakresie oceny wpływu na stan środowiska, w tym na krajobraz i jakość życia, przedstawionych powyżej informacji wykreuje instrument wspomagający proces decyzyjny planowania przestrzennego i lokalizację inwestycji infrastrukturalnych (w tym gospodarki wodnej) w sposób istotny oddziałujących na środowisko i jego elementy. W tym kontekście konieczna jest m.in. obiektywna ocena wdrożenia sieci Natura 2000, obejmująca także weryfikację zasięgów obszarowych i wpływu tej formy ochrony przyrody na zachowanie różnorodności biologicznej rodzimej przyrody oraz efektywności zarządzania pozostałymi obszarami chronionymi.

Działania do 2020 r.

Mapowanie i wycena wartości **usług ekosystemowych**.

⁶ <https://www.gov.pl/web/fundusze-regiony/informacje-o-strategii-na-rzecz-odpowiedzialnego-rozwoju>;
Streszczenie w języku angielskim: https://www.gov.pl/documents/33377/436740/SOR_2017_streszczenie_en.pdf

2. Koncepcja Przestrzennego Zagospodarowania Kraju 2030⁷

Przyjęcie: 13 grudnia 2011 r.

Wizja przestrzennego zagospodarowania Polski 2030:

Zachowane cenne charakterystyczne krajobrazy przyrodnicze, kulturowe i obiekty materialnego dziedzictwa kulturowego są wykorzystywane w rozwoju społeczno-gospodarczym, intensywnie wspierając rozwój gospodarek lokalnych. Wzrosło znaczenie turystycznego wykorzystania dróg wodnych – tak nowych, jak i rewitalizowanych – z zachowaniem walorów zabytkowych rozwiązań technicznych. Rozwój osadnictwa i lokalizacja inwestycji gospodarczych są lokalnie korygowane w oparciu o analizy fizjograficzne i oceny oddziaływania na środowisko. W tym kontekście znaczenia nabiera koncepcja „**usług ekosystemowych**” obrazująca zależności społeczeństwa od przyrody.

Nasilenie się negatywnych skutków zjawisk naturalnych wpływające także na potencjały regionalne i terytorialne oraz – w dalszej perspektywie – na zdolności **ekosystemów** do świadczenia określonych usług, wskazują na konieczność opracowania planu działań na rzecz dostosowania przestrzeni do zmian klimatu.

Obszary kształtowania potencjału rozwojowego wymagające programowania działań ochronnych - Obszary cenne przyrodniczo

Docelowy układ obszarów chronionych obejmuje obiekty objęte obecnie ustawową ochroną przyrody i proponowane do objęcia wraz z otulinami, chroniące siedliska i gatunki ważne dla utrzymania w dobrym stanie różnorodności biologicznej kraju i kontynentu, przestrzeń funkcjonalną określaną jako korytarze ekologiczne lub korytarze migracji, łączące poszczególne obiekty o określonych prawnie granicach, oraz obszary niezbędnych **świadczeń ekosystemowych** w obszarach funkcjonalnych miast. Dodatkowo należy określić pozostałe obszary ważne dla zasilania systemu przyrodniczego województw, w tym obszary użytkowane rolniczo lub leśne o wysokich walorach przyrodniczych (High Nature Value, HNV).

Polityka przestrzenna kraju wpływa na procesy zachodzące w środowisku i zdolność świadczenia przez ekosystemy usług wykorzystywanych w procesie rozwoju, określających codzienną jakość życia, oraz na konkurencyjność i spójność terytorium. Należą do nich podtrzymanie trwałości ekosystemów i gatunków, trwałość potencjału produkcyjnego gleb i możliwość jego wykorzystania, dostępność i jakość wody, jakość powietrza atmosferycznego, a także bezpieczeństwo w wypadku katastrof i zagrożeń naturalnych, zdolność adaptacyjna przestrzeni w warunkach zmian klimatu, zachowanie dziedzictwa kulturowego i krajobrazowego, międzypokoleniowa trwałość warunków wzrostu i rozwoju.

Polityka ta nie może usunąć podstawowej sprzeczności celów strategii ochrony zasobów i procesów przyrodniczych oraz celów rozwoju społeczno-gospodarczego wykraczających poza tradycyjne wykorzystanie potencjału przyrodniczego regionów, inaczej, niż postulując analizę funkcji obszaru i **usług ekosystemów** tak, aby planowane zagospodarowanie przestrzeni co najmniej nie zmniejszało odporności środowiska przyrodniczego.

