

Mariusz Boćkowski

Instytut Nauk o Środowisku
Uniwersytet Jagielloński

Waldemar Rogowski

Kolegium Nauk o Przedsiębiorstwie
Szkoła Główna Handlowa w Warszawie

Wycena usług ekosystemowych oraz ich zastosowanie w rachunku ekonomicznym – praktyczne przykłady w zarządzaniu zasobami przyrodniczymi

Streszczenie

Zdrowe, sprawnie funkcjonujące ekosystemy są podstawowym składnikiem biosfery i fundamentem ludzkiego dobrostanu. W obliczu coraz poważniejszego zaburzania ich działania poprzez narastającą presję ze strony człowieka poszukuje się skutecznych metod ochrony zasobów naturalnych. Koncepcja usług ekosystemowych prezentuje nowe, bardziej antropocentryczne podejście, akcentujące korzyści ekonomiczne dla społeczeństwa płynące z ochrony środowiska. Celem artykułu jest przegląd możliwości zastosowania tej koncepcji w praktyce zarządzania zasobami naturalnymi w Polsce. W pracy omówiono implikacje teoretyczne zastosowania tego podejścia dla rachunku ekonomicznego oraz zamieszczono krótki przegląd technik wyceny. Przedstawiono przykłady zastosowania usług ekosystemowych dla celów procesów decyzyjnych w szerszym kontekście środowiskowym. Ponadto zaprezentowano studium przypadku konfliktu środowiskowego dotyczącego utworzenia Turnickiego Parku Narodowego, w którym zaproponowano wykorzystanie narzędzi ekonomicznych w nowoczesnym zarządzaniu (ang. *governance*) ochroną przyrody.

Słowa kluczowe: usługi ekosystemowe, ochrona różnorodności biologicznej, konflikt środowiskowy, społeczna analiza kosztów i korzyści, społeczny proces decyzyjny
Kody klasyfikacji JEL: Q510, Q560, Q570, O130

1. Wprowadzenie

Współczesny świat i globalna gospodarka odznaczają się coraz większą niepewnością. W dużej mierze wynika to z eksploatacji zasobów naturalnych na bezprecedensową w dziejach ludzkości skalę, coraz dotkliwszego zaburzenia funkcjonowania ekosystemów na różnych poziomach przestrzennych czy masowego wymierania gatunków. Jako sprawcy tych zjawisk nieustannie jesteśmy narażeni na bezpośrednie konsekwencje ich oddziaływania¹. Wobec dostrzeżenia tych problemów i poruszenia tej kwestii na forum światowym² oraz powszechnego przekonania o powiązaniu szeroko rozumianego ludzkiego dobrobytu ze sprawnym funkcjonowaniem ekosystemów³ wspólnota międzynarodowa zaczęła opracowywać ambitne działania zapobiegające spadkowi różnorodności biologicznej w skali globalnej. Przedostatni z takich celów strategicznych, zakładający zahamowanie globalnego spadku różnorodności biologicznej⁴ do 2010 r., nie został osiągnięty⁵. Jako że typowo ekocentryczne podejście do ochrony przyrody do tej pory nie przynosiło oczekiwanych rezultatów, obserwuje się przesunięcie idei w kierunku antropocentrycznym, opartym na koncepcji **usług ekosystemowych** – strumieni świadczeń dostarczanych przez środowisko człowiekowi, które można zidentyfikować oraz wycenić⁶.

¹ *Wyzwania zrównoważonego rozwoju w Polsce*, red. J. Kronenberg, T. Bergier, Fundacja Sendzimira, Łódź 2010, s. XV.

² U. Thant, *Problems of the human Environment; report of the Secretary-General, United Nations*, New York 1969; Organizacja Narodów Zjednoczonych, *Uchwała Konferencji Sztokholmskiej z dnia 14.06.1972 roku, dotycząca naturalnego środowiska człowieka*, Sztokholm 1972; Organizacja Narodów Zjednoczonych, *Konwencja o różnorodności biologicznej*, Rio de Janeiro 1992; Organizacja Narodów Zjednoczonych, *Konwencja o dostępie do informacji, udziale społeczeństwa w podejmowaniu decyzji oraz dostępie do sprawiedliwości w sprawach dotyczących środowiska*, Aarhus 1998.

³ P.A. Harrison et al., *Linkages between biodiversity attributes: A systematic review*, „Ecosystem Services” 2014, nr 9, s. 191–203; D. Butler, W. Oluoch-Kosura, *Linking future ecosystem services and future human well-being*, „Ecology and Society” 2006, nr 11(1), s. 1–16; G.C. Daily (red.), *Nature's Services: Societal dependence on natural ecosystems*, Island Press, Washington DC 1997.

⁴ Różnorodność biologiczną można zdefiniować jako „niezwykle bogactwo otaczających nas ekosystemów, gatunków i genów [...] dające nam pożywienie, słodką wodę, czyste powietrze, schronienie i lekarstwa, łagodzące skutki klęsk żywiołowych, chroniące przed szkodnikami i chorobami, a także przyczyniające się do regulowania klimatu [...] jest również naszym kapitałem naturalnym, zapewniając funkcje ekosystemu, które stanowią podstawę naszej gospodarki”. Komisja Europejska, *Nasze ubezpieczenie na życie i nasz kapitał naturalny. Unijna strategia ochrony różnorodności biologicznej na okres do 2020*, Bruksela 2011.

⁵ UNEP, *Decision X/2. Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020 and the Aichi Targets, Conference of the parties to The Convention on Biological Diversity 18–29 October 2010*, Nagoya 2010.

⁶ *Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*, red. J. Sarukhán, A. Whyte, Island Press, Washington DC 2005.

Koncepcja usług ekosystemowych została wysunięta pod koniec lat 70. XX wieku⁷, opracowywana zaś w latach 80. i 90. XX wieku⁸. Została w pełni rozwinięta i zaprezentowana szerokiemu gronu odbiorców przez panel ekspertów na początku XXI wieku⁹, a następnie poprzez inicjatywę TEEB (Ekonomia Ekosystemów i Bioróżnorodności)¹⁰, zarządzaną przez Program Narodów Zjednoczonych ds. Ochrony Środowiska (UNEP) przy wsparciu Komisji Europejskiej i rządów różnych państw. Nowe podejście do ochrony przyrody wzbudziło ogromne zainteresowanie wśród badaczy, co zaowocowało publikacjami naukowymi¹¹ i metodologicznym rozwinięciem tematu, kładąc podwaliny pod praktykę szacowania usług¹². Następnie zaczęto włączać tę koncepcję do krajowych polityk i strategii w celu uwzględniania wartości usług w krajowych systemach finansowych i integracji w politykach publicznych¹³. W Polsce jest ona jednak słabo widoczna w dokumentach i aktach prawnych; przejawia się zazwyczaj w formie pośrednich i niezbyt jasnych odniesień¹⁴.

W poszczególnych krajach europejskich implementacja usług ekosystemowych jest zaawansowana w różnym (najczęściej niewielkim) stopniu i wciąż nie wiadomo, czy będzie skutecznym narzędziem łączącym troskę o środowisko naturalne (ekosystemy) z dbałością o dobrostan ludzi. W Polsce jednym z nielicznych przykładów stosowania tej koncepcji w praktyce, poprzez tworzenie tzw. **zielonej infrastruktury**¹⁵, jest planowanie zieleni miejskiej, jednakże wciąż zagrożone przez procesy rozwojowe oraz bariery instytucjonalne¹⁶.

Zielona infrastruktura oraz dostarczane przez nią usługi ekosystemowe są pojęciami wciąż dość słabo rozpowszechnionymi wśród ekspertów różnych dyscyplin, w tym planistów i decydentów, i często przez nich niezrozumianymi¹⁷. Kluczowym obszarem wydaje się

⁷ W. Westman, *How much are nature's services worth?*, „Science” 1977, nr 197, s. 960–964.

⁸ R.S. de Groot, *Environmental functions as a unifying concept for ecology and economics*, „The Environmentalist” 1987, nr 7(2), s. 105–109.

⁹ *Millennium Ecosystem Assessment...*, op. cit.

¹⁰ *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*, red. P. Sukhdev, UNEP, Malta 2010, s. 1–36.

¹¹ M.J. Martinez-Harms, P. Balvanera, *Methods for mapping ecosystem service supply: a review*, „Ecosystem Services and Management” 2012, nr 8, s. 17–25; A.I. Milcu et al., *Cultural ecosystem services: A literature review and prospects for future research*, „Ecology and society” 2013, nr 18(3), s. 44.

¹² B. Burkhard et al., *Mapping and modelling ecosystem services for science, policy and practice*, „Ecological indicators” 2012, nr 21, s. 17–29; C. Liqueste et al., *Current status and future prospects for the assessment of marine and coastal ecosystems services: a systematic review*, „PLoS ONE” 2013, nr 8(7), s. 1–15; B. Martín-López et al., *Trade-offs across value-domains in ecosystem services assessment*, „Ecological indicators” 2014, nr 37, s. 220–228.

¹³ M. Schultz et al., *Making the value of ecosystem services visible. Proposals to enhance well-being through biodiversity and ecosystem services*, Summary of SOU 2013: 68, Stockholm 2013.

¹⁴ K. Mączka et al., *Application of the ecosystem services concept in environmental policy – A systematic empirical analysis of national level policy documents in Poland*, „Ecological Economics” 2016, nr 128, s. 169–176.

¹⁵ M. Boćkowski, J. Cent, M. Grodzińska-Jurczak, *Rola zielonej infrastruktury w ochronie różnorodności biologicznej i łączności ekologicznej w Polsce*, „Chrońmy Przyrodę Ojczyzn” 2017, nr 73(2), s. 110–120.

¹⁶ J. Kronenberg, *Why not to green a city? Institutional barriers to preserving urban ecosystem services*, „Ecosystem services” 2015, nr 12, s. 218–227.

¹⁷ B. Szulczewska, R. Giedych, G. Maksymiuk, *Can we face the challenge: how to implement a theoretical concept of green infrastructure into planning practice? Warsaw case study*, „Landscape Research” 2017, nr 42, s. 176–194.

tutaj planowanie przestrzenne, wnoszące systemowe podejście do ochrony przyrody (zwłaszcza poza obszarami chronionymi), które jednocześnie wciąż pozostaje słabo umocowanym narzędziem w polskiej praktyce administracyjno-gospodarczej¹⁸. W konsekwencji usługi ekosystemowe, pomimo obecności w dyskursie naukowym, pozostają często teorią, definicją bez pokrycia w legislacji i procesach decyzyjnych¹⁹. Odrębnym problemem jest to, że wieloskalowość i złożony charakter polityk publicznych bardzo utrudnia operacjonalizację usług ekosystemowych poprzez synergiczne zastosowanie wielu różnych polityk²⁰.

Celem artykułu jest przegląd możliwości zastosowania koncepcji usług ekosystemowych w praktyce zarządzania zasobami naturalnymi w naszym kraju, przez włączenie ich do procesów decyzyjnych, których celem jest bardziej efektywna alokacja środków publicznych, służąca poprawie (lub zachowaniu) stanu środowiska naturalnego z korzyścią dla ilości dostarczanych przez nie usług.

Artykuł składa się z rozważań teoretycznych oraz części empirycznej. Autorzy omówili implikacje zastosowania usług ekosystemowych w rachunku ekonomicznym oraz przegląd technik wyceny. W części empirycznej zaprezentowali trzy przykłady praktycznego zastosowania koncepcji usług ekosystemowych dla celów procesów decyzyjnych w szerokim kontekście środowiskowym. Na koniec zaprezentowali krótkie studium przypadku i odnieśli się do potencjału usług ekosystemowych dla zarządzania (ang. *governance*) problemami ochrony przyrody w Polsce. Konkluzje zostały ujęte w podsumowaniu.

2. Teoretyczne założenia koncepcji usług ekosystemowych i ich wyceny

Dotychczasowe modele gospodarcze odzwierciedlały niski poziom świadomości powiązań pomiędzy środowiskiem, gospodarką a społeczeństwem, jaki wciąż panuje w społeczeństwach. Prowadziło to do podstawowych braków w formułach rachunku ekonomicznego przedsiębiorstw, związanych z nieuwzględnianiem w nich złożonej roli systemów biologicznych, co objawiało się występowaniem tzw. efektów zewnętrznych²¹, czyli przenoszeniem środowiskowych kosztów działalności na inne grupy społeczne, często z translokacją czasową (opóźnienie) i geograficzną. Skutkowało to podejmowaniem przez konsumentów decyzji niezgodnych z ich faktycznymi preferencjami²², co zaczęto dostrzegać w czasach,

¹⁸ J. Kronenberg et al., *Wasting collaboration potential: A study in urban green space governance in a post-transition country*, „Environmental Science and Policy” 2016, nr 62, s. 69–78.

