

Koncepcja „Ecosystem Services” i jej zastosowania w badaniach ekologiczno-krajobrazowych

„Ecosystem Services” concept and its application in landscape-ecological studies

Jerzy Solon

Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania
Polskiej Akademii Nauk, 00-818 Warszawa, Twarda 51/55
e-mail: j.solon@twarda.pan.pl

Abstract. This review presents the concept of the ecosystem services. In the paper discussed are the following topics: definition of the ecosystem services, the history and the development of the concept, typology of the services, main approaches to distinguishing services, different methods of monetary and non-monetary services evaluation, and the role of ecosystem services in land management. The relation between concepts of ecosystem services and of landscape potential is also shown. In the final part of the review proposed is a set of services-oriented research problems which could be wider included in landscape-ecological studies.

Key words: landscape, landscape potential, biodiversity, ecosystem services, monetary value

Słowa kluczowe: krajobraz, potencjał krajobrazu, różnorodność biologiczna, usługi ekosystemowe, wartość pieniężna

Wprowadzenie

Zagadnienie wykorzystania zasobów przyrodniczych przez człowieka było od dawna i jest w dalszym ciągu przedmiotem zainteresowania różnych dyscyplin badawczych. W największym uproszczeniu można stwierdzić, że do głównych kierunków badań w tej dziedzinie należy m.in.: (a) ocena reakcji ekosystemów na różne formy użytkowania (i ogólnie oddziaływania) antropogenicznego, (b) poznanie mechanizmów ekologicznych, odpowiedzialnych za reakcję na naruszenia, (c) analiza potrzeb i preferencji różnych grup społecznych co do korzystania z zasobów przyrodniczych, (d) określenie związków między koniecznością wykorzystywania przyrody a narastającymi tendencjami ochrony przyrody i tworzenia warunków do rozwoju zrównoważonego, (e) optymalizacja struktury przestrzennej krajobrazu z punktu widzenia realizacji potrzeb społecznych i wymagań rozwoju zrównoważonego, (f) wycena pieniężna poszczególnych dóbr przyrodniczych, (g) analiza świadomości społeczeństwa co do związków między człowiekiem a przyrodą.

Jak widać z powyższego przeglądu, zagadnieniami tymi zajmują się tym zarówno nauki przyrodnicze jak i ekonomiczne oraz społeczne. Każda z nich posługuje się własnym aparatem pojęciowym i odrębną

metodologią, a przepływ wyników i idei między nimi był – do ostatnich lat – bardzo ograniczony. Od lat poszukiwano więc wspólnej koncepcji porządkującej dane i poglądy, umożliwiającej z jednej strony kompleksowe, zintegrowane badania podstawowe o charakterze naukowym, a z drugiej – przedstawienie wyników niefachowcom, w tym m.in. społecznościom lokalnym i osobom zarządzającym przestrzenią. Jednym z możliwych rozwiązań spełniających powyższe warunki jest koncepcja usług ekosystemowych (ecosystem services), rozumianych jako zestaw wytworów oraz funkcji ekosystemu (krajobrazu), które są przydatne dla społeczeństwa ludzkiego.

Celem prezentowanego artykułu jest przedstawienie głównych założeń koncepcji usług ekosystemowych oraz skrótowy przegląd głównych tematów badawczych w ramach tej koncepcji. Dodatkowym celem jest również analiza koncepcji pod kątem jej przydatności w badaniach ekologiczno-krajobrazowych, głównie o charakterze praktycznym.

W przygotowaniu artykułu wykorzystano wyniki kwerendy przeprowadzonej w obrębie pełnotekstowej bazy Science Direct Onsite. W kwerendzie ograniczono się jedynie do czasopism wydanych przez wydawnictwa Elsevier oraz Springer/Kluvier w latach 2003-2007.

Usługi ekosystemowe – definicja i zagadnienia ogólne

W ujęciu najbardziej ogólnym funkcje i wytwory ekosystemów i całego krajobrazu można – ze względu na odbiorcę oddziaływać - pogrupować w trzy nierozłączne kategorie: (a) funkcje służące rozwojowi i poprawnemu funkcjonowaniu wewnątrz systemu, obejmujące zdolność samoorganizacji, stabilność i odporność; (b) funkcje i struktury niezbędne dla innych ekosystemów i elementów krajobrazu, wpływające na ogólną integralność systemu krajobrazowego; (c) wytwory i struktury użyteczne dla społeczeństwa ludzkiego (Green et al. 1994, cytata wg. Brenner-Guillermo 2007). Ta ostatnia kategoria, mająca charakter antropogeniczny, jest podstawą definiowania pojęcia „usług ekosystemowych”. Przy takim antropocentrycznym podejściu termin „usługi ekosystemowe (usługi krajobrazowe)” oznacza zestaw wytworów oraz funkcji ekosystemu (krajobrazu), które są przydatne dla społeczeństwa ludzkiego. Wytwory obejmują dobra materialne bezpośrednio wykorzystywane. Natomiast przydatne funkcje obejmują m.in. funkcje podtrzymujące możliwość życia (np. funkcje oczyszczające) oraz podnoszące jego jakość (np. walory estetyczne i dobra kulturowe czy naukowe). W takim ujęciu usługi krajobrazowe związane są z procesami ekosystemowymi i obejmują pobór materii, energii i informacji ze środowiska naturalnego. Wraz z wytworami rąk ludzkich zaspakajają fundamentalne potrzeby społeczeństwa i mają bezpośredni wpływ na ludzkie zdrowie lub wpływają na dobrobyt materialny.

Koncepcja „usług ekosystemowych” jest jednym z narzędzi do prowadzenia dyskusji na temat zależności społeczeństwa od przyrody. Umożliwia w sposób syntetyczny przedstawienie powiązań między podstawowymi koncepcjami ekologicznymi i ekonomicznymi oraz łączną analizę tych dwóch podsystemów, co w rezultacie prowadzi do ujednoczonego przedstawiania ocen ekonomicznych i ekologicznych. Umożliwia również ocenę konsekwencji różnych scenariuszy rozwoju przestrzennego oraz zabiegów ochronnych i renaturalizacyjnych. W końcu jest doskonałym narzędziem do informowania społeczności lokalnych i polityków o zależnościach człowieka od przyrody i o potrzebie rozwoju zrównoważonego (Costanza et al. 1997; Daily 1997; Cork 2001; De Groot 2002; Kremen 2005; Lyons i in. 2005; Maass i in. 2005; Brenner-Guillermo 2007).

Usługi ekosystemowe jako temat badań – wyniki kwerendy

Podstawą kwerendy była analiza zawartości abstraktów artykułów publikowanych w latach 2003-2007 w czasopismach naukowych wydawnictw Elsevier oraz Springer/Kluvier, dostępnych poprzez

pełnotekstową bazę Science Direct Onsite. W wyniku przeszukania bazy wybrano jedynie te pozycje, dla których w abstraktach wystąpiło co najmniej raz jedno z następujących sformułowań: „ecosystem service” lub „landscape service”. Znalaziono 894 artykuły spełniające powyższe warunki. Następnie wszystkie wybrane pozycje przejrano sprawdzając, czy treść abstraktów dobrze odzwierciedlała treść artykułu. Z dalszych analiz wyeliminowano te prace, w których tematyka artykułów była wyraźnie odmienna, a usługi ekosystemowe (krajobrazowe) jedynie wzmiankowano, lub przyjmowano bez dyskusji jako jeden z atrybutów systemów ekologicznych. Po przeprowadzonej selekcji okazało się, że jedynie w 57 artykułach zagadnienie usług ekosystemowych było głównym tematem rozważań. Szczegółowa analiza zawartości tych prac (Tab. 1) wskazuje, że w okresie analizowanych pięciu lat stosunkowo rzadko zajmowano się zagadnieniami podstawowymi, takimi jak typologia usług, czy sposób ich określania, natomiast znacznie częściej głównym tematem zainteresowań były powiązania między różnorodnością biologiczną i strukturą przestrzenną krajobrazu a rodzajem i jakością usług.

