
EKONOMIA i ŚRODOWISKO

**Czasopismo Europejskiego Stowarzyszenia
Ekonomistów Środowiska i Zasobów Naturalnych**

numer 1 (48) • 2014



Wydawnictwo *Ekonomia i Środowisko*

copyright © by: Fundacja Ekonomistów Środowiska i Zasobów Naturalnych
Białystok 2014

ISSN 0867-8898

ISSN 2300-6420 (online)

Wydanie czasopisma dofinansowane przez
Ministra Nauki i Szkolnictwa Wyższego



Wydawca: Fundacja Ekonomistów Środowiska i Zasobów Naturalnych
15-092 Białystok, ul. Sienkiewicza 22
tel. +48-85 744 60 96, fax: +48-85 746 04 97
www.fe.org.pl; e-mail: fundacja@fe.org.pl

Redaktor: Janina Demianowicz
Tłumacz języka angielskiego: Łukasz Ławrysz
Współpraca redakcyjna: Adrian Janowicz
Korektor: Jakub Olszewski



Projekt i skład: Agencja Wydawnicza EkoPress
Andrzej Poskrobko / tel. 601 311 838

Druk i oprawa: Zakład Poligraficzny ARES s.c.
Roman Józefowicz / tel. 506 177 893

EKONOMIA I ŚRODOWISKO

Czasopismo Europejskiego Stowarzyszenia Ekonomistów Środowiska i Zasobów Naturalnych
– Oddział Polski

ECONOMICS AND ENVIRONMENT

Journal of the European Association of Environmental and Resource Economists
– Polish Division

RADA PROGRAMOWA

prof. Zbigniew Bochniarz (USA) • prof. Tadeusz Borys • prof. Adam Budnikowski
prof. Józefa Famielec • prof. Bogusław Fiedor • prof. Wojciech J. Florkowski (USA)
prof. Kazimierz Górka • prof. Włodzimierz Kaczyński (USA) • prof. Teresa Łaguna
prof. Rafał Miłaszewski • prof. Anatolij I. Popow (Rosja) • prof. Bazyli Poskrobko
prof. Leszek Preisner • prof. Tomasz Żylicz

ZESPÓŁ REDAKCYJNY

Redaktor naczelny – dr inż. Elżbieta Broniewicz
Redaktorzy działowi – dr hab. Stanisław Czaja
dr hab. Eugeniusz Kośmicki, dr hab. Barbara Kryk
dr hab. Dariusz Kiełczewski, dr hab. Małgorzata Burchard-Dziubińska
Redaktor statystyczny – dr Elżbieta Gołąbeska
Sekretarz redakcji – dr Bogumiła Powichrowska

SPIS TREŚCI

PROBLEMY TEORETYCZNE I METODYCZNE

Krzysztof Berbek, Ekonomiczna analiza zarządzania ryzykiem powodziowym	10
Leanid Davydenka, Методические приёмы оценки природного капитала	17

POLITYKA EKOLOGICZNA I ZARZĄDZANIE ŚRODOWISKIEM

Renata Marks-Bielska, Agata Zielińska, Ocena wybranych metod szacowania pozaprodukcyjnych funkcji lasów	34
Marianna Strzelecka, Justyna Gutowska, Małgorzata Grodzińska-Jurczak, The superfluous obstacle or the prerequisite for sustainable development: exposing participation in <i>Leader and Natura 2000</i> in Poland	46
Karolina Ogrodnik, Możliwość implementacji metody AHP do procedury wyboru optymalnego wariantu lokalizacyjnego zespołu elektrowni wiatrowych	64
Katarzyna Joachimiak-Lechman, Środowiskowa ocena cyklu życia (LCA) i rachunek kosztów cyklu życia (LCC). Aspekty porównawcze	80

STUDIA I MATERIAŁY

Elżbieta Gołąbeska, Anna Gromadzka, Analiza atrakcyjności Białegostoku jako miejsca lokalizacji inwestycji mieszkaniowej przy uwzględnieniu demotywujących czynników środowiskowych	98
Tomasz Kruszyński, Efektywność wspierania energetyki odnawialnej w regionalnych programach operacyjnych na lata 2007-2013 wybranych województw	111
Maciej J. Nowak, Strategiczna ocena oddziaływania na środowisko jako instrument zarządzania środowiskiem w wybranych polskich gminach	124
Dorota Musiał, Monika Zajemska, Ekonomiczno-ekologiczny aspekt energetycznego wykorzystania biogazu w wysypiskowego	141

PROBLEMATYKA OGÓLNOEKOLOGICZNA I SPOŁECZNA

Justyna Kubicz, Ocena ryzyka zdrowotnego ogrodów działkowych Wrocławia	154
Beata Pater, Bernadetta Zawilińska, Zmiany w finansowaniu parków narodowych w Polsce na przykładzie Babiogórskiego oraz Ojcowskiego Parku Narodowego	164
Dariusz Zawada, Produkt ekologiczny miasta	178
Paweł Opala, Kanały wpływu ograniczania emisji gazów cieplarnianych na system podatkowy	186
Bożena Nazaruk, Identyfikacja odnawialnych źródeł energii w województwie podlaskim	197

RECENZJE, OMÓWIENIA, PRZEGLĄDY

Beata Janowicz, recenzja książki: Innowacyjne rozwiązania rewitalizacji terenów zdegradowanych 2014, red. J. Skowronek, Instytut Ekologii Terenów Uprzemysłowionych, Białystok 2014	204
Bożena Nazaruk, Nowości wydawnicze.....	206
Informacje dla autorów	209

CONTENTS

THEORETICAL AND METHODOLOGICAL PROBLEMS

Krzysztof Berbeka, Economic analysis of flood management.....	10
Leanid Davydenka, Techniki instruktażowe wyceny kapitału naturalnego.....	17

ECOLOGICAL POLICY AND ENVIRONMENTAL MANAGEMENT

Renata Marks-Bielska, Agata Zielińska, Evaluation of selected methods of estimating the non-productive functions of forests.....	34
Marianna Strzelecka, Justyna Gutowska, Małgorzata Grodzińska-Jurczak, Partycypacja społeczna na przykładzie programów Leader i Natura 2000 – zbędna bariera czy wytyczna zrównoważonego rozwoju w Polsce.....	46
Karolina Ogrodnik, Chance for implementation of the AHP method in to the procedure of selection of the optimal localisation of the wind power plants	64
Katarzyna Joachimiak-Lechman, Environmental Life Cycle Assessment and Life Cycle Cost. Comparative aspects.....	80

STUDIES AND MATERIALS

Anna Gromadzka, Elżbieta Gołąbeska, An analysis of attractiveness of Białystok as a location for residential investment, having regard to demotivating environmental factors	98
Tomasz Kruszyński, Effectiveness of renewal energy support in the regional operational programs in period from 2007 to 2013 in selectes voivodeships	111
Maciej J. Nowak, Strategic evaluation of the impact on envirnoment as an instrument in envirnoment managing in selected polish municipalities	124
Dorota Musiał, Monika Zajemska, Economic – ecological aspects of energy utilization of landfill biogas	141

GENERAL ECOLOGICAL AND SOCIAL PROBLEMS

Justyna Kubicz, Health risk assessment for allotment gardens in Wrocław	154
Beata Pater, Bernadetta Zawilińska, Changes in financing of national parks in Poland on example of Babia Góra and Ojców National Parks	164
Dariusz Zawada, Ecological produkt of the city	178
Paweł Opala, Channels of impact of GHG emissions mitigation on a taxing system	186
Bożena Nazaruk, Identification of renewable energy sources in the Podlaskie voivodeship	197

DISCUSSION AND REVIEWS

Beata Janowicz, Review on book, An innovative approach on revitalization of degraded areas 2014, ed. J. Skowronek, Institute for Ecology of Industrial Areas, Bialystok 2014	204
Bożena Nazaruk, New publications	206
Information for the authors	210

PROBLEMY TEORETYCZNE I METODYCZNE

THEORETICAL
AND METHODOLOGICAL
PROBLEMS



Krzysztof Berbeka

EKONOMICZNA ANALIZA ZARZĄDZANIA RYZYKIEM POWODZIOWYM

Krzysztof Berbeka, prof. UEK – Uniwersytet Ekonomiczny w Krakowie

adres korespondencyjny:

Katedra Polityki Przemysłowej i Ekologicznej

ul. Rakowicka 27, 31-510 Kraków

e-mail: krzysztof.berbeka@uek.krakow.pl

ECONOMIC ANALYSIS OF FLOOD MANAGEMENT

SUMMARY: The paper discusses some aspects of proper choice for the optimal flood management. The decision concerning the optimal risk and associated costs of meeting such targets should include the alternative possibilities of allocation of the public resources. Therefore the expectations of the hypothetical beneficiaries of mentioned programs are much higher than the government's optimum. Furthermore, there are several methodical problems with a calculation of the optimum using the analysis of marginal costs and marginal benefits curves. In spite of the lack of appropriate methodology the choice has to be done – as the first step aimed at implementation of any (also sub-optimal) programs.

KEY WORDS: flood risk management, risk analysis

Wstęp

W toczących się dyskusjach na temat zarządzania ryzykiem powodziowym dominują dwa stereotypy. Pierwszy eksponuje przekonanie, że zaniedbania w realizacji programów przeciwpowodziowych wynikają z braku środków finansowych. Drugi koncentruje się na uzasadnieniu technicznych rozwiązań ograniczania ryzyka (wały i zbiorniki), którym to koncepcjom nieczęsto przeciwstawia się systemy zintegrowane (renaturyzację, zalesianie, przygotowywanie terenów zalewowych). Uzupełnieniem takiej dyskusji są rozważania mające charakter analizy instytucjonalnej, wskazującej na nieefektywność obecnego podziału kompetencji w zarządzaniu ryzykiem powodziowym. Rzadko dyskusja koncentruje się nad przyczynami o charakterze podstawowym i pierwotnym – nad problemem zdefiniowania optymalnego zakresu niezbędnych inwestycji wynikającego z rachunku kosztów i korzyści zarządzania ryzykiem powodziowym.

Pojęcie niezbędnych inwestycji pozwala unaocznić złożoność problemu. W postrzeganiu beneficjentów programów ograniczania ryzyka w ogóle nie istnieje pojęcie nadmiernych inwestycji, oczywiście przy założeniu kontynuacji finansowania tych programów ze środków publicznych. Przy takim podejściu w rozumieniu potencjalnych ofiar pojęcie optymalne jest tożsame z maksymalnym. Z uwagi na konkurencyjność wykorzystania środków publicznych optymalizacja z punktu widzenia całego społeczeństwa (reprezentowanego tu przez rząd) jest zupełnie inna – nawet zakładając dość nierealny wariant, że całe społeczeństwo podlega ekspozycji na ryzyko powodziowe – poziom tego ryzyka nie jest taki sam. Pojawia się więc problem wyznaczenia zakresu społecznie optymalnego zakresu działań. Dopiero w drugiej kolejności należy prowadzić dyskusję na temat technicznych rozwiązań osiągnięcia zdefiniowanego celu i montażu finansowego tych przedsięwzięć.

Celem artykułu jest przedstawienie i dyskusja składowych decyzyjnych przy wyborach związanych z zarządzaniem ryzykiem powodziowym z punktu widzenia optymalizacji alokacji środków publicznych. Wyznaczenie optimum wydaje się bowiem być całkowicie pomijane w obecnych rozważaniach.

Problem optymalnego poziomu ryzyka

Pojęcie zarządzanie ryzykiem powodziowym obejmuje w niniejszym artykule zarówno proces decyzyjny (jaki poziom ryzyka uznamy za akceptowalny), jak też domknięcie montażu finansowego niezbędnego do realizacji zaproponowanego wariantu. Ponieważ niezbędne wydatki są w prostej linii pochodną przyjętego programu – rozwiązanie problemu sprowadza się do udzielenia odpowiedzi na dwa pytania:

- jaka wielkość wydatków będzie uznana za optymalną?
- jaki odsetek tych wydatków powinien być poniesiony ze środków publicznych?

Udzielenie odpowiedzi przynajmniej na pierwsze pytanie jest dość trywialne na poziomie czysto teoretycznym i bardzo trudne w implementacji. Optymalny zakres działań określa moment, w którym koszty krańcowe zrównują się z krańcowymi korzyściami. Przekładając to stwierdzenie na dyskutowany problem ryzyka powodziowego - zwiększanie wydatków ponoszonych na ograniczenie ryzyka powodzi jest uzasadnione aż do momentu, w którym nie zrównują się one z krańcowymi korzyściami (rozumianymi ze sporym uproszczeniem jako uniknięte szkody powodziowe¹). Wyznaczenie obu krzywych dla określonego obszaru jest w rzeczywistości zadaniem dość skomplikowanym nie tylko z uwagi na potencjalny brak danych. Praktyczna konstrukcja krzywej korzyści krańcowych z ograniczenia ryzyka powodzi natrafia bowiem również na spore problemy metodologiczne. Część z nich nadal stanowi wyzwanie dla współczesnej ekonomii i nie doczekała się jeszcze satysfakcjonującego rozwiązania. Trudności związane są bezpośrednio z istotą korzyści – unikniętych w przyszłości szkód. Mają one charakter probabilistyczny i bez względu na przyjęte wartości cząstkowe (zakres szkód dla poszczególnych przedziałów prawdopodobieństwa ich wystąpienia) określenie ich łącznej kwoty wymaga przyjęcia dwóch wysoce dyskusyjnych założeń:

- okresu dla którego korzyści będą sumowane (10, 50, 100 czy więcej lat?);
- wysokości społecznej stopy dyskontowej niezbędnej do sprowadzenia wartości przyszłych korzyści do roku bazowego obliczeń.

Dyskusja ta wykazuje wiele podobieństw ze znacznie popularniejszymi w ekonomii rozważaniami dotyczącymi rachunku korzyści z ograniczenia emisji gazów cieplarnianych czy raczej spowolnienia zmian klimatycznych². Mimo pozorowanej rozbieżności tych zagrożeń – wynik obliczeń (rozumiany jako łączne zdyskontowane korzyści) z uniknięcia/zmniejszenia obu zagrożeń można zmienić o kilkaset procent zmieniając dwa subiektywne parametry: stopę dyskontową i czas brany pod uwagę przy rachunku korzyści. Z uwagi na powszechność dyskusji związanych z globalnym ociepleniem częstość publikacji czołowych ekonomistów jest tu znacznie wyższa³. Powszechnie znany jest również brak konsensusu w zakresie przyjęcia konkretnych wartości dla omawianych parametrów⁴.

¹ Uproszczenie wynika z faktu, że obszary o obniżonym ryzyku są postrzegane jako bardziej atrakcyjne, korzyści z obniżenia ryzyka nie sprowadzają się zatem tylko do unikniętych szkód, ale również do wzrostu atrakcyjności inwestycyjnej.

² Uogólniając, widać też wyraźne podobieństwa do podstawowego problemu związanego z określeniem akceptowalnej jakości środowiska (z ustaleniem dopuszczalnego poziomu zanieczyszczeń), ujmowanego w postaci powszechnie cytowanego pytania *How clean is clean enough?*

³ P. Dasgupta, F. Ramsey, *Comments on the Stern Review's Economics of Climate Change*, paper for seminar on the Stern Review's Economics of Climate Change, Organised by the Foundation for Science and Technology at the Royal Society, London, on November 8, 2006; W. Nordhaus, *The Stern Review on the Economics of Climate Change*, December 2006; *The Economics of Climate Change. The Stern Review*, ed. N. Stern, Cambridge 2007; M. Weitzman, *The Stern Review of the Economics of Climate Change*, „Journal of Economic Literature” 2001 nr 45(3).

⁴ Porównaj: K. J. Arrow, *Intergenerational Equity and the Rate of Discount in Long-term Social Investment*, IEA, World Congress 1995; R. Solow, *Intergenerational Equity and Exhaustible*

Powracając do wyceny unikniętych szkód pojawiają się zatem następujące problemy:

- prawidłowego oszacowania bieżącej wartości majątku (prywatnego i publicznego), który może zostać zniszczony;
- wykonania projekcji zmian (najczęściej przyrostu) tego majątku w czasie⁵;
- wcześniej sygnalizowane rozbieżności metodyczne z obliczeniem łącznej sumy unikniętych szkód.

Praktyczne rozwiązanie wymienionych problemów było na tyle niejednoznaczne, że nawet w kraju o znacznie wyższym zagrożeniu powodziowym – Holandii, rachunek uproszczono przyjęciem standardów, których uzasadnienie odwołuje się co prawda do gęstości zaludnienia i intensywności procesów gospodarczych, ale przyjęte wartości mają bardziej charakter umowny niż wynikający z obliczeń. Należy jednak zauważyć, że najniższy standard techniczny w Holandii ma wytrzymać zjawiska ekstremalne występujące z prawdopodobieństwem raz na 1250 lat, a kolejne standardy to 2,4 i 10 tys. lat⁶. W kraju tym od roku 2000 podejmowano ponadto coraz bardziej zaawansowane próby analizy kosztów i korzyści poszczególnych poziomów ryzyka.

Konsekwencje uznania ochrony przeciwpowodziowej jako dobro publiczne

Przyjęcie założenia o finansowaniu działań ograniczających ryzyko powodzi wyłącznie ze środków publicznych determinuje istotne ryzyko nieoptymalnego wyboru działań. Wynika to z faktu, że ofiary dysponują niekiedy tańszymi metodami unikania szkód – z których jednak nie skorzystają licząc na poniesienie wydatków i zmniejszenie ryzyka przez rząd. Problem ten w odniesieniu do szeroko rozumianych praw własności i efektów zewnętrznych opisał po raz pierwszy R. Coase⁷. Autor formułując szereg warunków wskazywał na celowość symetrii praw własności do środowiska, które w diskutowanym tu przypadku można

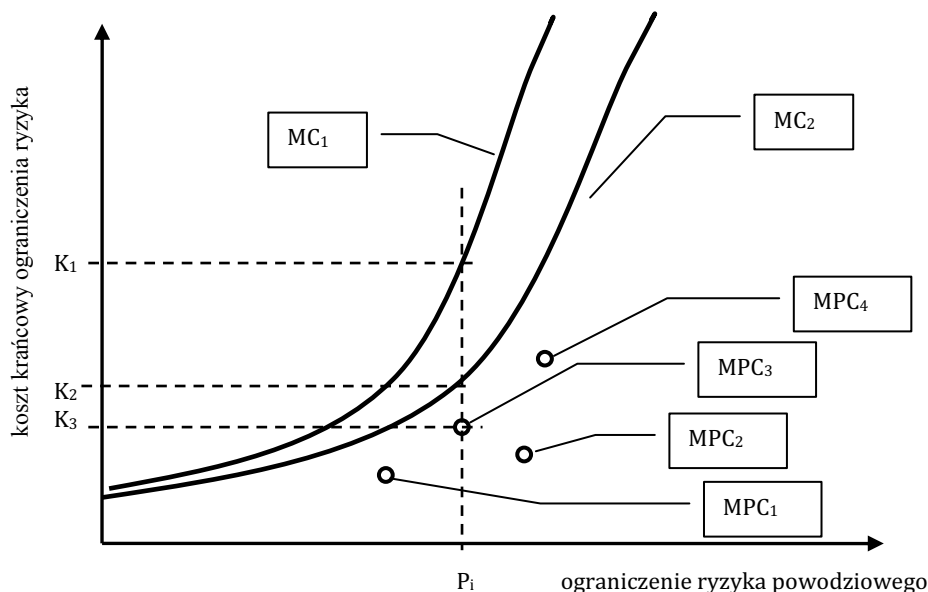
Resources, „Working papers from Massachusetts Institute of Technology” 1973 nr 103.

⁵ Szacunki takie są trudne nawet w układzie *ex-post*. Badania wzrostu szkód powodziowych, wynikające ze wzrostu realnej wartości środków trwałych prowadzone w Wielkiej Brytanii, wskazują na wzrost w okresie 1990-2005 rzędu 128-915% dla powodzi krótkotrwałych (<12 h) oraz 216-498% dla długotrwałych. Przedziały zmian wartości wynikają z analizowanych wysokości fal powodziowych. Wartości podano za: C. Johnson, E. Penning-Rowsell, S. Tapsell, *Aspiration and reality: flood policy, economic damages and the appraisal process*, „Area” 2007 nr 39(2), s. 214-223.

⁶ *Flooding risk in coastal areas. Risks, safety levels and probabilistic techniques in five countries along the North Sea coast Appendix 6 The Netherlands*. Directorate-General of Public Works and Water, Ministry of Transport, Public Works and Water Management, December 2000, www.tawinfo.nl [10-12-2013].

⁷ R. H. Coase, *The Problem of the Social Cost*, „Journal of Law and Economics” 1960 October (3), s. 1-44. Artykuł dostępny również na: www.sfu.ca [10-12-2013].

Rysunek 1
Koszty ograniczenia ryzyka powodziowego



Źródło: opracowanie własne.

przełożyć na symetrię w odpowiedzialności (ponoszenia kosztów) za zarządzanie ryzykiem powodziowym.

Graficzna ilustracja słabości decyzji o uznaniu ochrony przeciwpowodziowej w całości za dobro publiczne przedstawiona jest na rysunku 1. Krzywe MC_1 oraz MC_2 przedstawiają koszty krańcowe ograniczenia ryzyka w zależności od konkretnych rozwiązań technicznych (wały, zbiorniki versus rozwiązania zintegrowane – zalesianie).

W zależności od wyboru koncepcji technicznej koszt krańcowy ograniczenia ryzyka do poziomu P_1 będzie wahał się od K_2 do K_1 . Należy jednak zwrócić uwagę, że potencjalne ofiary dysponują niekiedy możliwościami uniknięcia ryzyka (przykładowo relokacja działalności, przesiedlenia), które to możliwości są przedstawione przykładowo jako punkty MPC_{1-4} . Koszt krańcowy obniżenia ryzyka do wybranego poziomu P_1 może być więc niższy niż K_2 – w analizowanym przypadku może wynieść K_3 jeżeli działania te zostaną zrealizowane przez ofiarę. Dopóki jednak obowiązek obniżenia ryzyka będzie przypisany wyłącznie rządowi – koszty pozostaną w przedziale $<K_2; K_1>$ gdyż ofiara nie będzie zmotywowana do ponoszenia takich działań.

Dyskutowany wykres dobrze ilustruje również rozbieżności występujące przy konstrukcji krzywej kosztów krańcowych redukcji ryzyka powodziowego – drugiej niezbędnej krzywej przy wyznaczaniu poziomu ryzyka optymalnego. Rozbieżności te mają jednak charakter czysto techniczny i nie podlegają takiej zmienności jak w przypadku krzywej korzyści krańcowych.

Ubezpieczenia jako metoda zmniejszenia zakresu inwestycji przeciwpowodziowych i podziału obciążeń finansowych

Ubezpieczenie od ryzyka jest metodą przynajmniej teoretycznie dostępną dla wszystkich podmiotów ekspozowanych na ryzyko powodzi⁸. Formalnie samo ubezpieczenie nie redukuje ryzyka wystąpienia szkód powodziowych, ale nieco głębsza analiza pozwala podważyć to stwierdzenie. Bodziec wysokich składek lub odmowy ubezpieczenia wpływa w długim okresie na zachowanie potencjalnych ofiar związane z ewentualną relokacją miejsca swojej aktywności gospodarczej. O tym czy bodziec w postaci wysokiej składki będzie optymalny – decyduje dostęp do informacji o ryzyku przypisanym do konkretnego obszaru. Klasyczna dyskusja związana z asymetrią informacji pomiędzy ubezpieczonym a ubezpieczającym nie ma – przynajmniej w warunkach polskich – zastosowania, gdyż mapy zagrożenia i mapy ryzyka powodziowego na poziomie szczegółowości określonym w Dyrektywie Powodziowej⁹ – o ile zostały już wykonane – są dostępne zarówno dla ubezpieczanego jak i ubezpieczyciela. Patrząc jednak na doświadczenia przy zawieraniu umów, informacje te nie były do niedawna w ogóle wykorzystywane, a baza informacji ubezpieczycieli wykorzystuje raczej doświadczenia historyczne a nie efekty kompleksowego modelowania opartego na trójwymiarowych modelach, uwzględniających prawdopodobieństwa występowania powodzi,¹⁰ obszar i głębokość zalania wraz z prędkością przepływu, zmiany klimatyczne. W tym zakresie można więc mówić o pewnej symetrii istniejącej informacji lub jej braku.

W efekcie braku wiarygodnych danych premia za ryzyko żądana w ostatnich latach przez ubezpieczycieli jest wyższa a skłonność potencjalnych ofiar do zawierania ubezpieczeń umiarkowana. Analiza składki przypisanej brutto za ubezpieczenia szkód spowodowanych żywiołami w Polsce nie wykazuje olbrzymiej dynamiki. Wzrost liczony w cenach stałych w okresie 2001-2011 wyniósł 63% (ale do 2008 zaledwie 20%), przy czym istotny jest wybór roku bazowego. Przy przyjęciu za bazę roku 2004 realny wzrost składki do 2008 wyniósł raptem 2% a do 2011 – 38%¹¹. Przeliczając ten wzrost na średni roczny w odniesieniu do 2004 (jako roku bazowego) jest to 3,3% rocznie, a do roku bazowego 2001 – 5,0%.

⁸ W praktyce mamy już w Polsce do czynienia z odmowami zawierania umów ze strony ubezpieczycieli na obszarach o bardzo wysokim ryzyku.

⁹ Dyrektywa 2007/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2007 r. w sprawie oceny ryzyka powodziowego i zarządzania nim, potocznie zwana Dyrektywą Powodziową.

¹⁰ Zgodnie z wymogami Dyrektywy Powodziowej obliczenia mają zostać wykonane dla prawdopodobieństwa wystąpienia zjawiska raz na 10, raz na 100 i 500 lat.

¹¹ Obliczenia własne na podstawie danych z: „Roczniki Ubezpieczeń i Funduszy Emerytalnych” z lat 2001-2010, „Przegląd Rynku” cz. 1, *Rynek ubezpieczeń*, Tabela: Składka przypisana brutto w dziale II według rodzajów działalności, grup ubezpieczeń oraz klas rachunkowych. Komisja Nadzoru Ubezpieczeń i Funduszy Emerytalnych/Komisja Nadzoru Finansowego, www.knf.gov.pl [10-12-2013].

Wartości te w zestawieniu z dynamiką wartości środków trwałych, wartości nieruchomości – sugerują bardzo umiarkowaną skłonność do rozszerzania zakresu ubezpieczeń, w którym to procesie istotną rolę odgrywa wysoka premia za ryzyko w obszarach uznawanych za mocno zagrożone. Sytuację tą może zmienić poprawa dostępu do informacji o ryzyku oraz jasno określone reguły gry dotyczące zakresu inwestycji p-powodziowych czy też hipotetycznego wsparcia potencjalnych ofiar.

Z drugiej strony niskie składki mogą hipotetycznie skłaniać do zachowań ryzykownych – aktywizacji działalności na obszarach zagrożonych asekurowanej wysokimi kwotami gwarancyjnymi ubezpieczenia.

Ubezpieczenia pozwalają zrekompensować szkody powodziowe w ich najbardziej popularnym postrzeganiu – jako szkody w majątku osób prawnych i fizycznych. Znacznie bardziej skomplikowana sytuacja występuje w przypadku dóbr publicznych – te najczęściej nie podlegają ubezpieczeniu¹².

Wysokie koszty ubezpieczenia na obszarach o znaczącym ryzyku są tylko pozornie „społecznie” niesprawiedliwe. Koszt zakupu takiego gruntu (nieruchomości) uwzględnia mniej lub bardziej prawidłowo skalkulowane ryzyko zalania – cena jest więc niższa. Objęcie takich obszarów ochroną o charakterze technicznym bez udziału własnego beneficjentów również nie jest do końca prawidłowe. Jest to poważny argument za przeniesieniem części ryzyka na beneficjentów – choćby poprzez wykup ubezpieczenia.

Podsumowanie

Podstawowym problemem w zarządzaniu ryzykiem powodziowym jest ustalenie optymalnego zakresu ochrony. Powinien on wynikać z analizy kosztów i korzyści krańcowych – mających charakter dynamiczny. Praktyczne przypadki wyznaczenia optymalnego poziomu ryzyka na drodze CBA są jednak rzadkie. Będące w Polsce w fazie realizacji mapy zagrożenia i ryzyka powodziowego dostarczają rzetelnych argumentów w tej dyskusji, ale informacje te to zaledwie fragment niezbędnych składowych w procesie podejmowania decyzji. Rozstrzygnięcia takie będą więc miały najprawdopodobniej charakter polityczny, ale brak takich decyzji w ogóle uniemożliwia rozwiązanie kolejnych dylematów dotyczących technicznych metod realizacji programu i jego finansowania. Obciążenie częścią kosztów obniżenia ryzyka samych beneficjentów jest jak najbardziej zasadne i może znacząco obniżyć całkowity koszt realizacji programu.

¹² Klasycznym przykładem może tu być bioróżnorodność.

Leanid Davydzienka

МЕТОДИЧЕСКИЕ ПРИЁМЫ ОЦЕНКИ ПРИРОДНОГО КАПИТАЛА

Leanid Davydzienka, dr. hab. – Białoruski Państwowy Uniwersytet Pedagogiczny w Mińsku,
Wyższa Szkoła Ekonomiczna w Białymstoku

adres korespondencyjny:
ul. Sovietska str. 18, Minsk
e-mail: DavidenkoT@yandex.ru

TECHNIKI INSTRUKTAŻOWE WYCENY KAPITAŁU NATURALNEGO

STRESZCZENIE: Kapitał przyrodniczy – najważniejsza część dziedzictwa narodowego – wymaga racjonalnego traktowania. W artykule dokonano przeglądu metod i technik wyceny ekonomicznej środowiska. W rezultacie stworzono grupę metod i sposobów, których kompleksowe wykorzystanie doprowadzi do optymalnego rezultatu. Wykorzystanie kryteriów oraz wskaźników analizy pozwala ocenić aktualny stan ekologiczno-ekonomiczny Białorusi i innych krajów.