¹⁹ M. Surma, *Sustainable urban development through an application of green infrastructure in district scale – a case study of Wrocław (Poland)*, „Journal of Water and Land Development” 2015, nr 25, s. 3–12.

²⁰ K. Mączka et al., *Application of the ecosystem services...*, op. cit.

²¹ *Wyzwania zrównoważonego rozwoju w Polsce...*, op. cit.

²² D. Goleman, *Inteligencja ekologiczna. Jak wiedza o ukrytych oddziaływaniach tego, co kupujemy, może wszystko zmienić*, Rebis, Poznań 2009.

kiedy ekonomiści podejmowali pierwsze próby konceptualizacji ekonomicznej środowiska przyrodniczego²³.

Większość zasobów naturalnych to tak zwane dobra wspólne, skończone i nieekskluzywne, więc nie jest łatwo (oceany), a często wręcz niemożliwe (atmosfera), przekazać do nich prawa własności²⁴. Objawia się to brakiem lub niedoskonałością rynków w odniesieniu do dóbr i usług przez nie dostarczanych, brakiem strony transakcji „reprezentowanej” przez środowisko, i w końcu nadmierną eksploatacją zasobów naturalnych nieposiadających ceny²⁵. W ten sposób następuje przeniesienie kosztów eksploatacji środowiska na przyszłe pokolenia, co stanowi barierę dla zrównoważonego rozwoju, który zakłada integrację operacyjną gospodarki, społeczeństwa i środowiska oraz zmianę modeli myślowych opierających się na przyzwyczajeniach do istniejących struktur społecznych (instytucji), psychologicznych (przekonań) i fizycznych (infrastruktury)²⁶.

Występowanie efektów (kosztów) zewnętrznych rodzi poważne implikacje w odniesieniu do rachunku efektywności inwestycji, szczególnie tych potencjalnie silnie oddziałujących na środowisko. Jeśli rozumiemy dowolną inwestycję jako „długookresowe, obarczone ryzykiem alokowanie kapitału w celu osiągnięcia korzyści w przyszłości” i jest ona inwestycją społeczną lub hybrydową, czyli taką, w której występują koszty i korzyści społeczne (wszelkie inwestycje generujące koszty i korzyści związane ze środowiskiem mają przełożenie społeczne – funkcje ekologiczne środowiska są podstawą funkcji społecznych²⁷), to podstawowym narzędziem oceny opłacalności takiej inwestycji jest analiza kosztów i korzyści. Metoda ta, będąca elementem społecznego rachunku efektywności inwestycji, jest uznawana za skuteczne narzędzie wspierające proces podejmowania decyzji alokacyjnych²⁸. Podejmowanie decyzji w zakresie inwestycji publicznych, społecznych i hybrydowych tylko na podstawie komercyjnego kryterium decyzyjnego prowadzi do niedoszacowania ich opłacalności. Nie zostaje wtedy spełniona zasada kompleksowości w ujęciu podmiotowym, zakładająca, że zakres analizy obejmuje wszystkich interesariuszy dotkniętych skutkami (pozytywnymi i negatywnymi) inwestycji, wykazując koszty i korzyści społeczne (środowiskowe) oraz zewnętrzne oddziaływania na wszelkich interesariuszy inwestycji, ani w ujęciu przestrzennym, zakładająca, że uwzględniane są wszystkie jawne i niejawne korzyści i koszty związane z całym obszarem przestrzennym oddziaływania inwestycji²⁹. Aby móc uwzględnić czynniki

²³ A. Marshall, *Principles of Economics. Vol. 1*, Macmillan, London 1890; A.C. Pigou, *The economics of welfare*, Macmillan, London 1920.

²⁴ J. Bożek, *Tragedia wspólnego pastwiska? Czyli o tym, czy dwóch pasterzy naprawdę radzi sobie gorzej niż jeden* [w:] *Ekologia. Przewodnik krytyki politycznej*, Wydawnictwo Krytyki Politycznej, Warszawa 2009, s. 238–255.

²⁵ P.S. Dasgupta, G.M. Heal, *Externalities* [w:] *Economic Theory and Exhaustible Resources*, red. P.S. Dasgupta, G.M. Heal, Cambridge University Press, Cambridge 1980, s. 39–94.

²⁶ *Wyzwania zrównoważonego rozwoju w Polsce...*, op. cit.

²⁷ K. Rykowski, *Wartość przyrodnicza. Wielofunkcyjna gospodarka leśna* [w:] *Wartości nierynkowych korzyści z lasów. Metody wyceny oraz zastosowanie wyników w analizach ekonomicznych*, POLFOREX, Warszawa 2011.

²⁸ S. Kasiewicz, W. Rogowski, *Inwestycje hybrydowe – nowe ujęcie oceny efektywności*, SGH, Warszawa 2009.

²⁹ W. Rogowski, *Rachunek efektywności inwestycji. Wyzwania teorii i potrzeby praktyki*, wyd. 3, Wydawnictwo Nieoczywiste, Piaseczno 2016.

środowiskowe w jakiegokolwiek analizie, należy je zidentyfikować i oszacować ich wartość. Tutaj z pomocą przychodzi koncepcja usług ekosystemowych.

Usługi ekosystemowe są strumieniami świadczeń, które człowiek uzyskuje z ekosystemów. Bez nich działalność gospodarcza oraz istnienie społeczeństw byłyby niemożliwe – zapewniają nam bowiem podstawowe warunki życia, takie jak np. pożywienie, powietrze do oddychania czy regulację klimatu. Według klasyfikacji CICES usługi ekosystemowe dzieli się na trzy kategorie (tabela 1). Zmiany w ich dostarczaniu mają ogromny wpływ na ludzki dobrostan. Od pewnego czasu popyt na te usługi jest tak wielki, że standardową praktyką jest dokonywanie wymiany pomiędzy usługami. Przykładowo państwo może zwiększyć produkcję żywności przez przekształcenie lasu w pole uprawne, jednak działanie to może znacząco zmniejszyć zasoby innych ważnych usług o takiej samej lub większej wartości, np. zasoby czystej wody, destynacji ekoturystycznych czy ochrony przeciwpowodziowej, dlatego tak ważna jest ich wycena³⁰.

Tabela 1. Ogólna klasyfikacja usług ekosystemowych

KATEGORIA USŁUG	PRZYKŁADY USŁUG
Zapotrąające	Żywność, drewno i włókna, paliwa, słodka woda
Regulujące i podtrzymujące	Zapobieganie powodziom, regulacja klimatu, oczyszczanie wody, obieg materii, tworzenie gleby, produkcja pierwotna, zapylenie, ochrona puli genowej
Kulturowe	Wartości estetyczne, duchowe, rekreacyjne, edukacyjne

Źródło: R. Haines-Young, M.B. Potschin, *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1. Guidance on the Application of the Revised Structure*, Fabis Consulting Ltd., Nottingham 2018, s. 22–26.

Usługi ekosystemowe są klasycznym przykładem dóbr nierynkowych i kurs ich wymiany nie jest znany. Zasadniczy problem tkwi w oszacowaniu ich wartości ekonomicznej³¹. W sytuacji braku lub niedoskonałości rynków zastosowanie analizy kosztów i korzyści do oceny efektywności projektu lub inwestycji jest możliwe wyłącznie po uwzględnieniu tak zwanych cen dualnych (ang. *shadow prices*), które odzwierciedlają wartość społeczno-ekonomiczną dóbr. Wycena cen dualnych jest (obok kosztów zewnętrznych) kluczową metodą korygowania dokonywanych obliczeń kosztów i korzyści społecznych danego przedsięwzięcia inwestycyjnego, przy czym pozytywne efekty zewnętrzne (czyli np. strumienie nieuwzględnianych wcześniej w rachunku ekonomicznym usług ekosystemowych) mogą być głównym celem inwestycji społecznej oraz główną korzyścią społeczno-ekonomiczną z realizacji takiej inwestycji³².

³⁰ *Millennium Ecosystem Assessment...*, op. cit.

³¹ M. Czajkowski, *Nierynkowe metody wyceny* [w:] *Wyzwania zrównoważonego rozwoju w Polsce*, red. J. Kronenberg, T. Bergier, Fundacja Sendzimira, Łódź 2010, s. 14.

³² A. Drobnik, *Zastosowanie analizy kosztów i korzyści w ocenie projektów publicznych*, Wydawnictwo Akademii Ekonomicznej w Katowicach, Katowice 2002; S. Kasiewicz, W. Rogowski, *Inwestycje hybrydowe...*, op. cit.

Metody wyceny dóbr nierynkowych dzielimy na techniki pośrednie – oparte na preferencjach ujawnionych i bezpośrednie – oparte na preferencjach deklarowanych (tabela 2). Pierwsze badają rynki zastępcze, na których podmioty sprzedają i kupują dobra komplementarne do tych, które nas interesują. Są one uważane za bardziej wiarygodne, dlatego że opierają się na faktycznie ujawnionych preferencjach. Techniki bezpośrednie odnoszą się do teoretycznych rynków, na których dane dobro mogłoby być sprzedawane i kupione. Opierają się na pytaniach wprost o skłonność ludzi do zapłaty za to, czego nie mają (ang. *willingness to pay*), lub ile byliby gotowi przyjąć za to, że utracą coś, co posiadają (ang. *willingness to accept*). Techniki te z pozoru nie dają gwarancji rzetelnych wyników, lecz w ostatnich dziesięcioleciach podjęto ogromne starania, aby uczynić je wiarygodnymi³³.

Tabela 2. Podział i przykładowe zastosowanie technik wyceny dóbr nierynkowych

TECHNIKI		ZASTOSOWANIE
Pośrednie	Metoda kosztów podróży	Oszacowanie wartości rekreacyjnej obiektu, np. poprzez koszt dotarcia do parku narodowego
	Metoda cen hedonicznych	Wycena dóbr komplementarnych dla dóbr nierynkowych, np. cena domu – cisza
	Metoda kosztów odtworzenia	Oszacowanie kosztu odtworzenia lub zastąpienia dóbr środowiskowych, np. budowy wałów przeciwpowodziowych w przypadku osuszenia nadrzecznych mokradeł pełniących tę samą funkcję
	Metoda produktywności	Ocena wpływu dobra nierynkowego na produkcję dobra rynkowego, np. czystość wody w rzece – zwiększenie połowów ryb
Bezpośrednie	Metoda wyceny warunkowej	Wycena hipotetycznych scenariuszy dostarczenia danego dobra – ocena skłonności do zapłaty lub poniesienia kosztów
	Metoda wyboru dwudzielnego	Ocena skłonności do zapłaty za określone dobro lub usługę – zestawienie odpowiedzi twierdzących i przeczących oraz kalkulowanie tzw. ceny przyjęcia
	Metoda eksperymentu z wyborem	Ocena skłonności do zapłaty za określone dobro lub usługę – wycena dobra charakteryzowanego przez wiele atrybutów na różnych poziomach

Na podstawie: M. Czajkowski, *Nierynkowe metody wyceny*, op. cit., s. 14–16; S. Kasiewicz, W. Rogowski, *Inwestycje hybrydowe – nowe ujęcie oceny efektywności*, op. cit., s. 15–20, 158, 160–161; T. Żylicz, *Wycena usług ekosystemów leśnych...*, op. cit., s. 10; Idem, *Katastrofa tankowca a wartość dzikiej kaczki*, „Aura” 2007, nr 10; Idem, *Wycena usług ekosystemów leśnych*, op. cit., s. 12.

W drugiej połowie XX wieku dokonał się duży postęp w wycenie dóbr i usług istotnych z punktu widzenia ochrony środowiska i gospodarowania nim. Tematyka usług ekosystemowych stała się nierozzerwalnie związana z problemami partycypacji społecznej w procesach decyzyjnych, społeczną analizą kosztów i korzyści oraz dyskusją nad społeczną stopą dyskontową na tle współczesnych wyzwań zrównoważonego rozwoju. Uważa się, że inwestycje w usługi ekosystemowe mają kluczowe znaczenie dla poprawy dobrostanu najbiedniejszej

³³ T. Żylicz, *Wycena usług ekosystemów leśnych* [w:] *Materiały drugiego panelu ekspertów w ramach prac nad Narodowym Programem Leśnym*, red. K. Rykowski, Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary 2014, s. 1–21.

części ludzkości³⁴. Ich syntetyczna globalna wartość jest szacowana na dwukrotność produktu globalnego brutto, a współczynnik kosztów do korzyści ekonomicznych z zachowania dzikiej przyrody w obecnym stanie może sięgać proporcji 100 : 1³⁵.