Tab. 1. Wiodące zagadnienia 57 artykułów na temat usług krajobrazowych, opublikowanych w latach 2003-2007

Tab. 1. The main problems of 57 articles concerning landscape services, published in 200-2007

Różnorodność biologiczna a usługi	29
Struktura krajobrazu a usługi	26
Funkcje krajobrazu a usługi	5
Rodzaje i klasyfikacja usług	4
Ocena ekonomiczna usług	4
Wskaźniki ekologiczne usług	4
Metodyczne schematy oceny: struktura-funkcja-usługi	4
Renaturalizacja a usługi	3
Przestrzenne modele prognostyczne zmian funkcji usługowych krajobrazu	2
Percepcja i ocena usług przez społeczności lokalne	1

Nie jest to oczywiście pełen zakres tematyczny zagadnień związanych z usługami ekosystemowymi. W innych pracach (opublikowanych wcześniej lub nieuwzględnionych w kwerendzie) przewijają się często jeszcze trzy kolejne wątki: (a) rozwój historyczny koncepcji, (b) rozmieszczenie (analiza kartograficzna) poszczególnych usług i ocena poszczególnych regionów z punktu widzenia zasobności w usługi, (c) powiązanie form użytkowania ziemi z poszczególnymi usługami.

Podobny, choć nie identyczny, wynik analizy treści czasopism otrzymał Brenner-Guillermo (2007) na potrzeby swojej pracy doktorskiej. Przeanalizował on publikacje z lat 1995-2004 pod kątem występowania w tytule, abstrakcie lub słowach kluczowych połączeń terminów [coast] AND [ecology OR ecosystem OR environmental] AND [function OR service]. Okazało się, że spośród 494 artykułów spełniających warunków wyszukiwania jedynie 84 publikacje poświęcone były zagadnieniu funkcji lub usług ekosystemowych w strefie wybrzeża. Z jego analizy wynika jeden ciekawy wniosek. We wcześniejszych latach przeważały prace o charakterze czysto biologicznym lub ekologicznym, poświęcone w głównej mierze funkcjonowaniu ekosystemów, podczas gdy w ostatnim analizowanym pięcioleciu wzrosła liczba (i udział procentowy) prac dotyczących zdolności ekosystemów do dostarczania usług i dóbr na potrzeby społeczeństwa.

Usługi ekosystemowe jako temat badań łączą się ściśle z zagadnieniem ogólnych czynników wpływających na funkcjonowanie systemów ekologicznych. Szczególnie często podkreśla się przy tym rolę zmian różnorodności biologicznej. Literaturę pod tym kątem przejrzała Balvanera i in. (2006). Z ich analizy wynika, że z roku na rok rośnie liczba prac poświęconych związkowi między różnorodnością a

funkcjonowaniem ekosystemów (z około 40 w 1998 roku do ok. 100 w 2004 r.), przy czym prawie 40 % prac opublikowanych w XXI wieku dotyczy badań eksperymentalnych, w których analizowano wpływ manipulacji różnorodnością biologiczną na poziom funkcjonowania ekosystemu, a w konsekwencji także na możliwość realizowania usług na rzecz społeczeństwa.

Rozwój koncepcji i klasyfikacja usług

Koncepcja usług ekosystemowych (krajobrazowych), tak jak ją obecnie rozumiemy, jest stosunkowo nowa i wyrasta z prac opublikowanych pod koniec XX wieku (Costanza i in. 1997; Daily 1997). Odwołuje się jednak do prac i terminologii wcześniejszej. W szczególności, w latach siedemdziesiątych rozważano związki między funkcjonowaniem ekosystemów a korzyściami czerpanymi przez społeczeństwo, określając te związki terminem „usługi środowiskowe” (environmental services) (SCEP 1970), później jako „public service functions of the global environment”, lub usługi naturalne (Mooney, Ehrlich 1997; NRC 2005). Jednym z kierunków badawczych mających duży wpływ na powstanie koncepcji usług ekosystemowych były prace związane z wartościowaniem ekonomicznym produktów pochodzących ze środowiska. Zgodnie z przykładami przytoczonymi w raporcie NRC (2005) do pionierskich prac na tym polu należały wykonane w latach 20-tych oceny wartości przyrodniczej bagien Luizjany z punktu widzenia ekonomicznej wartości dla różnych form działalności człowieka. Zdaniem Meyerson i in. (2005) najgłębszych korzeni koncepcji usług ekosystemowych (krajobrazowych) należy szukać w opracowaniach XIX wiecznych biologów, którzy zwracali uwagę na „podtrzymujące życie” funkcje ekosystemów.

Wyraźny wzrost zainteresowania tematyką „ecosystem services”, a w konsekwencji szybki rozwój koncepcji wzrost liczby opracowań datuje się od opublikowania ważnego artykułu w „Nature” (Costanza i in. 1997), w którym przedstawiono wykaz 17 typów usług ekosystemowych i oceniono ich wartość ekonomiczną w skali całego globu.

Obecnie przyjmuje się powszechnie podział usług ekosystemowych na cztery główne grupy (MEA 2005), czyli: usługi zaopatrzeniowe (provisioning services), regulacyjne (regulating services), wspomagające (supporting services) i kulturowe (cultural services) (Tab. 2).

Tab. 2. Najważniejsze usługi ekosystemowe (krajobrazowe). Zestawiono na podstawie: Costanza i in. (1997), Daily (1997), de Groot i in. (2002), de Groot (2006), Brenner-Guillermo (2007), DEFRA (2007).

Tab. 2. The main landscape services

Grupa	Kategoria	Subkategoria	Wykorzystywane procesy ekosystemowe i krajobrazowe
Usługi zaopatrzeniowe	Produkcja żywności	Uprawy roślinne	Produkcja biomasy
		Hodowla zwierząt	
		Akwakultura	
		Żywność ze stanu dzikiego (łowiectwo, zbieractwo, rybołówstwo)	
	Surowce pochodzenia organicznego	Drewno i inne surowce drzewne	Produkcja biomasy
		Surowce włókniste	
		Paliwo z biomasy	
	Inne zasoby pochodzenia biologicznego	Zasoby genetyczne	Różnorodność biologiczna i procesy ewolucyjne
		Zasoby medyczne	
		Zasoby ozdobne	
Zaopatrzenie w wodę		Cykl krążenia wody	

Usługi regulacyjne	Regulacja składu powietrza	Składniki nieorganiczne	Cykle krążenia pierwiastków
		Składniki organiczne	Produkcja substancji biologicznie czynnych
	Regulacja klimatu	Regulacja składu atmosfery (skala globalna)	Cykle krążenia pierwiastków, fotosynteza i oddychanie
		Regulacja temperatury i opadów (skala lokalna)	Retencja, ewapotranspiracja, pochłanianie i odbicie światła
	Regulacja zjawisk ekstremalnych	Oslabianie huraganów i sztormów	Własności buforowe
		Przeciwdziałanie powodziom	Własności buforowe
		Regulacja pożarów	Dekompozycja martwej materii organicznej
		Przeciwdziałanie erozji	Stabilność ekosystemów
	Regulacja biologiczna	Regulacja chorób odzwierzęcych	Przekształcanie środowiska abiotycznego i sieci troficzne
		Regulacja liczebności szkodników	Sieci troficzne
		Zapylenie i roznoszenie nasion	Sieci troficzne
	Regulacja procesów glebowych	Tworzenie gleby	Przekształcanie środowiska abiotycznego
		Podnoszenie jakości gleby	
	Regulacja zanieczyszczeń i samooczyszczanie	Pochłanianie zanieczyszczeń pyłowych	Cykle biogeochemiczne oraz akumulacja, rozkład, grzebanie związków chemicznych
		Pochłanianie zanieczyszczeń gazowych	
Samoooczyszczanie wody			
Usługi wspomagające	Krążenie pierwiastków		
	Produkcja pierwotna		
	Funkcja siedliskowa		
	Cykl hydrologiczny		
Usługi kulturowe	Funkcje estetyczne		
	Rekreacja		
	Zasoby kulturowe i artystyczne		
	Funkcje duchowe		
	Nauka i edukacja		

Usługi zaopatrzeniowe są powszechnie znane i intuicyjnie jasne. Obejmują zasoby materialne bezpośrednio pobierane ze środowiska, takie jak produkty żywnościowe, surowce włókniste, drewno. Można je analizować i oceniać (także w kategoriach ekonomicznych) oddzielnie dla każdego najmniejszego ekosystemu. W przeciwieństwie do usług zaopatrzeniowych, usługi o charakterze kulturowym nie wiążą się z bezpośrednim pobieraniem dóbr materialnych; ich cechą charakterystyczną jest to, że można z nich korzystać wielokrotnie, a sposób wykorzystania zależy w znacznym stopniu od preferencji poszczególnych grup społecznych. Mają one raczej sens w odniesieniu do krajobrazów niż do poszczególnych ekosystemów czy obiektów. Pozostałe grupy usług są mniej znane i często niedoceniane. Usługi regulacyjne, związane są m.in. z modyfikacją składu atmosfery, homeostazą dużych systemów ekologicznych oraz procesami geomorfologicznymi i pedogenicznymi. Ich efekt jest widoczny