SŁOWA KLUCZOWE: kapitał przyrodniczy, zasoby przyrodnicze, ekonomiczna wycena, wskaźnik zrównoważonego społeczeństwa, analiza kategorii efektywności

Введение

Техногенное развитие земной цивилизации, непомерное поглощение природных ресурсов в мировой экономике, все более проявляющиеся негативные тенденции её глобализации ныне стали главными факторами изменения биосферы. Возросла борьба за ресурсы, произошло небывалое расслоение мира по доходам, обозначился системный кризис поведения человека, вследствие его отчуждения от природы. В результате в начале XXI века человечество оказалось перед угрозой общецивилизационного кризиса и достигло высшего предела роста потребления. В связи с этим могут возникнуть необратимые последствия, при которых дальнейшее развитие человеческой цивилизации станет невозможным¹.

Проблема методов экономико-экологической оценки окружающей среды встала ещё в 70-80 годах XX века. В этот период было много оценок экологического ущерба в различных производственных отраслях. Их основной целью было показать, что инвестиции в охрану окружающей среды являются существенными и важными. Основы теоретико-методологических подходов к оценке природных ресурсов и методы определения народнохозяйственного эффекта от их эксплуатации заложены в трудах известных российских экономистов, таких как Л.В. Канторовича (*Экономический расчет наилучшего использования ресурсов*, 1959 г.), Н.П. Федоренко (*Экономические проблемы оптимизации природопользования*, 1973 г.), Т.С. Хачатурова (*Экономика природопользования*, 1987 г.), К.Г. Гофмана (*Временная типовая методика определения экономической эффективности осуществления природоохранных мероприятий и оценки экономического ущерба, причиняемого народному хозяйству загрязнением окружающей среды*, 1986 г.) и других².

В западной литературе К. Фриман (C. Freeman, *Innovation, Changes of Techno-Economic Paradigm and Biological Analogies in Economics*, 1992), Г. Хотеллинг (H. Hotelling *The Economics of Exhaustible Resources*, 1931), К.Э. Боулдинг (K.E. Boulding *The Economics of the Coming Spaceship Earth*, 1966) рассма-

¹ П.Г. Никитенко, *Ноосферное мировоззрение и ноосферная экономика: концептуальный политико-экономический планетарный проект духовно-нравственного устойчивого развития человечества*, Право и Экономика, Минск 2012, s. 12.

² Л.В. Канторович, *Экономический расчет наилучшего использования ресурсов*, w: Л.В. Канторович. – Акад. Наук СССР. Отд-ние экономики, философии и права. Сиб. отд-ние АН СССР. – Изд-во Акад. Наук СССР, Москва 1959; Н.П. Федоренко, *Экономические проблемы оптимизации природопользования* / [сборник]; под общ. ред. Н.П. Федоренко, Наука, Москва 1973; Т.С. Хачатуров, *Экономика природопользования*, Отв. ред. Е.И. Капустин; АН СССР, Отд-ние экономики, 2-е изд., Наука, Москва 1987; *Временная типовая методика определения экономической эффективности осуществления природоохранных мероприятий и оценки экономического ущерба, причиняемого народному хозяйству загрязнением окружающей среды* / К.Г. Гофман и др., Экономика, Москва 1986.

тривали окружающую среду как актив невоспроизводимого капитала, дающего человеку целый ряд разнообразных благ³.

Природные ресурсы лежат в основе функционирования мировой экономики, влияющие на качество жизни населения. Современная модель использования природных ресурсов может усугубить социально-экономические процессы в развитых и развивающихся странах. В свою очередь, развитые страны интенсивно используют природные ресурсы для поддержания экономического роста и качества жизни населения, при этом они сталкиваются с такими проблемами как, обеспечение экономического роста и благосостояния населения учитывающие, что качество этого роста не повлияет на устойчивое развитие. Спрос на продовольствие увеличится на 70% к 2050 году, 60% крупнейших мировых экосистем уже деградировали и используются нерационально. Международный совет предпринимателей по устойчивому развитию считает, что к 2050 году понадобится от 4 до 10 кратного увеличения эффективности использования ресурсов⁴. Для решения этих проблем потребуются преобразования в сфере энергетики, промышленности, сельском хозяйстве, рыболовстве и транспортной системе, в поведении производителей и потребителей.

Повышение эффективности использования природных ресурсов имеет ключевое значение для улучшения экономической ситуации в мире, роста производительности, уменьшение издержек и повышение конкурентоспособности, как стран, так и отдельных регионов. Концепция в Японии по оптимизации природопользования состоит из трех ключевых слов «сокращение», «повторное использование» и «переработка», в Китае новый план «чистые технологии», в Южной Корее проект «зеленого роста». Существует много возможностей для международного сотрудничества Республики Беларусь в этих областях природопользования. В Европейском Союзе стратегия тематических программ на период 2011-2013 гг., охватывающая вопросы охраны окружающей среды и эффективного использования природных ресурсов, предусматривает объем средств около € 517 миллионов что значительно выше по сравнению с периодом 2007-2010 гг. (€ 404 млн.)⁵. Основная цель данной стратегии предусматривает природоохранные мероприятия и вопросов рационального использования природных ресурсов, экосистем в пределах отдельных стран, так и регионов⁶. Трансграничное сотрудничество (cross-border co-operation) является ключевым приоритетом Европейского инструмента соседства и партнерства. Оно направлено

³ C. Freeman, *Innovation, Changes of Techno-Economic Paradigm and Biological Analogies in Economics*, „Revue Economique” 1991 t. 42 nr 2, s. 211-232; H. Hotelling, *The Economics of Exhaustible Resources*, „The Journal of Political Economy” 1931 t. 39 nr 2, s. 137-175; K. E. Boulding, *The Economics of the Coming Spaceship Earth* 1966; www.ub.edu [20-01-2014].

⁴ Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, European Economic and Social Committee and the committee of the Regions // European Commission, Brussels 2011, www.eur-lex.europa.eu [24-07-2012].

⁵ *Development and cooperation – Europeaid*, www.ec.europa.eu [05-08-2012].

⁶ Ibidem.

на укрепление сотрудничества между государствами-членами и странами-партнерами вдоль внешних границ Европейского Союза.

Природный капитал как категория стоимости

Природный капитал, как и человеческий капитал, является одним из самых сложных понятий и качество оценки природного капитала как и человеческого капитала зависит от доступности и достоверности баз данных. Важнейшей причиной кризисных экологических явлений, техногенного и природоёмкого развития экономики является недооценка реальной экономической ценности природы, стоимости природных ресурсов и услуг. К. Маркс («Капитал», 1867) значительное место в своем труде отвел процессу общественного производства. Общественное производство и весь общественный продукт представлен двумя подразделениями: первое – производство средств производства, второе – производство предметов потребления. Развитие общественного производства на современном этапе позволяет выделить третьего подразделения производство товара «рабочая сила»⁷. Широкое вовлечение полезных ископаемых, а также лесных и земельных угодий в общественное производство потребовало выделения четвертого подразделения производства природных ресурсов. Земля и природные ресурсы часто остаются в стороне, что молчаливо оправдывается тем, что воспроизводимый капитал является практически совершенным заменителем природных ресурсов. Использование даров природы в общественном полезном труде приумножает богатство общества в целом. Теоретическая и практическая значимость четвертого подразделения общественного производства обусловлена тем, что в сознании людей природные ресурсы представляются ниспосланным свыше благом, не имеющей стоимости и соответственно цены, поэтому ими можно бесконтрольно распоряжаться⁸. Применение современного экономического механизма в мире приводит к негативным последствиям, как для природы, так и для всего социально-экономического развития.

Концепция эко-эффективности включает в себя две составляющие, такие как, эффективность использования ресурсов (минимизация отходов при производстве единицы продукции) и производительности ресурсов (максимальная эффективная хозяйственная деятельность в создании добавленной стоимости от использования ресурсов). Основной проблемой

⁷ П.Г. Никитенко, *Ноосферная экономика и социальная политика: стратегия инновационного развития/ Национальная академия наук Беларуси, Институт экономики, Белорусская Наука, Минск 2006.*

⁸ Л. Н. Давыденко, Э. М. Калинин, *Методические подходы к оценке природных ресурсов в системе экономических отношений/ Экономика, моделирование, прогнозирование: сб. науч. тр. Вып. 5 / НИЭИ Мин-ва экономики Респ. Беларусь; под ред. М.К. Кравцова, Минск 2011, s. 3-22.*

для расчета показателей экологической эффективности является отсутствие согласованных правил для измерения и раскрытия информации о состоянии окружающей среды в различных отраслях хозяйства и странах в целом. Рост производства определяется такими традиционными факторами, как труд и капитал, а также не стоит забывать о стоимости использования ресурсов окружающей среды.

Концепция внешних издержек вызывает огромный интерес в контексте эффективности использования природных ресурсов, поскольку она позволяет измерять неучтенные расходы на экономическую деятельность, определив цену на природные ресурсы, которые вовлечены в производственный процесс. Таким образом, необходимость учета экологических издержек в национальных счетах и интегральных показателях, определяющих давление (воздействие) на окружающую среду является главной задачей построения устойчивого развития экономики⁹.

В развитых странах, как в теории, так и на практике широко распространена концепция «наилучшей имеющейся технологии» (*Best Available Control Technology, Best Available Technology Not Entailing Excessive Cost*), задающая высокие научно-технические стандарты для использования оборудования. Недооценка природных ресурсов и экологического ущерба приводит к искажению показателей экономического развития и прогресса. В научной литературе, часто встречается мнение, что такого показателя как валовой внутренний продукт недостаточно для комплексной оценки состояния экономики. Поэтому в последнее время заостряется внимание на интеграции показателей и создание индексов, т.к. они имеют некоторые преимущества по отношению к ВВП, учитывающие социально-экономическую эффективность¹⁰.

Основная цель социально-экономического развития показать на макроэкономическом уровне степень устойчивости текущей хозяйственной деятельности. Эта степень устойчивости напрямую зависит от умеренного использования природных ресурсов. Значительным недостатком является то, что сравниваются показатели в произвольной степени. Традиционные макроэкономические показатели (валовой внутренний продукт, валовой национальный продукт, доход на душу населения) не учитывают экологическую составляющую. Всемирным банком, развитыми странами предпринимаются попытки «зеленого» измерения основных экономическим показателей с учетом экологического фактора. Экономический и социальный Совет ООН использует систему интегрированных экологических и экономических национальных счетов¹¹.

⁹ S. Mudgal A. Tan, F. Cohen, M. Grémont, *Indicators on linking resource use to the economy*, European Commission, DG ENV, France – Paris 2012, s. 9-10.

¹⁰ B. Piontek, *Ekonomiczna wycena środowiska przyrodniczego – wybrane problemy*, „*Ekonomia i Środowisko*” 2012 nr 1(41), s. 47-70.

¹¹ С. Н. Бобылев, *Определение и реализация ценности природы в экономике/ Экономические проблемы природопользования на рубеже XXI века/* Н. Д. Муралев и др.; под ред. К.В. Папенова. М., ТЕИС 2003, с. 39-51.

Таблица 1

Рейтинг стран мира по индексу устойчивости общества (The Sustainable Society Index), 2012 г.

Страна	Рейтинг	Благополучие человека	Экологическое благополучие	Экономическое благополучие	Индекс
Швейцария	1	9,08	5,36	8,63	7,36
Швеция	2	9,41	4,20	8,26	6,73
Австрия	3	9,21	4,42	7,04	6,65
Литва	4	7,65	5,38	6,59	6,46
Норвегия	5	9,44	3,70	8,05	6,38
Латвия	17	8,09	3,70	6,37	5,68
Польша	25	8,50	3,37	6,11	5,54
Грузия	62	6,51	5,29	3,06	4,99
Эстония	66	8,28	2,25	7,48	4,96
Беларусь	70	7,53	3,32	4,75	4,94
Азербайджан	77	6,45	3,83	4,30	4,79
Армения	90	6,79	4,10	3,14	4,63
Украина	102	7,03	2,83	4,33	4,42
Россия	106	7,05	2,64	4,39	4,33
Казахстан	130	7,16	2,34	3,66	3,98
Йемен	151	4,87	2,44	1,88	2,96
По миру	-	6,59	4,57	3,96	4,80

Источник: составлено на основе: *Sustainable Society Index SSI-2012 The Hague Centre of Strategic Studies, Ranking list of the 151 assessed countries*, www.ssfindex.com [05-11-2012].

При этом, индекс устойчивости общества состоит из трех базовых компонентов: экономического, экологического, социального. Все компоненты должны быть согласованы между собой, с целью улучшения показателей качества жизни. Измеряются по шкале от 0-10 баллов (наименьшая степень устойчивости, наивысшая степень устойчивости). Опираясь на данные статистики (таблица 1), необходимо отметить, что первые места в рейтинге занимают развитые страны, при этом экологическое благополучие в странах входящих в пятерку имеют низкие баллы, что совпадает с общемировой тенденцией. Это говорит о том, что экологической составляющей по-прежнему уделяется незначительное внимание.

Республика Беларусь имеет достаточно весомые предпосылки для перехода к устойчивому развитию. Для обеспечения этого необходимо учитывать эколого-социально-экономические компоненты, обеспечить экономический рост, привлечение инвестиций, модернизацию основных фондов, разработка НИОКР и внедрение инновационных проектов в значительное количество отраслей экономики. Данные показатели приведены в таблице 2.

Таблица 2

Динамика показателей эколого-социально-экономического развития Республики Беларусь
(по данным Всемирного Банка)

Показатель	2003 г.	2005 г.	2008 г.	2011 г.
Население				
Численность населения [млн. Чел]	9,873	9,775	9,542	9,481
Рост численности населения [%]	-0,51	-0,44	-0,21	-0,26
Ожидаемая продолжительность жизни [лет]	68,6	68,9	70,5	70,0
Детская смертность до 5 лет (на 1000 чел.) [‰]	-	14,3	12,6	13
Грамотность взрослого населения (население в возрасте 15 лет и старше)	100	100	100	100
Окружающая среда				
Площадь территории [тыс. км ²]	207,6	207,6	207,6	207,6
Площадь леса [тыс. км ²]	-	84,360	-	86,300
Затраты на охрану окружающей среды [млрд.руб.]	578	967	1519	3485
Выброс CO ₂ [т на одного жителя]	5	7	4	4
Доступ к питьевой воде (процент населения с доступом), [%]	100	100	-	100
Экономика				
ВНП на душу населения по ППС [долл.]	6 540 0	8 540 0	12 200 0	14 460 0
Рост ВВП в год [%]	7	9,4	10,2	5,3
Инфляция (потребительская), [% в год]	28,4	10,3	14,8	53,2
Доля сельского хозяйства (от ВВП), [%]	10	10	10	10
Доля промышленности (от ВВП), [%]	38,7	41,8	44,3	44,4
Доля сферы услуг (от ВВП), [%]	51	48	46	46
Экспорт товаров и услуг (от ВВП), [%]	65,2	59,8	60,9	88
Импорт товаров и услуг (от ВВП), [%]	69,0	59	69	90,1
Валовые сбережения (от ВВП), [%]	25,0	30,5	29	26
Прямые иностранные инвестиции (BoP, по текущему курсу доллара), [млн. долл.]	170,3	302,5	2,150,0	928,4
Внешний долг (DOD, по текущему курсу доллара), [млн.долл.]	3,779,55	5,300,17	12,853,5	29,119,6
Внешний долг (от ВВП), [%]	21	18	21	55

Источник: составлено на основе данных: *Word Development Indicators Database*, www.data.worldbank.org [18-12-2012].

Как отмечается в докладе ООН, такие страны как Беларусь занимающая – 65 место, Казахстан – 68 место, Грузия 75 место, Украина – 76 место, Армения – 86 место, Азербайджан – 91 место, Россия – 66 место находятся в группе стран с высоким уровнем Индекса человеческого развития (HDI). Эстония – 34, Польша – 39, Литва – 40, Латвия – 43 места входят в группу государств с очень высоким уровнем человеческого развития.

Таблица 3

Место Республики Беларусь и других стран в мировых рейтингах

Показатели	Австрия	Армения	Беларусь	Германия	Грузия	Казахстан	Латвия	Литва	Польша	Россия	Украина	Эстония
HDI 2011	19	86	65	9	75	28	43	40	39	66		37
E-government 2012	21	94	61	17	72	38	42	42	47	27	68	20
Network Readiness Index 2012	19	94	-	16	88	55	41	31	49	56	75	24
ICT Development Index 2012	19	-	46	16	73	49	36	35	31	38	67	24
ICT Price Basket 2011	13	95	53	20	76	57	33	36	49	31	62	47
F.T. Kearney Global Services Location Index 2011	-	-	-	26	-	-	14	13	24	20	38	11
KOF Index of Globalization 2012:												
Economic Globalization	4	97	105	22	69	76	48	50	25	47	44	26
Social Globalization	14	65	117	44	29	49	47	53	40	98	61	11
Political Globalization	4	107	60	16	88	116	49	42	26	46	69	33
	4	140	145	17	139	94	116	122	8	46	43	76
Global Innovation Index 2012	22	69	78	15	71	83	38	30	44	51	63	19
Financial development 2012	22	-	-	11	-	47	-	-	37	39	59	-
Legatum Prosperity Index 2012	16	98	54	14	93	46	43	47	32	66	71	35
Logistic Performance Index 2012	11	100	91	4	77	86	58	76	30	95	66	65
Global Competitiveness Report 2012-2013	16	82	59	6	77	51	45	55	41	67	73	34
Doing Business 2012	32	55	69	19	16	47	21	27	62	120	152	24

Источник: составлена на основе данных: Центр гуманитарных технологий [Электронный ресурс]/ Гуманитарные технологии и развитие человека. Экспертно-аналитический портал, Москва 2002, www.gtmarket.ru [20-12-2012].

В первую пятёрку рейтинга стран входят: Норвегия, Австралия, Нидерланды, США, Новая Зеландия. Замыкают рейтинг из 187 стран мира – Бурунди, Нигер, Демократическая Республика Конго.

Несмотря на достигнутый прогресс в области человеческого развития, рост доходов связан с ухудшением экологических показателей, серьёзные диспропорции по-прежнему сохраняются. Достижения страны с точки зрения состояния окружающей среды и управления природными ресурсами измеряется Индексом экологической эффективности (The Environmental Performance Index). В 2012 году в первую пятерку стран мира из 132 вошли: Швейцария, Литва, Норвегия, Люксембург, Коста-Рика. Беларусь занимает – 65 место, Украина – 102 место, Россия – 106 место, Азербайджан – 111 место, Таджикистан – 121 место. Замыкают рейтинг – Узбекистан, Туркменистан, Ирак (таблица 3).

Категория «эффективности» в оценке природного капитала

Природоохранные затраты направлены на предотвращение не только экономического, но и экологического и социального ущерба от загрязнения окружающей среды. На основе экологической, социальной и экономической эффективности можно рассчитать интегральную эффективность экологических издержек.¹²

Эффективность социальная ($\mathcal{E}_{\text{соц}}$) используется для оценки процессов управления на макроуровне, её можно записать в следующем виде:

$$\mathcal{E}_{\text{соц}} = \frac{\text{социальный эффект (СЭ)}}{\text{затраты (З)}}, \quad (1)$$

где СЭ – социальный эффект, который является приоритетным не имеет рыночной стоимости; З – затраты необходимые для реализации приоритетов имеют рыночную стоимость; СЭ/З – необходимое и достаточное условие.

Показатель социальной эффективности используется к оценке:

- проектов связанных с охраной окружающей среды государства;
- здоровья;
- материальной культуры;
- образования и воспитания человека (за исключением, обучения в школе);
- охраны деградированной окружающей среды;
- реализации принципа устойчивого развития;
- качества жизни человека;
- охраны детства на национальном уровне.

Основная сложность расчета социального эффекта заключается в определении приоритетного направления. Что является приоритетом, следует определять и утверждать указом, законом, обычным правом преимущественно, выстроенной системой ценностей, отражённых в официальных документах.

Эффективность экономическая ($\mathcal{E}_{\text{экон}}$) используется для оценки экономического роста, в расчётах рентабельности, записывается в виде:

$$\mathcal{E}_{\text{экон}} = \frac{\text{эффект экономический (ЭФ}_{\text{экон}})}{\text{затраты (З)}} \geq k, \quad (2)$$

где: ($\mathcal{EФ}_{\text{экол}}$) – эффект экономический, выраженный в рыночной цене; З – необходимые затраты для реализации экономического эффекта ($\mathcal{EФ}_{\text{экол}}$), выраженные в рыночной стоимости; ($\mathcal{EФ}_{\text{экол}}$)/З – необходимое условие развития ($\mathcal{EФ}_{\text{экол}}$), k – критерии: средняя процентная ставка на денежном рынке или средняя норма прибыли в отрасли может быть выражена другими иными критериями такими как финансовые, налоговые, распределения прибыли, дохода и т.д. – достаточное условие. Достижение экономической

¹² B. Piontek, op. cit., s. 47-70.

эффективности является экономическим результатом. Экономическая эффективность находит применение для оценки проектов на начальном уровне (например, компаниями, банками, инвесторами). Экономическая эффективность по своей природе направлена на абсолютную максимизацию экономической выгоды.

Связь социальной эффективности ($\mathcal{E}_{\text{соц}}$) с эффективностью экономической ($\mathcal{E}_{\text{экон}}$) происходит путем разделения значимых, приоритетных проектов и отбор проектов с точки зрения минимизации затрат (выгод), необходимых для их осуществления и реализации. Тем не менее, приоритеты являются важными и все выгоды (издержки) – в исключительных случаях – должны быть понесены или обеспечены реализацией установленных приоритетов, где ущерб будет возмещён в качестве компенсации за существенные загрязнения, особенно в долгосрочной перспективе.

Эффективность экологическая ($\mathcal{E}_{\text{экол}}$) применяется для оценки рационального использования природного капитала и может быть записана следующим образом:

$$\mathcal{E}_{\text{экол}} = \frac{\text{общий приоритет (ОП}_{\text{экол}})}{\text{затраты (З)}}, \quad (3)$$

где, $\text{ОП}_{\text{экол}}$ – общий экологический приоритет, который является бесценным и не имеет рыночной стоимости; З – затраты, на реализацию экологических приоритетов, имеют рыночную стоимость; $\text{ОП}/\text{З}$ – необходимое и достаточное условие. Эффективность экологическая ($\mathcal{E}_{\text{экол}}$) включает в себя эффективность социальную ($\mathcal{E}_{\text{соц}}$), интерпретируется таким же способом, как и социальная эффективность ($\mathcal{E}_{\text{соц}}$).

Эффективность экономико-экологическая ($\mathcal{E}_{\text{экон-экол}}$) записывается в виде:

$$\mathcal{E}_{\text{экон-экол}} = \frac{\mathcal{E}_{\text{экон}} + \text{Ч}\mathcal{E}_{\text{эф}}}{\text{З} + \text{З}_{\text{экол}}} \geq \kappa, \quad (4)$$

где:

$\mathcal{E}_{\text{экол}}$ – эффект экономический, выраженный в рыночной цене, З – затраты, необходимые для осуществления экономического эффекта, имеющие рыночную стоимость, $\text{Ч}\mathcal{E}_{\text{эф}}$ – чистый (нетто) экологический эффект (как прямых, так и косвенных, в том числе экологических потерь, которые еще не произошли в результате понесённых затрат ($\mathcal{E}_{\text{экол}}$), которая имеет рыночную стоимость, $\mathcal{E}_{\text{экол}}$ – затраты, направленные на реализацию эффекта экологического (воздействия на окружающую среду), имеющие рыночную стоимость, κ – критерии, которые должны быть интерпретированы как в экономической эффективности – достаточное условие.

В экономической и экологической эффективности принимаются во внимание социальные вопросы. Экономические критерии (κ) распространяются на неэкономические элементы – экономическая и экологическая эффективность объединяется в интегральный показатель. На основе эффективности экономики окружающей среды разрабатывается

концепция экономической эффективности. Отличие экологической составляющей от экономической состоит в том, что первая выражает полный народнохозяйственный эффект воспроизводства природных ресурсов, а вторая лишь их эксплуатационную деятельность.

Интегральная эффективность экономическая, экологическая и социальная ($\mathcal{E}_{\text{эс}}$) применяется для оценки рационального использования всех видов капитала, может быть записана следующим образом:

$$\mathcal{E}_{\text{эс}} = \frac{\mathcal{Z}_{\text{экон}} + \mathcal{C}\mathcal{E}_{\text{эф}} + \mathcal{C}_{\text{п}}}{\mathcal{Z} + \mathcal{Z}_{\text{экол}} + \mathcal{Z}_{\text{с}}} \geq K_{\text{т}}, \quad (5)$$

где: $\mathcal{Z}$ – затраты, определившие экономический эффект, включают рыночную стоимость; $\mathcal{Z}_{\text{экол}}$ – затраты, определившие экологический эффект, включают рыночную стоимость; $\mathcal{Z}_{\text{с}}$ – затраты, определившие социальный эффект или неэкономический приоритет, имеет рыночную стоимость; $\mathcal{E}_{\text{экол}}$ – эффект экономический, имеют рыночную стоимость; $\mathcal{C}\mathcal{E}_{\text{эф}}$ – чистый экологический эффект (как прямых, так и косвенных, в том числе экологические, который включает расходы, понесенные в результате $\mathcal{Z}_{\text{экол}}$), имеющий рыночную стоимость; $\mathcal{C}_{\text{п}}$ – социальные пособия (не экономические), которые были получены в результате расходов на здравоохранение, защиту семьи, образование, общественное

блага, не все из них имеют рыночную стоимость; $\frac{\mathcal{Z}_{\text{экон}} + \mathcal{C}\mathcal{E}_{\text{эф}} + \mathcal{C}_{\text{п}}}{\mathcal{Z} + \mathcal{Z}_{\text{экол}} + \mathcal{Z}_{\text{с}}}$

– конечный результат; $K_{\text{т}}$ – теоретически принятые критерии, такие, как средняя процентная ставка на денежном рынке, средняя норма прибыли в отрасли, а также критерии, определяемые правовые нормы человеческого капитала и природного капитала и защиты более широких ценностей неэкономического характера.

Первая часть формулы ($\mathcal{E}_{\text{экол}}/\mathcal{E}$), относится к эффективности экономических критериев, в частности, при средней норме прибыли, как стратегия экономического роста. Эта часть модели не только не исключает, а скорее предполагает экономический рост получивший название устойчивого роста (сбалансированного), а в современных условиях устойчивого экономического роста. Такое понятие, как «развитие» не относится к развитию устойчивому и стабильному. Для устойчивого развития важное значение имеет

вторая часть формулы ($\frac{\mathcal{C}\mathcal{E}_{\text{эф}} + \mathcal{C}_{\text{п}}}{\mathcal{Z}_{\text{экон}} + \mathcal{Z}_{\text{с}}}$). Интернализация внешних издержек

является ключевым для того чтобы стимулировать финансирование природоохранных мероприятий¹³.

На практике оптимальное применение категории эффективности, определяется правильным выбором экологических методов оценки.

¹³ B. Piontek, op. cit.

Методы и приёмы экономической оценки природного капитала

Анализ научной литературы¹⁴ свидетельствует, что основные методы экономической оценки природного капитала включают в себя следующее:

1. Относительный метод оценки (*Contingent Valuation Method* – CVM) – основан на проведении интервью или анкетирования с помощью методов маркетинговых исследований рынка. М.Е. Портер отмечает «эффективное интервьюирование является трудоёмким и сложным процессом, но доставляющим массу важнейшей информации для исследования»¹⁵.
2. Анализ затрат и выгод (CBA) – используется чтобы получить определенные преимущества в экономическом смысле. Большое значение в этом методе является выбор критериев. К наиболее объективным критериям относится эффективность метода – чистого проекта, этот критерий должен поддерживать эффективность инвестиционного проекта, или отношение прибыли к затратам.
3. Стоимостный метод – основан на принципе (комплементарности) взаимодополняемости двух благ (в данном случае, хороший рынок и хорошая экология). Он используется в основном для оценки рекреационных и туристических функций окружающей среды, а также ценовой конъюнктуры и деятельности в результате экономических и политических изменений связанных с природной средой.
4. Метод воздействия – эффект (метод «доза – реакция») – оценка производится путем определения затрат на мероприятия, которые должны быть понесены, заменить или восстановить отдельные элементы окружающей среды. Сумма убытка, следовательно, сумма расходов, затраченных на инвестиции, эксплуатационные расходы и затраты на оборудование или восстановления окружающей среды.
5. Метод ценообразования для благ – основываясь на предположении, что сумма, которую предприятие готово платить за благо, зависит от характеристик этого блага. В этом методе, характеристики нерыночной стоимости выгод оцениваются на основе наблюдаемых рыночных сделок.
6. Метод потерянных преимуществ – он используется для оценки потенциальной выгоды приемлемого использования. Примером является оценка водно-болотных угодий на основе оценки выгод, получаемых от использования земли в сельскохозяйственных целях.
7. Метод компенсации – в основе стоимостной оценки денежной компенсации за загрязнение и деградацию экологических ресурсов, предоставляется правовыми институтами или страховыми компаниями.