3. Przykłady empirycznego zastosowania usług ekosystemowych

Puszcza Białowieska jest najcenniejszym przyrodniczo obszarem leśnym w Polsce i ostatnią w Europie pozostałością lasów naturalnych, które pokrywały niegdyś Niż Europejski. Pomimo tego że od tysięcy lat jest penetrowana przez człowieka, do niedawna w niewielkim stopniu była narażona na intensywną gospodarkę leśną. Dzięki temu na tym terenie zachowała się ogromna różnorodność biologiczna, zachodzą tam naturalne procesy ekologiczne i występują gatunki niespotykane nigdzie indziej³⁶.

Pomimo ponad 20-letnich starań Białowieski Park Narodowy stanowi wciąż około 16% powierzchni puszczy. Temat rozszerzenia parku rodzi spór ze względu na spłot interesów przemysłu drzewnego, lokalnej ludności i ochrony przyrody. W latach 2002–2011 pozyskanie drewna w nadleśnictwach Puszczy Białowieskiej kształtowało się na poziomie do 150 tys. m³ rocznie, a przychody z tego tytułu oscylowały w granicach 3,5–5 mln zł rocznie³⁷. Drewno jest jednak zaledwie jednym z wielu źródeł dobrobytu w puszczy. Inną ważną funkcją lasów jest rekreacja, którą można oszacować za pomocą metod opartych na preferencjach ujawnionych.

W 2002 roku P. Kalinka przeprowadził ankietowanie na próbie 584 turystów odwiedzających ten obszar na temat środków transportu, przebytej odległości i czasu podróży³⁸. M. Giergiczny wykorzystał uzyskane informacje do opracowania strefowego modelu podróży, w którym częstotliwość wizyt w puszczy uzależniona była od zewnętrznych zmiennych, m.in. kosztu podróży³⁹. Poprzez symulowanie zmiennych potencjalnych poziomów kosztu oszacował nadwyżkę konsumenta, wynikającą z pojedynczej wizyty, na poziomie 105 zł. Przy 100 tys. odwiedzin rocznie daje to korzyści z tytułu funkcji rekreacyjnych na poziomie 11,5 mln zł rocznie. Jest to dolna granica strumienia wartości rekreacyjnej Puszczy Białowieskiej,

³⁴ *Millennium Ecosystem Assessment...*, op. cit.

³⁵ A. Balmford et al., *Economic Reasons for Conserving Wild Nature*, „Science” 2002, nr 297, s. 950–953; R. Costanza et al., *Changes in the global value of ecosystem service*, „Science” 2014, nr 26, s. 152–158.

³⁶ J. Weiner, *Po co nam puszcze?*, „Tygodnik Powszechny” 2016, nr 27, s. 50–52.

³⁷ A. Bohdan, *Stan ochrony Puszczy Białowieskiej oczami organizacji pozarządowych* [w:] *Stan ekosystemów leśnych Puszczy Białowieskiej. Materiały pokonferencyjne Ogólnopolskiej Konferencji Naukowej Ministerstwa Środowiska i Dyrekcji Generalnej Lasów Państwowych*, Warszawa 28 października 2015, DGLP, Warszawa 2016; M. Czajkowski, *Ile warta jest Puszcza Białowieska?* [w:] *Wyzwania zrównoważonego rozwoju w Polsce*, red. J. Kronenberg, T. Bergier, Fundacja Sendzimira, Łódź 2010, s. 30–33.

³⁸ P. Kalinka, *Wycena walorów turystycznych Puszczy Białowieskiej w kontekście sporu o powiększenie Białowieskiego Parku Narodowego*, Uniwersytet Warszawski, Warszawa 2003 [praca magisterska].

³⁹ M. Giergiczny, *Rekreacyjna wartość Białowieskiego Parku Narodowego*, „Ekonomia i Środowisko” 2009, nr 36, s. 116–128.

natomiast na jej podstawie wyceniono całkowitą rekreacyjną wartość puszczy jako zasobu generującego wartość pieniężną na 287 mln zł, przy założeniu stopy procentowej bliskiej 4%.

Otrzymany szacunek roczny to 2,74-krotnie więcej niż przychód z tytułu sprzedaży drewna pozyskiwanego z puszczy w latach 2000–2004 oraz 27-krotnie więcej od średnich korzyści ekonomicznych generowanych przez Nadleśnictwo Białowieża w tym okresie. Jednak stwierdzenie tego to za mało, aby decydować o zmianie sposobu gospodarowania. Możliwe że wzrost wartości rekreacyjnej po objęciu całej puszczy parkiem narodowym zrekompensowałby straty z tytułu zmniejszenia wyrębu, lecz nie jest znana dokładna zależność pomiędzy prowadzeniem wyrębu a rekreacją. Należy zatem sięgnąć do szerszych danych, odwołujących się do pozaużytkowej wartości lasu i satysfakcji konsumentów z tytułu istnienia dóbr.

W innym badaniu wyceniono wzrost różnorodności biologicznej Puszczy Białowieskiej w wyniku zwiększenia jej ochrony. Zastosowano metody oparte na preferencjach deklarowanych, które pozwoliły oszacować zarówno wartość użytkową, jak i pozaużytkową⁴⁰. Ponieważ różnorodność biologiczna jest parametrem złożonym i trudnym do zdefiniowania, wyodrębniono trzy zrozumiałe dla respondenta atrybuty odzwierciedlające hipotetyczne zmiany w różnorodności biologicznej:

- naturalność procesów – naturalna dynamika procesów zachodzących w puszczy, umożliwiająca obserwacje naukowe zmian różnorodności biologicznej oraz ich wpływ na funkcjonowanie i odporność ekosystemów;
- bogactwo rzadkich gatunków fauny i flory, odnoszące się również do jeszcze nieznanymi gatunków;
- komponenty ekosystemu opisane jako istnienie biotopów i nisz ekologicznych, np. martwe drewno, naturalne oczka wodne i śródleśne polany itp.

Dodatковым atrybutem był wzrost podatku, obciążenia te musieliby ponosić wszyscy Polacy w ciągu następnych 10 lat.

Badanie przeprowadzono na reprezentatywnej próbie 400 dorosłych Polaków. Ankieta składała się z ogólnych informacji o Puszczy Białowieskiej, opisu jej obecnego stanu i problemów, dokładnego przedstawienia atrybutów, ich potencjalnych poziomów i znaczenia dla ekosystemów. Dołączono także pytania o dane społeczno-demograficzne respondentów oraz ich nastawienie do problemów środowiska, a także zestaw kart pomocniczych ze zdjęciami i diagramami, ilustrującymi omawiane problemy i możliwe rozwiązania. Respondentom przedstawiano wygenerowany zestaw wariantów, a następnie proszono o wskazanie najlepszego w ich ocenie.

Średnia gotowość do zapłaty za ochronę naturalnych procesów ekologicznych (15 i 20 zł rocznie na gospodarstwo domowe odpowiednio za częściową i znaczną poprawę obecnej sytuacji) była bliska wartości ochrony komponentów ekosystemu (odpowiednio 14, 15 i 20 zł) i wyższa niż gotowość do zapłaty za ochronę zagrożonych gatunków (11 zł)⁴¹. Wskazuje to na to, że

⁴⁰ M. Czajkowski, M. Buszko-Briggs, N. Hanley, *Valuing changes in forest biodiversity*, „Ecological Economics” 2009, nr 68(12), s. 2910–2917.

⁴¹ M. Czajkowski, *Ile warta jest Puszcza Białowieska?*, op. cit., s. 33.

ludzie nie są aż tak przywiązani do liczby gatunków, jak się wcześniej wydawało⁴², natomiast znacznie wyżej cenią sobie naturalność procesów zachodzących w środowisku. Wynik ten może mieć znaczenie praktyczne, ponieważ rzuca nowe światło na zasady gospodarowania na obszarach, gdzie zachodzą procesy o dużym stopniu naturalności⁴³.

Następnie oszacowano ekwiwalent wartości zwiększonej ochrony puszczy. Wyniósł on 70 zł rocznie na gospodarstwo domowe, co pomnożone przez około 12 mln gospodarstw w Polsce dało łącznie 840 mln zł rocznie. Kwota ta zawiera wartość użytkową puszczy, biorąc pod uwagę, że niektórzy respondenci motywowali swoją skłonność do zapłaty za większą ochronę puszczy możliwością rekreacji. Uzyskana kwota przewyższa przychody z wyřębu lasu (3,5–5 mln zł) w takim stopniu, że skłania to do stwierdzenia, iż **społeczeństwo Polski skorzystałoby na zaostrzeniu reżimu ochronnego Puszczy Białowieskiej i zachowaniu ostatniego w Europie lasu naturalnego w niepogorszonym stanie**⁴⁴.

Innym przykładem praktycznego zastosowania koncepcji usług ekosystemowych była wycena usług związanych z drzewami przyulicznymi w centrum Łodzi, która miała zwrócić uwagę decydentów na konieczność uwzględnienia wartości drzew przy podejmowaniu decyzji planistycznych. Przed badaniem dokonano uproszczonej inwentaryzacji drzew w ścisłym centrum Łodzi, a następnie wyodrębniono trzy kategorie ulic: z dużą liczbą drzew (10 i więcej/100 m w pasie do 5 m od krawędzi jezdni), ze średnią liczbą (4–9/100 m) i z pojedynczymi drzewami lub ich brakiem (0–3/100 m). Na tej podstawie zaplanowano hipotetyczny program zwiększenia liczby drzew na danym terenie, który przedstawiono mieszkańcom. Badanie ankietowe zostało przeprowadzone w dwóch turach. W pierwszej próbie liczyli 150 osób i na jej podstawie przygotowano nowe zestawy dla kolejnych 250 respondentów, lepiej dopasowanych do średnich preferencji wykrytych w pierwszej próbie⁴⁵. Kwestionariusz składał się z czterech części:

- trzy pytania ogólne na temat subiektywnej opinii respondenta nt. liczby drzew przyulicznych w centrum Łodzi oraz w okolicy jego miejsca zamieszkania;
- część opisująca obecną sytuację i przedstawiającą perspektywy jej zmian;
- część polegająca na wyborze preferowanych programów w ramach przedstawionych scenariuszy;
- pytania do celów statystycznych.

W dwóch turach przeprowadzono łącznie 400 wywiadów, z których otrzymano 382 wypełnione ankiety, wykorzystane następnie w oszacowaniu gotowości do zapłaty. Wielkość próby

⁴² J. Bredahl Jacobsen et al., *What's in a name? The use of quantitative measures versus 'Iconised' species when valuing biodiversity*, „Environmental Resource Economics” 2008, nr 39, s. 247–263.

⁴³ T. Żylicz, *Wycena usług ekosystemów leśnych...*, op. cit.; M. Czajkowski, M. Buszko-Briggs, N. Hanley, *Valuing changes in forest biodiversity...*, op.cit.

⁴⁴ M. Czajkowski M., *Ile warta jest Puszcza Białowieska?*, op. cit., s. 33.

⁴⁵ M. Giergiczny, J. Kronenberg, *Jak wycenić wartość przyrody w mieście? Wycena drzew przyulicznych w centrum Łodzi [w:] Zrównoważony rozwój – zastosowania*, red. T. Bergier, J. Kronenberg, Fundacja Sendzimira, Kraków 2012, s. 81–84.

oraz duża przepływność ruchu ulicznego pozwalały – według autorów badania – przyjąć, że badanie pokryło reprezentatywnie strukturę mieszkańców Łodzi⁴⁶.

Wyniki badania pokazały, że (statystycznie ujmując) najistotniejsze dla mieszkańców Łodzi jest posadzenie drzew przy ulicach, przy których aktualnie nie rosną drzewa lub jest ich mało. Wyniki oszacowano na podstawie porównania deklarowanej skłonności mieszkańców do miesięcznej opłaty za przejście ulic z niższej do wyższej kategorii pod względem poziomu zadrzewienia. Za przejście ulicy bez drzew do kategorii ulic ze średnią liczbą drzew mieszkańcy Łodzi byli skłonni miesięcznie zapłacić (w formie podwyższonego podatku) 1,58 zł/km ulicy. Za posadzenie drzew w wyspach utworzonych przy ulicach bez drzew zadeklarowana miesięczna chęć opłaty wyniosła 2,25 zł/km ulicy⁴⁷.