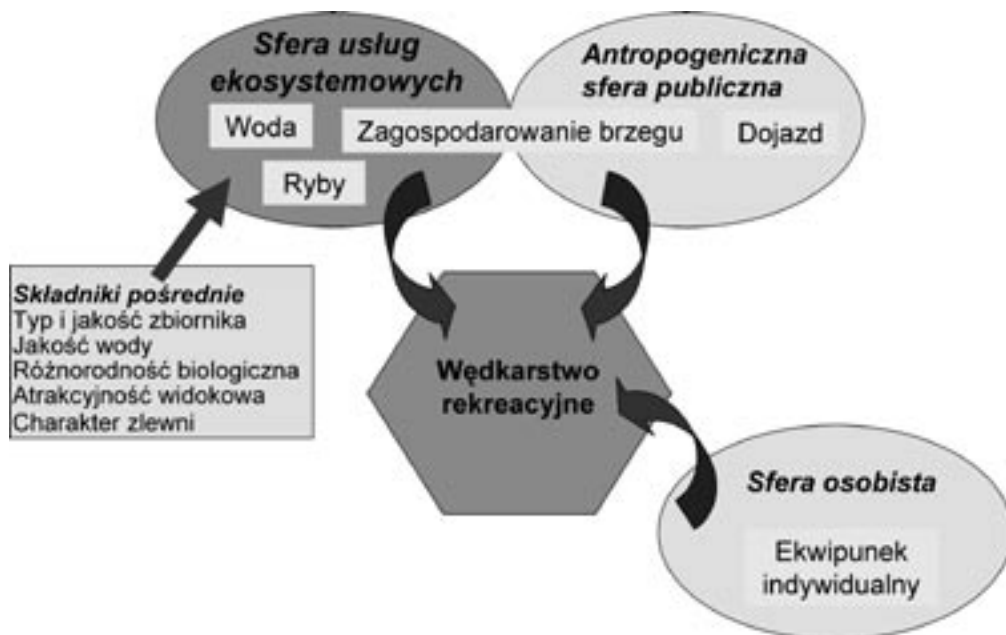
w odniesieniu do większych powierzchni, choć mogą zostać zakłócone przez oddziaływania w skali punktowej. Ostatnia kategoria, usługi wspomagające, obejmuje procesy ekosystemowe i krajobrazowe niezbędne dla produkcji wszystkich pozostałych usług. Ich wpływ na społeczeństwo jest jedynie pośredni, choć w końcowym bilansie – najważniejszy. Zgodnie z klasyfikacją zaproponowaną przez Greena i in. (1994) jedynie dwie pierwsze kategorie usług (tj. zaopatrzeniowe i kulturowe) obejmują wytwory i struktury bezpośrednio użyteczne dla społeczeństwa ludzkiego, dwie pozostałe kategorie (tj. usługi regulacyjne i wspomagające) tworzą ramy strukturalno-funkcjonalne, wpływające na ogólną integralność systemu krajobrazowego i możliwość produkowania przez nie usług o charakterze szczegółowym.

Wybrane podejścia do identyfikacji i oceny rozmieszczenia usług ekosystemowych

Analiza prac teoretycznych oraz praktycznych ocen występowania i jakości różnego rodzaju usług ekosystemowych wskazuje na istnienie wielu różnych sposobów postępowania, bazujących na odmiennych założeniach. W uproszczeniu można je pogrupować w cztery główne kierunki.

Pierwsze dotyczy bardzo precyzyjnego ujęcia zakresu terminu „usługi krajobrazowe”. Boyd i Banzhaf (2006) podkreślają, że do tej pory nie wypracowano ani standardowej definicji usług, ani poprawnych jej mierników, co uniemożliwia jednoznaczną identyfikację usług oraz ich porównywalną kwantyfikację. W ujęciu wspomnianych wyżej autorów usługi ekosystemowe oznaczają „składniki przyrody, które są bezpośrednio konsumowane, odczuwane lub wykorzystywane dla podniesienia ludzkiego dobrostanu”. Ważną cechą tej definicji, jest to, że uznaje ona za usługi ekosystemowe jedynie tzw. „produkty końcowe” ekosystemu (krajobrazu), a nie procesy pośrednie czy szersze uwarunkowania ekologiczne. W ujęciu Boyda i Banzhafa (2006) nie są więc usługami te własności systemu przyrodniczego, które przy innym podejściu określa się mianem usług regulacyjnych czy wspomagających. Boyd i Banzhaf (2006) zwracają również uwagę, że to, co nazywamy korzyścią (tym, co się konsumuje w wyniku korzystania z usług ekosystemowych) jest w rzeczywistości dobrem złożonym, wykorzystującym składniki przyrody oraz konwencjonalne (wytworzone przez człowieka) dobra i usługi. Zgodnie z ich podejściem, na to, co nazywamy wędkowaniem rekreacyjnym, składają się następujące elementy:

- bezpośrednie usługi ekosystemowe, tj. woda i ryby oraz częściowo zagospodarowanie brzegu;
- usługi konwencjonalne bezpośrednie (dojazd, częściowo zagospodarowanie brzegu) i pośrednie (środki komunikacji, sprzęt wędkarski) (Ryc. 1).



Ryc. 1. Usługi ekosystemowe jako część usług niezbędnych dla wędkarstwa rekreacyjnego.

Fig. 1. Landscape services as a part of services necessary for angling.

Takie podejście analityczne zupełnie zmienia sposób określania zasobów i rozmieszczenia usług, gdyż: (a) nie uwzględnia jako zasoby i usługi takich charakterystyk jak typ i jakość zbiornika wodnego, jakość wody, różnorodność biologiczna, atrakcyjność widokowa, czy charakter zlewni bezpośredniej, (b) wprowadza przez to inne podejście do obliczania ilości lub ekonomicznej wartości usług. Przytaczani autorzy stwierdzają przy tym, że ich podejście umożliwia bardziej jednoznaczne określenie mierników wielkości poszczególnych usług, które w wielu przypadkach powinny być tożsame z mierzalnym zasobem – czyli w przytoczonym wyżej przykładzie – z ilością ryb możliwych do złowienia.

Drugie z ważnych podejść do określenia wielkości dostępnych usług ekosystemowych bazuje na analizie ekologicznej, której celem jest identyfikacja tej części ekosystemu, która bezpośrednio odpowiada za produkcję usług. Przykładem takiego podejścia jest opracowanie Kremen (2005), która wprowadziła pojęcie „jednostki funkcjonalnej”. Taką jednostką może być gatunek, grupa systematyczna, forma życiowa, poziom troficzny lub każdy inny segment biocenozy, który jest producentem i dostawcą usług. Zgodnie z powyższym podejściem dostarczycielem usługi „zapylenie” jest zgrupowanie pszczół i trzmieli, a miarą wielkości usługi może być np. wielkość depozycji pyłku na jedną wizytę na roślinie. W przypadku usługi „regulacja liczebności szkodników” dostarczycielem są pasożytniki owadów-szkodników, a miarą - udział zainfekowanych owadów. Nie zawsze jednak zależności między dostawcą usługi a miarą wielkości tej usługi są jednoznaczne. Przykładem może być „krażenie pierwiastków” (z grupy usług wspomagających). Dostawcą są funkcjonalne grupy mikroorganizmów glebowych natomiast miarą jest np. tempo rozkładu materii organicznej (a nie liczebności mikroorganizmów).

Prezentowane podejście nie ma większego znaczenia dla analizy rozmieszczenia przestrzennego poszczególnych usług i ich grup. Jest natomiast niezbędnym narzędziem dla identyfikowania skali przestrzennej, w której poszczególne usługi można jednoznacznie zdefiniować, oraz dla modelowania

konsekwencji zmian w kompozycji i konfiguracji krajobrazu, jakie zachodzą pod wpływem działalności człowieka.