¹⁴ Ibidem; М. Е. Портер, *Конкурентная стратегия. Методика анализа отраслей и конкурентов: пер. с англ. / Майкл Портер.* – 2-е изд. Альпина Бизнес Букс, Москва 2006; П. Г. Никитенко, *op. cit.*; Л. Н. Давыденко, Э. М. Калинин, *op. cit.*

¹⁵ М. Е. Портер, *op. cit.*

8. Метод профилактики – экологические ресурсы оцениваются на основе расходов на проведение мероприятий, которые должны быть понесены для предотвращения или, по крайней мере, снизить неблагоприятное воздействие на окружающую среду.
9. Метод замещения – он используется в случае потери одного компонента (актива) среды. В основу оценки положено определение потерь в цене и стоимости указанных товаров и услуг, которые могут быть приняты в качестве заменителей ущерба или потерь товаров и услуг окружающей среды. Он используется в основном для оценки потерь, рекреационной функции, оценки водотоков, водоемов и ландшафтного пейзажа.
10. Метод реконструкции – определяет стоимость акций, которые должны быть приняты для восстановления или обновления ресурсов окружающей среды для возврата ее к первоначальной стоимости.
11. Метод альтернативной стоимости (вмененных издержек) – показывает полезность стоимости активов и ресурсов окружающей среды на основе доходов от альтернативных вариантов их использования.
12. Матричный метод (ММ) – широко используется для оценки воздействия на окружающую среду инвестиционного проекта, который имеет большое значение в экологизации экономического расчета. На практике его диапазон применения очень широк. Это обусловлено в большей степени универсальностью матрицы. Матрица может быть изменена в зависимости от цели исследования¹⁶.

О методике оценки месторождений региональных природных ресурсов

Полагаем возможным оценивать месторождения региональных природных ресурсов в соответствии с известной методикой¹⁷.

1. Путем сравнения затрат по использованию природных ресурсов крупных и малых месторождений, разработка собственных природных ресурсов, месторождения которых характеризуются малой мощностью целесообразна, если:

$$\sum Z_n \geq Z_c \cdot K, \text{ где} \quad (6)$$

где:

- Z_n – затраты по использованию 1 т приобретенного товара [руб.]
- Z_c – затраты по использованию 1 т “собственного” ресурса [руб.]
- K – коэффициент эквивалентности.

¹⁶ В. Piontek, op. cit.

¹⁷ Л. Н. Давыденко, Э.М. Калинин, op. cit.

2. Путем сравнения затрат по использованию собственных природных ресурсов и эффекта от их использования (например, для удобрений многогранного действия таких, как сапропеля, торфовиванит и др.). Разработка таких месторождений целесообразна, если:

$$3с + P < Э_i - Э_0, \quad (7)$$

где:

P – плановая, нормативная прибыль для исполнителей [руб.]

$Э_i$ – эффект от применения собственного природного ресурса как удобрения [руб.]

$Э_0$ – эффект без применения собственного природного ресурса [руб.].

В формуле (1) затраты по использованию 1 т

$$3п = Ц + 3ж. д. + 3х + 3а + 3в, \quad (8)$$

где:

Ц – оптовая рыночная цена 1т товара

3ж. д. – затраты на перевозку 1т товара железнодорожным транспортом и штрафы за простои вагонов [руб.]

3х – затраты по хранению 1 т приобретенного удобрения [руб.]

3а – затраты на перевозку 1 т приобретенного удобрения автотранспортом [руб.]

3в – затраты по внесению 1 т приобретенного удобрения на поля [руб.].

Прежде всего нужно отметить, что общая сумма затрат по использованию приобретенного товара связана с различным уровнем механизации отдельных операций и технологии его использования, наличием или отсутствием складов для хранения товара и средним радиусом перевозок.

Затраты по использованию 1т товара, полученного путем разработки месторождения собственных природных ресурсов, составят:

$$3с = \left(\frac{3гр + П + 3э + 3рек.}{Q} + 3а + 3в \right) \cdot K, \quad (9)$$

где:

3гр – предстоящие затраты на геологоразведочные работы по данному месторождению [руб.];

П – затраты на возмещение потерь от выбытия сельхозугодий [руб.];

3э – эксплуатационные затраты на добычу и переработку собственных природных ресурсов [руб.];

3рек. – затраты на рекультивацию [руб.];

Q – количество запасов (с учетом их полезного извлечения), [т];

3а – затраты на перевозку 1 т “собственного” товара автотранспортом [руб.];

3в – затраты по использованию 1 т “собственного” товара [руб.];

K – коэффициент эквивалентности.

Предстоящие затраты на геологоразведочные работы это затраты, которые необходимо провести, чтобы месторождения собственных природных ресурсов вовлечь в разработку. Они могут включать в себя: затраты на поисково-оценочные работы, предварительную и детальную разведку. Сюда же включаются затраты по эксплуатационной разведке и составлению схемы эксплуатации в случае, если они выполняются

сторонними организациями, если же они выполняются разрабатывающими организациями, то входят в эксплуатационные.

В зависимости от конкретных условий, прежде всего от размеров, гидрогеологических особенностей, сложности месторождения, некоторые стадии могут выпадать или объединяться с другими. Естественно, чем меньше стадий, тем выгоднее разработка. Этот критерий позволяет вовлечь в разработку наиболее разведанные месторождения, по тем или иным причинам не разрабатываемые до сих пор.

Затраты на возмещение потерь от выбытия сельхозугодий определяются по формуле:

$$\Pi = D \cdot S \cdot A \cdot B, \quad (10)$$

где:

- Д – чистый доход на 1 га данного участка средний за ряд лет [руб./га];
- S – изъятая из сельскохозяйственного оборота площадь земли [га];
- A – срок изъятия [год];
- B – прочие неучтенные затраты. Например, на участке могут быть постройки, которые необходимо сносить, или, наоборот, можно использовать.

Поскольку затраты на перевозку автотранспортом и использования 1 т “собственного” и приобретенного товара в среднем существенно не отличаются, а также для приближенных расчетов, от этих затрат можно абстрагироваться. Тогда оценка месторождений собственных природных ресурсов в формуле (1) примет вид:

$$Ц + Зж.д. + Зх \geq \frac{Згр + \Pi + Зэ + Зрек}{Q} \cdot K \quad (11)$$

Для экономической оценки месторождений собственных природных ресурсов, с целью их ранжирования и выбора наиболее эффективного месторождения, можно пользоваться упрощенной формулой:

$$Зс = K \frac{Згр + \Pi + Зэ + Зрек}{Q} = \min \quad (12)$$

Для экономической оценки месторождений собственных природных ресурсов с целью организации производства товарной продукции можно использовать формулу (8)

$$Д - (A + P) \geq \frac{Згр + \Pi + Зэ + Зрек}{Q}, \quad (13)$$

где:

- Д – выручка от реализации продукции;
- A – арендная плата;
- P – платежи в бюджет и внебюджетные фонды.

Следует учесть некоторые особенности эксплуатационных затрат (Зэ), так как они на месторождениях собственных природных ресурсов разрабатываются хозяйственным способом. Во-первых, в одних случаях эксплуатационные затраты могут включать в себя и капитальные затраты ввиду незначительности их доли в общей сумме затрат по разработке

данного месторождения, в других случаях капитальные затраты более значительны и их необходимо учитывать отдельной статьей расхода. Учитывая, что уровень удельных капитальных вложений в строительство предприятий, разрабатывающих месторождения собственных природных ресурсов, в значительной степени зависит от их производственной мощности, следует ориентироваться на оптимальные для современного уровня техники и минимальные, экономически оправданные производственные мощности. В расчетах могут быть использованы нормативы удельных капитальных вложений.

Заключение

Не существует универсального экономического метода оценки состояния природной среды и комплексной оценки ущерба в связи с экологическим загрязнением окружающей среды. Каждый из методов, имеющих в литературе, имеет ограниченное применение, в основном за счет неточных данных. Методы и приемы в литературе разработаны в соответствии с условиями развитых стран. Экономическая оценка окружающей среды, которая включает три компонента (экономический, социальный, экологический) определяет:

1. уровень использования ресурсов и указывает признаки истощения;
2. улучшение баланса между рациональным и иррациональным эффектом, который помогает принять решения для повышения уровня социально-экономического развития;
3. принятие решений, на основе анализа затрат и выгод оценок стоимости (снижает риск произвольного решения), но только если большинство воздействий на окружающую среду будут включены в экономический расчет;
4. методы оценки, для сравнения показателей экономического развития стран, регионов;
5. количественную оценку административных действий, которые могут помочь защитить окружающую среду.

Возрастает роль как региональных, так и международных общественных институтов и организаций в системе эффективного природопользования и оценки природного капитала. Международные программы и мероприятия должны опираться на современную научную информацию, источником которой выступают несколько отраслей знаний.

POLITYKA EKOLOGICZNA I ZARZĄDZANIE ŚRODOWISKIEM

ECOLOGICAL POLICY
AND ENVIRONMENTAL
MANAGEMENT



Renata Marks-Bielska • Agata Zielińska

OCENA WYBRANYCH METOD SZACOWANIA POZAPRODUKCYJNYCH FUNKCJI LASÓW

Renata Marks-Bielska, dr hab. – Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie

Agata Zielińska, lic. – Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie

adres korespondencyjny:

Katedra Polityki Gospodarczej i Regionalnej

Wydział Nauk Ekonomicznych

ul. M. Oczapowskiego 4, 10-719 Olsztyn

e-mail: renatam@uwm.edu.pl

EVALUATION OF SELECTED METHODS OF ESTIMATING THE NON-PRODUCTIVE FUNCTIONS OF FORESTS

SUMMARY: The need for valuation of the component of natural environment, namely, the forest, is the consequence of the implemented policy of sustainable development and the idea of multifunctional forest, in accordance with the current trends. It results not only from the growing problem of financing non-productive functions of forests, and thus, forest policy, but also the need to increase awareness of the forests' contribution to country resources and the impact on quality of life in society. The purpose of this article was to present the foundations and evaluation of the selected methods of estimating non-productive functions of forests as a key decision-making tools.

KEY WORDS: non-productive functions of forests, methods of valuation, non-market good

Wstęp

Wdrażana i zyskująca obecnie na znaczeniu idea lasu wielofunkcyjnego powoduje powstawanie potrzeby, by w gospodarce leśnej wykazywać dbałość o trwałość zarówno materialnych, jak i niematerialnych jego funkcji. Funkcje lasu ulegają przemianom wraz z czasem, co wynika ze zmieniających się potrzeb społecznych¹. Mandziuk i Janeczko dostrzegli przykłady ponad 100 funkcji lasu, które w literaturze przedmiotu sklasyfikowano w dwie kategorie: główną – produkcję drewna (gospodarczą) oraz funkcje pozagospodarcze, gdzie wyróżnia się funkcję ochronną i społeczną. Do pozaprodukcyjnych funkcji lasu zalicza się świadczenia gospodarki leśnej przypadające konsumentowi bez jego sprawczego działania, wielostronne oddziaływanie gospodarki leśnej, które nie jest regulowane i wyceniane przez mechanizmy rynkowe oraz towarzyszące produkcji drewna nierynkowe świadczenia gospodarki leśnej służące zaspokajaniu potrzeb społecznych². Kiedy społeczeństwo zaczęło zgłaszać wobec leśnictwa nowe zapotrzebowania, co w uproszczeniu jest datowane od drugiej połowy XX wieku, czyli od momentu odbudowy po wojennych zniszczeniach³, następowała zmiana podejścia do lasów, której współczesnym wyrazem jest gospodarka wielofunkcyjna, gdzie takie aspekty, jak: funkcja edukacyjna, turystyczno-rekreacyjna, ochrona bioróżnorodności, funkcja wodochronna i wiele innych zastępują wyłącznie produkcyjno-surowcowy charakter leśnictwa. Jest to spowodowane tym, że pełna wartość terenu leśnego może znacznie przewyższać wartość pozyskiwanego z niego drewna i nie stanowi wyłącznie prostej sumy ceny gruntu oraz przypisanego mu surowca drzewnego.

Równocześnie powstaje obawa, że w przypadku rozszerzania się zachodnio-europejskiego trendu spadającej rentowności produkcji drzewnej, dochody z niej pochodzące nie będą w stanie sfinansować rosnącego popytu na pozagospodarcze funkcje lasów⁴. Sytuacja ta implikuje konieczność nowego spojrzenia na lasy, poszukiwanie odmiennych źródeł finansowania ochronnych i społecznych funkcji lasu, a zatem także opracowanie jednolitych metod wyceny tych funkcji. Wycena tego specyficznego elementu środowiska przyrodniczego jest też konieczna przy określaniu wartości w projektach inwestycyjnych, w tym proekologicznych, lub określaniu kosztów zewnętrznych działalności produkcyjnej i konsumpcyj-

¹ A. Mandziuk, K. Janeczko, *Turystyczne i rekreacyjne funkcje lasu w aspekcie marketingowym*, „Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej” 2009 nr 11, Zeszyt 4 (23), s. 65-66.

² A. Kłoczek, L. Płotkowski, *Las i jego funkcje jako dobro publiczne*, w: *Kongres leśników polskich, Materiały i dokumenty*, t. II, cz. 2, red. T. Borecki, Agencja Reklamowo-Wydawnicza A. Grzegorzczak, Warszawa 1997.

³ H. Szramka, K. Adamowicz, A. Ankudo-Jankowska, J. Glura, *Wybrane zagadnienia ekonomiki ochrony środowiska leśnego*, Wyd. Akademii Rolniczej, Poznań 2004, s. 36-38.

⁴ L. Sisak, *Finansowanie nieдрzewnych funkcji lasów*, referat na konferencji: *Współczesne problemy ekonomiki leśnictwa*, Puszczykowo 2011.

nej. Jest to kwestia istotna, by użytkownicy usług i korzyści dostarczanych przez lasy w formie dóbr publicznych docenili ich wartość.

Celem artykułu było przedstawienie i ocena metod szacowania pozagospodarczych funkcji lasu jako ważnych narzędzi decyzyjnych. Ocenę przedstawiono na podstawie literatury przedmiotu i wyników badań innych autorów.

W celu zaspakajania rosnących aspiracji i potrzeb uczestników procesu gospodarczego w gospodarce rynkowej, można spotkać się z opiniami zmierzającymi w kierunku komercjalizacji (urynkowienia) nierynkowych dotychczas dóbr leśnych. W takiej sytuacji konieczne są odpowiednie metody wyceny, które umożliwią między innymi ich sprzedaż po adekwatnej do wartości cenie. Ze względu na fakt, że duża część dóbr oraz usług środowiskowych znajduje się w kategorii dóbr publicznych o nierynkowym charakterze, wyróżnić można dwie techniki wyceny dóbr nierynkowych: pośrednie i bezpośrednie⁵.

Bezpośrednie metody wyceny

Bezpośrednie metody wyceny dóbr nierynkowych opierają się na preferencjach deklarowanych odnoszonych do określonego dobra nierynkowego, czyli, ogólnie rzecz ujmując, na próbie bezpośredniego pomiaru wartości, jaką ludzie decydują się przypisać dobru niewymienialnemu na rynku⁶. Wykorzystywane są tu sondaże lub wywiady, a podstawowym założeniem jest twierdzenie, że respondenci mają świadomość charakteru dobra/usługi będącej przedmiotem wyceny⁷. W kategorii metod bezpośrednich do najpopularniejszych i najczęściej stosowanych w praktyce zalicza się: metodę wyceny warunkowej, zwaną inaczej wyceną kontyngentową (*Contingent Valuation Metod* – CVM) oraz eksperymenty z wyborem, nazywane metodą wyboru warunkowego (*Choice Experiment* – CE)⁸. W tabeli 1 przedstawiono wspólne cechy tych metod.

Podstawowe zasady oceny wartości nierynkowych metodą wyceny warunkowej zostały opracowane w 1947 roku przez Ciriacy-Wantrupa, a udoskonalił je Davis, który jako pierwszy w praktyce zastosował ją do szacowania walorów rekreacyjnych terenów w Maine⁹. Podstawowym założeniem metody kontyngentowej jest przeprowadzenie badań ankietowych wśród konsumentów (niekoniecznie użytkowników) określonego nierynkowego dobra. Kwestionariusze stosowanych w niej ankiet zawierają zazwyczaj pytanie o gotowość przeznaczenia opłaty

⁵ T. Żylicz, *Wycena usług ekosystemów leśnych, Panel Ekspertów „Wartość”, Lasy jako czynnik rozwoju cywilizacji; współczesna i przyszła wartość lasów*, Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary 2013.

⁶ T. Żylicz, *Pośrednie metody wyceny*, www.wne.uw.edu.pl [10-09-2013].

⁷ L. Płotkowski, *Ekonomiczne aspekty oceny funkcji lasu, czyli gospodarka leśna w koncepcji zrównoważonego rozwoju*, www.cepl.sggw.pl [08-09-2013].

⁸ T. Żylicz, *Jaką wartość mają lasy*, www.ae.krakow.pl [08-09-2013].

⁹ A. Żydroń, K. Szoszkiewicz, *Wartość środowiska a gotowość społeczeństwa do zapłaty za to dobro*, www.ros.edu.pl [07-09-2013].

Tabela 1

Zestawienie kluczowych właściwości grupy metod wyceny

Wyszczególnienie	Wybrane właściwości			
Metoda	zdolność do uzyskania szacunkowych cen w warunkach niepewności	zdolność do wyceny dóbr wcześniej niewycenianych	zdolność do szacowania wszystkich istniejących klas korzyści	możliwość szacowania krzywej popytu
Hipotetyczna bezpośrednia (CVM, CE)	tak	tak	tak	tak

Źródło: R. C. Mitchell, R. T. Carson, *Using surveys to value goods: the contingent valuation method*, „Resources for the Future”, Washington 1989, s. 87-90.

(zł/gospodarstwo domowe/rok) za utrzymanie tego dobra pod względem jakościowym i/lub ilościowym, czyli stanowi próbę miary gotowości do zapłaty (*willingness to pay*) za dobro/usługę, do której dostęp jest w chwili obecnej bezpłatny. W specyficznych sytuacjach stosuje się miarę oceniającą wartość rekompensaty ponoszonej, gdyby badani zostali pozbawieni dostępu do nierynkowego dobra lub usługi (*willingness to accept*). Obydwie wartości należy traktować jako ekwiwalent wartości o hipotetycznym charakterze¹⁰.

Podjmując próbę oceny tej metody, za najczęściej wymieniany zarzut uznaje się jej metodyczne niedoskonałości w sposobie formułowanych pytań. W szczególności, w początkowym okresie jej stosowania, dominowały pytania otwarte, w chwili obecnej coraz większym zaufaniem cieszą się pytania z kartą płatności lub zapytania ofertowe. Wątpliwości związane z trudnościami dobrania najodpowiedniejszych pytań powodują zaś, że zastosowanie tej metody było niejednokrotnie kwestionowane, tak jak chociażby w przypadku katastrofy ekologicznej tankowca *Exxon Valdez* u wybrzeży Alaski. Wyciek ropy miał spektakularne rozmiary, ale w okolicy prawie nie było osób, które zostałyby osobiście poszkodowane (niezamieszkały teren), organizacje ekologiczne wystąpiły do sądu o odszkodowanie wobec wielkich zniszczeń środowiskowych. Koncern, w obliczu płacenia kwoty rzędu 4,5 mld dolarów, podjął się finansowania badań dyskredytujących tę metodę wyceny. Wśród innych zarzutów podaje się, że możliwe jest, by ankietowani nie poradzili sobie z sytuacją konieczności przypisania wartości pieniężnej dobru, które dotąd nie posiadało pieniężnego ekwiwalentu. Istnieje też niebezpieczeństwo, że ich odpowiedzi nie odzwierciedlą rzeczywistych preferencji¹¹.

Należy się też zastanowić nad doborem i weryfikacją grupy osób poddanych badaniu na rzecz przygotowania wyceny. Jaka istnieje bowiem korelacja pomiędzy zdolnością do płacenia za określone dobro publiczne a tak podstawowymi zmiennymi, jak: wiek, płeć, dochód i wykształcenie? Skoro zakładając, że potrze-

¹⁰ P. Gołos, *Społeczne znaczenie publicznych funkcji lasu – pożądany dla rekreacji i wypoczynku model drzewostanu i lasu*, „Leśne prace badawcze”, Instytut Badawczy Leśnictwa, Warszawa 2010, s. 149-164.

¹¹ A. Żylicz, *Wycena dóbr nierynkowych*, www.msn.ap.siedlce.pl [07-09-2013].

ba uzyskiwania korzyści z pozaprodukcyjnych funkcji leśnych wzrasta wraz ze świadomością, wiedzą na temat środowiska naturalnego oraz wzrostem zamożności, którym towarzyszy skrócenie tak zwanego „czasu publicznego,” powiększając tym samym udział „czasu prywatnego”, dedykowanego na wypoczynek¹², należałoby doprecyzować, w jaki sposób i w jakim stopniu minimalizować odchylenia wynikające z ewentualnych różnic demograficznych respondentów. Ze statystycznego punktu widzenia wiąże się to więc z zapewnieniem braku obciążenia wyników oraz doboru próby, który zapewni wyniki wystarczająco reprezentatywne i charakterystyczne dla danej populacji.

Z drugiej jednak strony, dzięki wprowadzeniu koncepcji wartości pozaużytkowej, zauważono, że ta metoda pozwala ująć całkowitą wartość ekonomiczną, nie zaś wyłącznie wartość użytkową. Bazowanie na wypowiedziach ankietowanych, którzy deklarują swoje postępowania w hipotetycznej sytuacji, pozwala także na dużą elastyczność oraz wycenę dóbr, dla których nie istnieją rynki i których inaczej nie sposób wartościować. Metoda ta pozwala ocenić stopień istotności poszczególnych cech lasów oraz stwierdzić gotowość do zapłaty za nie. Dzięki temu, mimo wspomnianych zastrzeżeń, jest to metoda bardzo użyteczna z punktu widzenia zarządzania lasem¹³.

Drugim z najczęściej wymienianych pośrednich sposobów wyceny pozaprodukcyjnych funkcji lasu jest metoda wyboru warunkowego. Podobnie jak metoda wyceny warunkowej, zastosowanie CE pozwala opisać preferencje konsumentów jako funkcje, co jest podstawą do prognozowania ich zachowania oraz dobrobytu. Zastosowanie CE w gospodarowaniu lasami umożliwia poznanie preferencji konsumentów wobec cech użytkowych lasów, związanych z rekreacją (na przykład skład gatunkowy i wiek drzew, dostępność infrastruktury turystycznej) i pozaużytkowych, czyli związanych z zainteresowaniem lasem nawet w sytuacji, gdy nie są ich użytkownikami. Metoda wyboru warunkowego opiera się na założeniu, że dobra podlegają charakterystyce przy użyciu odpowiednio skomponowanych i dobranych zestawów atrybutów (cech) dla niego charakterystycznych i przez konsumenta utożsamianych z użytecznością¹⁴. Na jej potrzeby opracowuje się konstrukcję wyboru (*experimental design*), który jest przedstawiany ankietowanemu i składa się z kilku alternatyw opisanych przez różne atrybuty oraz ich poziomy. Podobnie jak przy metodzie wyceny kontyngentowej, w przypadku CE stosowany jest określony scenariusz, który wprowadza respondenta w konieczność dokonania wyboru, dlatego wymaga wcześniejszego szczegółowego zaplanowania, testowania i implementacji, by zapewnić poprawność wyników, co należy zaliczyć do jej utrudnień.

¹² A. Grzywacz, *Potrzeba poszanowania różnorodności biologicznej lasów przez uczestników ruchu turystycznego*, w: *Problemy zrównoważonego rozwoju turystyki, rekreacji i sportu w lasach*, Akademia Wychowania Fizycznego, Warszawa 2004, s. 15–26.

¹³ M. Czajkowski, *Metody wyboru warunkowego i wyceny warunkowej*, www.polforex.wne.uw.edu.pl [07-09-2013].

¹⁴ K. J. Lancaster, *A new approach to consumer theory*, „Journal of Political Economy” 1966 t. 74, s. 134.

W związku z tym, że metoda ta wymaga od ankietowanych relatywnego porównania przedstawianych alternatyw, a nie akceptacji dla jednego tylko scenariusza, metoda wyboru warunkowego umożliwia więc bardziej elastyczne wnioskowanie dzięki uzyskanym wynikom¹⁵ oraz uznawana jest za bardziej komfortową i naturalną z perspektywy respondenta niż bezpośrednie deklarowanie pieniężnej wartości dóbr.

Anna Żylicz uznaje więc metodę CE za „bezpieczniejszą” od metody wyceny warunkowej. Co istotne, zastosowanie wyboru warunkowego daje także możliwość określenia równocześnie wartości poszczególnych atrybutów poddawane go wycenie dobra, nie tylko całości kształt¹⁶. Ze względu na fakt, że każdy respondent dostarcza nie jednej, tak jak w klasycznej CVM, a wielu statystycznych obserwacji, w konsekwencji możliwe jest uzyskanie też lepszych statystycznie danych szacunkowych, a ich koszt to zaledwie ułamek kosztów metody wyceny warunkowej¹⁷. Przewagą metody CE nad metodą CVM jest między innymi prostsze szacowanie krańcowej gotowości (średnia wartość minimalnego zwiększenia tego atrybutu danego dobra) do płacenia za dany atrybut wycenianego dobra. Po drugie, w CE dodatkowe informacje o preferencjach respondentów można otrzymać przez zwiększenie liczby opcji w każdym zbiorze. Padają też argumenty, że metoda wyboru warunkowego zmusza badanych do dokładniejszego zastanowienia się, aniżeli w przypadku metody wyceny warunkowej, co pozwala zmniejszyć kwestię odpowiedzi bez odpowiedniego zastanowienia się lub przypadkowych. Z drugiej jednak strony faktem jest, że wymusza ona stosunkowo duży wysiłek intelektualny u respondentów (wybór spośród zazwyczaj 3-6 projektów opisanych wieloma cechami)¹⁸.

Pośrednie metody wyceny

W metodach pośrednich, opartych na ujawnionych preferencjach (*revealed preference method*, RPM), wartości ekonomiczne liczone są z wykorzystaniem badań rynków zastępczych, gdzie są sprzedawane i kupowane dobra komplementarne w stosunku do tego, które stanowi przedmiot zainteresowania. Stanowią więc one próbę pomiaru wartości pośrednio odnoszących się do badanego dobra. Dlatego sposób ten, określany też jako metoda rynkowa, opierając się na informacjach pochodzących z rzeczywistego rynku, może być użyty, by ujawnić

¹⁵ M. Czajkowski, *Metody wyboru warunkowego i wyceny warunkowej*, www.polforex.wne.uw.edu.pl [08-09-2013].

¹⁶ A. Żylicz, *Wycena dóbr ...*, op. cit.

¹⁷ T. Żylicz, *Wycena usług ekosystemów leśnych, Panel Ekspertów „Wartość”, Lasy jako czynnik rozwoju cywilizacji; współczesna i przyszła wartość lasów*, Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary 2013, s.12-13.

¹⁸ M. Giergiczny, J. Kronenberg, *Jak wycenić wartość przyrody w mieście. Wycena drzew przyulicznych w centrum Łodzi*, www.sendzimir.org.pl [11-09-2013].

wartość dóbr oraz usług nierynkowych¹⁹. Z tego też powodu, jak słusznie podkreślił Tomasz Żylicz, metody pośrednie uznawane są przez ekonomistów za wiarygodniejsze²⁰. Wśród metod pośrednich wyróżnić można między innymi metodę kosztów podróży, modele hedonistyczne, metodę odtworzenia, sposób oparty na funkcji gospodarstwa domowego, wyceny względnej wartości użytkowej czy ceny rynkowej. Ze względu na fakt, że w literaturze przedmiotu podaje się wiele sposobów wyceny klasyfikowanych do metod pośrednich, omówione zostaną dwie z nich, najpopularniejsze i najczęściej stosowane.

Metoda kosztu podróży

Metoda kosztu podróży (*Travel Cost Metod* – TCM) uznawana jest za jedną z najstarszych metod wycen dóbr środowiskowych. Po raz pierwszy zaproponowana została przez Hotellinga w 1947 roku. Jej założenia zaprezentowano w raporcie traktującym o wycenie rekreacji w parkach narodowych w Stanach Zjednoczonych²¹. Konsumpcja dobra nierynkowego, na przykład wizyty w lesie, jest powiązana z nabyciem jakiegoś dobra/usługi rynkowej, rynek podróży stanowi swego rodzaju odnośnik, rynek zastępczy dla nieistniejącego rynku na wizyty w lasach. Koncepcja tej metody opiera się na założeniu, że konsumenci podejmują racjonalne decyzje, w szczególności zaś uznaje się, że korzyści z odwiedzin są większe niż koszty związane z przybyciem do tego miejsca. Tak więc to schemat odwiedzin miejsca rekreacji oraz jego atrybuty wykorzystuje się, by wycenić wartość dobra nierynkowego przez szacowanie jego wartości użytkowych. Jest to związane z charakterystyką wykorzystywanych w metodzie danych, które dotyczą odpowiednich miejsc rekreacji. Las jest zaliczany do miejsc atrakcyjnych przyrodniczo.

Idea metody, w jej najprostszym ujęciu, przedstawia się następująco: im więcej osób odwiedza dane miejsce, tym za cenniejsze jest ono uznawane, zaś jego wartość jest ustalana na podstawie kosztów pokonanego dystansu (do określonego miejsca rekreacji) oraz towarzyszących kosztów podróży. Zatem, badania zmian częstotliwości wizyt, zdeterminowanych zmianami jakości środowiska danego obszaru lub porównanie frekwencji odwiedzin różnych miejsc (o odmiennej jakości środowiska) przy identycznych kosztach podróży, dostarczają informacji na temat wartości, jaką użytkownicy przypisują danemu fragmentowi środowiska. Opisywaną metodą można szacować: całkowitą wartość rekreacyjną lasu, wartość zmiany jego cech przyrodniczych spowodowanych zjawiskami naturalnymi jak i zmianami w sposobie zarządzania, wartość aktywności rekreacyj-

¹⁹ L. Płotkowski, *Ekonomiczne aspekty oceny funkcji lasu, czyli gospodarka leśna w koncepcji zrównoważonego rozwoju*, „Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej”, 2008 R.10 Zeszyt 3(19), s. 267-270.