Fakt deklaracji poniesienia opłaty za wzrost liczby drzew przy ulicach świadczy o niezadowolaniu mieszkańców z obecnego stanu rzeczy. Były to wyniki wstępne, lecz statystycznie istotne oraz spójne z powszechnie przyjętą metodyką ekonomiczną (najistotniejszym preferowanym przez respondentów czynnikiem był koszt realizacji poszczególnych wariantów programu). Dalszym krokiem może być obliczenie gotowości mieszkańców do zapłaty za program zwiększonej liczby drzew w skali dzielnicy lub całego miasta. Uogólniając wyniki na całą populację łodzian, w przypadku programu zwiększającego liczbę drzew na odcinku 5 km ulic z poziomu niskiego do średniego i stworzenia wysp na odcinku 9 km ulic, otrzymano by 17,7 mln zł. Jest to kwota zmiany dobrobytu społecznego związanego z realizacją tego programu. Tymczasem w budżecie miasta Łodzi w 2012 roku przewidziano zaledwie ok. 2 mln zł na wydatki związane z zielenią przyuliczną, w tym na pielęgnację, usuwanie i sadzenie drzew w całym mieście. Z kolei na bieżące utrzymanie terenów zielonych innych niż przyuliczne, takich jak np. parki, oraz związane z tym wydatki przewidziano ok. 11,5 mln zł.

Badanie ukazało skalę niedopasowania prowadzonych przez miasto działań w stosunku do potrzeb społecznych. Potwierdza zarazem, że wycena usług ekosystemowych może dostarczać decydom cennych wskazówek przy ustalaniu ilości dobra publicznego na społecznie optymalnym poziomie⁴⁸.

Usługi ekosystemowe można przedstawiać w odniesieniu do dobrze zbadanych zjawisk przyrodniczych, a także znanych szerokim kręgom społeczeństwa. Gatunki charyzmatyczne lub zagrożone stanowią wdzięczną podstawę do dyskusji na temat wykorzystania tej koncepcji i pomogą zilustrować korzyści, jakie człowiek czerpie z procesów zachodzących w przyrodzie. Poniżej został opisany sposób rozumienia zależności usług ekosystemowych od bieżących trendów społeczno-ekonomicznych na przykładzie pojedynczego gatunku.

Bocian biały (*Ciconia ciconia*) jako powszechnie znany i lubiany w Polsce ptak stał się przedmiotem systematycznej analizy. Kronenberg⁴⁹ dokonał kompleksowego przeglądu usług

⁴⁶ Ibidem.

⁴⁷ Ibidem.

⁴⁸ Ibidem.

⁴⁹ J. Kronenberg et al., *Znaczenie bociana białego Ciconia ciconia dla społeczeństwa: analiza z perspektywy koncepcji usług ekosystemowych*, „Chrońmy Przyrodę Ojczystą” 2013, nr 69(3), s. 179–203.

związanych z tym gatunkiem (rysunek 1). Dodatkowo zidentyfikowano antyusługi, czyli niekorzystne skutki, które ponosi człowiek w związku z funkcjonowaniem tego gatunku⁵⁰.

Z powodu szczególnego kulturowego znaczenia bociana w Polsce zgromadzono wiele danych z dziedziny ekologii na temat zachowania tego gatunku. Jego populacje należą do najdłużej monitorowanych (za pomocą standardowych metod ilościowych), co pozwala oceniać zmiany parametrów populacji w czasie⁵¹. Zastosowanie koncepcji jednogatunkowej nie- sie za sobą pewne ograniczenia, ponieważ pojedynczy gatunek jedynie częściowo uczestniczy w procesach zachodzących w przyrodzie, które mają wpływ na człowieka. Niemniej jednak dyskusja na temat usług ekosystemowych w kontekście jednego gatunku jest dobrą okazją do przystępnego wprowadzenia w temat potencjalnych interesariuszy procesu decyzyjnego⁵².

Rysunek 1. Przykładowe usługi ekosystemów związane z bocianem białym (*Ciconia ciconia*)

USŁUGI ZAPATRUJĄCE	
Rodzaj usługi	Opis/usługi
Zródło pożywienia	Polska w czasach historycznych, Afryka
Zródło leków	Niemal wszystkie części ciała do ok. XVII w.
Inne	Np. pióra dla husarii, zwoleń i wachlarze z piór, napychacze futerka ze szronek

USŁUGI KULTUROWE	
Rodzaj usługi	Opis/usługi
Symbol narodowy	Użyteczny symbol w promoci kraju – budzi pozytywne skojarzenia za granicą
Dziedzictwo kulturowe	Herastyka, podania, legendy, obecność w sztuce
Wzornictwo	Wzór wielu popularnych produktów
Promocja i reklama	Wykorzystanie przez podmioty gospodarcze w kampaniach reklamowych
Turystyka i rekreacja	Bocianie wioski, zmiana postęć i świadomości miejscowej ludności, promowanie tradycyjnego rolnictwa i agroturystyki, kampanie internetowe itp.
Obserwacje, badania, hobby, obrączkowanie	Wykazanie jakości środowiska (palenia szronów, metal ciepłych), dobrowolnie ponoszone koszty na pomoc bocianom, prelektat do edukacji, młodzieży itp.

USŁUGI REGULACYJNE I PODTRZYMUJĄCE	
Rodzaj usługi	Opis/usługi
Regulowanie populacji szkodników	Gatunek pomocny w biologicznej walce ze szkodnikami upraw, np. domkłem zycząnym
Zapobieganie chorobom	Usuwanie padliny ze środowiska i wysypisk
Gatunek parasitowy	Ochrona bociana jest korzystna dla wielu innych gatunków i ich siedlak
Tworzenie siedlak	W gniazdach bocianów składowano gnieździe nie się ponad 10 gatunków innych ptaków

ANTYUSŁUGI	
Rodzaj usługi	Opis/usługi
Niszczenie dachów	Koszty naprawy lub przeniesienia gniaźd
Gnieźdowanie na słupach energetycznych	Przerwy w dostęćcie gredu – koszty montażu platform na słupach energetycznych i zabezpieczenia linii energetycznych

Źródło: Opracowanie własne, zmienione, na podstawie: J. Kronenberg et al., *Znaczenie bociana białego...*, „Chrońmy Przyrodę Ojczystą” 2013, nr 69(3), s. 179–203.

⁵⁰ Ibidem.

⁵¹ F. Bairlein, H.R. Henneberg, *Der Weißstorch (Ciconia ciconia) im Oldenburger Land*, Isensee: Oldenburg 2000; P. Tryjanowski, T.H. Sparks, L. Jerzak (red.), *The White Stork in Poland: studies in biology, ecology and conservation*, Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań 2006.

⁵² J. Kronenberg et al., *Znaczenie bociana białego...*, op. cit.

Usługi ekosystemowe są dostarczane człowiekowi poprzez funkcjonowanie sieci powiązań między gatunkami; ich suma jest wynikiem różnorodności składających się nań populacji. Pojedynczy gatunek nie dostarcza ich zatem samodzielnie, istnieją jednak gatunki mające szczególny wpływ na dostarczanie pewnego typu usług. Jest to analogiczna rola do tak zwanych gatunków zwornikowych w ekologii, które podtrzymują funkcjonowanie całych łańcuchów sieci pokarmowych⁵³. Wśród gatunków kluczowych dla dostarczania danej usługi zazwyczaj wymienia się ptaki i owady i dotyczy to funkcji regulacyjnych (regulacja szkodników upraw, zapylenie itp.). Przypadek bociana pokazuje, że można to odnieść również do usług kulturowych, co jest o tyle istotne, że korzyści z nich wynikające są mniej namacalne dla przeciętnego odbiorcy. Ze względu na popularność tego gatunku mamy też możliwość przesłędzenia zmian w rozumieniu usług ekosystemów na przestrzeni stuleci.

Wartość ekonomiczną bocianich wiosek analizowano za pomocą metody kosztów podróży, między innymi dla kolonii bocianów w Żywkowie w 2011 roku. Okazało się, że całkowita korzyść rekreacyjna z tytułu istnienia bocianiej wioski jako atrakcji turystycznej wyniosła w 2011 roku około 570 tys. zł lub 1,160 mln zł, uwzględniając wartość czasu spędzonego w podróży do tej lokalizacji⁵⁴. Innym przykładem⁵⁵ włączenia usług do rachunku ekonomicznego jest model ekonomiczno-ekologiczny, służący do obliczenia rekompensaty (płatności za usługi) dla rolników skłonnych do wdrożenia sposobu koszenia łąk sprzyjającego bocianom. W odniesieniu do metod wyceny bezpośredniej warto przytoczyć badanie przeprowadzone w Czechach, w którym obywatele byli pytani o skłonność do ochrony bociana czarnego – znacznie rzadszego i słabiej znanego gatunku. Wyniki wskazały, że statystyczny Czech jest w stanie przeznaczyć równowartość od 38 do 50 dolarów na program ochrony tego gatunku w sytuacji zagrożenia jego istnienia⁵⁶.

Wskazane powyżej metody służą do wyceny większości usług ekosystemowych wykazanych dla bociana białego. Spojrzenie przez pryzmat pojedynczego gatunku ukazuje pewne ograniczenie koncepcji usług ekosystemów, szczególnie jej redukcjonistyczny i antropocentryczny z punktu widzenia przyrodnika charakter. Jednakże należy pamiętać, że poza służeniem sprawniejszemu zarządzaniu zasobami, koncepcja ta pełni funkcję edukacyjną – pokazuje przyrodę jako sieć o niezliczonej ilości powiązań. **Bocian biały jako gatunek charyzmatyczny, znajdujący się na eksponowanym miejscu w tej sieci, stanowi dobrą ilustrację zależności pomiędzy człowiekiem a elementami przyrody, ponieważ nie można go**

⁵³ J. Kronenberg et al., *Znaczenie bociana białego...*, op. cit.

⁵⁴ M. Giergiczny, J. Kronenberg, *Jak wycenić wartość przyrody w mieście?*, op. cit.; M. Czajkowski et al., *The economic value of a White Stork nesting colony: a case of a 'stork village' in Poland*, „Working Papers Series of the Faculty of Economic Sciences” 2012, No. 11.

⁵⁵ K. Johst, M. Drechsler, F. Wätzold, *An ecological-economic modelling procedure to design compensation payments for the efficient spatiotemporal allocation of species protection measures*, „Ecological Economics” 2002, nr 41, s. 37–49.

⁵⁶ J. Urban, J. Melichar, *What is black stork worth? [w:] Forestry valuation and policy relevance*, J. Melichar, H. Škopková (red.), Charles University Environment Center, Praga 2008, s. 32–56.

rozpatrywać w oderwaniu od innych – mniej widowiskowych, lecz równie istotnych z punktu widzenia ekosystemu i jego usług – gatunków⁵⁷.

4. Turnicki Park Narodowy jako społeczna inwestycja hybrydowa

Rozległe lasy położone na styku Pogórza Przemyskiego i Gór Słonnych od dawna budziły zainteresowanie przyrodników ze względu na zachowaną tam sieć ekosystemów o charakterze naturalnym. Już w 1938 roku sugerowano, aby objąć część tych terenów (do 25 km²) rezerwatem, co uchroniłoby je przed intensywną gospodarką leśną⁵⁸. Z powodu działań wojennych, wysiedleń oraz założenia tam tajnego ośrodka rządowego w końcu lat 60. XX wieku temat powrócił dopiero w latach 80., kiedy złożono pierwszy oficjalny projekt parku narodowego. Wstępna koncepcja parku została zaakceptowana w 1992 roku, na spotkaniu przedstawicieli samorządów, naukowców, resortu ochrony środowiska oraz organizacji społecznych⁵⁹. Rok później powstała kompletna dokumentacja przyrodnicza parku, a ówczesny projekt poparła Państwowa Rada Ochrony Przyrody⁶⁰. W 1995 roku Rada Ekologiczna przy Prezydencie RP postulowała jak najszybsze utworzenie Turnickiego Parku Narodowego, jednak ówczesny minister środowiska, zasobów naturalnych i leśnictwa odmówił podpisania decyzji o utworzeniu parku, uzasadniając ją brakiem środków⁶¹.

Wkrótce zmienił się stosunek władz do pomysłu utworzenia pierwszego parku narodowego w piętrze pogórza. Lasy Państwowe oraz samorządy przyjęły negatywne stanowisko, argumentując, że istniejące formy ochrony (obszar chronionego krajobrazu, kilka rezerwatów) skutecznie zabezpieczają interesy ochrony przyrody, natomiast powstanie parku narodowego nie wpłynie na rozwój turystyki na tym obszarze⁶². W 1996 roku wybuchły protesty społeczne⁶³ przeciwko utworzeniu parku, inspirowane przez leśników, myśliwych i przedstawicieli branży drzewnej⁶⁴. Od tamtego czasu, pomimo wielu inicjatyw społecznych,

⁵⁷ J. Kronenberg et al., *Znaczenie bociana białego...*, op. cit.

⁵⁸ T. Trella, *Turnica pod Przemysłem*, „Ochrona Przyrody Organ Państwowej Rady Ochrony Przyrody” 1938, R. 17, s. 203–209.

⁵⁹ S. Michalik, *Ogólne informacje o projektowanym Turnickim Parku Narodowym [w:] Turnicki Park Narodowy w polskich Karpatach Wschodnich. Dokumentacja projektowa*, red. S. Michalik, Polska Fundacja Ochrony Przyrody Pro Natura, Kraków 1993, s. 9–14.