Kolejne dwa podejścia mają charakter znacznie bardziej geograficzny. Pierwsze z nich, reprezentowane m.in. przez Corka (Cork 2001, 2003), bazuje na ocenie eksperckiej, uwzględniającej poglądy użytkowników gruntów. Jego celem jest pseudo-ilościowa ocena niezbędności i dostępności usług dla różnych form wykorzystania (użytkowania) ziemi. Otrzymane w ten sposób tabele powiązań można następnie analizować z punktu widzenia poprawności użytkowania ziemi, scenariuszy zmian w krajobrazie, konsekwencji ekonomicznych, społecznych i ekologicznych wyczerpywania zasobów oraz planowania zabiegów ochronnych.

Ostatnie z prezentowanych podejść przyjmuje, że usługi ekosystemowe stanowią kapitał naturalny o charakterze nierynkowym, choć mający wartość ekonomiczną (Brenner Guillermo 2007). Identyfikacja i ocena zasobu tych usług powinna dotyczyć jednostek przestrzennych jednorodnych pod względem sposobu zarządzania, choć heterogenicznych z punktu widzenia warunków społecznych i ekologicznych. Dalsze analizy związane są z założeniem, iż wartość ekosystemu dla społeczeństwa ludzkiego zależy od efektywności w dostarczaniu usług, a ta z kolei wynika ze stopnia naturalności ekosystemów. Konsekwencją przyjętych założeń jest metodyka oceny wartości jednostek geomorfologicznych o określonym charakterze pokrycia terenu i za pomocą wskaźników wrażliwości i stopnia przekształcenia ekosystemów, traktowanych jako przybliżone miary sprawności procesów naturalnych, których produkty wykorzystywane są przez człowieka (Brenner-Guillermo 2007).

Przedstawione wyżej różne podejścia koncentrują się na odmiennych problemach powiązań między społeczeństwem, przestrzenią i usługami. Jak wynika z przytoczonego przeglądu, punktem centralnym może być m.in.:

- (a) bardzo precyzyjne określenie usługi ekosystemowej w relacji „rodzaj aktywności ludzkiej – niezbędne dobra dostarczane przez przyrodę”;
- (b) szczegółowa analiza struktury i funkcjonowania ekosystemów i identyfikacja grup organizmów bezpośrednio dostarczających dóbr wykorzystywanych przez społeczeństwo;
- (c) identyfikacja zapotrzebowania na usługi ekosystemowe ze strony różnych form użytkowania ziemi;
- (d) wyróżnianie heterogenicznych jednostek przestrzennych i ich ocena pod względem stopnia przekształcenia antropogenicznego, jako pośredniej miary jakości usług ekosystemowych.

Oceny ekonomiczne wartości usług ekosystemowych

Zagadnienie oceny wartości ekonomicznej zasobów przyrodniczych niemających jawnej ceny rynkowej i niepodlegających świadomej „produkcji” przez człowieka nie jest problemem nowym. Przez wiele dziesięcioleci takie zasoby traktowano jako „dobra publiczne”, dla których pojęcie „ceny” nie miało sensu. Sytuacja uległa wyraźnej zmianie w latach 70-tych XX wieku. Od tego czasu wielokrotnie podejmowano próby oceny ekonomicznej wartości tzw. „funkcji pozaprodukcyjnych”, głównie w odniesieniu do powierzchni leśnych (Marszałek 1993; Klocek 1999). W znanym artykule Costanza i in. (1997) dokonali oceny całkowitej wartości ekonomicznej wszystkich usług produkowanych przez ekosystemy Ziemi. Punktem wyjścia były istniejące wcześniej oceny produkcji (na hektar) każdej usługi dla każdego typu ekosystemu oraz przybliżone „ceny” usług, wynikające z tzw. „chęci do płacenia”. Tak otrzymane wartości zsumowano dla wszystkich usług, typów ekosystemów i zajętej przez nie powierzchni.

Krytycy opracowania Costanza i in. (1997) zwrócili uwagę na ograniczenia zastosowanych metod wyceniowych, niską wiarygodność danych wyjściowych oraz nie zawsze właściwą agregację typów ekosystemów i typów usług. W szczególności podkreślano nieliniowość powiązań między usługami oraz

konieczność wykorzystania innych reguł skalowania (Bockstael i in. 2000). Od tego czasu stosowano wiele różnych metod ocenowych, które można zaliczyć do 11 głównych kategorii (Tab. 3). Okazało się przy tym, że każda ze stosowanych metod ma swoje słabe i silne strony.

Tab. 3. Główne metody oceny wartości usług ekosystemowych (wg Brenner-Guillermo 2007 i DEFRA 2007, zmienione).

Tab. 3. The main methods of landscape services evaluation

Metoda oceny	Składniki ogólnej wartości ekonomicznej	Oceniane usługi ekosystemowe	Korzyści metody	Ograniczenia metody	Uwagi
Ceny rynkowe	Składniki użytkowane bezpośrednio i pośrednio	Tylko te, które są związane z rynkiem (np. drewno, zwierzyzna łowna itd.)	Dane rynkowe łatwo dostępne i wiarygodne	Ograniczona jedynie do usług o charakterze rynkowym	Ceny rynkowe są jedynie przybliżeniem, określającym dolną granicę wartości, gdyż nie uwzględniają mechanizmów pozarynkowych kształtowania cen (np. subsydiów) oraz nie biorą pod uwagę wartości pozaużytkowych
Koszty zastępcze	Składniki użytkowane pośrednio	Zależą od istnienia rynku obiektów zastępczych	Dane rynkowe łatwo dostępne i wiarygodne	Możliwe jest przeszacowanie wartości	Przykładem mogą być koszty budowy i eksploatacji wałów przeciwpowodziowych lub stacji uzdatniania wody jako przybliżenie wartości ochrony i oczyszczania wody zapewnianej przez mokradła
Koszty produkcji	Składniki użytkowane pośrednio	Czynniki niezbędne w produkcji dóbr rynkowych (np. ilość i jakość wody)	Dane rynkowe łatwo dostępne i wiarygodne	Wymagana jest olbrzymia ilość danych, często brakujących	Ceny rynkowe są jedynie przybliżeniem, określającym dolną granicę wartości
Ceny zachowań hedonicznych	Składniki użytkowane bezpośrednio i pośrednio	Usługi mające wpływ na jakość powietrza i wartości wizualno-estetyczne	Dane rynkowe łatwo dostępne i wiarygodne	Wymagana jest olbrzymia ilość danych, często brakujących i ograniczonych jedynie do własności ziemskiej	Metoda opiera się na założeniu, że na cenę własności ma wpływ charakterystyka przyrodnicza miejsca, jego jakość i zagrożenia środowiskowe

Koszty podróży	Składniki użytkowane bezpośrednio i pośrednio	Usługi mające wpływ na wartość rekreacyjną miejsca	Bazuje na obserwacjach i kwestionariuszach	Dotyczy tylko korzyści rekreacyjnych. Nie uwzględnia wyjazdów o wielu celach i do wielu miejsc	W metodzie zakłada się, że koszty poniesione przez turystę aby przyjechać w dane miejsce (podróż, noclegi, opłaty wstępu, czas i in.) są przybliżoną miarą wartości rekreacyjnej danego miejsca
Zmiany kosztów podróży	Składniki użytkowane bezpośrednio i pośrednio	Usługi mające wpływ na wartość rekreacyjną miejsca	Bazuje na obserwacjach i kwestionariuszach	Dotyczy tylko korzyści rekreacyjnych. Nie uwzględnia wyjazdów o wielu celach i do wielu miejsc	Rozszerzenie metody poprzedniej, bazuje na obserwacji efektów zmian walorów środowiskowych na zachowanie turystów.
Ceny graniczne	Wartości użytkowe i pozaużytkowe	Wszystkie usługi ekosystemowe	Bazuje na kwestionariuszach	Rozrzut w odpowiedziach, wymaga intensywnych badań, hipotetyczny model rynku	Respondenci odpowiadają, ile byliby skłonni zapłacić za określone zmiany w środowisku przyrodniczym
Modelowanie wyboru	Wartości użytkowe i pozaużytkowe	Wszystkie usługi ekosystemowe	Bazuje na kwestionariuszach	Rozrzut w odpowiedziach, wymaga intensywnych badań, hipotetyczny model rynku	Respondenci dostają do wyboru różne kombinacje zmian w środowisku przyrodniczym, mają je uszeregować wg cenności i podać ile byliby skłonni zapłacić za określone warianty
Koszty odtworzenia	Składniki użytkowane bezpośrednio i pośrednio	Usługi, którymi można manipulować	Dane rynkowe łatwo dostępne lub możliwe do oszacowania	Pełne odtworzenie nigdy nie jest możliwe	Założeniem metody jest określenie kosztów, które trzeba ponieść dla osiągnięcia restytucji, renaturalizacji lub innych zabiegów poprawiających wielkość uzyskiwanych usług ekosystemowych