²⁰ T. Żylicz, *Pośrednie metody ...*, op. cit.

²¹ A. Bartczak, *Metoda kosztu podróży (TCM)*, www.polforex.wne.uw.edu.pl [04-09-2013].

nych (obserwacje przyrody, zbieranie grzybów i owoców leśnych, jazda na rowery), wartość zmian infrastruktury turystycznej lasu²².

Metoda ta nie jest wolna od wad. Przede wszystkim, zakres jej stosowania jest ograniczony, co wynika z charakterystyki wykorzystywanych w niej danych, które dotyczą odwiedzin miejsc rekreacji. Stąd też znajduje zastosowanie tylko w wycenie wartości użytkowych. Obraz całkowitej wartości ekonomicznej dobra przyrodniczego daje zaś dopiero suma wartości użytkowej i pozaużytkowej. Po drugie, popyt na wizyty w danym miejscu rekreacji opiera się na kosztach podróży dotarcia do tego miejsca. Powstaje więc pytanie, jaki ułamek kosztów powinien zostać przypisany do kolejno odwiedzanych miejsc, kiedy jest ich więcej niż jedno²³. Zdarza się, że koszt wycieczek mających kilka celów jest przez analityków odrzucany, inni z kolei podejmują próbę korygowania kosztu przez przypisanie wagi poszczególnym miejscom na podstawie deklaracji respondentów. Nawet gdy koszty pojedynczych składowych podróży zostaną już doprecyzowane, nadal nie jest oczywiste, w jaki sposób można na ich podstawie wnioskować. Wartość przypisana obejrzeniu miejsca nie powinna być z reguły niższa niż koszt podróży. Należy jednak mieć na uwadze, że dla niektórych odwiedzających może być większa. Mimo zaawansowanych w chwili obecnej metod określania funkcji popytu w oparciu o rozkład wykazanych kosztów podróży, jej wyniki nadal są zależne od założeń teoretycznych rozkładów wielu atrybutów cechujących badaną populację²⁴. Przyjmuje się formalne uproszczenia, jak na przykład że wszyscy odwiedzający dane miejsce rekreacji odnoszą identyczne korzyści wynikające z samego faktu popytu, czy też, że ludzie ze wszystkich stref (określonych na podstawie wykreślonych koncentrycznych okręgów), w ramach określonej kwoty, podejmą identyczną liczbę podróży.

Pozostaje co najmniej jeszcze jedna wątpliwość. Podstawowym stosowanym tu miernikiem wyceny jest stawka płac. Problem jednak powstaje, gdy wyjazd ma miejsce w czasie wolnym od pracy bądź dotyczy osób bezrobotnych, emerytów, bezrobotnych, uczących się, czyli niezatrudnionych z formalnego punktu widzenia. Uzyskane wyniki bazują na pojęciu renty konsumenta, stąd trudno o porównanie z wieloma innymi metodami. W przypadku konfrontacji przykładowo z metodą deklarowanych preferencji, metoda kosztu podróży dostarczała „zawyżonych” oszacowań²⁵.

Metoda ta, przez lata udoskonalana i przekształcana, może być stosowana w coraz bardziej skomplikowanych sytuacjach, jak na przykład wycena wartości poprawy jakościowego środowiska. Czyni to z niej narzędzie skuteczne w ochronie środowiska, szczególnie kiedy są to obszary, tak jak lasy, podlegające presji zniszczenia dla krótkotrwałych korzyści ekonomicznych.

Kolejną funkcjonującą w użyciu jest metoda hedoniczna (*hedonic price method* – HPM), która opiera się na zależności określającej istnienie powiązania po-

²² Ibidem [20-09-2013].

²³ T. Żylicz, *Pośrednie metody ...*, op. cit.

²⁴ T. Żylicz, *Wycena usług ...*, op. cit.

²⁵ *Zewnętrzne koszty wyceny transportu*, www.manhaz.cyf.gov.pl [11-09-2013].

między poziomami dóbr rynkowych, a wartością innych dóbr rynkowych, na które wpływ mają dobra nierynkowe, jak: czyste powietrze, niezanieczyszczona woda, czy poziom hałasu. Czynniki te w określony sposób determinują ceny nieruchomości, a zatem istnieje możliwość szacowania tych czynników na podstawie cen nieruchomości²⁶. Zastosowanie w wycenie ma wiele atrybutów nieruchomości, przykładowo bliskość terenów cennych przyrodniczo, jakość powietrza, wód, cisza, ładny widok. Inne przykłady wykorzystania tej metody to między innymi różnice w cenie produktów ekologicznych i produkowanych tradycyjnie, czy różnice wynagrodzenia wynikające z ryzyka wypadków w pracy²⁷.

Wycena składnika środowiska w sposób pośredni bazująca na obserwacjach różnic między cenami dóbr rynkowych, polega na oszacowaniu za pomocą modelu ekonometrycznego wpływu poszczególnych cech określonego dobra rynkowego na jego cenę. Kolejny krok to szacowanie funkcji popytu na dane dobro środowiskowe z użyciem informacji o wpływie badanej zmiennej na cenę tego dobra. Znajomość popytu umożliwia określenie zmian w nadwyżce konsumenta spowodowanej zmianą jakości środowiska. Metoda hedoniczna umożliwia więc nie tylko wycenę, jaki wpływ cechuje dany czynnik środowiskowy, ale też, jaki ułamek społeczeństwa jest gotowy zapłacić więcej ze względu na lepsze warunki środowiskowe, co uznaje się tu za tożsame ze społeczną wartością tego czynnika²⁸. Wycena ma zatem charakter pośredni, opierając się na obserwacjach pochodzących z innego rynku, stąd określa się ją mianem metody opartej na rynku zastępczym (surogatym).

Obrazując tę metodę, można posłużyć się więc przykładem, gdzie współczynnik odpowiadający poziomowi hałasu odzwierciedla wielkość dodatkowej kwoty, jaką konsumenci są skłonni uiścić za nabycie nieruchomości w cichszej okolicy w porównaniu z identyczną nieruchomością, gdzie panuje hałas. Warto jednak zaznaczyć, że znalezienie dwóch identycznych nieruchomości, gdzie różnica ich cen opierałaby się wyłącznie na jednej przyczynie, jest mało prawdopodobne. Dlatego w praktyce analizowanych jest wiele transakcji w poszukiwaniu powiązania cen z różnorodnymi atrybutami determinującymi cenę²⁹. Kolejną trudnością staje się w związku z tym duża baza danych, którą należy zgromadzić, zaawansowanie w obsłudze skomplikowanych procedur statystycznych i spora ostrożność w trakcie interpretacji wyników. Rezultaty zależą zaś w wysokim stopniu od specyfikacji modelu.

Jednym z podstawowych założeń tej metody jest domniemanie, że gospodarstwa domowe są w posiadaniu doskonałych informacji o rynku. Jak jednak wiadomo, w przypadku, gdy konsumenci nie są świadomi cen i cech wszystkich nieruchomości, istnieje prawdopodobieństwo, że ceny nie będą w pełni odzwiercie-

²⁶ A. Żylicz, *Wycena dóbr ...*, op. cit.

²⁷ *Wyzwania zrównoważonego rozwoju*, red. J. Kronenberg, T. Bergier, www.sendzimir.org.pl [04-09-2013].

²⁸ G. Peszko, J. Rączka, O. Kiuiła, *Ekonomiczne korzyści dla Polski wynikające z wdrożenia prawa ochrony środowiska Unii Europejskiej*, www.polskawue.gov.pl [07-09-2013].

²⁹ T. Żylicz, *Wycena dóbr ...*, op. cit.

dlać wartości określonych atrybutów. Ponadto, nie bez znaczenia są na rynku nieruchomości dość zróżnicowane i niekiedy wysokie koszty transakcyjne³⁰. Z drugiej strony, HPM może być stosowana w celu oszacowania wartości na podstawie aktualnych wyborów, a rynki nieruchomości cechuje stosunkowo szybkie reagowanie na informacje, więc metoda dostarcza pewnego wskazania wartości.

Metoda transferu korzyści

Metoda transferu korzyści (*Benefit Transfer* – BT) znajduje zastosowanie w sytuacjach, kiedy przeprowadzenie badań empirycznych w miejscu (*in situ*), którego dotyczą z powodu braku środków, czasu lub innych ograniczeń nie jest możliwe, stąd zostanie ona omówiona oddzielnie. Przenoszenie korzyści oznacza szacowanie pieniężnej wartości nierynkowych dóbr w nowych warunkach, gdzie wartość ta nie została jeszcze wyznaczona³¹. Jej ideą jest w związku z tym ekstrapolacja wyników badań tego samego rodzaju, aczkolwiek wykonanego w innym miejscu, na inny obszar poddawany analizie³². Transferowanie wartości może odbywać się nie tylko dla korzyści, ale także dla kosztów, dlatego niekiedy spotyka się ogólniejszą nazwę tej metody – „transfer wartości”. Do wyceny za pomocą metody BT wykorzystywane są bazy danych zawierające wyniki wcześniej przeprowadzanych wycen. Opiera się ona na założeniu, że populacje, od których wartości powstałe na skutek zmiany w jakości lub ilości dobra środowiskowego są transferowane, osiągają identyczny poziom użyteczności jak te, do których wartości są przenoszone³³.

Najpowszechniejsze zastosowanie metody transferu korzyści, to korzyści zdrowotne, na przykład wartość statystycznego życia, jakość wód i rekreacja. Korzystanie z metody BT w kontekście lasów jest stosunkowo nowe, ale charakteryzuje się stosunkowo dużym potencjałem jako narzędzie decyzyjne. Zakres wykorzystania metody w tym obszarze to między innymi zmiany ilościowe bądź jakościowe poszczególnych dóbr lub usług przedstawiających wartości użytkowe oraz pozaużytkowe, których źródłem jest:

- funkcja estetyczna,
- rekreacja,
- bioróżnorodność,
- zachowanie gatunków zagrożonych i chronionych,
- wartość historyczna oraz kulturowa,

³⁰ H. Gundimeda, *Hedonic price metod – a concept note*, www.coe.mse.ac.in [09-09-2013].

³¹ *Ekonomiczna wycena środowiska przyrodniczego*, red. G. Andersona, J. Śleszyński, Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok 1996, s. 180.

³² T. Żylicz, *Wycena usług ...*, op. cit., s. 17.

³³ A. Bartczak, *Metoda transferu korzyści (BT)*, www.polforex.wne.uw.edu.pl [25-09-2013], s. 65-71.

- zmiany zbioru dóbr oraz usług w sytuacji szacowania zmian w programach dotyczących zarządzania lasem lub ochrony przyrody³⁴.

Metoda transferu korzyści wykorzystuje wyniki badań oparte na preferencjach zadeklarowanych jak i ujawnionych, zatem teoretycznie może odnosić się do wszystkich wartości w nich szacowanych. Oznacza to, że zarówno użytkowe (na przykład rekreacja) jak i pozaużytkowe (na przykład wartość istnienia chronionych gatunków lub wartość historyczna danego miejsca) mają podlegać transferowi w celu szacowania. W metodzie transferu korzyści wyróżnia się dwa główne sposoby analizy: transfer pojedynczej wartości (*unit value transfer*) oraz transfer funkcji (*benefit function transfer*)³⁵.

Stosowanie BT cieszy się coraz większą popularnością ze względu na wykorzystywanie wyników wyceny przez decydentów przy podejmowaniu decyzji ingerujących w jakimś stopniu w środowisko. Metoda BT jest relatywnie prosta, cechuje się też niskim kosztem i czasem w porównaniu do sytuacji, gdy przeprowadza się badania „pierwotne”.

Metoda transferu korzyści nie jest jednakże wolna od wad i pewnych ograniczeń. Podstawową kwestią wydaje się tu być fakt, że przenoszenie korzyści może być dokładne co najwyżej w takim stopniu jak pierwotna wycena. W związku z powyższym kłopoty związane z nierynkową wyceną będą większe w zastosowaniach transferu korzyści, ponieważ nowe szacowania będą zawierać wszystkie błędy istniejące w pierwotnych badaniach, powiększone o dodatkowy błąd wynikający z samego przenoszenia szacowań. W celu eliminacji błędu transferu stosuje się jednak transfery eksperymentalne.

Inną kwestią jest, że czasowe źródło generalizacji powoduje błędy wyceny usług ekosystemu, które nie pozostają stałe w czasie. Istnieje wtedy pewien stopień niepewności odnośnie tego, czy przyszłe pokolenia będą utrzymywać te same preferencje jak obecne³⁶.

Podsumowanie

Prezentowane metody dokumentują, jak szerokie spektrum zastosowań i możliwości dają w chwili obecnej poznane sposoby szacowania elementów środowiska przyrodniczego, w tym lasów. Jak jednak wiadomo, ich rzeczywiste wykorzystanie w polityce leśnej wciąż nie jest pospolite. Nadal bowiem nie sprecyzowano jednoznacznie kryteriów wyboru, a więc i metody w wycenie pozaprodukcyjnych funkcji lasu, co znacząco utrudnia włączenie tych elementów do analizy ekonomicznej w ramach gospodarki leśnej. Dobra dostarczane społeczeństwu dzięki pozaprodukcyjnym funkcjom lasu nie mają odzwierciedlenia

³⁴ A. Bartczak, *Review of benefit transfer studies in the forest context*, www.lindhjem.info [15-09-2013], s. 4-5.

³⁵ A. Bartczak, *Metoda transferu ...*, op. cit.

³⁶ U. Pascual, R. Muradian, *The economics of valuing ecosystem services and biodiversity*, www.teebweb.org [15-09-2013], s. 53-54.

w cenie rynkowej, czyli nie mogą między innymi partycypować w pokrywaniu kosztów produkcji leśnej. Z kolei dostarczenie jednej, uniwersalnej metody wyceny tych dóbr wydaje się nie tylko obecnie, ale w ogóle niezwykle skomplikowane ze względu na złożoność pozaprodukcyjnych funkcji lasu i wielość sposobów, w jaki oddziałują na otoczenie gospodarcze. Można i należy jednak wskazywać techniki w wyższym stopniu odzwierciedlające stan rzeczywisty, ponieważ skoncentrowanie się na jednej lub też ich grupie zwiększa możliwości porównawcze wycen dzięki wspólnym, jednolitym kryteriom i w szybszym tempie przyczynia się do doskonalenia obranej techniki szacowania.

Uwzględniając wcześniej już wskazane kryteria jak: zdolność do uzyskania szacunkowych cen w warunkach niepewności, zdolność do wyceny dóbr wcześniej niewycenianych, możliwość szacowania wszystkich istniejących klas korzyści oraz szacowanie krzywej popytu okazuje się, że warunki te są spełnione dla wymienionych metod bezpośrednich, nie będąc realizowanymi w przypadku opisywanych metod pośrednich. Ze względu na wskazane korzyści, już tylko na ich podstawie można metodom bezpośrednim bazującym na rynkach hipotetycznych przypisywać pewną przewagę.

Za tym stanowiskiem przemawiać może ponadto fakt, że oparcie się na zaobserwowanym popycie i cenach rynkowych oznacza zawierzenie instrumentom poddawanych manipulacji ze strony zainteresowanych podmiotów, przykładowo przez reklamy, czy pod wpływem (niekiedy) interwencji rządowych, co może przyczyniać się do braku odzwierciedlenia realnych preferencji konsumentów. W świetle tych argumentów, metody bezpośrednie, których zakres zastosowania wydaje się być ponadto nieporównanie szerszy od metod pośrednich, z których każda napotyka jednak na pewne ograniczenia, wydają się być bardziej perspektywiczne. Mają one również pewne wady; w końcu realizują założenia dotyczące preferencji konsumentów ujawnianych w sztucznych warunkach, ale umożliwiają kompleksową ocenę wartości walorów środowiska, jakie dla społeczeństwa przedstawiają pozaprodukcyjne funkcje lasów. O ile uda się więc przybliżyć wykorzystywane tu opinie do faktów, w takim stanie metody te będą bliskie doskonałości. Poza doskonaleniem założeń metodologicznych tych metod, należy podejmować działania edukacyjne społeczeństwa, by budować w ten sposób świadomość, jak szerokie znaczenie i oddziaływanie ma dla obecnych oraz przyszłych pokoleń ta część środowiska, jaką są lasy. Wiedza konsumentów o użytkowanym dobrze stanie się gwarancją, że wycena nie dostarcza zaniżonych danych. Na podstawie zaś przytoczonych właściwości CVM oraz CE można rekomendować metodę wyboru warunkowego, uznawaną za bardziej elastyczną i umożliwiającą oszacowanie wartości nie tylko całości, ale też poszczególnych atrybutów przedmiotu wyceny.



Marianna Strzelecka • Justyna Gutowska • Małgorzata Grodzińska-Jurczak

THE SUPERFLUOUS OBSTACLE OR THE PREREQUISITE FOR SUSTAINABLE DEVELOPMENT: EXPOSING PARTICIPATION IN *LEADER* AND *NATURA 2000* IN POLAND

Marianna Strzelecka, dr – University of North Texas

Justyna Gutowska, mgr – Uniwersytet Jagielloński

Małgorzata Grodzińska-Jurczak, dr hab. – Uniwersytet Jagielloński

adres korespondencyjny:

College of Merchandising, Hospitality & Tourism University of North Texas

1155 Union Circle #311100, Denton, TX 76203-5017

e-mail: Marianna.Strzelecka@unt.edu

PARTYCYPACJA SPOŁECZNA NA PRZYKŁADZIE PROGRAMÓW LEADER I NATURA 2000 – ZBĘDNA BARIERA CZY WYTYCZNA ZRÓWNOWAŻONEGO ROZWOJU W POLSCE

STRESZCZENIE: Popularyzacja zagadnienia partycypacji społecznej jako strategicznego podejścia do procesu podejmowania decyzji związanych ze zrównoważonym rozwojem nastąpiła w szczególności po opublikowaniu *Brundtland Report* w 1987 roku. W konsekwencji już na początku polskiej transformacji Unia Europejska pełniła aktywną rolę w przemianach społeczno-ekonomicznych obszarów wiejskich, przede wszystkim poprzez systematyczne wdrażanie nowych kierunków ich rozwoju, poparte stosownymi mechanizmami finansowania.

Po roku 2004 wsparcie Unii Europejskiej dla inicjatyw rozwoju wsi promujących partycypację społeczną uległo znacznej intensyfikacji. Dotyczy to zwłaszcza tych programów, które podkreślają wartość i znaczenie wiedzy oraz społeczności lokalnych w procesie zrównoważonego rozwoju. Dotyczy to m.in. programu Leader, który promuje nowe formy *governance* poprzez rozwój bazy do partnerstwa między sektorami publicznym, prywatnym i społecznym (Lokalne Grupy Działania). Duże znaczenie posiada w tym względzie również Europejska Sieć Ekologiczna Natura 2000 – najnowsza forma ochrony przyrody utworzona dla ochrony bioróżnorodności w krajach UE.

SŁOWA KLUCZOWE: rozwój zrównoważony, partycypacja społeczna, Natura 2000, Leader

Introduction

Over the past two decades Poland has experienced socio-economic and political changes¹ with the most important stepping stone toward transition from a communist to a democratic political system was the collapse of the Communist Regime in 1989. Since the early 90s, the European Union (EU) has become a primary agent of political transition through different policies and funding mechanisms, having significant impacts on how rural development is implemented². After the country's accession to the EU in 2004, regional and local rural programs promoted participatory mechanisms with communities acting as the legitimate stakeholder to determine conditions for rural development³.

Outcomes of participatory approaches in Poland are still rather difficult to assess primarily due to innovative character of opportunities for participation within formal institutional structure. Also, the implemented mechanisms of public involvement appeared to somewhat contradict traditional political customs in rural areas inducing conflicts between stakeholders. By juxtaposing two programs: *Leader* – rural development framework, and *Natura 2000* – a nature conservation network, this article presents a more comprehensive picture of participation in the post-communist context. Specifically, the task of the paper is to expose: the current participatory mechanisms that are expected to enable residents controlling relevant aspects of local development, as well as obstacles to the effective participation in the EU context. Our examination is based on findings from multiple studies conducted in Poland. We extracted information from the research that primarily focused on local stakeholders' experiences with *Leader* and *Natura 2000*, contrasting the two programs enabled better presentation of the complexity of rural decision-making in Poland.

Theory on foundations of public participation in decision-making

Participatory approaches to development in decision-making emerged in local strategies after the Brundtland Report⁴ highlighted public participation as an

¹ M. M. Howard, *The weakness of post-communist civil society*, „Journal of Democracy” 2002 nr 1(13), s. 157.

² F. Steves, *Poland and the international system: external influences on democratic consolidation*, „Communist and Post-Communist Studies” 2001 nr 3 (34), s. 339; M. McDonald, *European community tourism law and policy*, Blackhall Publishing, Dublin 2003.

³ M. Mularska, *Czy można zmienić wieś bez udziału jej mieszkańców? O znaczeniu podmiotowości dla koncepcji zrównoważonego rozwoju*, w: *Społeczne aspekty zrównoważonego rozwoju wsi w Polsce*, red. H. Podedworna, P. Ruszkowski, Wyd. Naukowe Scholar sp. z o.o., Warszawa 2008, s. 220.

⁴ World Commission on Environment and Development, *Towards Sustainable Development*, in: *Our Common Future*, Oxford University Press, Oxford 1987, s. 43.

indispensable component of sustainable development. Earlier, Arnstein⁵ comprehensive illustration of stakeholders' engagement in decision-making was among the first scholarly attempts to discuss a need for public participation. The model illustrates a continuum of residents' involvement from passive dissemination of information (manipulation), to residents' active engagement (citizen control). Two primary goals of public participation were proposed:

- gathering information,
- achieving communication between various groups of stakeholders.

Rowe and Frewer found that a one-way 'consultation' is a popular participation mechanism, concerned with gathering information from participants rather than residents' engagement⁶. On the contrary, to be meaningful, the 'participatory approach' must focus on the following communicating methods:

- exchange of information in dialogue,
- consultation,
- mediation or negotiation⁷.

Scholars suggest that different levels of engagement are relevant in different contexts, depending on local development objectives and the stakeholders' capacity to implement decision-making outcomes⁸. Fiorino⁹ identified three major lines of the argument in support of participatory decision-making:

- a normative argument linking participation with strong democratic cultures¹⁰,
- a substantive argument linking participation with knowledgeable decisions and a wide range of values infused into decision-making¹¹,
- an instrumental argument linking participation with more legitimate decisions¹², increased trust¹³, and mitigating conflicts.

⁵ S. R. Arnstein, *A Ladder of Citizen Participation*, „Journal of the American Planning Association” 1969 nr 35, s. 216.

⁶ G. Rowe, L. Frewer, *Public participation methods: a framework for evaluation in science*, „Technology and Human Values” 2000 nr 25, s. 3.

⁷ J. Cent, M. Grodzińska-Jurczak, N. Nowak, *Ocena efektów małopolskiego programu konsultacji społecznych wokół obszarów Natura 2000 (Public consultation programme Natura 2000 sites in Małopolska – effects' evaluation)*, „Chrońmy Przyrodę Ojczyzn” 2010 nr 4(66), s. 251.

⁸ C. Richards, K. L. Blackstock, C. E. Carter, *Practical Approaches to Participation*, SERG Policy Brief, no 1, Macauley Land Use Research Institute, Aberdeen 2004; J. Tippet, J.F. Handley, J. Ravetz, *Meeting the challenges of sustainable development – A conceptual appraisal of a new methodology for participatory ecological planning*, „Progress in Planning” 2007 nr 67, s. 9.

⁹ D. J. Fiorino, *Citizen Participation and Environmental Risk – a Survey of Institutional Mechanisms*, „Science Technology & Human Values” 1990 nr 2(15), s. 226.

¹⁰ T. Webler, O. Renn, *A brief primer on participation, philosophy and practice*, in: *Fairness and Competence in Citizen Participation. Evaluating New Models for Environmental Discourse*, eds. O. Renn, T. Webler, P. Wiedemann, K. Dordrecht, Boston 1995, s. 17.

¹¹ O. Renn, *Participatory processes for designing environmental policies*, „Land Use Policy” 2006 nr 1(23), s. 34.

¹² H. Svarstad, K. Daugstad, O. I. Vistad, I. Guldvik, *New Protected Areas in Norway: Local Participation without Gender Equality*, „Mountain Research and Development” 2006 nr 26, s. 48.

¹³ R. Munton, *Deliberative democracy and environmental decision making*, in: *Negotiating Change: Advances in Environmental Social Sciences*, eds. F. Berkhout M. L. I. Scoones, Edward

Participatory processes bring together different interests, experience, knowledge and attitudes on a relatively equal ground¹⁴ contributing therefore to local justice and fairness¹⁵ and facilitating cooperation between parties¹⁶. According to Richards and colleagues¹⁷ participatory approaches improve local perceptions of fairness and legitimacy of decisions as they usually lead to more complete information that allows to deal with unexpected negative outcomes¹⁸. Also, fairly recently public participation became a tool for local governance to empower stakeholders by creating opportunities for their interaction and community organizing. Creating spaces for local interactions, information sharing, and the exchange of opinions were found to facilitate participation¹⁹.

On the other site of the spectrum, Tosun²⁰ identified several limitations to public participation in less developed economies. He defined limitations at the operational level, structural and cultural levels. Among operational limitations to community participation Tosun recognized centralization of public administration²¹, lack of co-ordination between parties involved in development and the lack of information available to residents. Next, structural limitations include more negative attitudes, with less expertise to implement participation and domination of local elite, while the non-homogenous character of communities, apathy and low awareness are the major cultural limitations²². Finally, the high cost

Elgar, Camberley 2003, s. 56.

¹⁴ I. R. Eguren, *Moving up and down the ladder: community-based participation in public dialogue and deliberation in Bolivia and Guatemala*, „Community Development Journal” 2008 nr 3(43), s. 312.

¹⁵ J. Saarinen, *Traditions of sustainability in tourism studies*, „Annals of Tourism Research” 2006 nr 4(33), s. 1121; B.A. Zanetell, B. A. Knuth, *Bribing Biodiversity: Corruption, Participation, and Community-Based Management in Venezuela*, „Southern Rural Sociology” 2002 nr 2(18), s. 130; P. A. Banas, *International Ideal and Local Practice – Access to Environmental Information and Local Government in Poland*, „Environmental Policy and Governance” 2010 nr 20, s. 44; A. Jordan, *The governance of sustainable development: taking stock and looking forwards*, „Environment and Planning C: Government and Policy” 2008 nr 26, s. 17.

¹⁶ L.C. Stringer, et al., *Unpacking ‘participation’ in the adaptive management of socio-ecological systems: a critical review*, „Ecology and Society” 2006 nr 11, s. 39; P. Sultana, S. Abeyasekera, *Effectiveness of participatory planning for community management of fisheries in Bangladesh*, „Journal of Environmental Management” 2007 nr 86, s. 201.

¹⁷ C. Richards, K. L. Blackstock, C.E. Carter, *Practical Approaches...*, op. cit.

¹⁸ F. Fischer, *Citizens, experts and the environment. The Politics of Local Knowledge*, Duke University Press, London 2000; T. M. Koontz, C. W. Thomas, *What Do We Know and Need to Know about the Environmental Outcomes of Collaborative Management?*, „Public Administration Review” 2006 nr 66, s. 111.

¹⁹ D. G. Reid, J. Taylor, H. Mair, *Rural Tourism Development: Research Report*, School of Rural Planning and Development, University of Guelph, Guelph, Ontario 2000.

²⁰ C. Tosun, *Limits to Community participation in the tourism development process in developing countries*, „Tourism Management” 2000 nr 6 (21), s. 613.

²¹ K. Hung, E. Sirakaya-Turk, L. J. Ingram, *Testing the efficacy of an integrative model for community participation*, „Journal of Travel Research” 2011 nr 3(50), s. 276.

²² A. Agrawal, C. C. Gibson, *Enchantment and disenchantment: The role of community in natural resource conservation*, „World Development” 1999 nr 4(2), s. 629; C. Tosun, *Limits to...*, op. cit.;

of community participation associated with the lack of financial resources was listed as the main financial obstacle to participation²³. Given the general framework, one should remember that limits to public participation (especially in the context of tourism development) depend on their unique socio-economic conditions of a country.

In Poland, future benefits from the membership in the European Union rest on effective local and regional mechanisms that deal with social and political disengagement in rural areas as solving problems at the central level proved inadequate. Opportunities to influence decision-making outcomes through participatory mechanisms suitable for the post-communist context must integrate democratic elements through the distribution of decision-making power to local stakeholders²⁴. As a part of a global discussion on participatory approaches under conditions of economic and social changes, this article highlights the gap between normative arguments for participatory approach and participatory practices in Poland, in the context of the EU accession. Due to limitations in acquisition of the data, the authors concentrate primarily on barriers distinguished by the aforementioned scholars that are the most compelling in the contemporary socio-economic context of Poland.

Materials and Methods

Leader and Natura 2000 – the implementation frameworks

The *Leader* framework was at first implemented as the Community's response to contemporary rural problems emerging across Europe²⁵. *Leader* incorporated new forms of local governance by creating the legal basis for formal cross-sectoral partnerships (Local Action Groups) fostering rural stakeholders' interaction²⁶. *Leader* is one of the four general objectives of the general EU Rural Development Program²⁷ specified by the European Council in 2005. It led to the formation of local partnerships (Local Action Groups) – a new local governance organisation facilitating collaborative development projects. The *Leader* frame-

P. A. Walker, P. T. Hurley, *Collaboration derailed: The politics of „community-based” resource management in Nevada County*, „Society and Natural Resources” 2004 nr 17(8), s. 735.