⁶⁰ Państwowa Rada Ochrony Przyrody, *Opinia Państwowej Rady Ochrony Przyrody w sprawie projektu utworzenia Turnickiego Parku Narodowego*, Nr ROP-0021-PWiR-33/93 z 08.02.1994 r.

⁶¹ Ministerstwo Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa, *Pismo do Wojewody Przemyskiego Stanisława Bajdy z dnia 28 listopada 1995 r.*, Znak.Spr. Op. pn-0/133/95, Warszawa 1995.

⁶² *Pismo do Stanisława Bajdy Wojewody Przemyskiego z dnia 10.10.1995 r.*, Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Krośnie, ZO-741-61/95.

⁶³ Komitet protestacyjny (Wojtkówka), *Protest z dnia 25.02.1996 r.*, Wojtkówka 1996 [druk]; Komitet protestacyjny (Samorząd Mieszkańców Wsi w Rybotyczach), *Protest z dnia 01.03.1996 r.*, Rybotycze 1996 [druk].

⁶⁴ J. Korbel, *List do Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych Janusza Dawidziuka z dnia 04.12.1995 r.*, [brak adresu nadawcy] 1995; J. Korbel, M. Lelek, *Kampania „Turnicki Park Narodowy”*, „Dziki Życie” 1996, nr 3(22); <http://dzikiezycie.pl/archiwum/2016/czerwiec-2016/kampania-turnicki-park-narodowy> [dostęp 2.07.2018]; *Eko-*

stanowisko lokalnych władz pozostało niezmiennie – park do tej pory nie został utworzony⁶⁵. Dodatkowym utrudnieniem i de facto skuteczną przeszkodą jest nowelizacja ustawy o ochronie przyrody, przyjęta w 2001 roku, wprowadzająca zapis wymagający zgody samorządów na utworzenie parku narodowego⁶⁶.

Autorzy artykułu przeanalizowali uwarunkowania historyczne, przyrodnicze i społeczno-gospodarcze obszaru projektowanego Turnickiego Parku Narodowego⁶⁷. Doszli do wniosku, że brakuje odpowiednio prowadzonej komunikacji społecznej pomiędzy zwolennikami utworzenia parku a lokalną społecznością, co w pewnej mierze przekłada się na negatywne stanowisko lokalnych samorządów. W opinii autorów przypomina to działania organizacji pozarządowych i innych podmiotów popierających utworzenie parku w latach 90. XX wieku. Nagłośniły one problem, lecz jednocześnie dały do zrozumienia, że decyzja, która bezpośrednio wpłynęłaby na los mieszkańców, należy nie do nich, lecz do ludzi z zewnątrz. Dodatkowo idea parku wyszła ze środowiska akademickiego, co nie ułatwiało zbliżenia z autochtonami⁶⁸. Podobnie dzisiaj inicjatywę utworzenia parku podejmują głównie ludzie spoza tego regionu⁶⁹. Sytuację wciąż utrudniają uwarunkowania społeczno-gospodarcze⁷⁰ – zapóźnienie cywilizacyjne tego terenu i duży odsetek osób o niskim wykształceniu, które wpływają na niski poziom rozwoju gospodarczego oraz drugorzędną atrakcyjność inwestycyjną regionu⁷¹.

Zdaniem autorów artykułu w obecnej sytuacji społeczno-prawnej nawet najbardziej niezbita argumenty naukowe nie wystarczą do zmiany nastawienia mieszkańców i ich przedstawicieli. Aby wyjść ze sfery spekulacji, wzajemnej niechęci i uprzedzeń zainteresowanych stron, należy potraktować utworzenie parku narodowego jako potencjalną inwestycję społeczną z aspektami komercyjnymi i dokonać rzetelnej społecznej analizy kosztów i korzyści tego przedsięwzięcia. Działanie takie jest potrzebne, gdyż w specyfice zarządzania omawianego

łodzi Bieszczadów. List do Wojewody Przemyskiego oraz Działu Lasów Państwowych z dnia 25.02.1996 r., [brak adresu nadawcy] 1996; J. Piórecki, *List do dr inż. Konrada Tomaszewskiego, Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych z dnia 25.06.1999 r.*, Przemysł 1999; A. Bernaś, *Przyrodnicze i społeczne uwarunkowania dla powołania Turnickiego Parku Narodowego*, Uniwersytet Warszawski, Warszawa 2010 [praca magisterska].

⁶⁵ M.D. Boćkowski, *Historia gospodarowania na ziemiach projektowanego Turnickiego Parku Narodowego. Rys historyczny* [w:] *Projektowany Turnicki Park Narodowy. Stan walorów przyrodniczych – 35 lat od pierwszego projektu parku narodowego na Pogórzu Karpackim*, red. M.D. Boćkowski, I. Bara, R. Michalski, Fundacja Dziedzictwo Przyrodnicze, Nowosiółki Dydyńskie 2018, s. 31–50.

⁶⁶ D. Sześciło et al., *Regulacja tworzenia i powiększania parków narodowych w Polsce. Propozycja ClientEarth Poland na rzecz modelu partycypacyjnego*, ClientEarth, Warszawa 2011.

⁶⁷ M.D. Boćkowski, *Historia starań o utworzenie Turnickiego Parku Narodowego* [w:] *Projektowany Turnicki Park Narodowy. Stan walorów przyrodniczych – 35 lat od pierwszego projektu parku narodowego na Pogórzu Karpackim*, red. M.D. Boćkowski, I. Bara, R. Michalski, Fundacja Dziedzictwo Przyrodnicze, Nowosiółki Dydyńskie 2018, s. 51–63.

⁶⁸ A. Bernaś, *Przyrodnicze i społeczne uwarunkowania...*, op. cit.

⁶⁹ Strona internetowa społecznie projektowanego Turnickiego Parku Narodowego, <http://turnickipn.pl/> [dostęp 1.07.2018].

⁷⁰ T. Burger, S. Okularczyk, J. Siewierski, *Społeczne i ekonomiczne uwarunkowania tworzenia Turnickiego Parku Narodowego*, Instytut Rozwoju Wsi i Rolnictwa PAN, Warszawa 1998 [maszynopis].

⁷¹ H. Godlewska-Majkowska et al., *Atrakcyjność inwestycyjna regionów. Województwo podkarpackie*, SGH, Warszawa 2017.

obszaru występują trudno mierzalne pozycje finansowo-księgowo wpływające na dobrobyt społeczny, takie jak atrakcyjność turystyczna czy funkcje ekologiczne. Te do niedawna jeszcze mało dostrzegalne czynniki obecnie stają się coraz bardziej uchwytne dzięki udoskonalonym technikom wyceny usług ekosystemowych⁷². Główną przesłanką społecznej analizy kosztów i korzyści w tym kontekście będzie rozsądne i wydajne zarządzanie środkami publicznymi w świetle dążenia do równowagi pomiędzy środowiskiem, gospodarką i społeczeństwem. Procedura ta powinna wykazać, czy dane przedsięwzięcie doprowadzi do wzrostu, czy obniżenia ogólnego poziomu dobrobytu w społeczności objętej jego oddziaływaniem⁷³. Jest to jednak metoda dość m.in. czasowo- i kosztochłonna, wymaga bowiem dużego wkładu wiedzy eksperckiej⁷⁴. Mimo to warto tę cenę zapłacić, aby zakończyć trwający już prawie 30 lat spór, który ogranicza uwolnienie w drodze publiczno-prywatnej kooperacji kapitału społecznego drzemiącego w lokalnych społecznościach.

Na obszarze projektowanego Turnickiego Parku Narodowego planowanie ochrony przyrody musi iść w parze z rewitalizacją obszarów wiejskich. Wynika to z faktu, że przez ostatnich kilkadziesiąt lat, a zwłaszcza od 1989 roku, zaszły tam istotne zmiany społeczne, które przekształciły krajobraz przyrodniczy i wpłynęły na możliwości jego ochrony. W starzejących się oraz zmniejszających pod względem liczby ludności lokalnych społecznościach dość trudno znaleźć osoby, które zechciałyby aktywnie uczestniczyć w pracach koncepcyjnych nad powstaniem parku⁷⁵. Planowanie obszaru chronionego powinno zatem polegać na wyciąganiu wniosków w toku złożonego procesu społecznego, który jest warunkiem pomyślnego przeprowadzenia operacji⁷⁶.

Poniżej przedstawiono wstępny autorski schemat⁷⁷ procesu przeprowadzania społecznej analizy kosztów i korzyści utworzenia parku narodowego wraz z proponowanymi założeniami metodologicznymi.

- **Ustalenie zasięgu analizy i opracowanie wariantów**

Utworzenie parku narodowego jest przedsięwzięciem o silnym i długotrwałym oddziaływaniu na środowisko społeczne i przyrodnicze, dlatego analiza powinna obejmować długi okres. Proponuje się przyjąć okres 50 lat, z pogłębioną analizą pierwszych 20 lat trwania projektu (jest to okres obowiązywania planu ochrony przyrody w parku narodowym). Zasięg oddziaływania projektu będzie ogólnopolski, ponieważ korzyści z utworzenia parku narodowego zdecydowanie wykrócą poza społeczność lokalną.

⁷² T. Żylicz, *Wycena usług ekosystemów leśnych...*, op. cit.

⁷³ A. Markowska, *Analiza kosztów i korzyści w kontekście ochrony lasów [w:] Wartości nierynkowych korzyści z lasów. Metody wyceny oraz zastosowanie wyników w analizach ekonomicznych*, red. A. Bartczak et al., Uniwersytet Warszawski, Warszawa 2011, s. 75–76.

⁷⁴ Ibidem.

⁷⁵ E. Iddle, T. Bines, *Planowanie ochrony obszarów cennych przyrodniczo. Przewodnik dla praktyków i ich szefów*, Klub Przyrodników, Świebodzin 2004.

⁷⁶ Ibidem.

⁷⁷ Na podstawie: A. Markowska, *Analiza kosztów i korzyści w kontekście ochrony lasów...*, op. cit.

Analiza wariantów może obejmować trzy propozycje:

- wariant zerowy *business as usual*, bez utworzenia parku;
- wariant pośredni, polegający na utworzeniu rezerwatu przyrody o powierzchni ponad 8 tys. ha, zabezpieczającego najcenniejsze obszary parku. Na pozostałej powierzchni podtrzymano by dotychczasowy sposób gospodarowania. Projekt takiego rezerwatu został złożony w końcu 2016 roku do RDOŚ w Rzeszowie⁷⁸;
- utworzenie parku narodowego o powierzchni około 19 tys. ha, którego projekt został ponownie opracowany przez organizacje społeczne⁷⁹.

- **Zebranie danych do analizy**

Dla każdego z wariantów należy wziąć pod uwagę specyficzne parametry, np.:

- dla wariantu zerowego: koszty eksploatacyjne pozyskania drewna, koszty zatrudnienia personelu; korzyści w postaci dochodów ze sprzedaży drewna, korzyści dla gminy w postaci odprowadzonego przez Lasy Państwowe podatku do gmin, wartość rekreacyjna i przedmiotowa dla myśliwych itd.;
- dla wariantu utworzenia rezerwatu: koszty opracowania planu ochronnego oraz jego realizacji; korzyści dla instytucji naukowych w postaci zachowania obiektów przyrodniczych do badań podstawowych itd.;
- dla wariantu utworzenia parku: koszty utworzenia i utrzymania parku (gospodarstwo parkowe, pracownicy); korzyści wynikające ze zwiększonej atrakcyjności (promocji) turystycznej regionu, możliwość otrzymania dodatkowych dotacji dla lokalnej społeczności itd.

- **Wycena kosztów i korzyści oraz dyskontowanie**

Należy wycenić wszystkie możliwe koszty i korzyści zgodnie z zasadą kompleksowości w ujęciu podmiotowym. Dotyczy to wszystkich możliwych podmiotów: w całej potencjalnej rozciągłości geograficznej oraz w pełnym okresie objętym analizą. Jakość końcowej wyceny będzie zależała m.in. od zastosowania jak najpełniejszego wachlarza adekwatnych metod wyceny usług ekosystemowych, dopasowanych do lokalnej specyfiki społeczno-gospodarczej oraz uwarunkowań przyrodniczych. Koszty eksploatacyjne pozyskania drewna należy wycenić według rzeczywistych cen rynkowych, podobnie jak wartość sprzedaży drewna. W obydwu przypadkach można założyć, że ich poziom pozostanie stabilny przez najbliższe 20–30 lat (wariant zerowy). Koszty utworzenia parku narodowego będą zawierać wybudowanie budynku administracyjno-edukacyjnego oraz jego utrzymanie i amortyzację. Trzeba też pamiętać o ewentualnych kosztach przejścia części budynków (np. leśniczówek) lub gruntów (użytki ekologiczne wymagające ekstenzywnej gospodarki) od Lasów Państwowych. Specyficzną cechą kosztów zatrudnienia

⁷⁸ Fundacja Dziedzictwo Przyrodnicze, *Dokumentacja dla rezerwatu przyrody „Reliktowa Puszcza Karpacka” wraz z projektem zarządzenia Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Rzeszowie w sprawie uznania za rezerwat przyrody*, Przemyśl 2016 [manuskrypt]; <http://przyrodnicze.org/wp-content/uploads/2017/01/RPK.pdf> [dostęp 1.07.2018].