Część planowanych struktur przestrzennych oddziałuje na środowisko między innymi przez upraszczanie krajobrazu zastanego i niekorzystną zmianę jego walorów – także ekonomicznych. Powstające współcześnie krajobrazy kulturowe będą wpływać na jakość życia następnych pokoleń i stan zachowania różnorodności przyrodniczej również za sprawą konsekwencji zaniechania tego typu analiz i działań z nich wynikających. Zaproponowano również zastosowanie koncepcji **usług ekosystemowych** do zarządzania funkcjami powstającej przestrzeni oraz realizacji zasady rekompensacji przyrodniczej. Tak określona zasada kompensacji odnosi się także do planowania w procesie inwestycyjnym rozwoju funkcji ekosystemowych – przede wszystkim pochłaniania CO₂, oczyszczania i magazynowania wody i związanych z nimi innych usług użytecznych dla społeczeństwa, wpływających.

3. Polityka ekologiczna państwa 2030 - strategia rozwoju w obszarze środowiska i gospodarki wodnej⁸

Przyjęcie: 16 lipca 2019 r.

Priorytety Polityki Ekologicznej Państwa 2030 (PEP2030)

Jednym z priorytetów PEP2030 będzie ochrona dziedzictwa przyrodniczego Polski m.in. poprzez podejmowanie działań mających na celu poprawę stanu różnorodności biologicznej i pełniejsze powiązanie jej ochrony z rozwojem społecznym i gospodarczym kraju, w tym doskonalenie systemu ochrony przyrody, zachowanie i przywracanie siedlisk przyrodniczych oraz populacji zagrożonych gatunków, utrzymanie i odbudowę funkcji **ekosystemów** będących źródłem usług dla człowieka. Proces rozwoju będzie monitorowany za pomocą odpowiednich wskaźników umożliwiających ocenę takich aspektów jak: poprawa jakości wody i powietrza, ograniczenie wpływu na zmiany klimatu oraz właściwy stan ochrony rodzimych gatunków i siedlisk oraz **usług** świadczonych przez **ekosystemy**.

⁷ <http://prawo.sejm.gov.pl/isap.nsf/download.xsp/WMP20120000252/O/M20120252-1.pdf>;

Streszczenie w języku angielskim: http://www.esponontheroad.eu/dane/web_espon_library_files/682/national_spatial_development_concept_2030_summary.pdf

⁸ https://bip.mos.gov.pl/fileadmin/user_upload/bip/strategie_plany_programy/Polityka_Ekologiczna_Panstwa/Polityka_Ekologiczna_Panstwa_2030.pdf

Zasoby naturalne Polski

Środowisko przyrodnicze jest kapitałem naturalnym i jako taki stanowi potencjał rozwoju konkretnej, dającej się opisać geograficznie przestrzeni. Jego zasoby (odnawialne i nieodnawialne) generują strumień korzyści określanych jako **usługi ekosystemowe**. Podstawowymi zasobami warunkującymi rozwój gospodarczy i społeczny są: potencjał energetyczny, zasoby wody, powietrze atmosferyczne, warunki klimatyczne, zasoby przestrzeni i krajobrazów oraz związana z nimi różnorodność biologiczna (zasoby siedlisk, gatunków i genów), gleba i zasoby geologiczne oraz użytki pozaekonomiczne środowiska. Stan tych zasobów i ich dostępność oraz ograniczone zdolności ekosystemów do zachowania równowagi i świadczenia usług na rzecz gospodarki wpływają na możliwości inwestycyjne oraz zaspokojenie elementarnych potrzeb bytowych.

*Prognoza trendów społeczno-gospodarczych w aspekcie środowiskowym**Rosnąca presja na ekosystemy*

Wizja UE do roku 2050 zakłada ochronę i odtworzenie różnorodności biologicznej oraz wycenę **usług ekosystemowych** ze względu na ich wpływ na dobrobyt człowieka i rozwój gospodarczy. W związku z tym wzrośnie znaczenie rolnictwa i leśnictwa dla utrzymania i wzmocnienia różnorodności biologicznej i stanu zachowania chronionych siedlisk przyrodniczych ekosystemów lądowych, a także rybactwa dla zapewnienia zrównoważonego wykorzystania zasobów ekosystemów wodnych.

Rozwój społeczno-gospodarczy wymaga racjonalnego i odpowiedzialnego dysponowania przestrzenią fizyczną przy uwzględnieniu potrzeb produkcji żywności, przemysłu, urbanizacji, infrastruktury oraz cennych przyrodniczo obszarów, jak również stanu **ekosystemów** i świadczonych przez nie **usług**. W związku z tym, prowadzone będą działania zmierzające do lepszego zinventaryzowania zasobów siedlisk i gatunków. Spowoduje to poprawę jakości i efektywności zarówno systemu zarządzania zasobami przyrody, jak i systemu ocen oddziaływania na środowisko oraz innych narzędzi planowania rozwoju na szczeblu krajowym, regionalnym i lokalnym.