²³ C. Tosun, *Limits to...*, op. cit.

²⁴ A. Bora, H. Hausendorf, *Democratic Transgressions of Law: Governing Technology Through Public Participation*, in: *International Studies in Sociology and Social Anthropology*, eds. A. Bora, H. Hausendorf, No 112, Brill, Leiden & Boston 2010, s. 10.

²⁵ R. Nash, D. Koyabe, P. Stansbie, *Impact of European Union funding on tourism in the Grampian Region*, „International Journal of Tourism Research” 2006 nr 8, s. 247.

²⁶ European Commission: Fact Sheet: *The LEADER Approach. Basic Guide*, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg 2006.

²⁷ Council Regulation from 20 September 2005 on support for rural development by the European Agricultural Fund for Rural Development (EAFRD) (Official Journal L 266 item 1698).

work promoted the integrated and participatory approach to development across the country²⁸.

On the other hand the European Ecological Network – *Natura 2000* – the most recent form of the European nature conservation policy, was established to halt the loss of biodiversity by protecting endangered types of biological habitats and habitats of endangered species. The Network comprises sites designated under two EU directives:

- Bird Directive²⁹ – a comprehensive scheme of protection for all species of naturally occurring birds in the wild state in the EU;
- Habitat Directive³⁰, which led to designation of Special Areas of Conservation (SACs) for conservation of natural habitats and of wild fauna and flora in the EU.

The increased emphasis on the nature conservation accompanied by insufficient compensation for the opportunity cost as limits were imposed on rural economic growth in *Natura 2000* sites³¹, led to a number of complaints about the program in the majority of the EU Member States³².

The *Natura 2000* Ecological Network is an example of the decision-making process that legislatively appears to include public participation in nature conservation management as it is believed to succeed only if the peoples who live in and depend upon areas subjected to the program stay engaged³³. However, besides the agreement between scholars and practitioners regarding designation of *Natura 2000* sites suitable to local socio-economic conditions³⁴, sites boundaries in Poland were primarily determined just by biological criteria, with limited input from rural communities, local authorities and no consideration of existing development plans³⁵.

²⁸ European Commission Notice to the Member States of 14 April 2000 laying down guidelines for the Community Initiative for rural development (Leader+)(2000/C 139/05). Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg 2000.

²⁹ Directive of The European Parliament and of The Council from 30 November 2009 on the conservation of wild birds (codified version) (Official Journal No L 20 item 147).

³⁰ Council Directive from 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora (Official Journal No L 206 item 43).

³¹ K. Henle, et al., *Identifying and managing the conflicts between agriculture and biodiversity conservation in Europe—A review*, „Agriculture, Ecosystems and Environment” 2008 nr 124, s. 60; P. Alphandéry, A. Fortier, *Can a Territorial Policy be Based on Science Alone? The System for Creating the Natura 2000 Network in France*, „Sociologia Ruralis” 2011 nr 3 (41), s. 311.

³² E. Apostolopoulou, J. D. Pantis, *Conceptual gaps in the national strategy for the implementation of the European Natura 2000 conservation policy in Greece*, „Biological Conservation” 2009 nr 1(142), s. 221.

³³ European Commission, *Managing NATURA 2000 SITES. The provisions of Article 6 of the Habitats Directive 92/43/EEC*, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg 2000.

³⁴ P. G. Dimitrakopoulos, D. Memtsas, A.Y. Troumbis, *Questioning the effectiveness of the 29 Natura 2000 Species Areas of Conservation strategy: the case of Crete*, „Global Ecology 30 and Biogeography” 2004 nr 13, s. 199.

³⁵ S. Bell, M. Marzano, D. Podjed, *Inside Monitoring: A Comparison of Bird Monitoring Groups in Slovenia and the United Kingdom*, in: *Taking Stock of Nature: Participatory Biodiversity Assess-*

Leader

Local Action Groups were selected from the list provided by the Pomeranian Marshal Office (www.pomorskie.eu). After the general overview of established LAGs in Pomerania, two unlike groups were chosen for semi-structured interviews with selected LAG office managers. Many other LAG participants were contacted on the basis of online available membership information. In addition to the direct invitation of several LAG members based on available membership information, this study employed a snowball-sampling procedure to guarantee that respondents well represent local issues. A set of prepared questions guided each interview. The in-depth interviews were usually scheduled in people's homes and lasted between 2 and 6 hours.

A total of 18 stakeholders from two Local Action Group (I and II) were interviewed. In addition to the leaders of LAG I and LAG II, the interviewees included eleven participants from LAG I and five participants from LAG II. Interviewed LAG I stakeholders included: seven owners of an agro-tourism or rural tourism business, a local artist, a tour guide, an owner of a restaurant and a representative of a local interest group. Four interviewees from LAG II represented interest of the private sector; two of them were also active members of local associations (Local Tourism Organization, Agro-tourism association). One stakeholder actively participated in LAG II Board of Directors and the other represented a local cycling club. The sampling strategies appeared a relevant way of utilizing and understanding networks between key actors in relation to tourism development in the area. Even though, this technique has its limitations, it served its purpose to illustrate the character of *Leader* participation in rural Pomeranian. The *Leader* data was grouped according to themes and then within themes according to smaller categories. Identification of different categories and relations between them allowed for better interpretation of the interviews.

Natura 2000

In the case of *Natura 2000* Ecological Network, the researchers investigated the content of documents on 151 proposed *Natura 2000* sites during the first stage of *Natura 2000* designation in 2005 and 2006. The Ministry of the Environment requested collective documents from municipal and rural district authorities. These documents comprised local governmental opinions and commentaries on the site boundaries to be designated in their municipalities (Official Written Opinions – OWOs). As a result of both qualitative (open-coding) and quantitative (comparing opinion categories by various variables) content analysis, the findings were organized according to three categories of responses (positive,

ment for Policy Planning and Practice, ed. A. Lawrence, Cambridge University Press, Cambridge 2010, s. 232; J. Cent, H. Kobierska, M. Grodzińska-Jurczak, S. Bell, *Who is responsible for Natura 2000 in Poland? – a potential role of NGOs in establishing the programme*, „International Journal of Environment and Sustainable Development” 2007 nr 4 (6), 4, s. 422.

negative, to be discussed; subsequently meaning: acceptance or declining of proposed sites and a proposal of boundaries alterations) and their determinants in the socio-economic development context³⁶. Qualitative research methods were also utilized to gain a better understanding of the participatory approach employed during „*Natura 2000* – meetings in the regions” – a pilot public consultation project in the Małopolskie province organized in 2008 by Regional Directorate for Environmental Protection (RDEP) as a response to the low social acceptance of the *Natura 2000* program. The project covered all the municipalities in Małopolskie province where *Natura 2000* sites were designated. Researchers participated in a total of 20 project meetings and conducted 22 semi-structured interviews with the state officials, local authorities' and local community representatives. All interviews were recorded, and transcribed. The analysis of perceived effects of the consultations on individual and local interest in Malopolska province³⁷ was performed using MAXQDA software. Finally, the researchers analysed protocols from the Local Cooperation Groups (LCG) meetings (available from websites of Regional Directorates for Environmental Protection, RDEPs) and the online forum for *Natura 2000* – the Information-Communication Platform (ICP, www.pzo.gdos.gov.pl) facilitating the creation of management plans for *Natura 2000*.

Findings

Leader

The European Union funding for rural development during the years 2004-2006 were distributed through the two main programs:

- Rural Development Plan 2004-2006;
- Sectorial Operational Program (SPO) – focused on restructuring and modernization of the food sector and rural areas 2004-2006 (SPO ROL)³⁸.

Being a part of SPO ROL, *Leader* aimed at involving local stakeholders and mobilizing their individual resources for rural development.

At the regional level the *Leader* approach is incorporated into the Regional Operational Program for the Pomerania Region 2007-2013. At the local level, *Leader* facilitates local networks of social relations that strengthen local cooperation and improve the cohesion of decision-making within a given institutional

³⁶ M. Grodzińska-Jurczak, et al., *Problemy społeczno-ekonomiczne przy wyznaczaniu obszarów Natura 2000 w Polsce. Socio-economic problems during Natura 2000 site selection proces*, „Teka Komisji Ochrony i Kształtowania Środowiska Przyrodniczego Oddziału PAN w Lublinie” 2012 nr 9, s. 64.

³⁷ J. Cent, M. Grodzińska-Jurczak, N. Nowak, *Ocena efektów...*, op. cit.

³⁸ Ministry of Agriculture and Rural Development, *Rural Development Program 2007-2013*, www.minrol.gov.pl [12-09-2012].

framework³⁹. The program's goals are achieved primarily through Local Action Groups that coordinate implementation of the local strategic plans.

The implementation of *Leader* in Poland happened in two main lines of action. The first scheme aimed at engaging rural stakeholders in the process of developing local plans of action (local development strategies) and increasing overall capacity of rural communities to take the leadership in rural development. The main activities included skill training and promoting public participation in *Leader* decision-making among representatives of local businesses and local officials who were expected to form Local Action Groups (LAGs). Later the *Leader* framework supported only formally established partnerships that obtained the status of a LAG. Usually, rural areas in which conflict dominated local relations weren't able to form a Local Action Group. However, Wilkin and Nurzyńska (2008)⁴⁰ noted that at the time *Leader* was introduced, informal rural partnerships were already a popular form of collaboration. So far, no unconditionally accepted methodology was developed to evaluate the success of *Leader* in Poland.

LAG I was founded in 1996, as a local tourism organisation. The group activities used to focus on promotion of tourism attraction and building local tourism product. Facing changing economic and political conditions (i.e. growing dependence on the European Union, EU aids and loans, focus on local governance and decentralisation of responsibilities for rural development) the organisation requested support from local authorities to promote direct cooperation between rural stakeholders and form the Local Action Group. This LAG, like many others around the country, sought to be responsive to concerns expressed by different local interest groups engaged in *Leader*. Indeed, the members of LAG I reported they felt encouraged to share opinions with others and proud that their individual resources were viewed as a valuable contribution to the success of rural development.

By contrast, in the beginning of *Leader*, LAG II concentrated efforts on gaining more members from participating municipalities. In result it experienced uncontrolled growth in number of participants that jeopardizes the effectiveness of stakeholder direct participation in decision-making and diminishes the positive impact of *Leader*. To compensate for the loss of direct participation in LAG II meetings, the organisation built a database including membership information to better coordinate local workshops and skill training with the primary goal set to increase a number of applications for *Leader* funding.

Nonetheless, the findings suggest that increasing responsibilities of LAGs were not followed by increase of participation and support for *Leader*. Conversely, many residents aren't interested anymore in participation in rural development projects coordinated by LAGs. This is so as stakeholders have problems to identify with benefits from *Leader*. In particular, the idea of participation is not

³⁹ U. Budzich-Szukała, *Program Leader w Polsce – sposób na aktywizację wsi*, in: *Polska Wieś 2008: raport o stanie wsi*, eds. J. Wilkin, I. Nurzyńska, Warszawa 2008, s. 120.

⁴⁰ *Polska Wieś 2008: raport o stanie wsi ...*, op. cit.

appealing to younger generations, despite providing them with funding for their projects.

At first, in addition to facilitating local development plans, *Leader* promoted the participatory decision-making. Several participants in LAG I and LAG II, reported feeling of accomplishment and contribution to the content of the LAG strategic documents. However, they stressed that current strategy implementation mechanisms neglect LAG members from the small business sector and their earlier commitment to *Leader*. In addition business representatives in LAGs expressed concerns about LAGs dependence upon local authorities, whose actions seek to control *Leader* and reduce benefits from cooperation between public and private sectors. The interviewees from LAG I pointed out that the primary difference between current and past conditions for participation is that promotion of local attractions through tourism organization (currently LAG I) used to be a major point of the area's marketing strategy with local tourism sector participating in both domestic and international tourism marketing events. Nowadays, the Internet is replacing face-to-face interactions between stakeholders and it is becoming the main source of knowledge along with still popular 'word of mouth' promotion.

A considerable barrier to participation in *Leader* is the perceived gap between local business needs and LAG goals due to lack of a clear understanding of individual and community benefits from the *Leader* program. The limited access to information and knowledge about *Leader* procedures creates the advantage for these stakeholders who have greater access to these resources due to their relationship with local/regional officials. LAG officers confirmed that many issues are complicated so they need to be consulted with *Leader* experts. Stakeholders, who couldn't afford the external expert consultations, didn't understand *Leader* procedures and they were more likely to withdraw. Finally powerful local businesses were reported to lobby LAGs to pursue actions that maximize their individual economic profit at the expense of other *Leader* stakeholders and overall community benefits.

In summary, perceptions of *Leader* and LAGs vary and one cannot easily conclude whether participatory mechanisms in *Leader* lead to meaningful participation and equally empower all rural stakeholders. Certainly, a broader discussion is needed that focuses on the effectiveness of current participatory mechanisms in rural areas of Poland. The following section focusing on participatory mechanisms in *Natura 2000* in Poland further contributes to such a discussion.

Natura 2000

After Poland's accession to the EU, the *Natura 2000* Ecological Network substantially shaped the political landscape of rural areas. The four major public participatory mechanisms were executed during the designation of *Nature 2000* sites:

- official written opinions (OWO),

- consultation meetings (CM),
- Local Cooperation Groups (LCG),
- Information-Communication Platform (ICP).

The process of implementation proved to be challenging for both national authorities and local communities.

In 2005 and 2006 the Ministry of the Environment requested from local authorities the release of formal opinions (OWOs) about *Natura 2000* sites proposed as a result of decisions made by various experts (municipal, district, provincial)⁴¹. The OWOs and attitudes reflected in the documents pointed out that the major problems with effective implementation of *Natura 2000* are perceived limitations for economic developments in many rural and semi-rural communities. Representatives of rural tourism destinations formed similar views as the implementation of *Natura 2000* created additional barriers to development of new tourism attractions. In summary, the submitted documents (OWOs) revealed conflict of interests existing between different stakeholders: local governments, communities (mainly landowners) and governmental units responsible for *Natura 2000* implementation.

During the following years 2008-2011, only the Małopolskie province (out of the 16 Regional Directorates for Environmental Protection (RDEPs)) organized a few Consultation Meetings (CMs) at different *Nature 2000* sites: *Natura 2000 – meetings in the regions* (*Natura 2000 – spotkania w regionach*). The 2008-2011 CMs series was initiated by the governor of Małopolskie to create a benchmark for good practice facilitating participation, engagement, and inclusion of different local groups of interest (Cent et al., 2010). The RDEP in Kraków employed both independent environmental experts and professional moderators who supported RDEP with hosting officials, representatives of local authorities and residents. These meetings were organised primarily in municipality areas containing sites selected for *Natura 2000*. However, some targeted groups (e.g. private landowners) weren't invited as RDEP didn't specify criteria for participation in CMs. The interviewed participants reported positive views of the CMs, sufficient knowledge to understand the goals and impacts of *Natura 2000* and generally expressed intent to continue working on *Natura 2000* sites' boundaries. On the other hand participation in CMs was low in result of insufficient promotion of the event and organizers' limited experience. Many local interest groups felt neglected due to late arrangement of CMs (after the deadline for final drafts concerning sites' boundaries).

During 2009-2014, the General and Regional Directorates for Environmental Protection (GDEP and RDEPs) coordinate implementation of follow-up participatory mechanisms: (3) Local Cooperation Groups (LCGs) and (4) Information – Communication Platform (ICP, <http://pzo.gdos.gov.pl/>). Both tools are executed under the project: 'Development of management plans for *Natura 2000* sites in

⁴¹ J. Kronenberg, T. Bergier, *Wyzwania zrównoważonego rozwoju w Polsce*, Fundacja Sendzimir, Kraków 2010; M. Makomaska-Juchniewicz, S. Tworek, *Ekologiczna sieć Natura 2000. Problem czy szansa?*, Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków 2003.

Figure 1
Participation in *Natura 2000* implementation by province



OWO – Official Written Opinions available on request (2005-2006)

CM – protocols from Consultation Meetings available as the researchers participated in the project (2008-2011)

LCG – protocols from Local Cooperation Groups meetings available online (2009 – till February 2013)

ICP – management plan's draft uploaded on Information-Communication Platform (2009 – till February 2013)

Source: www.maps.geoportal.gov.pl [20-09-2013].

Poland' financed by the EU Operational Programme Infrastructure and Environment (POIS.05.03.00-00-186/09 *Opracowanie planów zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000 na obszarze Polski*). This project concerns the development of a management system for *Natura 2000* in Poland and comprises preparation of management plans for 406 *Natura 2000* sites (out of 960 sites in Poland).

Public participation is an essential component in GDEP guidelines for developing management plans⁴². To fulfil requirements of this project GDEP seeks to improve local attitudes to the *Natura 2000*, and to facilitate stakeholder coopera-

⁴² *Opracowanie planu zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000. Wytyczne wydane na podstawie art. 32 ust. 2 pkt 1 ustawy z 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody. Projekt, wersja z 5 lutego 2010, GDOŚ, Warszawa 2010, www.kp.org.pl [14-11-2012].*

tion⁴³. Contractors that are responsible for the development of management plans for designated *Natura 2000* sites are required to organize Local Cooperation Groups (LCGs), designed to become spaces for collaboration between contractors, RDEPs, key stakeholders and local communities. Responsibilities of a LCG usually comprise 3 to 4 discussions and/or workshops meetings. Coordinators of local management plans select 'the core stakeholders' and invite them to LCG meetings. However, only the Mazowieckie province (out of the 5 analysed regions) employed a professional moderator and successfully encouraged residents to openly express their concerns.

Cooperation within the LCGs is expected to facilitate communication among RDEPs and regional administrative bodies, local stakeholders and residents. To date, only 5 out of 16 RDEPs' websites secured open access to protocols from the LCGs meetings taking place during 2011-12 in 5 provinces (figure 1). Despite the professional design of the websites, information about past and future meetings is difficult to access (e.g. the path to open the section differs among provinces). The public isn't aware of the LCG progress and journalists didn't attend a LCG meeting.

LCG meetings were primarily attended by: regional (provincial), district and local (municipal/gminas) officials, state forests' and NGOs' representatives, village council representatives, mayors, influential entrepreneurs, as well as rectors of local parishes (dioceses). Regular residents and landowners, only rarely were a part of LCGs, hence it remains unclear whether their views were sufficiently represented and concerns voiced.

Obscure decision-making process, accompanied by limited communication with concerned residents continues to undermine legitimacy of decisions regarding *Natura 2000*. RDEPs reassure participants raising concerns about designation of *Natura 2000* sites that they will have the opportunities to engage in the work on *Natura 2000* management plans which are designated to take into account the local socio-economic conditions. Despite the promises, to date the meetings coordinated by RDEP contractors neglected the local communities' needs. For instance, concerns regarding limited economic development due to *Natura 2000* were presented as irrelevant to discussions during LCG meetings. Also, LCGs meetings were primarily attended by representatives of regional administration, whereas the representatives of local communities were usually smaller, less informed, and thus a weaker group.

Besides the LCGs meetings, the environmental administration strives to engage the public through the Information-Communication Platform (ICP). The ICP is an Internet platform established to consult with general public the management plans discussed beforehand. In spite of LCGs' coordinator assurance of the ICPs' role as a communication tool, no evidence of their significance was found. Even though ICP was primarily established to help to develop the management

⁴³ S. Kiszkurko, *Plan Zadań Ochronnych jako narzędzie zarządzania Naturą 2000*, w: *Natura 2000. Szanse i zagrożenia. Zeszyt seminaryjny*, Instytut Problemów Współczesnej Cywilizacji, Warszawa 2010, s. 47.

plans, drafts of the plans were available on ICP only during the official 21-day consultation period (till February 2013 – plans for 14 sites from only 4 provinces: Opolskie, Podlaskie, Śląskie and Zachodniopomorskie, Figure 1). Also, the only promulgated final draft currently available through the ICP (as of February 2013) covers solely communally owned land, much less conflict-generating than private land. No discussion for this plan took place on ICP forum. The study found no evidence of residents' interest in this project.

Discussion

The ambiguity of participatory approach

The participatory approach to rural development decision-making is a fairly recent social innovation promoted by EU in the post-communist context through programs such as *Leader* and *Natura 2000*. Juxtaposition of the findings from *Natura 2000* and *Leader* is somewhat limited due to different data collection procedures. The researchers collected primary qualitative data for studying CM in *Natura 2000* and LAGs in *Leader*, while the content analysis of secondary data was conducted in order to learn about OWO, LCG and ICP. Comparisons between the findings from *Leader* and *Natura 2000* are confined to primary data collected between 2008-11. However, the analysis of OWO, LCG and ICP significantly adds to the overall picture of the *Natura 2000* implementation process.

Our findings indicate that *Leader* has potential to forge local partnerships responsible for rural development. Important, yet not always appreciated feature of participation in *Leader* is the diversity of stakeholders in Local Action Groups, who usually represent a wide range of local interests. Participants include: farmers, local activists, education, sport and culture, youth organizations, voluntary fire-fighters organizations, women and other organizations for local development⁴⁴ (Ministry of Agriculture and Rural Development, 2009). In *Leader*, authorities and local businesses together devoted efforts to increase local participation in rural development decision-making by strengthening partnerships between stakeholders (LAGs). However, Budzich-Szukała⁴⁵ highlighted that the lobbying of projects that increase short-term benefits rather than build stable partnerships for sustainable rural development diminishes their efforts as conflicts arising in consequence of these actions undermine legitimacy of LAG decisions.

Concurrently, the implementation of *Natura 2000* proved to trigger the transformation of the environmental administration toward a more decentralized policymaking mechanism. Yet, institutions responsible for the implementation of

⁴⁴ Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi, *Oś IV PROW 2007 – 2013 – Lokalne Grupy Działania i Lokalne Strategie Rozwoju*, www.minrol.gov.pl [14-06-2013].

⁴⁵ U. Budzich-Szukała, op. cit.

Natura 2000 in Poland did not fully take into consideration a need for public discussion with moderators responsible for facilitating communication between participating parties, which led to conflicts between representatives of local governance and national authorities.

Our findings pointed out two major differences between the participatory features of *Leader* and *Natura 2000*. Namely, focused on building local public-private partnerships, *Leader* creates local 'spaces' for rural interactions and for stakeholders to express their interests and needs. On the other hand, in *Natura 2000*, the authorities primarily apply the participatory approach to validate their decisions regarding the management of protected areas. Hence, in case of *Natura 2000*, we conclude that the participatory approach was applied to mitigate conflicts that arise due to the top-down designation of *Natura 2000* sites boundaries.

The data from the four stages of *Natura 2000* represents different spatial scales limiting therefore the generalization about public participation in *Natura 2000* across Poland. For instance, CM's were only held in Małopolskie province, whereas 5 provinces that made available protocols from LCG meetings did not include Małopolskie. Moreover, the OWOs and ICPs analysis was available at national level, but up to February 2013 discussions for 12 sites in only 4 provinces had a place on the ICP forum. Consequently, coordinators have not used the ICP in the remaining 12 provinces. Lack of consistency in data availability (compare map 1) reflects diversity in the RDEPs' approaches to communication on *Natura 2000* with the citizens across the country, even though LCGs and ICP work under supervisory of GDEP. Different approaches among RDEPs' are the consequence of incoherent understanding of both the concept and the role of participation by RDEPs and low respect of GDEP as a nature conservation policy-making institution in Poland.

Why participation in Poland is difficult?

Participatory efforts within *Natura 2000* and *Leader* appear cumbersome. Based on our evidence we are able to propose a few explanations of public participation in *Leader* and *Natura 2000*. On the one hand, public bodies provided evidence that shows their concern with residents' participation in decision-making. However, implemented participatory approaches seem not suitable for the local socio-economic context, especially in case of *Natura 2000*. Difficulties to engage local stakeholders may occur due to the limited general understanding of the participation as both a normative ideal and a practical model.

Participation in the ICPs forum discussion, for instance requires a membership in one of the groups. As the forum isn't anonymous, sensitive information is less likely to be disclosed. In addition, LCG members constitute the majority of 684 active participants in ICP (information on membership in LCG is displayed next to their posts). Being more knowledgeable about the topics, these members are more likely to participate in ICP consultations. One of the topic, the members brought up a problem of short, 7-day, time period for response to the comprehen-

sive management plan proposals, which appeared to become a significant barrier participatory development of the management plans.

No broader public discussion about the implication of *Natura 2000* on local development took place on ICP. The majority of comments on draft management plans were either concerned with inaccuracies in the documents, the vagueness of management goals, or serving criticism toward specific points in the management plans. Posts from forum moderators (representatives of RDEPs or contractors working on the management plans) repeatedly assure residents that 'their remarks will be taken into consideration cutting off the conversation without real two-way communication. Residents reported to restrain from participation in the ICP forum as it is believed to be a 'difficult to utilize and not very intuitive participatory tool'.

Our findings in *Leader* and *Natura 2000* are supported by Tosun's (1999)⁴⁶ discussion that inconsistent procedures for implementation of participatory approaches along with low residents' interest in public affairs are the major factors significantly reducing participation in decision-making in economically developing areas. Rural communities in Poland require additional time and better knowledge to pursue locally driven social and political changes. Our findings also lead to a conclusion that low awareness of benefits from *Leader* and *Natura 2000* continues to feed unfavourable attitudes towards the programs. Especially in case of *Natura 2000*, persisting negative perceptions are likely to be a result of the historically established emotional bond between rural communities and national park areas in which *Natura 2000* sites were established. Precisely, national park areas were confiscated from the landowners in late 60s, leading to local opposition⁴⁷.

In *Leader*, the interactions between sectors occur mainly during LAGs meetings. *Leader* projects connect tourism stakeholders and encourage the use of embedded local resources. It is possible that many LAGs stakeholders restrained from participation in *Leader* if they believed that their influence was limited and their main task was to support specific enterprises considered important only by local officials. In *Natura 2000* case, interaction between stakeholders from different sectors occurs either in Local Cooperation Group (LCG) meetings or the Information-Communication Platform (ICP). We also found that these tools are only partially utilized by the private sector despite the past local protests against designation of *Natura 2000* sites. Only in Mazowieckie, the level of active citizen-

⁴⁶ C. Tosun, *Towards a typology of community participation in the tourism development process*, „International Journal of Tourism and Hospitality” 1999 nr 10, s. 113.

⁴⁷ J. Kloskowski, *Human-wildlife conflicts at pond fisheries in eastern Poland: perceptions and management of wildlife damage*, „European Journal of Wildlife Research” 2011 nr 2 (57), s. 295; T. Kluvánková-Oravská, V. Chobotová, I. Banaszek, *From Government to Governance for Biodiversity: The Perspective of Central and Eastern European Transition Countries*, „Environmental Planning and Governance” 2009 nr 19, s. 186; A. Pietrzyk, M. Grodzińska-Jurczak, J. Cent, *Potrzeby edukacyjne społeczności lokalnych w wybranych gminach polskich Karpat w związku z wdrażaniem programu Natura 2000*, „Chrońmy Przyrodę Ojczyzn” 2009 nr 6(65), s. 407.

ship was visibly higher, which means that 'ordinary citizens' expressed their concerns during the LCGs meetings.

A few scholars agree that lower levels of public participation in post-communist regions are linked to a persistent lack of social and political trust⁴⁸. For decades rural communities in Poland were 'thought' that they couldn't control their environment; while at the same time no opportunities to participate in decision-making existed. Scholars also suggested that the artifacts of the former socio-political structures significantly influenced the character of contemporary governance⁴⁹. Infrequently organized social interactions along with almost non-existing cooperation between stakeholders, were identified as the major obstacles to meaningful community involvement in decision-making⁵⁰. To allow post-communists society for learning participatory habits, management efforts should be geared towards new incentives. Professional moderators handling residents' participation and interactions between sectors are needed.

Studies argue that only 'a genuine influence on decisions' is defined as a truly participatory process⁵¹. Whereas our analysis focused primarily on the character of a participatory process, the comprehensive assessment of public participation in creating management plans for *Natura 2000* (using LCGs and ICPs) needs to wait until the plans are completed. To date assessment of the OWO and the CM phases leads to the conclusion that the public participation is problematic and depends on the region. Similarly, extensive evaluation of participatory tools utilized in *Leader* should to be performed again after the completion of the 2007-2013 program's scheme.

Meaningful participation in decision-making in contemporary rural Poland is not a common practice as it requires close coordination of activities between authorities and representatives of local interests. Currently stakeholders neither understand the benefits from participation, nor are they given sufficient incentives to engage in decision-making. The greater public participation appears to be primarily the goal of the EU policies, associated programs⁵² and directives. The unique socio-economic context of Poland creates many socio-cultural barriers to implementation of the participatory approaches flourished in the Western

⁴⁸ J. Regulska, *NGOs and their vulnerabilities during the time of transition: The case of Poland*, „Voluntas” 1999 nr 1(10), s. 61; S. Bell, M. Marzano, D. Podjed, *Inside Monitoring...*, op. cit.

⁴⁹ M. Klicperova, I. K. Feierabend, C. R. Hofstetter, *In the Search for a Post-Communist Syndrome: A Theoretical Framework and Empirical Assessment*, „Journal of Community & Applied Social Psychology” 1997 nr 7(1), s. 39; S. Michalska, *Aktywność społeczna i postawy obywatelskie mieszkańców wsi a rodzaje ich życiowych orientacji*, in: *Społeczne aspekty zrównoważonego rozwoju wsi w Polsce*, eds. H. Podedworna, P. Ruskowski, Wyd. Naukowe Scholar Sp. z o.o., Warszawa 2008, s. 123; M. Mularska, *Czy można...*, op. cit.