⁷⁹ <http://turnickipn.pl/> [dostęp 1.07.2018].

w gospodarstwie parkowym będzie skorygowanie o poziom płac (zapewne niższych niż stawek rynkowych) osób bezrobotnych, pozyskanych z miejscowego rynku pracy. Zyskiem, który kompensuje koszt zatrudnienia brutto takiego pracownika, jest jego produkt pracy. Przy wycenie utraconych korzyści można przykładowo wykorzystać zestawienia dochodów z organizacji polowań przez miejscowy Ośrodek Hodowli Zwierzyny (specjalny obwód łowiecki), będący pod zarządem LP, natomiast wzrost korzyści ze zwiększonych usług rekreacyjnych można obliczyć za pomocą metod wyceny usług ekosystemowych podanych w niniejszym opracowaniu, można też użyć metody transferu korzyści⁸⁰. Na koniec wszystkie koszty i korzyści należy odpowiednio zdyskontować. W przypadku inwestycji środowiskowych najczęściej stosuje się stopę dyskontową wolną od komponentu ryzyka lub z bardzo niskim komponentem ryzyka, ponieważ portfel inwestycji społecznych jest na tyle zróżnicowany, że ryzyko całego portfela jest praktycznie bliskie zeru. Natomiast w odniesieniu do jej wysokości, wbrew temu, co niekiedy postulują organizacje ekologiczne, musi być ona wyższa od zera, w przeciwnym razie inwestycja społeczna nie spełniałaby testu efektywności kosztowej i w rezultacie byłaby zawsze odrzucana. Wartość stopy dyskontowej prawdopodobnie zbliży się do realnej rynkowej stopy zwrotu i wyniesie, po uwzględnieniu czynnika ryzyka, od 4% do 5%⁸¹.

- **Obliczenie wyników (wskaźników) dla poszczególnych wariantów**

W przypadku społeczno-ekonomicznej analizy kosztów i korzyści otrzymuje się wskaźniki ekwiwalentne do wskaźników charakterystycznych dla tradycyjnej analizy finansowej, jednakże dla podkreślenia szerszego charakteru inwestycji stosuje się zmodyfikowane nazewnictwo: odpowiednikiem NPV jest ENPV (*Economic Net Present Value*, czyli ekonomiczna wartość bieżąca netto), a odpowiednikiem IRR – ERR (*Economic Rate of Return*, czyli ekonomiczna stopa zwrotu). Można założyć, że w wariantcie utworzenia rezerwatu lub parku narodowego, które powinny spowodować poprawę (lub nie pogorszenie) jakości środowiska, wartość ENPV będzie wyższa od NPV. Do pozostałych wskaźników, uzyskanych w toku analizy kosztów i korzyści dla tego przypadku, zaliczymy m.in. ogólne koszty wariantu, ogólne korzyści wariantu oraz B/C, czyli relację korzyści netto do kosztów netto (alternatywnie korzyść netto wariantu B–C)⁸².

Należy podkreślić, że wyjątkowo istotne w kazusie Turnickiego Parku Narodowego będzie rzetelne określenie efektów dystrybucyjnych, szczególnie tych postrzeganych jako negatywne, czyli:

- utrata przez LP źródeł dochodu ze sprzedaży drewna. W tym punkcie należy zwrócić uwagę, że LP jako instytucja pożytku publicznego może dostrzec społeczne korzyści

⁸⁰ A. Bartczak, H. Lindhjem, A. Stenger, *Review of benefit transfer studies in the forest context* [w:] *Proceedings of the Biennial Meeting of the Scandinavian Society of Forest Economics*, red. E. Bergseng, G. Delbeck, H.F. Hoen, Lom, Norway 2008; A. Bartczak et al., *Benefit transfer – methods and some applications* [w:] *Review of instruments and valuation methods for multifunctional forest policy. Task 1: POLFOREX Project 2008/2009*, Warsaw University, Warsaw 2009, s. 74–89.

⁸¹ A. Markowska, *Analiza kosztów i korzyści w kontekście ochrony lasów...*, op. cit.

⁸² Ibidem.

netto w utworzenia parku, które zrekompensują utratę tego dochodu. Na podobnej zasadzie należy dokładnie zbadać np. relację pomiędzy utraconym produktem brutto lokalnego przemysłu drzewnego a wygenerowanym produktem brutto nowo powstałych przedsiębiorstw (turystycznych);

- utrata dochodów (głównie przez LP) z organizacji polowań – lokalne nadleśnictwo straci klientów na rzecz innych OHZ (nadleśnictw). Uwagi jak w punkcie wyżej.

Skutki te są zapowiadane przy każdej kolejnej próbie utworzenia parku jako te, które spowodują tzw. efekt domina i w konsekwencji postępującą zapaść gospodarczą w regionie. W ocenie autorów szacunki wielkości tych skutków wydają się przesadzone i służą podtrzymywaniu skuteczności zabiegów socjotechnicznych stosowanych, by wpłynąć na lokalną społeczność. Warto też wspomnieć o tym, że obszar projektowanego parku pokrywają w 100% grunty Skarbu Państwa, tak że duża część skutków dystrybucyjnych związanych z własnością prywatną zostanie zminimalizowana.

- **Rekomendacje dla procesu decyzyjnego**

Produktem końcowym społecznej analizy kosztów i korzyści powinny być klarowne rekomendacje dla celów procesu decyzyjnego dotyczącego sposobu zagospodarowania miejscowych kompleksów leśnych. Wyniki powinny być przekazane wszystkim zainteresowanym podmiotom administracji lokalnej (trzy gminy, dwa powiaty), ponadlokalnej (władze wojewódzkie i krajowe) i do wiedzy innych kluczowych interesariuszy. Dodatkowo powinien powstać skrótowy raport podsumowujący wyniki analizy, napisany językiem zrozumiałym dla przeciętnego odbiorcy, i zostać zaprezentowany opinii publicznej.

5. Podsumowanie

Przytoczone przykłady pokazują, że zastosowanie identyfikacji i wyceny usług ekosystemowych może przynosić realne i wymierne efekty w postaci zestawów kwantyfikowalnych wyników, które mogą zostać włączone do rachunków ekonomicznych i być wykorzystane przy podejmowaniu decyzji mających oddziaływanie społeczne. Odrębną kwestią jest to, w jaki sposób te wyniki skutecznie dostarczyć decydentom i, co ważniejsze, jak wpłynąć na procesy decyzyjne, aby decyzje były podejmowane wyłącznie na podstawie kryteriów merytorycznych. Trzeba pamiętać, że nie zawsze taki sposób decydowania jest w Polsce normą, czego przyczyną są m.in. czynniki społeczne (np. niska świadomość ekologiczna społeczeństwa) oraz instytucjonalne (niska jakość instytucji w postsocjalistycznym kraju)⁸³. Warto jednak zauważyć, że w ciągu ostatnich dekad dokonał się ogromny postęp w dziedzinie wyceny wartości dóbr nierynkowych⁸⁴, co dobrze rokuje na przyszłość, jeśli chodzi o rosnącą wiarygodność tych metod dla interesariuszy. W kolejnym kroku wizję przyszłych, spodziewanych

⁸³ J. Kronenberg, *Why not to green a city?*, op. cit.

⁸⁴ T. Żylicz, *Wycena usług ekosystemów leśnych...*, op. cit.

zysków dla stron objętych społeczną analizą kosztów i korzyści trzeba koniecznie uzupełniać o propozycje systemowej, namacalnej pomocy ekonomicznej dla mieszkańców żyjących na obszarach chronionych.

Dziedzina ekonomii ekologicznej⁸⁵ (stosująca analizę usług ekosystemowych) może być rozumiana jako nauka o podejmowaniu przez ludzi wyborów ekonomicznych w kontekście rosnącej roli przesłanek ekologicznych. Autorzy artykułu przychylają się do poglądu, że łączenie dyscyplin w celu osiągnięcia synergicznych efektów ich zastosowania ma sens wtedy, kiedy każda z nich zachowuje w takim połączeniu metodologiczną autonomię i nie wchłania pozostałych – inaczej będziemy mówić o przypadkach tzw. imperializmu ekonomicznego (środowisko jako „rynek przeżycia”) lub imperializmu ekologicznego („darwinizm gospodarczy”)⁸⁶. Jeśli przyjmiemy, że decyzje ekonomiczne dotyczą skali użycia i alokacji zasobów, to ekologia powinna wyznaczać krytyczne progi zużycia dóbr (zasobów) naturalnych, a ekonomia decydować o alokacji poszczególnych zasobów dla różnych użytkowników⁸⁷. Należy dążyć do twórczej współpracy ekologów (biologów środowiskowych) oraz ekonomistów, ponieważ ochrona środowiska naturalnego jest procesem wymagającym interakcji wielu interesariuszy pomiędzy różnymi poziomami administracyjnymi i skalami: przestrzennymi, czasowymi i ekologicznymi⁸⁸. Potrzebne są też nowe narzędzia i platformy współpracy, które umożliwią praktykom z różnych dziedzin porozumiewanie się na najwyższym wspólnie dostępnym poziomie szczegółowości⁸⁹.

Interesującą tendencją w krajach rozwiniętych jest malejąca rola organów rządowych w zarządzaniu i podejmowaniu decyzji dotyczących środowiska na rzecz nowych interesariuszy⁹⁰. Organizacje pozarządowe stanowią dziś aktywny i merytoryczny głos reprezentujący znaczącą część społeczeństwa⁹¹. Dysponują kapitałem ludzkim w postaci wiedzy i zasobów pracy, które mogą zostać wykorzystane do identyfikacji i wyceny usług ekosystemowych, np. ankietowanie dotyczące drzew w Łodzi zostało przeprowadzone przez wolontariuszy⁹², z kolei w popularyzacji usług związanych z bocianem białym pomogli miłośnicy przyrody⁹³.

⁸⁵ Idem, *Ekonomia ekologiczna*, „Aura” 2009, nr 4; <http://coin.wne.uw.edu.pl/tzylicz/0904AURA.pdf> [dostęp 1.07.2018].

⁸⁶ Ibidem.

⁸⁷ H.E. Daly, *Ecological economics and sustainable development, selected essays of Herman Daly*, Edward Elgar Publishing Limited, Cheltenham 2007.

⁸⁸ K. Henle et al., *Securing the Conservation of Biodiversity across Administrative Levels and Spatial, Temporal, and Ecological Scales*, „Gaia” 2010, nr 19(3), s. 187–193.

⁸⁹ AtKisson Group, *An introduction to VISIS. An open-source method for doing sustainable development*, AtKisson Inc.; <http://atkisson.com/visis/> [dostęp 2.07.2018].

⁹⁰ D. Armitage, R. de Loe, R. Plummer, *Environmental governance and its implications for conservation practice*, „Conservation Letters” 2012, nr 0, s. 1–11.

⁹¹ A. Bohdan, *Stan ochrony Puszczy Białowieskiej oczami organizacji pozarządowych...*, op. cit.; Klub P., *Drzewa pomnikowe w Puszczy Karpackiej*, „Dziki Życie” 2016, nr 6(264); <http://dzikiezycie.pl/archiwum/2016/czerwiec-2016/drzewa-pomnikowe-w-puszczy-karpackiej> [dostęp 1.07.2018]; WWF, SOS Karpaty, <http://karpaty.wwf.pl/> [dostęp 2.07.2018].

⁹² J. Dżiankowska et al., *Wycena usług ekosystemowych na przykładzie drzew przyulicznych w centrum Łodzi [w:] Łódź Europejską Zieloną Stolicą do 2020 roku. Raport z XIV Akademii Letniej Wyzwania Zrównoważonego Rozwoju w Polsce 2011*, red. T. Bergier, J. Kronenberg, K. Maliszewska, Fundacja Sendzimira, Łódź 2012.

⁹³ J. Kronenberg et al., *Znaczenie bociana białego...*, op. cit.