Ranking opinii publicznej (grupy celowe, mieszkańcy, specjaliści i in.)	Wartości pozaekonomiczne	Usługi nie mające charakteru rynkowego	Uwzględnia specyficzne punkty widzenia	Wyniki zależą od interesów lokalnych i wiedzy. Łatwo nimi manipulować	Wynikiem jest ranking wartości usług ekosystemowych lub scenariuszy zmian tych usług. Wyniki nie są wyrażone w postaci finansowej lecz według ważności
Ocena wartości zdrowotnych	Wartości pozaekonomiczne	Usługi wpływające na zdrowie mieszkańców	Bazuje na danych statystycznych i modelach zależności	Częściowo hipotetyczny model zależności	Główne dane obejmują zapadalność na różne choroby i długość życia. Wg tych kryteriów ranguje się obszary i usługi ekosystemowe tam realizowane

Zagadnienie przydatności poszczególnych metod zostało podsumowane w pracy de Groota i in. (2002), którzy – na podstawie analizy ponad 100 opracowań szczegółowych – wykazali, iż do oceny wartości usług regulacyjnych najważniejsze jest stosowanie pośredniej oceny rynkowej (metody kosztów zastępczych), usługi siedliskowe należy oceniać na podstawie bezpośrednich cen rynkowych (tj. wydatków na ochronę przyrody i kształtowanie siedlisk), usługi zaopatrzeniowe – również na podstawie bezpośrednich cen rynkowych. Do oceny usług kulturowych najważniejsze są metody kosztów podróży oraz ceny zachowań hedonistycznych. Jednocześnie autorzy ci wskazują, że w zasadzie każdą funkcję ekosystemu i usługi ekosystemowe można ocenić z punktu widzenia ludzkich preferencji i wyrazić w kategoriach monetarnych.

Usługi krajobrazowe i problemy zarządzania przestrzenią

Prowadzenie prawidłowej polityki środowiskowej musi opierać się na dobrze rozpoznanych faktach i mechanizmach ekologicznych. W Wielkiej Brytanii opracowano zestaw 100 problemów (pytań) skierowanych do środowiska naukowego, rozwiązanie których powinno stanowić podstawę racjonalnego podejmowania decyzji. Wśród tych problemów cztery dotyczą bezpośrednio usług ekosystemowych i są sformułowane w sposób następujący (Sutherland i in. 2006):

1. Jak w sposób ilościowy określać wielkość i wartość usług ekosystemowych?
2. Które składniki ekosystemu są odpowiedzialne za trwałe dostarczanie poszczególnych usług?
3. W jakim stopniu chronione obszary i siedliska są bardziej wydajne w dostarczaniu usług w porównaniu z obszarami niechronionymi?
4. Jaka jest rola różnorodności biologicznej w podtrzymywaniu funkcji usługowych ekosystemów i krajobrazów?
5. W jaki sposób włączyć ekonomiczną wartość zasobów przyrodniczych i usług do bilansu dochodu narodowego?

Postawione pytania można sprowadzić do czterech problemów bardziej ogólnych: (a) jakie są powiązania między usługami, (b) jaki jest wymiar przestrzenny powiązań między usługami (tzn. czy efekt oddziaływań między funkcjami jest odczuwalny w skali lokalnej, czy dopiero w dużych odległościach), (c) jakie są między nimi powiązania czasowe (tzn. czy zależności, przede wszystkim negatywne, ujawniają się

natychmiast, czy dopiero po dłuższym czasie), (d) jaka jest możliwość odwracalności powiązań (tzn. czy i w jakim stopniu można przywrócić wcześniej występujące zależności między podażą usług) (Rodriguez i in. 2006). Problemy te wyznaczają najważniejsze kierunki dalszych badań nad rolą usług krajobrazowych. Jest to tym bardziej istotne, gdyż mimo licznych istniejących prac i programów ocenowych przepływ usług ekosystemowych jest słabo rozpoznany w skalach lokalnych i regionalnych, a ochrona usług nie jest priorytetem w działaniach planistyczno-ochronnych (Chan i in. 2006).

Mimo licznych prac szczegółowych problem powiązań między usługami nie doczekał się wyczerpującej analizy. Wiadomo co prawda, że między poszczególnymi funkcjami mogą występować różne powiązania o charakterze negatywnym, to znaczy, że działaniom skierowanym na wzrost jednej funkcji towarzyszy spadek ilości, wydajności lub jakości innej funkcji ekosystemowej. Jednocześnie przyjmuje się powszechnie, że ochrona różnorodności biologicznej powoduje wzrost pozostałych usług (Hockings 2003; Perrings i in. 2006). Pogląd ten kwestionują Chan i in. (2006), którzy zadali sobie następujące pytania: (a) jakie ilości usług generuje każda działka (płat) na rozpatrywanym terenie, (b) jakie są powiązania przestrzenne między terenami niezbędnymi dla ochrony różnorodności biologicznej a dostarczającymi jednocześnie poszczególnych usług, (c) ile usług jest dostarczanych przez tereny przewidziane dla ochrony różnorodności w porównaniu z modelem zagospodarowania przestrzennego skoncentrowanym na dostawie usług. Do odpowiedzi na te pytania wykorzystano dwie niezależne metody. Pierwsza z nich to analiza przestrzenna nakładania się modeli zagospodarowania, druga to analiza korelacji między usługami a różnorodnością. Otrzymane wyniki jednoznacznie wskazują na występowanie wielu ujemnych korelacji i sugerują konieczność tworzenia spójnych koncepcji ochrony zarówno różnorodności jak i zasobów poszczególnych usług, minimalizujących niekorzystne wpływy wzajemne i podnoszących ogólną efektywność działań ochronnych. (Chan i in. 2006).

Drugi z ważnych problemów, czyli zagadnienie powiązań przestrzennych między usługami, zbadano jedynie w odniesieniu do niewielu sytuacji typowych. Dobry przykład takiej analizy przedstawili Barbier i Thompson (1998). Wykonali oni szczegółową analizę hydrologiczną i ekonomiczną w jednej ze zlewni w północnej Nigerii. Na tej podstawie porównali zyski i straty z realizacji zamierzeń irygacyjnych pod względem usług ekosystemowych dla rolnictwa, rybołówstwa, i zasobu drewna opałowego. Okazało się, że przeprowadzenie pełnych zabiegów irygacyjnych w górnej części zlewni zwiększy wartość usług ekosystemowych o ok. 3 mln dolarów, natomiast przyniesie to jednocześnie straty w wysokości ok. 23 mln dolarów w dolnej części zlewni.

Inne podejście do zagadnienia powiązań przestrzennych między usługami przedstawili Li i in. (2006). Porównali oni rolę ekosystemów leśnych z innymi ekosystemami w jednym z regionów Chin. Skupili się przy tym na kilku jedynie usługach, takich jak produkcja pierwotna, ochrona gleby i jej żyzności, ochrona zasobów i jakości wody, dostawa tlenu i tworzenie zapasu węgla. Dane wyjściowe stanowiła informacja o charakterze i udziale powierzchniowym poszczególnych typów roślinności. Wykorzystano przy tym możliwości GIS oraz licznych modeli symulacyjnych. Oczywiście trudność sprawiło oszacowanie wielkości usług, a następnie wyrażenie ich w formie monetarnej. Wielkość produkcji pierwotnej wyrażono więc w kategoriach zawartości węgla, a wartość tej usługi wyrażono za pomocą rynkowych cech węgla. Wartość ochrony zasobów wodnych przedstawiono za pomocą kosztów zastępczych dotyczących inwestycji technicznych chroniących zasoby wodne tej samej wielkości. Wielkość funkcji regulacji procesów glebowych określono na podstawie różnicy między rzeczywistą erozją, a erozją potencjalną występującą w przypadku całkowitego zniszczenia pokrywy roślinnej. Zastosowane przez autorów procedury i otrzymane wyniki mogą znaleźć zastosowanie przy planowaniu wielkopowierzchniowych zmian pokrycia terenu, lokowania osiedli i zakładów przemysłowych oraz obliczaniu dodatkowych kosztów, jakie trzeba ponieść w wyniku zniszczenia naturalnej pokrywy roślinnej. Jednak zaproponowane podejście nie tworzy sformalizowanego systemu ocen nakierowanych na określenie warunków niezbędnych dla zachowania odpowiedniego poziomu usług krajobrazowych.