Kwestia utrzymania i odbudowy funkcji ekosystemów będzie obejmować przestrzeń całego kraju, bazować na ocenie stanu **ekosystemów** i ich **usług**. Wymaga to opracowania systemu wartościowania **usług ekosystemowych** oraz wpisania tych wartości do strategii rozwoju, systemu planowania, krajowych systemów rachunkowości i sprawozdawczości. Różnorodność biologiczna uzyska dzięki temu rangę determinanty rozwoju społecznego i gospodarczego, dzięki czemu będzie inaczej postrzegana przez społeczeństwo. Włączenie wartości **usług ekosystemowych** do krajowych procesów decyzyjnych pozwoli na właściwą ocenę stopnia ew. utraty różnorodności biologicznej, zastosowanie kompromisowych rozwiązań oraz poprawienie koordynacji działań między poszczególnymi sektorami i szczeblami administracji.

Wszystkie te zmiany zagrażają w dalszej perspektywie jakości środowiska wodnego. Ma to wpływ na **usługi ekosystemowe**, takie jak zapewnianie źródeł wody do spożycia (zanieczyszczenie wód podziemnych związkami azotu i fosforu), rybołówstwa oraz rekreacji.

Wyczerpywanie się dotychczasowych źródeł finansowania ochrony środowiska (polityka spójności)

Istnieje ryzyko stopniowego wyczerpywania się dotychczasowych źródeł finansowania ochrony środowiska przy jednoczesnej konieczności dalszego finansowego jej wspierania, w tym w formie pomocy bezzwrotnej w przypadku działań związanych z przedsięwzięciami mającymi na celu zabezpieczenie dostępu do kluczowych **usług ekosystemowych**. Należy przy tym oczekiwać, że stopniowo coraz więcej wydatków związanych z ochroną środowiska będzie ponoszone zarówno przez konsumentów (gospodarstwa domowe), jak i producentów (przedsiębiorstwa) zgodnie z zasadą „zanieczyszczający płaci”. Podstawą obciążeń powinny być oszacowane koszty zewnętrzne. Konieczne przy tym wydaje się uwzględnienie faktu, że zasada „zanieczyszczający płaci” nie zawsze może doprowadzić do zabezpieczenia dostępu dla społeczeństwa do krytycznych **usług ekosystemowych** (bardzo często o charakterze dóbr publicznych – np. zapewnienia odpowiedniej jakości powietrza na obszarach zurbanizowanych). Taki stan rzeczy sprawia, że w dalszym ciągu występuje potrzeba wspierania inwestycji ze strony państwa – również z udziałem bezzwrotnych form pomocy.

Cel szczegółowy II: Środowisko i gospodarka. Zrównoważone gospodarowanie zasobami środowiska

Interwencja: Zarządzanie zasobami dziedzictwa przyrodniczego i kulturowego, w tym ochrona i poprawa stanu różnorodności biologicznej i krajobrazu

Działanie: Mapowanie i wycena wartości usług ekosystemowych

- ❖ Zadanie 1. Opracowanie metodyk wyceny kapitału przyrodniczego kraju
- ❖ Zadanie 2. Opracowanie krajowych zasad włączenia wyceny usług ekosystemów do systemów rachunkowości i sprawozdawczości

4. Krajowa Strategia Rozwoju Regionalnego 2030⁹

Przyjęcie: 17 września 2019 r.

Polityka regionalna w perspektywie do 2030 r. kładzie nacisk na zrównoważony rozwój całego kraju, czyli zmniejszanie dysproporcji w poziomie rozwoju społeczno-gospodarczego różnych terytoriów, a w szczególności wspomaga rozwój tych obszarów, które nie mogą w pełni rozwinąć swojego potencjału rozwojowego lub utraciły funkcje społeczno-gospodarcze. Kieruje do nich wsparcie, które wymaga kompleksowych i dopasowanych do lokalnego charakteru działań. KSRR dostrzega również problem zmian klimatu i uwzględnia wagę zasobów przyrodniczych jako potencjalnego czynnika rozwoju regionu, bazującego na **usługach ekosystemowych** i realizowanego w sposób zrównoważony, uwzględniający potrzeby przyszłych pokoleń.