Historia projektowanego Turnickiego Parku Narodowego jest modelowym przykładem konfliktu na linii człowiek–natura, związanym z tworzeniem obszarów chronionych⁹⁴. W istocie są to konflikty bliższe relacji człowiek–człowiek, gdyż w podstawowej płaszczyźnie sporu prawie zawsze dominują wątki ekonomiczne⁹⁵. Koncepcja usług ekosystemowych ma ułatwiać rozwiązywanie takich konfliktów, nadal jednak jest niedostatecznie umocowana w krajowych politykach publicznych, a jej identyfikacja wśród decydentów wciąż wymaga pracy⁹⁶. Z drugiej strony podczas szkoleń interesariuszy⁹⁷ jeden z prowadzących je autorów opracowania miał okazję zaobserwować, że identyfikacja wielu usług (nie tylko produkcyjnych) jest często zbieżna z ludzką intuicją. Istnieje zatem możliwość zastosowania tej koncepcji w pracy grup roboczych podczas lokalnych konsultacji społecznych dotyczących zagospodarowania środowiska naturalnego⁹⁸, również w procesach planistycznych związanych z przestrzenią zurbanizowaną⁹⁹.

Autorzy artykułu uważają, że pomimo zarzutów o redukcjonizm i trudności we wdrożeniu¹⁰⁰ koncepcja usług ekosystemowych może potencjalnie wspomagać rozwiązywanie problemów o podłożu środowiskowym w toku społecznie uwarunkowanych procesów decyzyjnych. Historia pokazuje, że przywoływanie w dyskusji wyłącznie argumentów przyrodniczych nie zdaje egzaminu¹⁰¹, a wielu interesariuszy interesuje jedynie utrzymanie status quo. Tymczasem zaangażowanie społeczeństwa w proces zarządzania usługami ekosystemowymi może przynieść powszechne korzyści – pomóc dostrzec odmienne perspektywy, wartości oraz interesy, a nawet je uznać¹⁰².

Tworzenie Turnickiego Parku Narodowego można z szansami powodzenia (na polu) praktycznej realizacji uznać za hybrydowy projekt (inwestycję) finansowy, w którym **społeczna analiza kosztów i korzyści „wyposażona” w metody wyceny usług ekosystemowych powinna być niezbędnym elementem nadającym kontekst procesowi decyzyjnemu**. Po sporządzeniu mapowania i charakterystyki kluczowych interesariuszy cele utworzenia parku

⁹⁴ M.D. Boćkowski, *Historia starań...*, op. cit.

⁹⁵ M. Grodzińska-Jurczak et al., *Socio-economic problems during Natura 2000 site selection process*, „Teki Komisji Ochrony i Kształtowania Środowiska PAN” 2013, nr 9, s. 64–69.

⁹⁶ K. Mączka et al., *Application of the ecosystem services...*, op. cit.

⁹⁷ Misja Natura, *O projekcie*; <http://www.misjanatura.fwie.pl/index.php/pl/projekt> [dostęp 1.07.2018].

⁹⁸ Usługiekosystemow.pl, *Badania, analizy, raporty*; <http://uslugiekosystemow.pl/?q=baza-wiedzy/badania-analizy-raporty> [dostęp 2.07.2018].

⁹⁹ K.G. Radford, P. James, *Changes in the value of ecosystem services along a rural-urban gradient: A case study of Greater Manchester*, „UK Landscape and Urban Planning” 2013, nr 109(1), s. 117–127; K. Mączka et al., *Application of the ecosystem services...*, op. cit.

¹⁰⁰ D. McCauley, *Selling out on nature*, „Nature” 2006, nr 443, s. 27–28; E. Gómez-Baggethun, M. Ruiz-Pérez, *Economic valuation and the commodification of ecosystem services*, „Progress in Physical Geography” 2011, nr 35, s. 617–632; A.M. Nahlik et al., *Where is the consensus? A proposed foundation for moving ecosystem service concepts into practice*, „Ecological Economics” 2012, nr 77, s. 27–35.

¹⁰¹ M.D. Boćkowski, *Historia starań...*, op. cit.

¹⁰² R. Paloniemi et al., *Public Participation and Environmental Justice in Biodiversity Governance in Finland, Greece, Poland and the UK*, „Environmental Policy and Governance” 2015, nr 25(5), s. 330–342.

powinny być przedstawione według reguły SMART, czyli konkretnie i prosto, mierzalnie, realistycznie oraz w powiązaniu z czasem¹⁰³.

Bibliografia

Akty normatywne

1. Organizacja Narodów Zjednoczonych, *Uchwała Konferencji Sztokholmskiej z dnia 14.06.1972 roku, dotycząca naturalnego środowiska człowieka*, Sztokholm 1972.
2. Organizacja Narodów Zjednoczonych, *Konwencja o różnorodności biologicznej*, Rio de Janeiro 1992.
3. Organizacja Narodów Zjednoczonych, *Konwencja o dostępie do informacji, udziale społeczeństwa w podejmowaniu decyzji oraz dostępie do sprawiedliwości w sprawach dotyczących środowiska*, Aarhus 1998.

Wydawnictwa zwarte

1. Bairlein F., Henneberg H.R., *Der Weißstorch (Ciconia ciconia) im Oldenburger Land*, Isensee: Oldenburg 2000.
2. Bartzak A., Lindhjem H., Stenger A., *Review of benefit transfer studies in the forest context* [w:] *Proceedings of the Biennial Meeting of the Scandinavian Society of Forest Economics*, red. Bergseng E., Delbeck G., Hoen H.F., Lom, Norway 2008.
3. Bartzak A. et al., *Benefit transfer – methods and some applications* [w:] *Review of instruments and valuation methods for multifunctional forest policy. Task 1: POLFOREX Project 2008/2009*, Warsaw University, Warsaw 2009, s. 74–89.
4. Bernas A., *Przyrodnicze i społeczne uwarunkowania dla powołania Turnickiego Parku Narodowego*, Uniwersytet Warszawski, Warszawa 2010 [praca magisterska].
5. Boćkowski M.D., *Historia gospodarowania na ziemiach projektowanego Turnickiego Parku Narodowego. Rys historyczny* [w:] *Projektowany Turnicki Park Narodowy. Stan walorów przyrodniczych – 35 lat od pierwszego projektu parku narodowego na Pogórzu Karpackim*, red. Boćkowski M.D., Bara I., Michalski R., Fundacja Dziedzictwo Przyrodnicze, Nowosiółki Dydyńskie 2018, s. 31–50.
6. Boćkowski M.D., *Historia starań o utworzenie Turnickiego Parku Narodowego* [w:] *Projektowany Turnicki Park Narodowy. Stan walorów przyrodniczych – 35 lat od pierwszego projektu parku narodowego na Pogórzu Karpackim*, red. Boćkowski M.D., Bara I., Michalski R., Fundacja Dziedzictwo Przyrodnicze, Nowosiółki Dydyńskie 2018, s. 51–63.
7. Bohdan A., *Stan ochrony Puszczy Białowieskiej oczami organizacji pozarządowych* [w:] *Stan ekosystemów leśnych Puszczy Białowieskiej. Materiały pokonferencyjne Ogólnopolskiej Konferencji Naukowej Ministerstwa Środowiska i Dyrekcji Generalnej Lasów Państwowych, Warszawa 28 października 2015*, DGLP, Warszawa 2016.

¹⁰³ M. Trocki (red.) et al., *Nowoczesne zarządzanie projektami*, PWE, Warszawa 2012.

8. Bożek J., *Tragedia wspólnego pastwiska? Czyli o tym, czy dwóch pasterzy naprawdę radzi sobie gorzej niż jeden* [w:] *Ekologia. Przewodnik krytyki politycznej*, Wydawnictwo Krytyki Politycznej, Warszawa 2009, s. 238–255.
9. Burger T., Okularczyk S., Siewierski J., *Spoleczne i ekonomiczne uwarunkowania tworzenia Turnickiego Parku Narodowego*, Instytut Rozwoju Wsi i Rolnictwa PAN, Warszawa 1998 [maszynopis].
10. Czajkowski M., *Ile warta jest Puszcza Białowieska?* [w:] *Wyzwania zrównoważonego rozwoju w Polsce*, red. Kronenberg J., Bergier T., Fundacja Sendzimira, Łódź 2010.
11. Czajkowski M., *Nierynkowe metody wyceny* [w:] *Wyzwania zrównoważonego rozwoju w Polsce*, red. Kronenberg J., Bergier T., Fundacja Sendzimira, Łódź 2010.
12. Czajkowski M. et al., *The economic value of a White Stork nesting colony: a case of a 'stork village' in Poland*, „Working Papers Series of the Faculty of Economic Sciences” 2012, No. 11.
13. Daily G.C. (red.), *Nature's Services: Societal dependence on natural ecosystems*, Island Press, Washington DC 1997.
14. Daly H.E., *Ecological economics and sustainable development, selected essays of Herman Daly*, Edward Elgar Publishing Limited, Cheltenham 2007.
15. Dasgupta P.S., Heal G.M., *Externalities* [w:] *Economic Theory and Exhaustible Resources*, red. Dasgupta P.S., Heal G.M., Cambridge University Press, Cambridge 1980, s. 39–94.
16. Drobnik A., *Zastosowanie analizy kosztów i korzyści w ocenie projektów publicznych*, Wydawnictwo Akademii Ekonomicznej w Katowicach, Katowice 2002.
17. Dżiankowska J. et al., *Wycena usług ekosystemowych na przykładzie drzew przyulicznych w centrum Łodzi* [w:] *Łódź Europejską Zieloną Stolicą do 2020 roku. Raport z XIV Akademii Letniej Wyzwania Zrównoważonego Rozwoju w Polsce 2011*, red. T. Bergier, J. Kronenberg, K. Maliszewska, Fundacja Sendzimira, Łódź 2012.
18. *Ekolodzy Bieszczadów. List do Wojewody Przemyskiego oraz Działu Lasów Państwowych z dnia 25.02.1996 r.*, [brak adresu nadawcy] 1996.
19. Giergiczny M., Kronenberg J., *Jak wycenić wartość przyrody w mieście? Wycena drzew przyulicznych w centrum Łodzi* [w:] *Zrównoważony rozwój – zastosowania*, red. T. Bergier, J. Kronenberg, Fundacja Sendzimira, Kraków 2012, s. 81–84.
20. Godlewska-Majkowska H. et al., *Atrakcyjność inwestycyjna regionów. Województwo podkarpackie*, SGH, Warszawa 2017.
21. Goleman D., *Inteligencja ekologiczna. Jak wiedza o ukrytych oddziaływaniach tego, co kupujemy, może wszystko zmienić*, Rebis, Poznań 2009.
22. Haines-Young R., Potschin M.B., *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1. Guidance on the Application of the Revised Structure*, Fabis Consulting Ltd., Nottingham 2018.
23. Iddle E., Bines T., *Planowanie ochrony obszarów cennych przyrodniczo. Przewodnik dla praktyków i ich szefów*, Klub Przyrodników, Świebodzin 2004.
24. Kalinka P., *Wycena walorów turystycznych Puszczy Białowieskiej w kontekście sporu o powiększenie Białowieskiego Parku Narodowego*, Uniwersytet Warszawski, Warszawa 2003 [praca magisterska].
25. Kasiewicz S., Rogowski W., *Inwestycje hybrydowe – nowe ujęcie oceny efektywności*, SGH, Warszawa 2009.