⁵⁰ R. Rose, *Getting things done in an antimodern society: Social capital networks in Russia*, in: *Social capital: A multifaceted perspective*, eds. P. Dasgupta, I. Serageldin, World Bank, Washington, DC 1999, s. 147; M. Paldam, G.T. Svendsen, *An essay on social capital: looking for the fire behind the smoke*, „European Journal of Political Economy” 2000 nr 2(16), s. 339.

⁵¹ M. S. Reed, *Stakeholder participation for environmental management: A literature review*, „Biological Conservation” 2008 nr 141, s. 2417.

⁵² European Commission Notice..., op. cit.

European context. Rural development models implemented in Poland need to take into consideration local socio-economic conditions is innovative decision-making approaches are to be succesful. Concurrently Poland is given a chance to develop a relevant framework for legitimate and socially accepted policies.



Karolina Ogrodnik

MOŻLIWOŚĆ IMPLEMENTACJI METODY AHP DO PROCEDURY WYBORU OPTYMALNEGO WARIANTU LOKALIZACYJNEGO ZESPOŁU ELEKTROWNI WIATROWYCH

Karolina Ogrodnik, mgr inż. – Politechnika Białostocka

adres korespondencyjny:

Politechnika Białostocka

Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska

ul. Wiejska 45E, 15-351 Białystok

e-mail: k.ogrodnik@pb.edu.pl

CHANCE FOR IMPLEMENTATION OF THE AHP METHOD IN TO THE PROCEDURE OF SELECTION OF THE OPTIMAL LOCALISATION OF THE WIND POWER PLANTS

SUMMARY: The paper proposed an instrument for supporting the choice of the optimal location for the selected investment. At the beginning was presented outline of stream MCDA (*multi-criteria decision analysis*) and main guidelines of AHP (*Analytic Hierarchy Process*). Moreover, due to the subject matter, in the paper described information about development of wind energy in Poland. Theoretical considerations have been enriched an example, an attempt of implementation of AHP to the selected decision-making problem (the optimal location of wind power stations).

KEY WORDS: multi-criteria decision support, AHP (*Analytic Hierarchy Process*), wind energy

Wstęp

W dobie współczesnej cywilizacji, wielowymiarowa przestrzeń, stanowiąca niewątpliwie strukturę heterogeniczną, sukcesywnie wzbogacana jest o nowe ogniwa, nierzadko oryginalne, nieznane, a tym samym budzące powszechne zainteresowanie.

Do stosunkowo nowych elementów polskiej przestrzeni można zaliczyć elektrownie wykorzystujące siłę wiatru, uznawaną obecnie za kluczowe źródło energii odnawialnej. Ze względu na dynamiczny rozwój farm wiatrowych w Polsce, a także ich wymagania technologiczne, istotne zadanie stanowi wybór optymalnej lokalizacji dla tego rodzaju inwestycji. Należy zaznaczyć, iż analiza poszczególnych wariantów lokalizacyjnych, jak również ostateczny wybór, powinien charakteryzować się spojrzeniem interdyscyplinarnym, uwzględniającym zarówno aspekt przyrodniczy (ochrona środowiska wraz z poszczególnymi komponentami), społeczny (uwzględnienie potrzeb obecnych, jak i przyszłych pokoleń), a także aspekt prawny (działanie zgodnie z literą prawa) oraz gospodarczy (uwzględnienie interesów poszczególnych uczestników), co wynika między innymi z konstytucyjnej zasady zrównoważonego rozwoju.

Poszukiwanie odpowiedniej lokalizacji, zarówno w odniesieniu do pojedynczej elektrowni, jak i zorganizowanej farmy wiatrowej, stanowi zatem zagadnienie wielokryterialne, do którego rozwiązania mogą posłużyć na przykład wybrane metody wielokryterialnego wspomaganie decyzji.

W ramach niniejszego artykułu przedstawiono kolejno: narzędzie obliczeniowe (zarys metod MCDM oraz główne założenia metody AHP – *Analytic Hierarchy Process*), wybrany rodzaj inwestycji (elektrownie wiatrowe wraz z problematyką sporządzania raportów o oddziaływaniu danego przedsięwzięcia na środowisko), a także teoretyczny przykład (próbę implementacji metody AHP do wybranego problemu decyzyjnego).

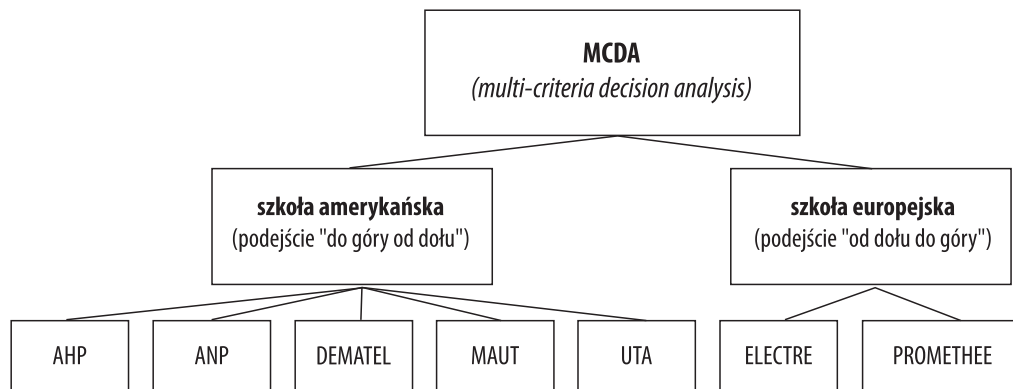
Metody wielokryterialnego wspomaganie decyzji

Zgodnie z literaturą przedmiotu¹ można wymienić dwa zasadnicze nurty wielokryterialnego wspomaganie decyzji MCDM (*Multi-Criteria Decision Making*):

- wielokryterialną (wieloatrybutową) analizę decyzji MCDA (*Multi-Criteria Decision Analysis*) lub MADA (*Multi-Attribute Decision Analysis*);
- wielocelowe wspomaganie decyzji MODM (*Multi-Objective Decision Making*).

¹ M. Dytczak, *Wybrane metody rozwiązywania wielokryterialnych problemów decyzyjnych w budownictwie*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Opolskiej, Opole 2010, s. 35.

Rysunek 1
Przykładowa klasyfikacja metod z nurtu MCDA*



* Dokładniejszy podział metod można odnaleźć w pracy: M. Dytczak, op. cit., s. 48

Źródło: na podstawie: M. Dytczak, op. cit., s. 46-48.

Różnica pomiędzy powyżej wymienionymi nurtami MCDM sprowadza się do kwestii wariantów decyzyjnych², stanowiących kluczowe zagadnienie w świetle rozważanej tematyki. Metody MODM pozwalają na wyznaczenie poszczególnych wariantów decyzyjnych. Natomiast w ramach MCDA (MADA) dokonuje się jedynie oceny określonych już wcześniej potencjalnych wariantów³.

Ze względu na problematykę niniejszego artykułu (możliwość implementacji metody AHP do wybranego problemu decyzyjnego) szczególna uwaga została zwrócona na metody należące do pierwszego nurtu, czyli MCDA (MADA). Należy zaznaczyć, iż istnieją różnorodne klasyfikacje tych metod w zależności od przyjętego kryterium, przykładowo w pracy⁴, ze względu na sposób agregowania preferencji, dokonano podziału na 3 następujące grupy:

- metody agregacji preferencji (należące do tak zwanej amerykańskiej szkoły wieloatrybutowego wspomaganie decyzji);
- metody relacji przewyższania (należące do tak zwanej europejskiej szkoły wieloatrybutowego wspomaganie decyzji);
- metody pozostałe.

Uproszczona klasyfikacja nurtu MCDA, wraz z przykładowymi metodami, została przedstawiona na rysunku 1.

² Pojęcie wariantów i przedmiotów podejmowania decyzji zostało przedstawione między innymi w pracy: B. Roy, *Wielokryterialne wspomaganie decyzji*, Wyd. Naukowo-Techniczne, Warszawa 1990, s. 54-67.

³ M. Dytczak, *Wybrane...* op. cit., s. 35.

⁴ Ibidem, s. 46.

Metoda *Analytic Hierarchy Process*

Informacje ogólne

Metoda AHP (*Analytic Hierarchy Process*) została opracowana przez Thomasa L. Saaty'ego w latach siedemdziesiątych XX wieku⁵, zgodnie z przedstawioną klasyfikacją MCDA, należy do tak zwanej amerykańskiej szkoły wieloatrybutowego wspomaganie decyzji⁶. Począwszy od momentu opracowania aż do chwili obecnej, metoda AHP stanowi przedmiot nieustannego zainteresowania, zarówno w środowisku naukowym, jak również wśród różnorodnych przedsiębiorstw, władz oraz wielu innych instytucji⁷. Swoisty dowód zainteresowania, zarówno kwestią teoretyczną, jak i praktyczną metody AHP, mogą stanowić⁸:

- różnorodne prace dotyczące danej metody (artykuły, książki, materiały konferencyjne), publikowane na całym świecie, w tym również w Polsce⁹; kluczowe znaczenie w historii rozwoju metody odegrały dwa czasopisma - „European Journal of Operational Research” oraz „Computers and Operation Research”¹⁰;
- organizacja międzynarodowego sympozjum (ISAHP – *International Symposium on the Analytic Hierarchy Process*); pierwsze spotkanie tego typu zostało zorganizowane w 1988 roku w Tianjin (Chiny); kolejne sympozja odbyły się między innymi w Pittsburghu (USA), Vancouver (Kanada), Kobe (Japonia) czy Bern (Szwajcaria)¹¹;
- liczne przykłady implementacji metody w wielu, często całkowicie odmiennych dziedzinach; na przykład w 1991 firma IBM zastosowała metodę AHP do zaprojektowania komputera AS 400, co zostało wówczas wyróżnione prestiżową nagrodą; siedem lat później British Airways użył AHP do wyboru dostawcy systemu rozrywki do samolotów, a w 1999 roku z sukcesem metodę AHP zastosował Ford Motor Company¹². Szereg innych przykładów można odnaleźć w licznych publikacjach prof. Saaty'ego, jak również w wielu pracach pozostałych autorów, zainteresowanych tematyką wielokryterialnego wspomaganie decyzji.

⁵ Ibidem, s. 63 za T. L. Saaty, *The Analytic Hierarchy Process: Planning, Priority Setting, Resource Allocation*, McGraw-Hill, New York 1980.

⁶ Ibidem, s. 46.

⁷ W. Adamus, A. Gręda, *Wspomaganie decyzji wielokryterialnych w rozwiązywaniu wybranych problemów organizacyjnych i menedżerskich*, „Badania Operacyjne i Decyzje” 2005 nr 2, s. 12, www.ord.pwr.wroc.pl [30-05-2013].

⁸ Zob. Ibidem, s. 11-12; M. Dytczak, op. cit., s. 63-65.

⁹ M. Dytczak, op. cit., s. 64-65.

¹⁰ W. Adamus, A. Gręda, op. cit., s. 11.

¹¹ Ibidem.

¹² T. L. Saaty, *Decision making with the analytic hierarchy process*, „International Journal of Services Sciences” 2008 nr 1, s. 96-97, www.citesseerx.ist.psu.edu [22-11-2013].

Główne założenia metody

Na podstawie analizy literatury przedmiotu można wymienić podstawowe założenia wybranej metody. *Analytic Hierarchy Process*:

- skutecznie łączy wybrane założenia wywodzące się z dwóch, całkowicie odmiennych dziedzin nauki, czyli matematyki oraz psychologii¹³;
- opiera się na rachunku macierzowym¹⁴;
- obejmuje podejście wielokryterialne¹⁵;
- opiera się na trzech aksjomatach (odwrotności ocen, jednorodności oraz niezależności wartości elementów na danym poziomie od wartości elementów zlokalizowanych na poziomach niższych)¹⁶.

Procedura obliczeniowa

Ze względu na zastosowanie metody AHP, poniżej przedstawiono skrócony opis procedury obliczeniowej, z wyodrębnieniem poszczególnych etapów¹⁷.

Etap 1. Budowa modelu hierarchicznego. Na wstępie dokonuje się dekompozycji problemu decyzyjnego, wyodrębniając jego poszczególne elementy składowe. Na model hierarchiczny składają się kolejno (rozpoczynając od najwyższego poziomu): cel nadrzędny, następnie czynniki główne, czynniki cząstkowe oraz rozpatrywane warianty decyzyjne, które zlokalizowane są na najniższym poziomie struktury¹⁸. Przykładowy model hierarchiczny ilustruje rysunek 4.

Etap 2. Wyznaczenie oceny przez porównywanie parami oraz określenie preferencji: globalnych i lokalnych. Kluczową rolę na tym etapie odgrywa skala porównań Saaty'ego. Profesor zaproponował 9-stopniową skalę. Powyższy wybór wynika z twierdzenia, iż człowiek jest w stanie porównać jednocześnie jedynie 7 ± 2 obiektów. Teza ta została udowodniona badaniami z dziedziny psychologii oraz interpretacją twierdzenia Webera-Fechnera¹⁹. Warto dodać, iż prof. Saaty opracował 27 różnorodnych skal, jednakże największą popularność zdobyła

¹³ W. Adamus, P. Łasak, *Zastosowanie metody AHP do wyboru umiejscowienia nadzoru nad rynkiem finansowym*, „Bank i Kredyt” 2010 nr 41(4), s. 77, www.bankiikredyt.nbp.pl [30-05-2013].

¹⁴ S. Krężołek, *Metoda AHP (The Analytic Hierarchy Process) – struktury hierarchiczne*, w: *Badania operacyjne i systemowe wobec wyzwań XXI wieku. Metody i techniki analizy informacji i wspomaganie decyzji*, red. Z. Bubnicki, O. Hryniewicz, R. Kulikowski, Akademicka Oficyna Wydawnicza EXIT, Warszawa 2002, s. II-55.

¹⁵ O. Downarowicz, i in., *Zastosowanie metody AHP do oceny i sterowania poziomem bezpieczeństwa złożonego obiektu technicznego*, w: *Wybrane metody ergonomii i nauki o eksploatacji*, red. O. Downarowicz, Wyd. Politechnika Gdańska, Gdańsk 2000, s. 1, www.zie.pg.gda.pl [30-05-2013].

¹⁶ W. Adamus, P. Łasak, op. cit., s. 78-79.

¹⁷ O. Downarowicz i in., op. cit., s. 3.

¹⁸ Ibidem.

¹⁹ Ibidem, s. 3-6; A. Dietrich, *Zastosowanie metody hierarchii analitycznej (AHP) do oceny poziomu bezpieczeństwa technicznego gazociągów*, „Nafta-Gaz” 2010 nr 12, s. 1129, www.inig.pl [22-11-2013].

Tabela 1
Fundamentalna skala Saaty'ego

Siła ważności	Definicja
1	Równorzędna ważność (<i>equal importance</i>)
2	Wartość pośrednia pomiędzy równorzędną a umiarkowaną ważnością (<i>weak or slight</i>)
3	Umiarkowana ważność (<i>moderate importance</i>)
4	Wartość pośrednia pomiędzy umiarkowaną a silną ważnością (<i>moderate plus</i>)
5	Silna ważność (<i>strong importance</i>)
6	Wartość pośrednia pomiędzy silną a bardzo silną ważnością (<i>strong plus</i>)
7	Bardzo silna ważność (<i>very strong or demonstrated importance</i>)
8	Wartość pośrednia pomiędzy bardzo silną a ekstremalną ważnością (<i>very, very strong</i>)
9	Ekstremalna ważność (<i>extreme importance</i>)
Odwrotności powyższych wartości	Jeśli element <i>i</i> ma jedną z powyższych niezerowych liczb wyznaczoną w wyniku porównania z elementem <i>j</i> , wówczas <i>j</i> ma odwrotną wartość, kiedy porównujemy go z elementem <i>i</i>
1.1-1.9	Jeśli elementy są bardzo bliskie.

Źródło: na podstawie: T. L. Saaty, op. cit., s. 86.

9-stopniowa skala²⁰ (tabela 1), która została zastosowana również w ramach niniejszego artykułu.

Z procedurą porównywania parami związane jest wyznaczenie preferencji: globalnych oraz lokalnych, polegające na określeniu wzajemnych priorytetów, zarówno w odniesieniu do kryteriów, jak i rozważanych wariantów. Zasadniczym elementem na tym etapie jest macierz porównań²¹.

Etap 3. Wyznaczenie ostatecznego rankingu wariantów decyzyjnych, co sprowadza się do opracowania rankingu rozpatrywanych wariantów decyzyjnych, uwzględniając ich udział w realizacji celu nadrzędnego, który stanowi najwyższy poziom utworzonej na wstępie struktury hierarchicznej²².

Warto zaznaczyć, iż w ramach procedury obliczeniowej metodą AHP istnieje możliwość dokonania swoistej oceny konsekwencji w porównywaniu parami. Do tego celu służą odpowiednie wielkości, czyli indeks niezgodności C.I., odzwierciedlający odchylenie od zgodności oraz współczynnik niezgodności C.R. Z powyższymi wielkościami bezpośrednio związana jest także tak zwana największa wartość własna macierzy λ_{max} oraz tak zwany losowy indeks niezgodności R.I.²³. Warto dodać, że w odniesieniu do powyższych wielkości zostały sformułowane przez twórcę metody następujące założenia:

- w sytuacji całkowitej zgodności porównań: $\lambda_{max} = n$, C.I. = 0, C.R. = 0 (gdzie *n* oznacza liczbę elementów w kwadratowej macierzy porównań)²⁴;

²⁰ W. Adamus, P. Łasak, op. cit., s. 78.

²¹ O. Downarowicz i in., op. cit., s. 3-6.

²² Ibidem, s. 3.

²³ W. Adamus, A. Gręda, op. cit., s. 19-20.

²⁴ Ibidem, s. 19.

- w przypadku macierzy (3×3), C.R. ≤ 5%;
- w przypadku macierzy (4×4), C.R. ≤ 8%;
- w przypadku macierzy o wielkości $n > 4$, C.R. ≤ 10%²⁵.

Wzory na obliczenie wymienionych wielkości zostały podane w przykładzie obliczeniowym.

Podsumowując główne wytyczne AHP można stwierdzić, iż ze względu na swą elastyczność oraz łatwość implementacji, metoda ta znalazła szerokie zastosowanie w wielu różnorodnych dziedzinach (między innymi w marketingu, medycynie, gospodarce, polityce²⁶).

W ramach niniejszego artykułu dokonano próby wykorzystania AHP do zagadnień związanych z energetyką wiatrową. Szczegółowy zakres prac dotyczył wyboru optymalnej lokalizacji zespołu elektrowni wiatrowych, stanowiących kluczowy etap prac inwestycyjnych, determinujących powodzenie realizacji całego przedsięwzięcia.

Rozwój elektrowni wiatrowych w Polsce

Zgodnie z zapisami *Polityki energetycznej Polski do 2030 roku*²⁷, rozwój odnawialnych źródeł energii (OZE), w tym biopaliw, stanowi obecnie kluczowy kierunek krajowej polityki energetycznej²⁸. Wśród priorytetowych celów związanych z rozwojem OZE (zgodnie z zobowiązaniami ekologicznymi UE) wymienia się na pierwszym miejscu „wzrost udziału odnawialnych źródeł energii w finalnym zużyciu energii co najmniej do poziomu 15% w 2020 roku oraz dalszy wzrost tego wskaźnika w latach następnych”²⁹.

Tematyka rozwoju elektrowni wykorzystujących alternatywne źródła energii, w tym energię wiatru, stanowi więc zagadnienie istotne, zarówno w świetle polskich, jak i międzynarodowych regulacji prawnych³⁰.

²⁵ Ibidem za T. L. Saaty, *The Analytic Hierarchy and Analytic Network Processes for the Measurement of Intangibles and for Decision Making*, 67 page chapter in *Multiple Criteria Decision Analysis: The State of the Art Surveys*, red. J. Figueira, S. Greco, M. Ehrgott, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht 2004.

²⁶ M. Dytczak, op. cit., s. 63-64.

²⁷ *Polityka energetyczna Polski do 2030 roku*, załącznik do uchwały nr 202/2009 Rady Ministrów z dnia 10 listopada 2009 r., Warszawa 2009.

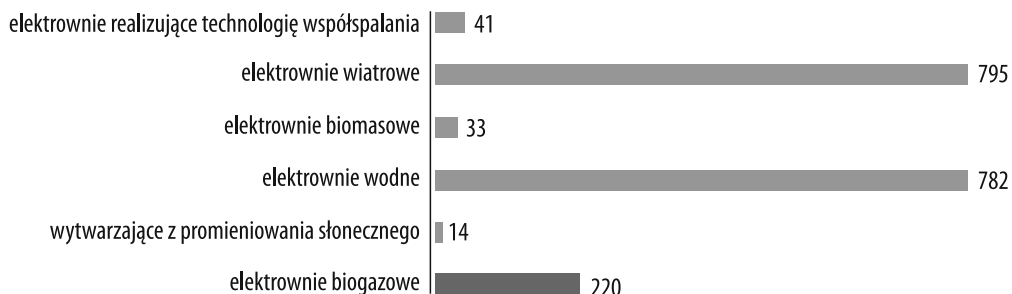
²⁸ Pozostałe kierunki polskiej polityki energetycznej, zgodnie z *Polityką energetyczną Polski do 2030 r.*, op. cit., s. 4-5, to: „poprawa efektywności energetycznej, wzrost bezpieczeństwa dostaw paliw i energii, dywersyfikacja struktury wytwarzania energii elektrycznej poprzez wprowadzenie energetyki jądrowej (...), rozwój konkurencyjnych rynków paliw i energii, ograniczenie oddziaływania energetyki na środowisko”.

²⁹ *Polityka energetyczna Polski do 2030 r.*, op. cit., s. 19.

³⁰ Ujęcie prawne analizowanej tematyki wychodzi poza ramy niniejszego artykułu. Opis właściwych unormowań prawnych można odnaleźć w wielu różnorodnych publikacjach, dotyczących zarówno problematyki OZE, jak również obowiązujących rozwiązań prawnych.

Rysunek 2

Liczba oraz rodzaj funkcjonujących w Polsce elektrowni wykorzystujących odnawialne źródła energii
[stan na 30 września 2013 roku]



Źródło: na podstawie informacji opublikowanych na stronie internetowej Urzędu Regulacji Energetyki. Mapa odnawialnych źródeł energii na podstawie udzielonych przez Prezesa URE koncesji oraz wpisów do rejestru prowadzonego przez Prezesa ARR, www.ure.gov.pl [22-11-2013].

Powołując się na informacje opublikowane na stronie internetowej Urzędu Regulacji Energetyki,³¹ w Polsce funkcjonuje 1885 elektrowni (stan na 30 września 2013 roku), wykorzystujących różnorodne, alternatywne źródła energii. Największy odsetek stanowią, co ważne, elektrownie wiatrowe (795) oraz elektrownie wodne (782)³². Rodzaj oraz liczbę poszczególnych elektrowni przedstawia rysunek 2.

Pierwsze w Polsce elektrownie wiatrowe zostały uruchomione w 1991 roku w województwie pomorskim, w miejscowości Lisewo (o mocy 150 kW), a następnie w miejscowości Swarzewo (o mocy 95 kW)³³. Począwszy od lat dziewięćdziesiątych XX wieku liczba instalacji tego typu w Polsce systematycznie wzrasta³⁴. Obecnie (zgodnie z informacjami opublikowanymi na stronie internetowej Urzędu Regulacji Energetyki) w Polsce funkcjonuje 795 elektrowni wiatrowych. Największa liczba pracuje w województwie kujawsko-pomorskim (216), a najmniej zasobne w elektrownie tego typu są odpowiednio województwa: lubuskie (7), opolskie (6) oraz lubelskie (5), co jest zdeterminowane w znacznym stopniu uwarunkowaniami klimatycznymi. Natomiast pod względem mocy elektrowni wiatrowych (wyrażonej w MW), zdecydowanie dominuje województwo zachod-

³¹ W postaci mapy odnawialnych źródeł energii na podstawie udzielonych przez Prezesa URE koncesji oraz wpisów do rejestru prowadzonego przez Prezesa ARR.

³² Mapa odnawialnych źródeł energii na podstawie udzielonych przez Prezesa URE koncesji oraz wpisów do rejestru prowadzonego przez Prezesa ARR, www.ure.gov.pl [22-11-2013].

³³ T. Boczar, *Energetyka wiatrowa. Aktualne możliwości wykorzystania*, Wydawnictwo Pomiaru Automatyka Kontrola, Warszawa 2008, s. 66; F. Wolańczyk, *Elektrownie wiatrowe*, Wydawnictwo i Handel Książkami „KaBe”, Krosno 2009, s. 109.

³⁴ Zob. T. Boczar, op. cit., s. 66-68.

Tabela 2

Liczba oraz moc elektrowni wiatrowych w poszczególnych województwach w Polsce
[stan na 30 września 2013 roku]

Województwo	Liczba	Moc [MW]
Dolnośląskie	9	122,515
Kujawsko-pomorskie	216	297,394
Lubelskie	5	2,150
Lubuskie	7	56,600
Łódzkie	168	293,594
Małopolskie	11	2,969
Mazowieckie	63	151,790
Opolskie	6	92,149
Podkarpackie	24	82,184
Podlaskie	20	122,700
Pomorskie	35	332,280
Śląskie	16	11,550
Świętokrzyskie	14	6,066
Warmińsko-mazurskie	24	213,075
Wielkopolskie	123	369,680
Zachodniopomorskie	54	922,896

Źródło: na podstawie informacji opublikowanych na stronie internetowej Urzędu Regulacji Energetyki. Mapa odnawialnych źródeł energii na podstawie udzielonych przez Prezesa URE koncesji oraz wpisów do rejestru prowadzonego przez Prezesa ARR, www.ure.gov.pl [22-11-2013].

niopomorskie, zgodnie z informacjami na dzień 30 września 2013 roku w jego obrębie pracują 54 elektrownie wiatrowe o sumarycznej mocy 922,896 MW³⁵.

Szczegółowe informacje, dotyczące liczby oraz mocy elektrowni wiatrowych pracujących w poszczególnych województwach przedstawiono w tabeli 2.

Elektrownie wiatrowe w świetle przepisów dotyczących oceny oddziaływania przedsięwzięcia na środowisko

Klasyfikacja elektrowni wiatrowych w ujęciu wybranych przepisów prawnych³⁶

Z uwagi na możliwość oddziaływania na środowisko oraz wymagania technologiczne, energetyka wiatrowa stanowi przedmiot wielu regulacji prawnych, zarówno rangi międzynarodowej, jak i krajowej.

³⁵ Mapa odnawialnych źródeł energii na podstawie udzielonych przez Prezesa URE koncesji oraz wpisów do rejestru prowadzonego przez Prezesa ARR, www.ure.gov.pl [22-11-2013].

³⁶ Zob. M. Stryjecki, K. Mielniczuk, *Wytyczne w zakresie prognozowania oddziaływań na środowisko farm wiatrowych*, Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa 2011, s. 46, www.gdos.gov.pl [22-11-2013].

Zgodnie z wybranymi przepisami prawnymi regulującymi ochronę środowiska (art. 59 ustawy z dnia 3 października 2008 r. o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko³⁷ wraz z aktami wykonawczymi), farmy wiatrowe (między innymi w zależności od parametrów technologicznych czy lokalizacji) zalicza się odpowiednio do przedsięwzięć:

- 1) mogących zawsze znacząco oddziaływać na środowisko (zgodnie z § 2 ust. 1 pkt 5 rozporządzenia Rady Ministrów z dnia 9 listopada 2010 r. w sprawie przedsięwzięć mogących znacząco oddziaływać na środowisko³⁸ dotyczy to instalacji, które do wytwarzania energii elektrycznej wykorzystują energię wiatru, o łącznej mocy nominalnej elektrowni nie mniejszej niż 100 MW oraz lokalizowane na obszarach morskich Rzeczypospolitej Polskiej);
- 2) mogących potencjalnie znacząco oddziaływać na środowisko (zgodnie z § 3 ust. 1 pkt 6 rozporządzenia Rady Ministrów z dnia 9 listopada 2010 r. w sprawie przedsięwzięć mogących znacząco oddziaływać na środowisko³⁹ dotyczy to z kolei instalacji innych niż zostały określone w poprzedniej grupie, czyli lokalizowanych na obszarach prawnych form ochrony przyrody, zgodnie z odpowiednimi przepisami ustawy z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody⁴⁰ oraz elektrownie o wysokości nie niższej niż 30 m);
- 3) mogących znacząco oddziaływać na obszary NATURA 2000, które nie zostały zakwalifikowane do dwóch poprzednich grup⁴¹; szczegółowe zasady reguluje art. 59 ust. 2 ustawy z dnia 3 października 2008 r. o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko⁴².

Należy dodać, iż powyższa klasyfikacja jest związana z procedurą oceny oddziaływania przedsięwzięcia na środowisko⁴³, której przeprowadzenie jest wymagane między innymi w ramach postępowania w sprawie wydania tak zwanych decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach⁴⁴.

Powołując się na informacje przedstawione w *Wytocznych w zakresie prognozowania oddziaływań na środowisko farm wiatrowych*⁴⁵, obecnie najczęstszym w Polsce postępowaniem w sprawie wydania decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach dla farm wiatrowych jest postępowanie dotyczące farm należących do

³⁷ Dz. U. 2008 nr 199 poz. 1227 ze zm.

³⁸ Dz. U. 2010 nr 213 poz. 1397.

³⁹ Dz. U. 2010 nr 213 poz. 1397.

⁴⁰ Dz. U. 2009 nr 151 poz. 1220 ze zm.

⁴¹ M. Stryjecki, K. Mielniczuk, op. cit., s. 46.

⁴² Dz. U. 2008 nr 199 poz. 1227 ze zm.