Wyzwanie 1: Adaptacja do zmian klimatu oraz ograniczanie zagrożeń dla środowiska

Przyroda odgrywa istotną rolę m.in. w adaptacji do skutków zmian klimatu oraz w zapobieganiu zmianom klimatycznym (zwłaszcza poprzez ekosystemy leśne), a także jest podstawą rozwoju sektorów bazujących na **usługach ekosystemowych**, charakterystycznych dla danych regionów, np. leśnictwa, rolnictwa, rybołówstwa, turystyki. Wyzwaniem jest zatem zachowanie bogactwa przyrodniczego regionów, które może stać się podstawą do ich rozwoju w dziedzinach bazujących na **usługach ekosystemowych**.

Następuje obniżenie jakości życia w wyniku ograniczonego dostępu do usług publicznych (np. edukacji, ochrony zdrowia, kultury), a także do **usług ekosystemowych**, świadczonych przez ekosystemy poddawane rosnącej presji czy obniżeniu jakości środowiska, np. poprzez hałas i zanieczyszczenie powietrza.

Regiony Polski Wschodniej [w tym województwo podkarpackie obejmujące wschodnią część polskich Karpat] charakteryzuje się dużym bogactwem przyrodniczym, które może stanowić jeden z czynników rozwoju tego regionu, a związane z nim **usługi ekosystemowe** (np. czyste powietrze, możliwość spędzania wolnego czasu w otoczeniu przyrody, potencjał turystyczny, korzystne warunki do produkcji żywności wysokiej jakości, dostęp do roślin leczniczych itp.) podnoszą jego atrakcyjność dla potencjalnych inwestorów.

Cel 1. Zwiększenie spójności rozwoju kraju w wymiarze społecznym, gospodarczym, środowiskowym i przestrzennym

Ważne pozostają działania na rzecz poprawy dostępności tego obszaru, uzupełnienia brakującej infrastruktury jako bazy dla prowadzenia działalności gospodarczej i tworzenia dobrych miejsc pracy, a także poprawy stanu środowiska naturalnego, ochrony różnorodności biologicznej jako bazy dla rozwoju sektorów opartych na **usługach ekosystemowych**, jak również działania na rzecz poprawy jakości życia, które w dłuższej perspektywie mogą wpłynąć na zahamowanie depopulacji.

Cel 2. Wzmacnianie regionalnych przewag konkurencyjnych

W kontekście kapitału terytorialnego ważny jest również kapitał naturalny, który – zgodnie z koncepcją zrównoważonego rozwoju – powinien być wykorzystywany w sposób minimalizujący negatywne środowiskowe skutki procesów wzrostu gospodarczego. Kapitał naturalny może również stanowić bazę dla rozwoju regionu w oparciu o **usługi ekosystemowe**, wynikające z zasobów przyrodniczych danego regionu. Utrzymywanie kapitału naturalnego, w tym jakości takich dóbr publicznych, jak powietrze, woda czy różnorodność biologiczna w stanie akceptowalnym z punktu widzenia wymogów prawa oraz oczekiwań społecznych jest czynnikiem pozytywnie wpływającym na atrakcyjność inwestycyjną i osiedleńczą, a przez to – również na konkurencyjność.

⁹ <https://www.gov.pl/web/fundusze-regiony/krajowa-strategia-rozwoju-regionalnego>

Słowacja

Przykłady włączania problematyki usług ekosystemowych do głównego nurtu polityki i procesu decyzyjnego:

Użytkowanie gruntów/planowanie przestrzenne

Jeszcze bezpośrednio niewłączone. Jest ściśle związane z koncepcją Zielonej Infrastruktury, która jest powiązana z NECONET (Krajowa Koncepcja Sieci Ekologicznych) oraz Koncepcją Terytorialnych Systemów Stabilności Ekologicznej (ÚSES).

Ocena oddziaływania na środowisko (EIA) / Wycena szkód środowiskowych

Nie ma jeszcze znaczenia, nie jest wymieniona w ustawie o ocenach oddziaływania na środowisko ani w ustawie o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie.

Włączenie do krajowych polityk, strategii, przepisów prawnych

Termin „usługi ekosystemowe” znajduje odzwierciedlenie w niektórych politykach środowiskowych, np. w ustawie o ochronie przyrody i krajobrazu oraz ustawie o rybołówstwie. Ze strategii wynikają rozważania na temat koncepcji usług ekosystemowych w Greener Slovakia - Strategia Polityki Środowiskowej Republiki Słowackiej do roku 2030; zaktualizowanej Krajowej Strategii Ochrony Różnorodności Biologicznej do 2020; Wizja, prognozowanie i strategia rozwoju leśnictwa na Słowacji.