26. Komisja Europejska, *Nasze ubezpieczenie na życie i nasz kapitał naturalny. Unijna strategia ochrony różnorodności biologicznej na okres do 2020*, Bruksela 2011.
27. Komitet protestacyjny (Wojtkówka), *Protest z dnia 25.02.1996 r.*, Wojtkówka 1996 [druk].
28. Komitet protestacyjny (Samorząd Mieszkańców Wsi w Rybotyczach), *Protest z dnia 01.03.1996 r.*, Rybotycze 1996 [druk].
29. Korbel J., *List do Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych Janusza Dawidziuka z dnia 04.12.1995 r.*, [brak adresu nadawcy] 1995.
30. Markowska A., *Analiza kosztów i korzyści w kontekście ochrony lasów [w:] Wartości nierynkowych korzyści z lasów. Metody wyceny oraz zastosowanie wyników w analizach ekonomicznych*, red. A. Bartczak et al., Uniwersytet Warszawski, Warszawa 2011, s. 75–76.
31. Marshall A., *Principles of Economics. Vol. 1*, Macmillan, London 1890.
32. Michalik S., *Ogólne informacje o projektowanym Turnickim Parku Narodowym [w:] Turnicki Park Narodowy w polskich Karpatach Wschodnich. Dokumentacja projektowa*, red. S. Michalik, Polska Fundacja Ochrony Przyrody Pro Natura, Kraków 1993, s. 9–14.
33. *Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*, red. J. Sarukhán, A. Whyte, Island Press, Washington DC 2005.
34. Ministerstwo Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa, *Pismo do Wojewody Przemyskiego Stanisława Bajdy z dnia 28 listopada 1995 r.*, Znak.Spr. Op. pn-0/133/95, Warszawa 1995.
35. Pigou A.C., *The economics of welfare*, Macmillan, London 1920.
36. Piórecki J., *List do dr inż. Konrada Tomaszewskiego, Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych z dnia 25.06.1999 r.*, Przemysł 1999.
37. Państwowa Rada Ochrony Przyrody, *Opinia Państwowej Rady Ochrony Przyrody w sprawie projektu utworzenia Turnickiego Parku Narodowego*, Nr ROP-0021-PWiR-33/93 z 08.02.1994 r.
38. *Pismo do Stanisława Bajdy Wojewody Przemyskiego z dnia 10.10.1995 r.*, Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Krośnie, ZO-741-61/95.
39. Rogowski W., *Rachunek efektywności inwestycji. Wyzwania teorii i potrzeby praktyki*, wyd. 3, Wydawnictwo Nieoczywiste, Piaseczno 2016.
40. Rykowski K., *Wartość przyrodnicza. Wielofunkcyjna gospodarka leśna [w:] Wartości nierynkowych korzyści z lasów. Metody wyceny oraz zastosowanie wyników w analizach ekonomicznych*, POLFOREX, Warszawa 2011.
41. Schultz M. et al., *Making the value of ecosystem services visible. Proposals to enhance well-being through biodiversity and ecosystem services*, Summary of SOU 2013:68, Stockholm 2013.
42. Sześciło D. et al., *Regulacja tworzenia i powiększania parków narodowych w Polsce. Propozycja ClientEarth Poland na rzecz modelu partycypacyjnego*, ClientEarth, Warszawa 2011.
43. Thant U., *Problems of the human Environment; report of the Secretary-General*, United Nations, New York 1969.
44. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*, red. Sukhdev P., UNEP, Malta 2010, s. 1–36.
45. Trocki M. (red.) et al., *Nowoczesne zarządzanie projektami*, PWE, Warszawa 2012.

46. Tryjanowski P., Sparks T.H., Jerzak L. (red.), *The White Stork in Poland: studies in biology, ecology and conservation*, Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań 2006.
47. *Wyzwania zrównoważonego rozwoju w Polsce*, red. Kronenberg J., Bergier T., Fundacja Sędzimir, Łódź 2010.
48. UNEP, *Decision X/2. Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020 and the Aichi Targets*, Conference of the parties to The Convention on Biological Diversity 18–29 October 2010, Nagoya 2010.
49. Urban J., Melichar J., *What is black stork worth? [w:] Forestry valuation and policy relevance*, Melichar J., Škopková H. (red.), Charles University Environment Center, Praga 2008, s. 32–56.
50. Żylicz T., *Wycena usług ekosystemów leśnych [w:] Materiały drugiego panelu ekspertów w ramach prac nad Narodowym Programem Leśnym*, red. Rykowski K., Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary 2014, s. 1–21.

Artykuły prasowe i okolicznościowe

1. Armitage D., de Loe R., Plummer R., *Environmental governance and its implications for conservation practice*, „Conservation Letters” 2012, nr 0, s. 1–11.
2. Balmford A. et al., *Economic Reasons for Conserving Wild Nature*, „Science” 2002, nr 297, s. 950–953.
3. Boćkowski M., Cent J., Grodzińska-Jurczak M., *Rola zielonej infrastruktury w ochronie różnorodności biologicznej i łączności ekologicznej w Polsce*, „Chrońmy Przyrodę Ojczyzną” 2017, nr 73(2), s. 110–120.
4. Bredahl Jacobsen J. et al., *What’s in a name? The use of quantitative measures versus ‘Iconised’ species when valuing biodiversity*, „Environmental Resource Economics” 2008, nr 39, s. 247–263.
5. Burkhard B. et al., *Mapping and modelling ecosystem services for science, policy and practice*, „Ecological indicators” 2012, nr 21, s. 17–29.
6. Butler D., Oluoch-Kosura W., *Linking future ecosystem services and future human well-being*, „Ecology and Society” 2006, nr 11(1), s. 1–16.
7. Costanza R. et al., *The Value of the World’s Ecosystem Services and Natural Capital*, „Nature” 1997, nr 387.
8. Costanza R. et al., *Changes in the global value of ecosystem service*, „Science” 2014, nr 26, s. 152–158.
9. Czajkowski M., Buszko-Briggs M., Hanley N., *Valuing changes in forest biodiversity*, „Ecological Economics” 2009, nr 68(12), s. 2910–2917.
10. Daily H.E., *Allocation, distribution, and scale: towards an economics that is efficient, just, and sustainable*, „Ecological Economics” 1992, nr 6, s. 185–193.
11. De Groot R.S., *Environmental functions as a unifying concept for ecology and economics*, „The Environmentalist” 1987, nr 7(2), s. 105–109.
12. Giergiczny M., *Rekreacyjna wartość Białowieskiego Parku Narodowego*, „Ekonomia i Środowisko” 2009, nr 36, s. 116–128.
13. Gómez-Baggethun, E., Ruiz-Pérez, M., *Economic valuation and the commodification of ecosystem services*, „Progress in Physical Geography” 2011, nr 35, s. 617–632.

14. Grodzińska-Jurczak M. et al., *Socio-economic problems during Natura 2000 site selection process*, „Teka Komisji Ochrony i Kształtowania Środowiska PAN” 2013, nr 9, s. 64–69.
15. Harrison P.A. et al., *Linkages between biodiversity attributes: A systematic review*, „Ecosystem Services” 2014, nr 9, s. 191–203.
16. Henle K. et al., *Securing the Conservation of Biodiversity across Administrative Levels and Spatial, Temporal, and Ecological Scales*, „Gaia” 2010, nr 19(3), s. 187–193.
17. Johst K., Drechsler M., Wätzold F., *An ecological-economic modelling procedure to design compensation payments for the efficient spatiotemporal allocation of species protection measures*, „Ecological Economics” 2002, nr 41, s. 37–49.
18. Kronenberg J. et al., *Znaczenie bociana białego *Ciconia ciconia* dla społeczeństwa: analiza z perspektywy koncepcji usług ekosystemów*, „Chrońmy Przyrodę Ojczystą” 2013, nr 69(3), s. 179–203.
19. Kronenberg J., *Why not to green a city? Institutional barriers to preserving urban ecosystem services*, „Ecosystem services” 2015, nr 12, s. 218–227.
20. Kronenberg J. et al., *Wasting collaboration potential: A study in urban green space governance in a post-transition country*, „Environmental Science and Policy” 2016, nr 62, s. 69–78.
21. Liqueste C. et al., *Current status and future prospects for the assessment of marine and coastal ecosystems services: a systematic review*, „PLoS ONE” 2013, nr 8(7), s. 1–15.
22. Luck G.W. et al., *Quantifying the Contribution of Organisms to the Provision of Ecosystem Services*, „BioScience” 2009, nr 59.
23. Martín-López B. et al., *Trade-offs across value-domains in ecosystem services assessment*, „Ecological indicators” 2014, nr 37, s. 220–228.
24. Martinez-Harms M.J., Balvanera P., *Methods for mapping ecosystem service supply: a review*, „Ecosystem Services and Management” 2012, nr 8, s. 17–25.
25. Mączka K. et al., *Application of the ecosystem services concept in environmental policy – A systematic empirical analysis of national level policy documents in Poland*, „Ecological Economics” 2016, nr 128, s. 169–176.
26. McCauley D., *Selling out on nature*, „Nature” 2006, nr 443, s. 27–28.
27. Milcu A.I. et al., *Cultural ecosystem services: A literature review and prospects for future research*, „Ecology and society” 2013, nr 18(3), s. 44.
28. Nahlik A.M. et al., *Where is the consensus? A proposed foundation for moving ecosystem service concepts into practice*, „Ecological Economics” 2012, nr 77, s. 27–35.
29. Paloniemi R. et al., *Public Participation and Environmental Justice in Biodiversity Governance in Finland, Greece, Poland and the UK*, „Environmental Policy and Governance” 2015, nr 25(5), s. 330–342.
30. Radford K.G., James P., *Changes in the value of ecosystem services along a rural-urban gradient: A case study of Greater Manchester*, „UK Landscape and Urban Planning” 2013, nr 109(1), s. 117–127.
31. Surma M., *Sustainable urban development through an application of green infrastructure in district scale – a case study of Wrocław (Poland)*, „Journal of Water and Land Development” 2015, nr 25, s. 3–12.

32. Szulczewska B., Giedych R., Maksymiuk G., *Can we face the challenge: how to implement a theoretical concept of green infrastructure into planning practice? Warsaw case study*, „Landscape Research” 2017, nr 42, s. 176–194.
33. Weiner J., *Po co nam puszcze?*, „Tygodnik Powszechny” 2016, nr 27, s. 50–52.
34. Westman W., *How much are nature's services worth?*, „Science” 1977, nr 197, s. 960–964.
35. Trella T., *Turnica pod Przemyślem*, „Ochrona Przyrody Organ Państwowej Rady Ochrony Przyrody” 1938, R. 17, s. 203–209.

Materiały internetowe

1. AtKisson Group, *An introduction to VISIS. An open-source method for doing sustainable development*, AtKisson Inc.; <http://atkisson.com/visis/> [dostęp 2.07.2018].
2. Białowiecki Park Narodowy, *Białowiecki Park Narodowy na tle Puszczy Białowieckiej*, strona internetowa BPN: https://bpn.com.pl/index.php?option=com_content&task=view&id=1554 [dostęp 1.07.2018].
3. Fundacja Dziedzictwo Przyrodnicze, *Dokumentacja dla rezerwatu przyrody „Reliktowa Puszcza Karpacka” wraz z projektem zarządzenia Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Rzeszowie w sprawie uznania za rezerwat przyrody*, Przemyśl 2016 [manuskrypt]; <http://przyrodnicze.org/wp-content/uploads/2017/01/RPK.pdf> [dostęp 1.07.2018].
4. Klub P., *Drzewa pomnikowe w Puszczy Karpackiej*, „Dziki Życie” 2016, nr 6(264); <http://dzikiezycie.pl/archiwum/2016/czerwiec-2016/drzewa-pomnikowe-w-puszczy-karpackiej> [dostęp 01.07.2018].
5. Korbel J., Lelek M., *Kampania „Turnicki Park Narodowy”*, „Dziki Życie” 1996, nr 3(22); <http://dzikiezycie.pl/archiwum/2016/czerwiec-2016/kampania-turnicki-park-narodowy> [dostęp 2.07.2018].
6. Misja Natura. *O projekcie*; <http://www.misjanatura.fwie.pl/index.php/pl/projekt> [dostęp 1.07.2018].
7. Strona internetowa społecznie projektowanego Turnickiego Parku Narodowego, <http://turnickipn.pl/> [dostęp 1.07.2018].
8. Usługiekosystemow.pl, *Badania, analizy, raporty*; <http://uslugiekosystemow.pl/?q=baza-wiedzy/badania-analizy-raporty> [dostęp 2.07.2018].
9. WWF, *SOS Karpaty*, <http://karpaty.wwf.pl/> [dostęp 2.07.2018].
10. Żylicz T., *Katastrofa tankowca a wartość dzikiej kaczki*, „Aura” 2007, nr 10; <http://coin.wne.uw.edu.pl/tzylicz/0710AURA.pdf> [dostęp 1.07.2018].
11. Żylicz T., *Ekonomia ekologiczna*, „Aura” 2009, nr 4; <http://coin.wne.uw.edu.pl/tzylicz/0904AURA.pdf> [dostęp 1.07.2018].
12. Żylicz T., *Wycena różnorodności biologicznej*, „Aura” 2011, nr 7; <http://coin.wne.uw.edu.pl/tzylicz/1107AURA.pdf> [dostęp 1.07.2018].

Valuation of Ecosystem Services and Their Application in Economic Calculation: Practical Examples of Managing Natural Resources

Abstract

Healthy and well functioning ecosystems are basic components of bio-sphere and foundations of human wellbeing. Since they are increasingly more often exposed to the increasing pressure exerted by humans, we need more efficient ways of protecting natural resources. The idea of eco-system services is a new, more anthropocentric approach, which stresses economic benefits of environmental protection to society. The paper provides an overview of how the idea can be applied in the practice of managing natural resources in Poland. We have discussed theoretical implications of this approach to economic calculation and included a brief overview of valuation techniques. Examples are given of practical use of ecosystem services in decision-making in a broader environmental context. Besides, we explore a case study of an environmental conflict around the establishing of the Turnicki National Park, in which economic tools were proposed to be applied in modern environmental governance and nature protection.

Keywords: ecosystem services, biodiversity protection, environmental conflict, social analysis of costs and benefits, social decision-making process

JEL classification codes: Q510, Q560, Q570, O130