Taką funkcję może spełniać Landscape Equivalency Analysis, czyli Analiza Równoważności Krajobrazu (ARK). Jej głównym zadaniem jest równoważenie działalności ekonomicznej z celami ochrony środowiska (Bruggeman i in. 2005). W ARK krajobraz traktuje się jako jedną całość zasobów ekologicznych i zestawu usług. Celem jest przedstawienie takiej kompozycji i konfiguracji, która zapewni równoważną ilość usług niezależnie od wprowadzonych zmian przestrzennych (np. zmiany jakości ła krajobrazowego, utraty poszczególnych płatów czy ich fragmentacji). Określanie równocenneści obejmuje również uwzględnienie zmian usług w czasie (skalowanie czasowe), zależności między wielkością zasobów a wielkością usług (skalowanie przestrzenne) oraz kontekst przestrzenny wynikający m.in. ze struktury korytarzowej. ARK wykorzystuje się przede wszystkim dla zdefiniowania zakresu koniecznej kompensacji środowiskowej w skali krajobrazu, gdy odtworzenie w tym samym miejscu zniszczonych lub naruszonych zasobów środowiskowych jest niemożliwe, a pożądana jest kompensacja nie tyle walorów fizjonomicznych i struktury krajobrazu, lecz raczej dostarczanych wcześniej usług (Bruggeman i in. 2005).

Poprawne wykonanie Analizy Równoważności Krajobrazu nie jest łatwe, gdyż wymaga uwzględnienia wielu trudno definiowalnych zmiennych. W szczególności należy wziąć pod uwagę, iż wartość (także ekonomiczna) usług tego samego rodzaju, ale dostarczanych przez różne typy ekosystemów położonych w różnym miejscu może być bardzo różna. Np. usługa polegająca na dostarczaniu czystej wody jest znacznie bardziej wartościowa w klimacie suchym niż w krajobrazach strefy umiarkowanej (Meyerson i in. 2005; Brenner-Guillermo 2007). Niezbędne jest więc opracowanie odpowiedniego wskaźnika syntetycznego lub zestawu wskaźników opisujących ilość i/lub wartość usług. Jeden wskaźnik jest niewątpliwie lepszy dla odbiorcy, ale występują liczne problemy merytoryczne z jego utworzeniem, np. dotyczące wyboru jego części składowych, uwzględnienia wag poszczególnych składników oraz pozytywnych i negatywnych powiązań między nimi. Dlatego też lepszym rozwiązaniem jest utworzenie dopełniającego się zestawu wskaźników, uwzględniających różne skale przestrzenne i zróżnicowanie regionalne oraz dających informację o krótko- i długo- okresowych trendach zmian (Conroy i in. 2003; Meyerson i in. 2005).

Wydaje się również, że Analiza Równoważności Krajobrazu powinna uwzględniać bezpośrednie i pośrednie czynniki sterujące zmianami w dostawie usług. Do ważnych czynników bezpośrednich, działających w skali regionalnej należy niewątpliwie zaliczyć obecność gatunków inwazyjnych, kierunki zmian w pokryciu terenu i sposobie uprawy ziemi (np. użycie nawozów i środków ochrony roślin). Natomiast jako pośrednie czynniki sterujące powinno się uwzględnić w analizie m.in. procesy demograficzne, ekonomiczne, socjologiczne oraz polityczne i prawne (Nelson i in. 2006).

Z innych ważnych zagadnień, których uwzględnienie może mieć wpływ na końcowy efekt ARK warto wspomnieć o konieczności wyboru odpowiedniego sposobu diagnozy stanu ekosystemów, która - zgodnie z licznymi sugestiami - powinna wynikać z wyróżniania typów roślinności na podstawie zależności funkcjonalnych między roślinnością a środowiskiem. Zakłada się bowiem, iż atrybuty funkcjonalne ułatwiają jakościową i ilościową ocenę usług ekosystemowych (Alcaraz i in. 2006).

Ostatnim, ale nie najmniej ważnym, problemem dotyczącym wykonywania ARK są możliwe rozwiązania prawne i ekonomiczne. W wielu publikacjach pojawia się postulat, aby ci, którzy dbają o ekosystemy dostarczające usług o charakterze publicznym dostawali odpowiednią rekompensatę rekompensatę. Dotyczyć to powinno m.in. zarządców lasu i indywidualnych rolników. Jednocześnie ci, którzy doprowadzają do degradacji ekosystemów, obniżając w ten sposób podaż usług, powinni płacić opłatę kompensacyjną niezależnie od obowiązku wykonania kompensacji rzeczowej (McNeely 2007).

Usługi ekosystemowe a potencjał środowiska przyrodniczego

W europejskiej literaturze geograficznej i ekologiczno-krajobrazowej od dawna funkcjonuje termin „potencjał środowiska przyrodniczego”. Określa się nim wszelkie zasoby, których eksploatacją jest zainteresowany człowiek (Neef 1984) lub, zgodnie z definicją Sołncewa (1948), możliwości ukryte w każdym krajobrazie, których realizacja jest możliwa tylko przy udziale człowieka. Podobną definicję podał Kistowski (1997). Jego zdaniem potencjał środowiska przyrodniczego (potencjał krajobrazu) to wszelkie zasoby i walory krajobrazu (jego cechy materialne i estetyczne), kreujące jego zdolność do zaspakajania potrzeb człowieka (fizycznych i psychicznych), aktualnie i w przyszłości oraz podtrzymujące te zdolności w wyniku działania w krajobrazie mechanizmów samoregulacyjnych i odpornościowych. Przyjmuje się powszechnie, że potencjał zależy od struktury i sposobu funkcjonowania danej jednostki przyrodniczej. Ważny jest też wpływ geokompleksów sąsiednich, a także stopień antropopresji, jako że człowiek może przez swą działalność zwiększać lub zmniejszać, przynajmniej w pewnym zakresie, potencjał przyrodniczy. Postuluje się również, iż potencjał należy określać w odniesieniu do powierzchni jednostek naturalnych i do konkretnych form użytkowania ziemi.

Zgodnie z propozycją Haasego (1978) wielkość całkowitego potencjału powinno się wyrażać w jednostkach energetycznych. Ze względu jednak na brak danych i niejasną metodykę przeliczeń określa się jedynie tzw. potencjały częściowe, a ich wielkość przedstawia się na podstawie różnych kryteriów. Najczęściej wyróżnia się następujące rodzaje potencjałów (Haase 1978; Przewoźniak 1991): samoregulacyjno-odpornościowy, percepcyjno-behawioralny oraz zasobowo-użytkowy w podziale na następujące podpotencjały: produktywności, wodny, surowcowy, atmosferyczny, transurbacyjny, rekreacyjno-balneologiczny.

Na pierwszy rzut oka widać znaczną zbieżność koncepcji potencjałów z koncepcją usług ekosystemowych. Podobieństwa te mają jednak charakter głównie powierzchniowy, a koncepcje rozwijały się niezależnie od siebie. Najważniejsze różnice między oboma podejściami dotyczą sposobu ujęcia zasobów środowiska przyrodniczego i zakresu zastosowań praktycznych (Tab. 4).

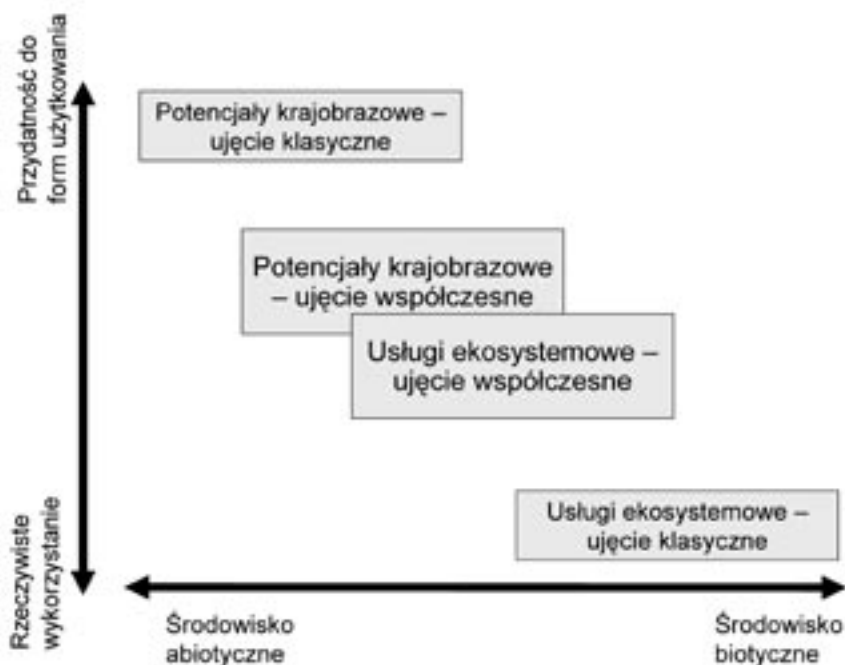
Tab. 4. Główne różnice między koncepcjami potencjału krajobrazowego i usług ekologicznych.