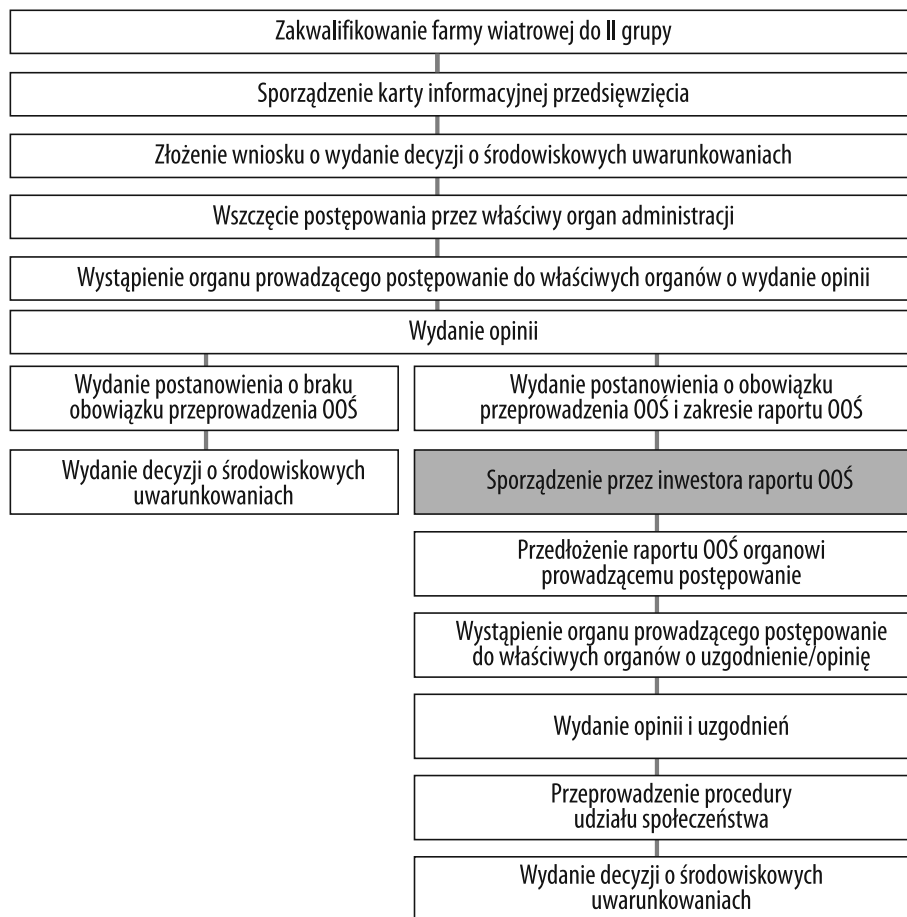
⁴³ Art. 59 ust. 1 ustawy z dnia 3 października 2008 r. o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko (Dz. U. 2008 Nr 199 poz. 1227 ze zm.).

⁴⁴ Art. 61 ust. 1 pkt.1 ustawy z dnia 3 października 2008 r. o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko (Dz. U. 2008 nr 199 poz. 1227, ze zm.).

⁴⁵ M. Stryjecki, K. Mielniczuk, op. cit., s. 55.

Rysunek 3

Procedura wydania decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach dla farm wiatrowych, zakwalifikowanych do drugiej grupy przedsięwzięć w świetle obowiązujących przepisów



Źródło: na podstawie: M. Stryjecki, K. Mielniczuk, op. cit., s. 55.

drugiej grupy przedsięwzięć (czyli mogących potencjalnie znacząco oddziaływać na środowisko). Skrócony opis powyższej procedury przedstawia rysunek 3.

Raport o oddziaływaniu na środowisko

Zasadniczym dokumentem sporządzanym w ramach postępowania w sprawie wydania decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach jest raport o oddziaływaniu danego przedsięwzięcia (w tym przypadku elektrowni wiatrowych) na środowisko. Za jego kluczową funkcję uznaje się identyfikację występowania

potencjalnych oddziaływań na poszczególne komponenty środowiskowe, na wszystkich etapach inwestycji (czyli planowania, budowy, eksploatacji oraz likwidacji) w odniesieniu do poszczególnych wariantów⁴⁶. Ponadto zgodnie z *Wytycznymi w zakresie prognozowania oddziaływań na środowisko farm wiatrowych*⁴⁷ raport powinien zawierać opis zastosowanych metodologii, stanowiących podstawę przeprowadzonych analiz (w tym przykładowo analiz lokalizacyjnych), a także kryteria, według których dokonano ostatecznych wniosków.

Szczegółowy zakres raportu regulowany jest przez art. 66 ustawy z dnia 3 października 2008 r. o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko⁴⁸. Zgodnie z obowiązującymi przepisami, raport powinien zawierać szereg różnorodnych elementów, między innymi opis analizowanych wariantów (proponowanego przez wnioskodawcę, racjonalnego wariantu alternatywnego oraz wariantu najkorzystniejszego z punktu widzenia środowiska wraz z uzasadnieniem ich wyboru)⁴⁹. Warto w tym miejscu dodać, iż analiza poszczególnych wariantów lokalizacyjnych inwestycji dokonana przy użyciu metody AHP może stanowić doskonałe uzupełnienie raportu, potwierdzające wielokryterialne ujęcie przez inwestora danego problemu decyzyjnego.

Należy ponadto zaznaczyć, iż metoda AHP jest stosowana w raportach o oddziaływaniu na środowisko infrastruktury komunikacyjnej, co zostało zarekomendowane w *Podręczniku dobrych praktyk wykonywania opracowań środowiskowych dla dróg krajowych*⁵⁰.

Zastosowanie metody AHP do wyboru optymalnej lokalizacji zespołu elektrowni wiatrowych – przykład teoretyczny

Pierwszy etap, niezależnie od wybranej metody, stanowi analiza różnorodnych uwarunkowań związanych z danym procesem inwestycyjnym oraz uczestniczącymi w nim podmiotami, mająca na celu wskazanie odpowiednich wariantów oraz czynników decyzyjnych. Katalog przykładowych kryteriów oraz subkryteriów, determinujących realizację zespołu elektrowni wiatrowych, przedstawiono w tabeli 3. Należy zaznaczyć, iż wymienione czynniki mają jedynie charakter przykładowy, opracowany na podstawie wybranych publikacji tematycznych.

⁴⁶ Ibidem, s. 77.

⁴⁷ Ibidem.

⁴⁸ (Dz. U. 2008 nr 199 poz. 1227 ze zm.).

⁴⁹ Art. 66 ust. 1 pkt 5 ustawy z dnia 3 października 2008 r. o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko (Dz. U. 2008 nr 199 poz. 1227 ze zm.).

⁵⁰ *Podręcznik dobrych praktyk wykonywania opracowań środowiskowych dla dróg krajowych*, red. J. Bohatkiewicz, Biuro Ekspertyz i Projektów Budownictwa Komunikacyjnego „EKKOM” Sp. z o.o., na zlecenie Generalnej Dyrekcji Dróg Krajowych i Autostrad, Kraków 2008, s. 160-162 oraz Z7.1-Z7.8, www.siskom.waw.pl [25-11-2013].

W sytuacji rzeczywistej wybór poszczególnych czynników powinien zostać uzasadniony wynikami właściwych analiz (w tym obowiązujących regulacji prawnych) dokonanych przez grupę ekspercką. Warto zaznaczyć, iż dokładność prac analitycznych przekłada się na wiarygodność wyników uzyskanych metodą AHP.

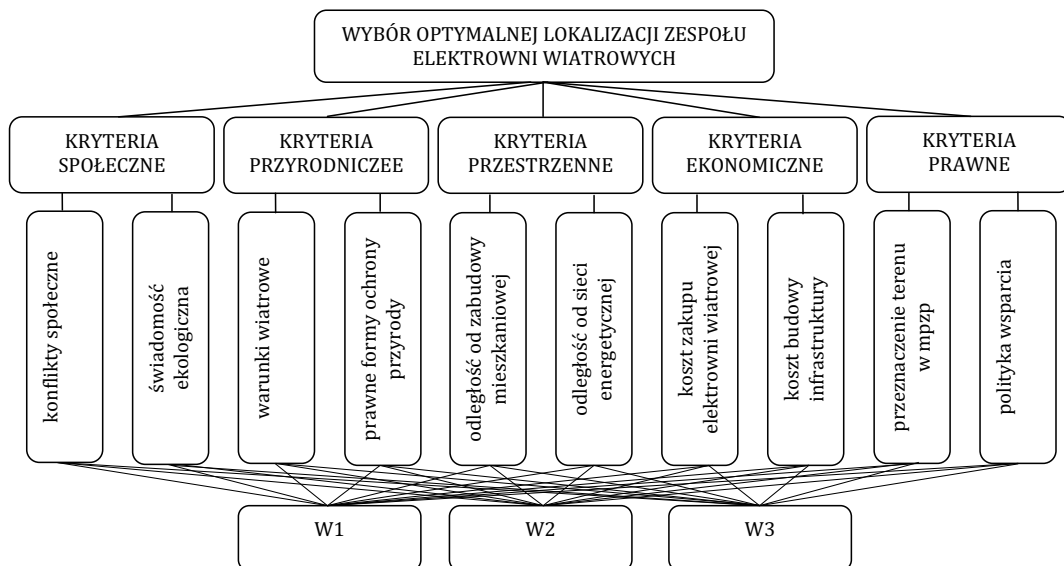
W ramach niniejszego artykułu, ze względu na teoretyczny charakter problemu decyzyjnego, wskazano jedynie wybrane elementy algorytmu metody AHP (budowa modelu hierarchicznego oraz analiza na poziomie kryteriów, czyli dokonanie porównań parami poszczególnych kryteriów wraz z oceną spójności tych porównań, a także wyznaczenie wag rozpatrywanych kryteriów).

Poniżej przedstawiono uproszczony algorytm obliczeń:

- I. **Budowa modelu hierarchicznego** (rysunek 4). Przedmiotowy problem decyzyjny został rozłożony na cztery następujące poziomy: cel nadrzędny (wybór optymalnej lokalizacji zespołu elektrowni wiatrowych), kryteria/czynniki lokalizacyjne (wyróżniono pięć następujących grup: społeczne, przyrodnicze, przestrzenne, ekonomiczne oraz prawne), subkryteria (wyróżniono dziesięć subkryteriów, które mają jedynie charakter przykładowy), warianty decyzyjne (trzy teoretyczne warianty lokalizacyjne).
- II. **Porównanie parami kryteriów oraz wyznaczenie wag**

Rysunek 4

Model hierarchiczny (dekompozycja problemu decyzyjnego)



Źródło: opracowanie własne.

Tabela 3

Wykaz przykładowych kryteriów oraz subkryteriów uwzględnianych przy wyborze lokalizacji zespołu elektrowni wiatrowych

Kryteria	Opis	Subkryteria
Społeczne	Budowa elektrowni wiatrowych budzi powszechne zainteresowanie społeczeństwa. Nierzadko inwestycje tego typu (między innymi ze względu na możliwość zakłócenia klimatu akustycznego, czy też istotne zmiany dotychczasowych walorów krajobrazowych) napotykają sprzeciw wśród lokalnych mieszkańców, zgodnie z zasadą NIMBY (<i>Not In My Back Yard</i>).	• konflikty społeczne, • świadomość ekologiczna.
Przyrodnicze	Kryterium przyrodnicze można rozpatrywać w dwojaki sposób. Z jednej strony energetyka wiatrowa jest zdeterminowana warunkami przyrodniczymi (część z nich została wymieniona jako subkryteria), z drugiej strony, może oddziaływać na poszczególne komponenty środowiska.	• warunki wiatrowe, • szorstkość podłoża, • rzeźba terenu, • występowanie prawnych form ochrony przyrody, • występowanie innych cennych przyrodniczo terenów, • ilość gatunków objętych prawną formą ochrony (dotyczy to szczególnie ptaków oraz nietoperzy).
Przestrzenne	Kluczowe zagadnienie stanowi odległość elektrowni wiatrowych od innych ważnych elementów zagospodarowania przestrzennego.	• odległość od sieci energetycznej, • odległość od zabudowy mieszkaniowej, • odległość od obszarów cennych przyrodniczo, • odległość od prawnych form ochrony przyrody, • odległość od infrastruktury komunikacyjnej, • odległość od infrastruktury technicznej, • odległość od innych obiektów, stanowiących potencjalne źródło zakłóceń klimatu akustycznego, • odległość od dominant przestrzennych, • odległość od innych, kluczowych w danej skali, elementów zagospodarowania przestrzennego.
Ekonomiczne	Kryterium ekonomiczne odgrywa istotną rolę w realizacji każdego przedsięwzięcia inwestycyjnego. Do kryteriów ekonomicznych zalicza się zarówno nakłady inwestycyjne, jak również prognozowane zyski.	• koszt zakupu elektrowni wiatrowej, • koszt transportu, • koszt pozyskania terenu, • koszt badań warunków wiatrowych, • koszt sporządzenia projektów technicznych, • koszt wykonania badań geologicznych, • koszt wykonania badań ekologicznych, • koszt budowy niezbędnej infrastruktury komunikacyjnej (wewnętrznej, zewnętrznej), • koszt budowy niezbędnej infrastruktury technicznej, • koszty eksploatacyjne (między innymi koszt obsługi, remontów, opłaty ubezpieczeniowe), • stopa zwrotu.
Prawne	Tematyka odnawialnych źródeł energii stanowi przedmiot wielu regulacji prawnych (zarówno rangi międzynarodowej, jak i krajowej).	• przeznaczenie terenu w opracowaniach planistycznych (w miejscowym planie zagospodarowania przestrzennego oraz studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego), • polityka wsparcia.

Źródło: na podstawie: M. J. Banak, *Lokalizacja elektrowni wiatrowych – uwarunkowania środowiskowe i prawne*, „Człowiek i Środowisko” 2010 nr 3-4 (34), s. 117-128, www.igpim.pl [29-05-2013]; T. Boczar, *Wykorzystanie energii wiatru*, Wyd. PAK, Warszawa 2010, s. 63; Z. Lubośny, *Farmy wiatrowe w systemie elektroenergetycznym*, Wyd. Naukowo-Techniczne, Warszawa 2009, s. 20-30; M. Strzycki, K. Mielniczuk, op. cit.; F. Wolańczyk, op. cit., s. 99-117.

Do porównania parami poszczególnych kryteriów zastosowano fundamentalną 9-stopniową skalę Saaty'ego (tabela 1). Wyniki kolejnych porównań parami przedstawiono w postaci kwadratowej macierzy porównań. Natomiast wagi rozpatrywanych kryteriów zostały wyznaczone za pomocą odpowiednich obliczeń wykonanych w arkuszu kalkulacyjnym Microsoft Excel (tabela 4).

Tabela 4

Macierz porównań parami kryteriów wraz z wyznaczonymi wagami

Kryteria	Społeczne	Przyrodnicze	Przestrzenne	Ekonomiczne	Prawne	Wagi
Społeczne	1	1	2	1	2	0,250
Przyrodnicze	1	1	2	1	2	0,250
Przestrzenne	0,50	0,50	1	0,50	1	0,125
Ekonomiczne	1	1	2	1	2	0,250
Prawne	0,50	0,50	1	0,50	1	0,125

Źródło: opracowanie własne.

III. Ocena konsekwencji w porównywaniu parami kryteriów

W odniesieniu do poziomu kryteriów przeprowadzono również ocenę spójności macierzy porównań. Na podstawie uzyskanych wyników (tabela 5) można stwierdzić, iż została zachowana całkowita konsekwencja w wyrażaniu opinii.

Tabela 5

Ocena spójności macierzy porównań kryteriów

Wskaźnik	Wzór	Wyniki obliczeń
Indeks niezgodności C.I.	$C.I. = \lambda_{\max} - n/n - 1$	C.I. = 0,00
Współczynnik niezgodności C.R.	$C.R. = 100C.I./R.I.$	C.R. = 0,00
Losowy indeks niezgodności R.I.	Wskaźnik określony przez Saaty'ego	w przypadku $n = 5$, R.I. = 1,11

Źródło: opracowanie własne na podstawie: W. Adamus, A. Gręda, op. cit.

Należy podkreślić, iż w sytuacji praktycznego zastosowania metody AHP, konieczne jest dokonanie stosownych porównań oraz obliczeń na poziomach niższego rzędu opracowanego modelu hierarchicznego (między innymi dokonanie serii porównań parami subkryteriów w świetle kolejnych kryteriów, jak również porównanie parami poszczególnych wariantów w ujęciu elementów zlokalizowanych na wyższym poziomie, czyli subkryteriów). Wykonanie wszystkich etapów pozwoli na wyznaczenie ostatecznego rankingu wariantów, a tym samym wskazanie właściwej lokalizacji dla danego zespołu elektrowni wiatrowych.

Podsumowanie

Na podstawie przeglądu wybranych pozycji literatury przedmiotu można sformułować następujące wnioski:

- realizacja zespołu elektrowni wiatrowych stanowi przedsięwzięcie złożone, wymagające dokonania wielu różnorodnych procedur oraz analiz;
- wśród kluczowych etapów należy wymienić wybór optymalnej lokalizacji inwestycji, zdeterminowany wieloma czynnikami (społecznymi, ekonomicznymi, przyrodniczymi), wykazujących zarówno charakter ilościowy, jak i jakościowy;
- *Analytic Hierarchy Process* metoda z nurtu MCDA, ze względu na swą elastyczność oraz łatwość implementacji, może stanowić doskonałe wsparcie prac inwestorskich, zarówno na poziomie analiz wstępnych, jak również na etapie sporządzania raportu o oddziaływaniu przedsięwzięcia na środowisko; algorytm obliczeniowy AHP wraz z uzyskanymi wynikami może posłużyć między innymi jako uzasadnienie proponowanego przez inwestora wariantu;
- przedstawiona próba implementacji AHP do wyboru optymalnej lokalizacji ma jedynie charakter poglądowy, mający na celu ukazanie możliwości wdrożenia metody do wybranego problemu decyzyjnego;
- w przypadku praktycznego wykorzystania metody, procedura obliczeniowa powinna zostać poprzedzoną wnikliwą analizą indywidualnych uwarunkowań danego przedsięwzięcia inwestycyjnego, natomiast poszczególne kroki (między innymi porównywanie parami przy użyciu odpowiedniej skali) powinny stanowić wynik prac ekspertów poszczególnych dziedzin (przyrodników, ekonomistów, socjologów).

Artykuł wykonano w ramach pracy własnej W/WBiŚ/6/2013 „Możliwość implementacji metod MCDA do wybranych zagadnień z zakresu gospodarki przestrzennej”.



Katarzyna Joachimiak-Lechman

ŚRODOWISKOWA OCENA CYKLU ŻYCIA (LCA) I RACHUNEK KOSZTÓW CYKLU ŻYCIA (LCC). ASPEKTY PORÓWNAWCZE

Katarzyna Joachimiak-Lechman, mgr inż. — Uniwersytet Ekonomiczny w Poznaniu

adres korespondencyjny:

Wydział Towaroznawstwa

Katedra Towaroznawstwa i Ekologii Produktów Przemysłowych

Aleja Niepodległości 10, 60-967 Poznań

e-mail: katarzyna.joachimiak-lechman@ue.poznan.pl

ENVIRONMENTAL LIFE CYCLE ASSESSMENT AND LIFE CYCLE COST. COMPARATIVE ASPECTS

SUMMARY: Costs calculation based on life cycle phases has a multinational roots reaching second decade last century. The literature review reveals a multitude of approaches to this issue that results in large number of cost estimation models and scope of their applications. In this paper is discussed the integration possibility of environmental Life Cycle Costing (e-LCC) and Life Cycle Assessment (LCA). It is recommended that this tools can be used parallel, however this approach raises still some concerns, especially in context of methodological consistency. In connection with the above, an attempt has been made to systemise the current knowledge on environmental and economic aspects integration that is based on concept of Life Cycle Sustainability Assessment (LCSA) and to analyze the main LCA methodological steps in context of its correlation with Life Cycle Costing.

KEY WORDS: Life Cycle Assessment (LCA), Life Cycle Costing (LCC), Life Cycle Sustainability Assessment (LCSA), Integration

Wstęp

W literaturze przedmiotu funkcjonuje wiele definicji kosztów cyklu życia produktu, zazwyczaj jednak odwołują się one do konkretnych obiektów badawczych lub faz w ich cyklu życia, co powoduje uzasadniony dysonans poznawczy. Pomimo iż algorytm kalkulowania kosztów oparty na poszczególnych etapach życia wyrobu ma wielonarodowe korzenie sięgające drugiej dekady XX wieku, do dziś nie opracowano znormalizowanej metodyki w tym zakresie, za pewnymi wyjątkami, jak na przykład ISO/TS 21929-1 - specyfikacja techniczna dla budownictwa. Ogólne podejście do tej koncepcji zaprezentowano w normie ISO PN – EC 60300-3-3, według której szacowanie kosztu cyklu życia (*Life Cycle Costing* – LCC) „stanowi proces analizy ekonomicznej mającej na celu ocenę kosztu ponoszonego w całym cyklu życia wyrobu lub w części tego cyklu”¹. Tradycyjne LCC niewiele ma wspólnego z kontekstem środowiskowym i rekomendowane jest przez dyscypliny ekonomiczne jako narzędzie służące ocenie opłacalności projektów inwestycyjnych oraz określaniu istotności rozwiązań alternatywnych². Dotychczasowy przegląd literaturowy ukazuje bardzo wiele przykładów wykorzystania tej techniki w kontekście inwestycji odtworzeniowych, modernizacyjnych lub rozwojowych, które w dużej mierze decydują o innowacyjności przedsiębiorstwa. Takie podejście zasadniczo nie budzi obiekcji, w przeciwieństwie do stosowania LCC w kontekście pojedynczego wyrobu. Na tej płaszczyźnie rodzi się wiele wątpliwości, które generalnie wynikają z samego definiowania cyklu życia wyrobu.

Z perspektywy modelowania kosztów oraz celu takiej analizy wyróżnia się wiele typów rachunku kosztów cyklu życia. Głównym przedmiotem zainteresowania w niniejszym artykule uczyniono środowiskowy rachunek cyklu życia, z uwagi na to, iż jest to podejście stosunkowo nowe i wzbudzające wiele dyskusji na arenie międzynarodowej. Problematyka ta wiąże się z integracją aspektów środowiskowych oraz kosztowych w ramach podejścia zwanego zrównoważoną oceną cyklu życia (*Life Cycle Sustainability Analysis* – LSCA)³. Biorąc pod uwagę rozproszenie informacji na ten temat oraz liczne niespójności, głównym celem artykułu było usystematyzowanie aktualnego stanu wiedzy oraz przeanalizowanie zasadniczych kroków metodycznych korelacji technik środowiskowo-ekonomicznych. W literaturze przedmiotu pojawia się wciąż wiele wątpliwości na temat

¹ PN-EN 60300-3-3: *Zarządzanie niezawodnością. Przewodnik zastosowań. Szacowanie kosztu cyklu życia*, Polski Komitet Normalizacyjny, Warszawa 2006.

² P. Gluch, H. Baumann, *The life cycle costing (LCC) approach: a conceptual discussion of its usefulness for environmental decision making*, „Building and Environment” 2004 nr 39, s. 571-580.

³ J. B. Guinee, R. Heijungs, G. Huppes, A. Zamagni, P. Masoni, R. Buonamici, T. Ekvall, T. Rydberg, *Life Cycle Assessment: Past, Present and Future*, „Environmental Science & Technology” 2011 nr 45, s. 90-96.

analiz typu LCSA, uznano więc, że rozważania podjęte w niniejszym artykule mogą stanowić wartościowy głos w toczącej się dyskusji.

Koncepcja cyklu życia i jej implikacje dla analizy kosztowej

W cyklu życia wyrobu występują trzy główne fazy: przedprodukcyjna, produkcyjna oraz poprodukcyjna. Postrzeganie tych faz, a przede wszystkim przypisanie im kategorii kosztowe różnią się w zależności od przyjętego cyklu życia wyrobu. Jest to powód funkcjonowania wielu teoretycznych oraz praktycznych podejść w tej kwestii, co rodzi z kolei pewien chaos poznawczy.

Marketingowy cykl życia wyrobu

Koncepcja cyklu życia pojawia się w różnych dyscyplinach naukowych i jest przez nie różnie definiowana. Zwyczajowo cykl życia wyrobu jest analizowany z marketingowego punktu widzenia i odnosi się do okresu występowania wyrobu na rynku: od wprowadzenia go na rynek, poprzez fazę wzrostu sprzedaży, dojrzałości produktu aż do wycofania z rynku. Wskaźnikiem sytuującym produkt w konkretnej fazie marketingowego cyklu życia jest wielkość sprzedaży stanowiąca odzwierciedlenie popytu i sytuacji rynkowej analizowanych produktów. W praktyce określa się często jeszcze dodatkowe fazy cyklu życia, a mianowicie: projektowanie wyrobu, tworzenie prototypu, przygotowanie produkcji oraz likwidacji, która obejmuje między innymi przygotowanie do utylizacji⁴. Taka perspektywa cyklu życia jest szeroko opisywana w literaturze przedmiotu oraz wywodzi się z nurtu strategicznego zarządzania kosztami, w obrębie którego opracowano wiele metod i narzędzi, a jednym z nich jest rachunek kosztów cyklu życia.

Trzema głównymi grupami kosztów, które stanowią przedmiot kalkulacji w „tradycyjnym” cyklu życia, są:

- koszty badań i rozwoju ponoszone w fazie przedrynkowej;
- koszty produkcji, sprzedaży oraz inne składniki kosztów ponoszone w fazie rynkowej;
- koszty zakończenia produkcji występujące w ostatniej fazie cyklu życia⁵.

Odnosząc się natomiast do przywoływanych na początku ogólnych faz cyklu życia, wyodrębnić należy następujące koszty:

- dla fazy przedprodukcyjnej – koszty związane z badaniem i rozwojem produktu, planowaniem produkcji, prototypowaniem, testowaniem;
- dla fazy produkcyjnej – koszty związane z wytworzeniem produktu, procesami logistycznymi oraz wspomagającymi produkcję – na przykład koszty

⁴ M. Biernacki, *Koncepcja cyklu życia produktu*, w: *Rachunek kosztów cyklu życia produktu w przedsiębiorstwie*, red. R. Kowalak, Wyd. Uniwersytetu Ekonomicznego, Wrocław 2009, s. 46.

⁵ E. Nowak, M. Wierzbński, *Rachunek kosztów-modele i zastosowanie*, Polskie Wydawnictwo Ekonomiczne, Warszawa 2004, s. 108.

reklamy i dystrybucji, koszty napraw gwarancyjnych i innych usług posprzedażnych, koszty administracyjne i ogólnogospodarcze;

- dla fazy poprodukcyjnej – koszty związane z recyklingiem lub sprzedażą pozostałych po produkcji materiałów i półproduktów, koszty rekultywacji i odkażania terenu, koszty demontażu i transportu maszyn oraz urządzeń⁶.

Ideą przedstawionego powyżej rachunku jest zestawienie całkowitych przychodów i kosztów całego cyklu życia alternatywnych wyrobów i wybór na tej podstawie rozwiązania bardziej opłacalnego. Jest więc to podejście holistyczne i długofalowe, dotyczy jednak okresu od „narodzin do śmierci handlowej wyrobu”, a więc tylko i wyłącznie perspektywy producenta, co zasadniczo różni je od koncepcji prezentowanych w dalszej części artykułu.

Ekologiczny cykl życia wyrobu

O ile w przypadku podejścia marketingowego „przemieszczanie” produktu w ramach faz cyklu życia determinowane jest wielkością sprzedaży (przychodami ze sprzedaży), o tyle w ujęciu ekologicznym ma to drugorzędne znaczenie, a w wielu przypadkach jest w ogóle pomijane. W ramach dyscyplin ścisłych wyróżnia się fizyczny cykl życia wyrobu (od kołyski do grobu), odpowiadający podejściu procesowemu: począwszy od wydobywania i przetworzenia surowców poprzez produkcję, użytkowanie aż do końcowego zagospodarowania⁷. Podobne podejście zaprezentowano w normie ISO PN-EN 60300-3-3:2006, w której cykl życia określony jest jako „przedział czasu od powstania koncepcji wyrobu do jego końcowego zagospodarowania”⁸. Norma ISO 14040:2009 definiuje cykl życia jako „kolejne i powiązane ze sobą etapy systemu wyrobu, od pozyskania lub wytworzenia surowca z zasobów naturalnych do ostatecznej likwidacji”⁹. Oznacza to, iż analizowanie tak zdefiniowanego cyklu życia polega na szacowaniu kosztów ponoszonych przez wszystkich jego uczestników, a nie jedynie producenta. Analiza środowiskowego cyklu życia jest skoncentrowana na fizycznych cechach produktu i aspektach środowiskowych powiązanych z realizacją poszczególnych faz jego cyklu życia. Bez względu na ilość danego produktu poddawaną ocenie, przechodzi on te same etapy cyklu życia, a struktura cyklu życia będzie identyczna bez względu na to, czy analizie zostanie poddany pojedynczy, czy więcej produktów. W środowiskowym ujęciu, cykl życia postrzegany jest przez pryzmat funkcji (użyteczności) produktu, a dokładniej jako proces stopniowego nabywania i utraty zdolności do zaspakajania określonych potrzeb¹⁰. Podobnie jak

⁶ *Rachunek kosztów cyklu ...*, op. cit., s. 38.

⁷ W. Adamczyk, *Ekologia wyrobów*, Polskie Wydawnictwo Ekonomiczne, Warszawa 2004, s. 20.

⁸ PN-EN 60300-3-3: *Zarządzanie niezawodnością. Przewodnik zastosowań. Szacowanie kosztu cyklu życia*, Polski Komitet Normalizacyjny, Warszawa 2006.