Tab. 4. The main differences between the landscape services concept

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

Mimo wszelkich odmienności (historycznych i merytorycznych) w ostatnich latach obserwuje się pewne zbliżenie obu koncepcji. W wielu opracowaniach mówi się o potencjalnych usługach (zwłaszcza w kontekście planowanych lub modelowanych zmian struktury powierzchniowej krajobrazu), przy

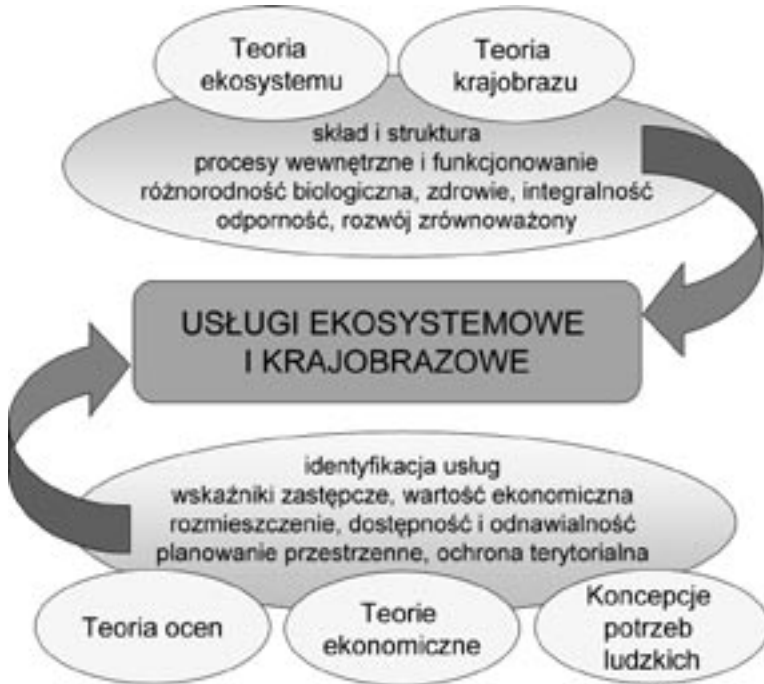
jednoczesnym silniejszym uwzględnianiu zróżnicowania abiotycznego powierzchni. Z drugiej strony następuje doprecyzowanie i uszczegółowienie poszczególnych potencjałów, w taki sposób, że łatwo znaleźć ich odpowiedniki w ramach typologii usług ekosystemowych. Dla przykładu, potencjał samoregulacyjno-odpornościowy odpowiada usługom wspomagającym i częściowo usługom regulacyjnym, działającym w tle innych procesów i nie wykorzystywanym bezpośrednio przez człowieka. Proces zbliżania się obu koncepcji przedstawiono schematycznie na Ryc. 2.



Ryc. 2. Kierunki zmian zakresów pojęciowych terminów „usługi ekosystemowe” i „potencjał krajobrazu”
 Fig. 2. Changes of the scope of terms „landscape services” and „landscape potential”.

Zamiast podsumowania – przydatność koncepcji usług ekosystemowych w badaniach krajobrazu

Termin „ecosystem service” wszedł już na stałe do słownika naukowego. Całościowa koncepcja usług ekosystemowych stała się narzędziem działań naukowych i praktycznych, integrującym tak odległe od siebie dziedziny jak, z jednej strony, teorie ekosystemu i krajobrazu, a z drugiej – teorie ekonomiczne, koncepcje potrzeb ludzkich i teoria ocen (Ryc. 3).



Ryc. 3. Teorie i zagadnienia badawcze wykorzystywane w koncepcji usług ekosystemowych.

Fig. 3. Theories and research subjects brought together by the concept of ecosystem services.

W wielu zagadnieniach przedstawionych w kolejnych podrozdziałach głównym obiektem badań lub ocen jest krajobraz, a poprawne przeprowadzenie oceny zasobów usług wymaga wiedzy o strukturze i funkcjonowaniu układów ponadekosystemalnych, a także stosowania modeli przestrzennych właściwych dla ekologii krajobrazu. Tak więc podejścia krajobrazowe stały się nieodłączną częścią analizy rozmieszczenia i wartości usług ekosystemowych. Z drugiej strony zagadnienie usług nie było do tej pory szerzej włączane do badań dotyczących struktury, funkcjonowania, przydatności i atrakcyjności krajobrazu. Wydaje się jednak, że wiele tematów z dziedziny analizy usług ekosystemowych można i należy szerzej włączyć do zestawu badań o charakterze ekologiczno-krajobrazowym.

Do takich tematów badawczych może należeć:

(a) Określenie powiązań i konfliktów między poszczególnymi kategoriami usług w różnych typach krajobrazu, ze szczególnym uwzględnieniem zróżnicowania fizyczno-geograficznego Polski oraz odmiennych sposobów użytkowania;

(b) Zagadnienie relacji między strukturą krajobrazu a podażą usług, w tym m. in. problem optymalizacji struktury przestrzennej dla zapewnienia trwałej podaży usług różnego typu. W tym nurcie powinny mieścić się prace zarówno o charakterze teoretycznym i poznawczym jak i czysto praktycznym (Ryc. 4);



Ryc. 4. Powiązania zagadnienia usług krajobrazowych z innymi zagadnieniami w badaniach nad krajobrazem.
Fig. 4. Relations between landscape services and other research subjects in landscape-ecological studies.

(c) Ocena powiązań między potencjałami a usługami, tak, aby z jednej strony precyzyjnie rozróżnić zakresy obu pojęć, a z drugiej – aby możliwe było ilościowe określenie, w jakim stopniu poszczególne potencjały są właściwie wykorzystywane;

(d) Ocena alternatywnych scenariuszy rozwojowych z punktu widzenia usług. Zagadnienie to powinno także obejmować kryteria poprawnej i całościowej kompensacji przyrodniczej.

Aby skutecznie realizować powyżej zarysowane kierunki badań niezbędne jest opracowanie szeregu miar i wskaźników. Wydaje się przy tym, że warto przeanalizować pod tym kątem przydatność istniejących wskaźników kompozycji i konfiguracji krajobrazu.

Przedstawiona wyżej problematyka badawcza nie jest niczym nowym. Poszczególne zagadnienia były analizowane w różnym zakresie przy okazji licznych prac aplikacyjnych (takich jak oceny skutków realizacji planu rozwoju, czy prognozy oddziaływania na środowisko zapisów projektu planu zagospodarowania przestrzennego), choć raczej nie używano terminu „usługi ekosystemowe”. Ponadto część prac dotyczących potencjałów krajobrazowych, które ukazały się w ostatnim dwudziestoleciu dotyczyła – przynajmniej częściowo – szeroko rozumianych usług ekosystemowych i krajobrazowych (por. np. Kistowski 1993, Michałowski [red.] 2007).

Koncepcja usług ekosystemowych (krajobrazowych) nie należy do wiodących idei w badaniach nad krajobrazem, ale może odegrać ważną rolę pomocniczą przy rozpatrywaniu licznych zagadnień rozwoju zrównoważonego w syntetycznym ujęciu geograficzno-ekologicznym i społeczno-ekonomicznym.

Literatura

- Alcaraz D., Paruelo J., Cabello J. 2006. Identification of current ecosystem functional types in the Iberian Peninsula. *Global Ecology and Biogeography* 15: 200–212.
- Balvanera P., Pfisterer A.B., Buchmann N., He J.-S., Nakashizuka T., Raffaelli D. Schmid B. 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters* 9: 1146–1156.
- Barbier B., Thompson J.R. 1998. The value of water: floodplain versus large-scale irrigation benefits in Northern Nigeria. *Ambio* 27.6, 434–440.
- Bockstael N.E., Freeman A.M., Kopp R.J., Portney P.R., Smith V.K. 2000. On measuring economic values for nature. *Environ Sci Technol* 34: 1384–1389.
- Boyd J., Banzhaf S. 2006. What Are Ecosystem Services? The Need for Standardized Environmental Accounting Units. RFF DP 06-02. Resources for the Future. Washington.
- Brenner-Guillermo J. 2007. Valuation of ecosystem services in the Catalan coastal zone. Doctorate dissertation. Marine Engineering Laboratory [Laboratori d'Enginyeria Marítima] of the Polytechnic University of Catalonia [Universitat Politècnica de Catalunya], Barcelona. 178 pp. [<http://www.tdx.cesca.es>]
- Bruggeman D.J., Jones M.L., Lupi F., Scribner K.T. 2005. Landscape Equivalency Analysis: Methodology for Estimating Spatially Explicit Biodiversity Credits. *Environmental Management* 36.4:518–534.
- Chan K.M.A., Shaw M.R., Cameron D.R., Underwood E.C., Daily G.C. 2006. Conservation Planning for Ecosystem Services. *PLoS Biology* 4. 11: 2138-2152.
- Conroy M.J., Allen C.R., Peterson J.T., Pritchard L.J., Moore C.T. 2003. Landscape change in the southern Piedmont: challenges, solutions, and uncertainty across scales. *Conservation Ecology* 8(2): 3. [online] URL: <http://www.consecol.org/vol8/iss2/art3>
- Cork S.J. 2001. Ecosystem services. The many ways in which biodiversity sustains and fulfills human life. In *Food for Healthy People and a Healthy Planet*, Internet conference organised by the Nature and Society Forum.
- Cork S.J. 2003. The Nature and Value of Ecosystem Services in Australia. Proceedings of the International Rangelands Congress, Durban, South Africa, 2003.
- Costanza R., D'Arge R., De Groot R., Farber S., Grasso M., Bruce Hannon B., Limburg K, Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Suttonk P., van den Belt M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253–260.
- Daily G.C. (red.) 1997. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington DC.
- De Groot R. 2006. Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-functional landscapes. *Landscape and Urban Planning* 75: 175–186.
- De Groot R.S., Wilson M.A., Boumans R.M. J. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods, and services. *Ecological Economics* 41:393–408.
- DEFRA 2007. An introductory guide to valuing ecosystem services. Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA) London.
- Green I.M., Folke C., Turner R.K., Bateman I. 1994. Primary and secondary values of wetland ecosystems. *Environmental and Resource Economics* 4: 55-74.
- Haase G. 1978. Zur Ableitung und Kennzeichnung von Naturpotentialen, *Pet. Geogr. Mitt.* 2.
- Hockings M. 2003. Systems for assessing the effectiveness of management in protected areas. *Bioscience* 53.9: 823-832.

- Kistowski M., 1993, Metoda oceny wielkości potencjału rekreacyjnego na przykładzie Polski północno-wschodniej (w:) Ekologia krajobrazu w badaniach Terytorialnych Systemów Rekreacyjnych, praca zbior. pod red. M. Pietrzaka, AWF, Poznań, s.53-57.
- Kistowski M., 1997. Problem pola podstawowego w ocenie potencjału krajobrazu na obszarach młodogłacjalnych. [w:] Richling A., Lechnio J., Malinowska E. [red.] Zastosowanie ekologii krajobrazu w ekorozwoju. Problemy ekologii krajobrazu, t. 1, Warszawa 1997.
- Klocek A. 1999. Pozaprodukcyjne funkcje lasu jako publiczne świadczenia gospodarki leśnej oraz stany jej równowagi. *Sylvan* 143. 12 :5-20.
- Kremen C. 2005. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecology Letters* 8: 468–479.
- Li J., Ren Z., Zhou Z. 2006. Ecosystem services and their values: a case study in the Qinba mountains of China. *Ecological Research* 21:597–604.
- Lyons K.G., Brigham C.A., Traut B.H., Schwartz M.W. 2005. Rare Species and Ecosystem Functioning. *Conservation Biology* 19, 4, 1019–1024.
- Maass J., Balvanera P., Castillo A., Daily G.C., Mooney H.A., Ehrlich P., Quesada M., Miranda A., Jaramillo V.J., García-Oliva F., Martínez-Yrizar A., Cotler H., López-Blanco J., Pérez-Jiménez A., Búrquez A., Tinoco C., Ceballos G., Barraza L., Ayala R., Sarukhán J. 2005. Ecosystem services of tropical dry forests: insights from long-term ecological and social research on the Pacific Coast of Mexico. *Ecology and Society* 10(1): 17. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss1/art17/>.
- Marszałek T. 1993. Pieniężna ocena dóbr powstających dzięki socjalnym funkcjom lasów grupy pierwszej państwowego gospodarstwa leśnego. *Sylvan* 136. 8 :5-13.
- McNeely J.A. 2007. A zoological perspective on payments for ecosystem services. *Integrative Zoology* 2: 68-78.
- MEA 2003. Ecosystems and Human Well-being: a framework for assessment. Millennium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington, D.C., 212 pp.
- MEA 2005. Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends, Volume 1. Findings of the Condition and Trends. Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment. Island Press Washington, Covelo, London. Pp. 917.
- Meyerson L.A., Baron J., Melillo J.M., Naiman R.J., O'Malley R.I., Orians G., Palmer M.A., Pfaff A.S.P., Running S.W., Sala O.E. 2005. Aggregate measures of ecosystem services: can we take the pulse of nature? *Front. Ecol. Environ.* 3(1): 56–59.
- Michałowski K. (red.) 2007. Ekologiczne aspekty zrównoważonego rozwoju regionalnego i lokalnego. Wydawnictwo Wyższej Szkoły Ekonomicznej w Białymstoku. stron 294.
- Mooney H.A., Ehrlich P.R. 1997. Ecosystem services: a fragmentary history. (W:) Daily G.E. (red.) *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*: 11-19. Island Press, Washington D.C.
- Neef E. 1984. Applied Landscape Research. *Applied Geography and Development* 24, Tubingen.
- Nelson, G.C., Bennett E., Berhe A.A., Cassman K., DeFries R., Dietz T., Dobermann A., Dobson A., Janetos A., Levy M., Marco D., Nakicenovic N., O'Neill B., Norgaard R., Petschel-Held G., Ojima D., Pingali P., Watson R., Zurek M. 2006. Anthropogenic drivers of ecosystem change: an overview. *Ecology and Society* 11.2: 29. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss2/art29/>
- NRC 2005. Valuing Ecosystem Services. Toward Better Environmental Decision-Making. National Research Council of the National Academies. The National Academies Press Washington, DC.
- Perrings C., Jackson L., Bawa K., Brussaard L., Brush S., Gavin T., Papa R., Pascual U., De Ruitter P. 2006. Biodiversity in Agricultural Landscapes: Saving Natural Capital without Losing Interest. *Conservation Biology* 20.2: 263–264.
- Przeźwiński M. 1991. Krajobrazowy system interakcyjny strefy nadmorskiej w Polsce. Uniwersytet Gdański.

- Rodriguez J.P., Beard Jr. T.D., Bennett E..M., Cumming G.S., Cork S., Agard J., Dobson A.P., Peterson G.D. 2006. Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecology and Society* 11(1): 28. [online] URL:<http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art28/>
- SCEP 1970. Man's impact on the global environment. Study of Critical Problems. Cambridge, MA, MIT Press
- Solncew N.A. 1948. Osnownyje etapy razwitija landszaftowiedienija w naszej stronie. *Woprosy Geografii* 9.
- Sutherland W.J., Armstrong-Brown S., Armsworth P.R., Brereton T., Brickland J., Campbell C.D., Chamberlain D.E., Cooke A.I., Dulvy N.K., Dusic N.R., Fitton M., Freckleton R.P., Godfray H.C.J., Grout N., Harvey H.J., Hedley C., Hopkins J.J., Kift N.B., Kirby J., Kunin W.E., Macdonald D.W., Marker B., Naura M., Neale A.R., Oliver T., Osborn D., Pullin A.S., Shardlow M.E.A., Showler D.A., Smith P.L., Smithers R.J., Solandt J., Spencer J., Spray C.J., Thomas C.D., Thompson J., Webb S.E., Yalden D.W., Watkinson A.R. 2006. The identification of 100 ecological questions of high policy relevance in the UK. *Journal of Applied Ecology* 43, 617–627.