⁹ PN-EN ISO 14040: *Zarządzanie środowiskowe. Ocena cyklu życia. Zasady i struktura*, Polski Komitet Normalizacyjny, Warszawa 2009.

¹⁰ J. Selech, P. Kurczewski, *Ocena kosztów cyklu życia LCC*, w: *Zasady prośrodowiskowego projektowania obiektów technicznych dla potrzeb zarządzania ich cyklem życia*, red. P. Kurczewski, A. Lewandowska, KMB DRUK, Poznań 2008, s. 102.

w przypadku podejścia marketingowego, jest to okres niejednorodny, w którym występują zarówno koszty, jak i przychody, dlatego analizując środowiskowy cykl życia produktu także należy akcentować materialną korzyść występującą w czasie jego trwania. Jednak ów przychód nie stanowi głównego kryterium wyodrębniania kolejnych faz cyklu życia i występuje zazwyczaj na etapie likwidacji wyrobu jako wartość rezydualna lub korzyść z tytułu sprzedaży surowców wtórnych.

Choć w literaturze przedmiotu jednoznacznie się o tym nie wspomina, to na gruncie środowiskowego cyklu życia można także wyodrębnić fazę przedprodukcyjną, produkcyjną oraz poprodukcyjną. Pierwsze dwie fazy dotyczyłyby w większości przypadków inwestora-producenta, który dąży do redukcji kosztów celem osiągnięcia maksymalnego zysku, a faza poprodukcyjna rozpoczynałaby się w momencie pojawienia się wyrobu na rynku i byłaby związana z kosztami użytkowania/eksploatacji wyrobu oraz jego końcowym zagospodarowaniem.

Rozważając środowiskowy cykl życia wyrobu należy przywołać jedno z głównych narzędzi zarządzania środowiskowego, które bazuje na tej koncepcji, a mianowicie środowiskową ocenę cyklu życia (*environmental Life Cycle Assessment – LCA*). Zgodnie z terminologią zawartą w odpowiednich dokumentach normatywnych LCA stanowi technikę oceny aspektów środowiskowych oraz potencjalnych wpływów na środowisko w całym okresie życia wyrobu¹¹. Technika LCA charakteryzuje się dużą elastycznością, co powoduje, że istnieje całe spektrum możliwych obszarów jej zastosowań, od stosowanych w skali makro analiz sektorowych czy wykorzystania w sferze publicznej (w polityce ekologicznej¹²), do zastosowań na poziomie pojedynczej organizacji¹³. W pewnym stopniu możliwość aplikacji LCA ogranicza fakt, iż w klasycznym ujęciu nie uwzględnia ona kwestii ekonomicznych, a przecież szczególne znaczenie w procesie podejmowania decyzji ma właśnie analiza kosztów i rachunek efektywności ekonomicznej¹⁴. Włączenie zagadnień kosztowych w strukturę badania LCA ma fundamentalne znaczenie w procesie zarządzania cyklem życia wyrobu i stanowi od dłuższego czasu przedmiot prac SETAC (*Society of Environmental Toxicology and Chemistry*). Narzędzie bazujące na założeniach technik LCA oraz LCC może być z powodzeniem wykorzystywane w ramach koncepcji Zintegrowanej Polityki Produktowej (*Integrated Product Policy – IPP*) i tym samym wyznaczać kierunki komplekso-

¹¹ PN-EN ISO 14040: *Zarządzanie środowiskowe. Ocena cyklu życia. Zasady i struktura*, Polski Komitet Normalizacyjny, Warszawa 2009.

¹² J. Kulczycka, *Odzwierciedlenie metody oceny cyklu życia w polityce ekologicznej*, „Ekonomia i Środowisko” 2009 nr 1(35), s. 52-61.

¹³ A. Lewandowska, *Environmental Life Cycle Assessment as a tool for identification and assessment of environmental aspects in environmental management systems (EMS). Part 1 Methodology*, „The International Journal of Life Cycle Assessment” 2011 nr 16(2), s. 178-186.

¹⁴ Z. Kowalski, J. Kulczycka, M. Góralczyk, *Ekologiczna ocena cyklu życia procesów wytwórczych*, Wyd. Naukowe PWN, Warszawa 2007.

Tabela 1
Porównanie LCA oraz tradycyjnego rachunku kosztów cyklu życia

Wyróżnik	Środowiskowa ocena cyklu życia (LCA)	Tradycyjny rachunek kosztu cyklu życia (LCC)
Charakter narzędzia	Narzędzie zarządzania środowiskowego	Narzędzie rachunkowości zarządczej
Cel analizy	Porównanie środowiskowych konsekwencji wypełnienia tej samej funkcji przez alternatywne systemy wyrobów w całym cyklu ich życia	Porównanie efektywności ekonomicznej alternatywnych rozwiązań inwestycyjnych/rentowności wyrobu w całym cyklu życia
Charakter cyklu życia	Fizyczny, definiowany przez pryzmat funkcji wyrobu, podejście procesowe	Ekonomiczny; wyznaczany przez generowane korzyści netto/trend sprzedaży
Okres cyklu życia	Od kołyski do grobu (od wydobywania surowców poprzez produkcję, użytkowanie, do końcowego zagospodarowania)	Od podjęcia decyzji inwestycyjnej poprzez fazę operacyjną do fizycznej likwidacji przedsięwzięcia /Od narodzin do śmierci handlowej (od powstania koncepcji, poprzez produkcję, obecność na rynku, do wycofania)
Przepływy	Strumienie materiałowo-energetyczne (jednostki fizyczne)	Strumienie pieniężne – wpływy, wydatki (jednostki monetarne)
Aspekt czasowy	Pomijany – zakładana integracja czasowa w modelach LCI i LCIA	Uwzględniany-dyskontowanie przyszłych strumieni pieniężnych (<i>wartość zaktualizowana netto</i>)

Źródło: opracowanie własne na podstawie: G. A. Norris, *Integrating life cycle cost analysis and LCA*, „The International Journal of Life Cycle Assessment” 2001, nr 6(2), s. 118-120.

wego rozwoju wyrobów i usług¹⁵. Uzyskanie spójności pomiędzy technikami cyklu życia służącymi ocenie aspektów środowiskowych, kosztowych i społecznych uznaje się za jedno z wyzwań stojących w zakresie rozwoju LCA i LCSA¹⁶. W rzeczywistości tradycyjne LCC oraz LCA, prócz opierania się na perspektywie cyklu życia (*Life Cycle*) oraz funkcjonowania jako narzędzia wspomagające procesy decyzyjne, mają ze sobą niewiele wspólnego. Dlatego też, zważywszy na liczne rozbieżności występujące w samej perspektywie środowiskowej oraz ekonomicznej/marketingowej cyklu życia (tabela 1), na potrzeby skutecznego skorelowania LCA z analizą kosztową opracowano nowe narzędzie, zwane środowiskowym cyklem życia wyrobu, tak zwane *environmental LCC*, zwany również *LCA-based LCC* (skrót: e-LCC), który szczegółowo został opisany w dalszej części artykułu¹⁷.

¹⁵ Z. Foltynowicz, A. Lewandowska, *Life Cycle Assessment in Poland – general review*, „Forum Ware International” 2005 nr 6(1), s. 7-10; J. Kulczycka, M. Góralczyk, *LCA for cost internalisation – increased eco-efficiency through implementation of Integrated Product Policy*, 2nd International Conference on Quantified Eco-Efficiency Analysis for Sustainability.

¹⁶ J. B. Guinee, R. Heijungs, G. Huppes, A. Zamagni, P. Masoni, R. Buonomici, T. Ekvall, T. Rydberg, *Life Cycle Assessment: Past, Present and Future*, „Environmental Science & Technology” 2011 nr 45, s. 90-96.

¹⁷ D. Hunkeler, G. Rebitzer, *The Future of Life Cycle Assessment*, „The International Journal of Life Cycle Assessment” 2005 nr 10(5), s. 305-308.

Teoretyczne podstawy środowiskowego rachunku cyklu życia

Literatura przedmiotu dzieli rachunek kosztów cyklu życia według wielu klasyfikacji. Generalnie, w zależności od szczegółowości i celu analizy wyróżnia trzy rodzaje: konwencjonalne LCC (zwane również tradycyjnym lub biznesowym), środowiskowe LCC oraz społeczne LCC. Poniżej przedstawiono ich krótką charakterystykę.

Konwencjonalny rachunek kosztów cyklu życia należy do tradycyjnych koncepcji ekonomicznych i można go prowadzić z trzech perspektyw, a mianowicie: producenta wyrobu, odbiorcy wyrobu oraz wszystkich pozostałych zainteresowanych stron, przykładowo podmiotów występujących w łańcuchu dostaw¹⁸.

W pierwszym przypadku analiza dotyczy opisanego wcześniej marketingowego cyklu życia wyrobu, a jej celem jest oszacowanie i monitorowanie wszystkich kosztów wyrobu w jego życiu handlowym wraz z uwzględnieniem obsługi posprzedażnej, przykładowo napraw gwarancyjnych. Natomiast w kontekście rozwoju wyrobu, przede wszystkim dotyczy to dóbr trwałego użytku, częstą praktyką jest szacowanie przez producentów dodatkowo kosztów ponoszonych na kolejnych etapach fizycznego cyklu życia oraz dążenie do ich minimalizacji, po to by akcentować „ekonomiczność” oferowanych wyrobów¹⁹.

Z punktu widzenia odbiorcy wyrobu prowadzona analiza kosztowa służy jako przesłanka w procesie zakupowym i może dotyczyć zarówno dobra konsumpcyjnego, jak i kapitałowego. Jest więc to kontekst typowo inwestycyjny, związany z ekonomicznym cyklem życia wyrobu czy też całego przedsięwzięcia. Zarówno w przypadku odbiorcy indywidualnego, jak i instytucjonalnego szacunkom podlegają koszty nabycia, posiadania oraz likwidacji. W zależności od obiektu kalkulacji oraz szczegółowości analizy, wyróżnia się różnorakie kategorie kosztowe, licznie opisywane w literaturze. Generalnie w perspektywie klienta indywidualnego wyznacza się koszty zakupu wyrobu, jego użytkowania, utrzymania sprawności oraz końcowego zagospodarowania, natomiast w perspektywie klienta instytucjonalnego koszty fazy inwestycyjnej, operacyjnej oraz likwidacyjnej.

Środowiskowy rachunek kosztów cyklu życia

Nazwa środowiskowy rachunek cyklu życia wyraźnie sugeruje, iż jest to koncepcja w teorii cyklu życia polegająca na włączeniu do analiz kosztowych, często pomijanych w tradycyjnych kalkulacjach, kosztów szeroko pojętej ochrony środowiska, w tym także kosztów ukrytych (*hidden cost*) lub „mniej namacalnych” (*less tangible cost*). Środowiskowego rachunku cyklu życia nie można jednak

¹⁸ J. Kulczycka, *Ekoefektywność projektów inwestycyjnych z wykorzystaniem koncepcji cyklu życia produktu*, Wyd. Instytutu Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią PAN, Kraków 2011, s. 102.

¹⁹ F. Testa, F. Iraldo, M. Frey, R. O'Connor, *Life Cycle Costing, a View of Potential Applications: from Cost Management Tool to Eco-Efficiency Measurement*, www.intechopen.com [16-09-2013].

utożsamiać wyłącznie z narzędziem rachunkowości środowiskowej²⁰. W założeniu, e-LCC ma dużo szerszy wydźwięk i stanowi ekonomiczny odpowiednik środowiskowej oceny cyklu życia LCA²¹.

Technika LCA nie jest adekwatna do szacowania aspektów ekonomicznych, jednak podejście oparte na cyklu życia reprezentowane w metodyce LCA może znaleźć zastosowanie podczas oceny także tego typu aspektów²². Projektując środowiskowy LCC bazowano na ogólnej strukturze proponowanej w ramach grupy norm ISO 14040x, tworząc tym samym z założenia instrument metodycznie kompatybilny z LCA.

W ujęciu definicyjnym e-LCC polega na wyznaczeniu wszystkich kosztów związanych z cyklem życia wyrobu, które bezpośrednio ponoszone są przez jednego lub wielu uczestników tego cyklu, przykładowo dostawców, producentów, użytkowników²³. W tym kontekście pojęcie „bezpośrednio” nie odnosi się do kosztów bezpośrednich funkcjonujących w teorii ekonomii (koszty odnoszone na wybór, bądź inny obiekt kalkulacji na podstawie pomiaru bezpośredniego lub dokumentacji źródłowej²⁴), ale oznacza koszty własne, inaczej wewnętrzne, które ponosi tylko dany podmiot. Przeciwnieństwo stanowią koszty zewnętrzne, które ponosi ten, kto ich nie spowodował, a ich internalizacja nastąpi wówczas gdy ostatecznie obciążą swojego sprawcę²⁵.

W jednej z definicji kosztów cyklu życia podaje się, iż są to „koszty produktu lub usługi występujące podczas całego życia wraz z kosztami zewnętrznymi”²⁶. W przypadku jednak e-LCC zaleca się pomijanie kosztów zewnętrznych ze względu na to, iż e-LCC ma być z założenia korelowane z LCA i to właśnie LCA ma identyfikować i kwantyfikować koszty zewnętrzne (w jednostkach fizycznych), jest więc to działanie mające na celu unikanie podwójnego naliczania tych samych kosztów. Natomiast koszty zewnętrzne zinternalizowane, czyli włączone już do tradycyjnego rachunku kosztów uczestnika cyklu życia (na przykład za pomocą

²⁰ R. Heijungs, E. Settanni, J. Guinee, *Toward a computational structure for life cycle sustainability analysis: unifying LCA and LCC*, „The International Journal of Life Cycle Assessment” 2013 nr 18, t. 19.

²¹ W. Kloeppfer, *Life Cycle Sustainability Assessment of Products*, „The International Journal of Life Cycle Assessment” 2008 nr 13(2), s. 89-95.

²² PN-EN ISO 14040: *Zarządzanie środowiskowe – Ocena cyklu życia – Zasady i struktura*, Polski Komitet Normalizacyjny, Warszawa 2006.

²³ T. E Swarr, D. Hunkeler, W. Klopffer, H-L. Pesonen, A. Ciroth, A.C. Brent, R. Pagan, *Environmental Life Cycle Costing: A Code of Practice*, SETAC, New York 2011, s. 15.

²⁴ M. Kowalczyk, *Analiza przychodów, kosztów i wyniku finansowego*, w: *Analiza finansowa przedsiębiorstwa*, t. 2, red. M. Kowalczyk, Wyd. Uczelniane Państwowej Wyższej Szkoły Zawodowej, Kalisz 2010, s. 89.

²⁵ T. Żylicz, *Ekonomia wobec problemów środowiska przyrodniczego*, Wyd. Naukowe PWN, Warszawa 1989, s. 90.

²⁶ J. Kulczycka, M. Góralczyk, *Znaczenie i możliwości stosowania oceny cyklu życia (LCA) i kosztów cyklu życia (LCC) w ekologicznych zamówieniach publicznych. Zielone zamówienia Publiczne*, Urząd Zamówień Publicznych, Warszawa 2009.

opłat środowiskowych²⁷, które często, lecz nie zawsze są składnikiem ceny), traktowane są jako koszty własne i uwzględniane w e-LCC, pomimo iż istnieje ryzyko ich dublowania w analizie LCA²⁸.

W tym miejscu warto również choć pokrótce odnieść się do społecznego LCC, którego rachunek dotyczy nie tylko kosztów ściśle społecznych, ale także zewnętrznych kosztów środowiskowych. Koszty społeczne bazują na idei analizy kosztów i korzyści (CBA) w ujęciu monetarnym, dlatego do tego typu analiz nie powinno się włączać wyników LCA, gdyż oznaczałoby to podwójne naliczanie obciążeń środowiskowych²⁹.

Problematyka integracji aspektów środowiskowych oraz ekonomicznych

W literaturze przedmiotu funkcjonuje wiele podejść do kwestii integracji aspektów ekonomicznych oraz środowiskowych. Jedno z nich zostało uwieńczone opracowaniem koncepcji zrównoważonej oceny cyklu życia (LSCA), łączącej w sobie trzy wymiary zrównoważonego rozwoju. Środowiskowy rachunek cyklu życia stanowi jeden z jej filarów i odpowiada właśnie za komponent ekonomiczny na poziomie mikro³⁰. Jest to stosunkowo nowe ujęcie, wymagające dalszego doprecyzowania, zwłaszcza w aspekcie praktycznych wskazówek stosowania tego podejścia w przestrzeni gospodarczej.

Procedura integracji LCA oraz e-LCC – propozycja zbioru dobrych praktyk

Środowiskowy rachunek cyklu życia został tak ukształtowany, aby stanowił narzędzie kompatybilne w stosunku do LCA, dlatego jego założenia metodyczne należy rozpatrywać w odniesieniu do tej techniki. Zgodnie z wymaganiami norm, środowiskowa ocena cyklu życia składa się z czterech faz:³¹

- określenia celu i zakresu;
- analizy zbioru wejść i wyjść;
- oceny wpływu cyklu życia;
- interpretacji.

Dla e-LCC ustalono analogiczne kroki proceduralne, a mianowicie:³²

- określenie celu i zakresu;

²⁷ Więcej na temat metod regulacji stanu środowiska można znaleźć między innymi w pracach: B. Fiedor, A. Graczyk, *Instrumenty Ekonomiczne Polityki Ekologicznej*, Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko, Białystok 2006; *Podstawy ekonomii środowiska i zasobów naturalnych*, S. Czaja, B. Fiedor, A. Graczyk, Z. Jakubowicz, Wyd. C. H. BECK, Warszawa 2001.

²⁸ K. G. Shapiro, *Incorporating Costs in LCA*, „The International Journal of Life Cycle Assessment” 2001 nr 6(2), s. 121-123.

²⁹ J. Kulczycka, op. cit., s. 96.

³⁰ J. B. Guinee i in., *Life Cycle Assessment: Past, Present and Future*, „Environmental Science & Technology” 2011 nr 45, s. 90-96.

³¹ PN-EN ISO 14040: *Zarządzanie środowiskowe Ocena cyklu życia. Zasady i struktura*, Polski Komitet Normalizacyjny, Warszawa 2006.

³² T. E. Swarr, i in., *Environmental Life Cycle Costing: A Code of Practice*, SETAC, New York 2011, s. 51.

- ekonomiczna inwentaryzacja;
- interpretacja i przegląd danych.

Znamienne dla skutecznej korelacji LCA oraz LCC jest uwspólnianie poszczególnych faz, gdyż w ten sposób możliwe staje się osiągnięcie efektu synergii.

Określenie celu i zakresu

W pierwszym kroku badania wymaga się ustalenia spójnych granic systemu oraz identycznej jednostki funkcjonalnej, których wybór niejako determinowany jest już w chwili definiowania celu i zakresu badania. Na tym etapie należy także dokonać wyłączeń z zakresu badania, dbając przy tym o zachowanie spójności systemu wyrobu, co według niektórych specjalistów oznacza nie tyle identyczność systemu, co także jego ekwiwalentność³³. Przykładowo, w uzasadnionych przypadkach dopuszcza się wyłączenie z zakresu badania LCA etapu projektowania wyrobu oraz procesów marketingowych, przy czym z punktu widzenia LCC są to aspekty warte przeanalizowania. Z kolei procesy końcowego zagospodarowania są często pomijane w LCC z powodu ich niewielkiej kosztotwórczości, natomiast stanowią ważny etap z perspektywy środowiskowego cyklu życia. Warto jednak podkreślić, iż każde wyłączenie wprowadza do analizy dodatkową niepewność, dlatego najpełniejszy obraz konsekwencji środowiskowo-kosztowych powstaje wówczas, gdy każdy aspekt rozważany jest dwupłaszczyznowo.

W momencie planowania zintegrowanej analizy LCA/e-LCC pojawia się dodatkowo potrzeba rozstrzygnięcia perspektywy analizy kosztowej. Kwestia ta jest wprawdzie implikowana przez cel oraz zakres badania³⁴, ale nie bez znaczenia pozostaje akceptowalny stopień agregacji danych. Przytoczona wcześniej definicja e-LCC pozwala sądzić, że koszty cyklu życia można rozważać z punktu widzenia pojedynczego uczestnika cyklu życia lub wielu uczestników cyklu życia, w tak zwanym łańcuchu dostaw. W przypadku analizy wybranego etapu cyklu życia, z reguły jest to produkcja (zakres kołyska-brama), sprawa wydaje się być rozstrzygnięta. Analiza kosztowa obejmuje wówczas całkowite koszty producenta, co oznacza koszty wytwarzania wyrobu wraz z kosztami usług posprzedażnych (serwisu gwarancyjnego) oraz kosztów unieszkodliwiania, jeśli ma to prawne zastosowanie. Badając cały cykl życia (zakres kołyska-grób) wyznacza się koszty uczestników odpowiedzialnych za główne jego etapy (przykładowo koszty produkcji, użytkowania/eksploatacji, końcowego zagospodarowania) lub całkowite koszty uczestnika etapu, w którym realizowana jest zasadnicza funkcja systemu wyrobu, czyli użytkownika (koszty nabycia, posiadania oraz likwidacji). W pierwszym przypadku analiza kosztów odbywa się w ujęciu rozproszonym, w drugim natomiast koszty przedstawia się w sposób skumulowany. Pierwsze podejście jest wariantem bardziej pracochłonnym, jednak takie zorientowanie analizy wydaje się być najbardziej wartościową wersją integracji LCA oraz LCC,

³³ Ibidem, s. 57.

³⁴ G. Rebitzer, D. Hunkeler, *Life cycle costing in LCM: Ambitions, opportunities, and limitation*, „The International Journal of Life Cycle Assessment” 2003 nr 8(5), s. 253-256.

gdyż umożliwia ocenę niemal każdego aspektu w sposób dwupłaszczyznowy. Wybierając jednak taki sposób analizy należy uwzględnić, że koszt jednego uczestnika jest przychodem dla kolejnego, stąd proste zsumowanie kosztów poszczególnych podmiotów nie jest właściwym rozwiązaniem, ponieważ oznacza podwójne ich naliczanie.

Inwentaryzacja środowiskowo-ekonomiczna

Chcąc dokonać szczegółowej integracji LCA oraz LCC, a więc nie jedynie na zasadzie zestawienia końcowych wyników, należy ją przeprowadzić na poziomie poszczególnych procesów jednostkowych. Dlatego w kolejnym kroku badania, a mianowicie inwentaryzacji danych, należy w pierwszej kolejności wyodrębnić procesy jednostkowe zarówno główne, czyli bezpośrednio związane z realizacją jednostki funkcjonalnej (na przykład procesy technologiczne) oraz pomocnicze – pośrednio związane z realizacją jednostki funkcjonalnej (przykładowo procesy czyszcząco-konserwujące).

Zużycie zasobów rzeczowych może być mierzone ilościowo oraz wartościowo. Ilościowe zużycie zasobów wyraża się w miernikach naturalnych, wartościowy pomiar natomiast następuje za pośrednictwem kosztów³⁵. Dlatego też kolejny krok zintegrowanej analizy LCA/e-LCC polega na zidentyfikowaniu wszelkich przepływów materiałowych i energetycznych w obrębie danego systemu wyrobu oraz przypisaniu im kosztów. W ten sposób każde wejście oraz wyjście odnoszące się do poszczególnych procesów jednostkowych zostanie przedstawione zarówno w wielkości fizycznej, jak i monetarnej³⁶. Dla przepływów wejściowych będą to koszty surowców, materiałów głównych, pomocniczych (materiały eksploatacyjne, środki czyszcząco-konserwujące) oraz energii, natomiast dla wyjść z systemu koszty końcowego zagospodarowania odpadów i ścieków oraz opłaty za wprowadzenie gazów lub pyłów do powietrza. W ten sposób tworzy się system kosztów dopasowany do wymagań metodyki LCA i zgodny z założeniami księgowania ekologicznego³⁷.

Należy podkreślić, iż dla wypełnienia danej jednostki funkcjonalnej niezbędne jest poniesienie także dodatkowych kosztów, które nie mają swojego bezpośredniego odniesienia w analizie środowiskowej, przykładowo pojawiające się na etapie produkcji wyrobu koszty robocizny, koszty odtworzeniowe, koszty przeglądów, podatki. Ich pomiar oraz wycena jest ważna, gdyż korelacja LCA oraz e-LCC nie sprowadza się do ujmowania jedynie kosztów wprost wynikających

³⁵ J. Famielec, M. Stępień, *Informacja ekologiczna w ujęciu finansowym*, Wyd. Akademii Ekonomicznej, Kraków 2005, s. 43.

³⁶ J. Kulczycka, M. Góralczyk, *Znaczenie i możliwości stosowania oceny cyklu życia (LCA) i kosztów cyklu życia (LCC) w ekologicznych zamówieniach publicznych. Zielone Zamówienia Publiczne*, Urząd Zamówień Publicznych, Warszawa 2009.

³⁷ Z. Kowalski, J. Kulczycka, M. Góralczyk, *Ekologiczna ocena cyklu życia procesów wytwórczych*, Wyd. Naukowe PWN, Warszawa 2007.

z analizy środowiskowej³⁸. Alokacji tych interwencji pozaśrodowiskowych można dokonać za pomocą modelu rachunku kosztów działań. Alokacje pozostałych wejść oraz wyjść systemu wyrobu można przeprowadzić wykorzystując typową procedurę na bazie zależności fizycznych.

Ocena wpływu cyklu życia

W literaturze przedmiotu podaje się, iż trzecia faza badania LCA, a mianowicie ocena wpływu cyklu życia, nie ma swojego odpowiednika w analizie e-LCC. Jest to niewątpliwie punkt procedury, w którym występują najistotniejsze rozbieżności, co wynika bezpośrednio z samego charakteru wskaźników LCA oraz e-LCC, jak i procesu ich szacowania. Poniżej przedstawiono obowiązkowe kroki trzeciej fazy badania LCA oraz odniesiono je do punktów analizy kosztowej LCC.

Jednym z pierwszych elementów w procedurze oceny wpływu cyklu życia jest klasyfikacja i określa się ją jako przypisanie danych LCI ówczesnie wybranym kategoriom wpływu³⁹. W przypadku LCC klasyfikacja oznacza podział kosztów według ustalonych kryteriów i wykonuje się ją automatycznie na wcześniejszym etapie procedury. Kategorie kosztowe definiowane są z reguły już w momencie ustalania celu oraz zakresu badania (definiowanie elementów kosztu), a swoje odzwierciedlenie znajdują poniekąd w strukturze podziału wyrobu (PBS). Sklasyfikowanym uprzednio kosztom przypisuje się następnie parametry cenowe (na przykład kosztom robocizny stawek brutto za roboczogodzinę, kosztom energii stawek za 1 kWh energii elektrycznej), które mogą stanowić odpowiednik środowiskowych wskaźników szkodliwości (parametrów charakteryzowania).

Zasadniczym elementem oceny wpływu cyklu życia jest szacowanie wskaźnika LCIA zwane charakteryzowaniem. Charakteryzowanie opiera się na akceptowanych naukowo mechanizmach środowiskowych i polega na przekształceniu wyników LCI na ogólną jednostkę wskaźnika kategorii za pomocą odpowiedniego parametru pochodzącego z modelu charakteryzowania. Jest to proces skomplikowany, także pod względem operacji matematycznych, dlatego wspomagany jest poprzez wykorzystanie specjalnych oprogramowań komputerowych.

Szacowanie wskaźnika LCC odbywa się w sposób dużo bardziej uproszczony i sprowadza się do przemnożenia danych inwentarzowych przypisanych procesom jednostkowym przez ich jednostkowy współczynnik kosztochłonności oraz wyceny pozostałych kosztów cyklu życia, które nie wynikają wprost z modelu księgowania ekologicznego. Krok ten wykonywany jest także na drugim etapie badania, a mianowicie ekonomicznej inwentaryzacji danych LCI. Samo oszacowanie kosztów to jednak za mało, elementem obowiązkowym w procedurze po-

³⁸ G. Rebitzer, *Integrating Life Cycle Costing and Life Cycle Assessment for Managing Costs and Environmental Impacts in Supply Chains*, w: *Cost Management in Supply Chains*, eds. S. Seuring, M. Goldbach, Physica-Verlag, Heidelberg 2002, s. 133.

³⁹ PN-EN ISO 14040: *Zarządzanie środowiskowe, ocena cyklu życia. Zasady i struktura*, Polski Komitet Normalizacyjny, Warszawa 2006.

stępowania w analizie LCC jest modelowanie profilu kosztów⁴⁰ i stanowi kolejną rozbieżność pomiędzy analizowanymi technikami. O ile jednak parametry charakteryzowania, ustalane dla interwencji środowiskowych wchodzących w zakres poszczególnych kategorii wpływu w ramach danej metody LCIA są wspólne dla wszystkich analizowanych produktów, o tyle wskaźniki kosztochłonności mogą być odmienne nawet nie tylko w odniesieniu do analizowanych produktów, ale także różnych miejsc realizacji poszczególnych procesów jednostkowych w jednym systemie wyrobu. Zużycie po 1 kg tego samego rodzaju polietylenu w dwóch odmiennych procesach jednostkowych będzie miało taki sam wpływ środowiskowy w zakresie ubożenia zasobów abiotycznych, ale może mieć inny wskaźnik kosztowy ze względu na odmienną cenę surowca nabywanego od dostawcy oraz na inną stawkę wynagrodzenia pracowników zatrudnionych w obu miejscach.

Tradycyjnie uznaje się, iż wskaźnik LCC jest *sumą zdyskontowanych kosztów* cyklu życia, co oznacza konieczność wyznaczania bieżącej wartości kosztów pojawiających się w przyszłości. W przypadku analiz LCA zauważa się próby dyskontowania szkód środowiskowych, jednak zasadność oraz względy etyczne takiego postępowania wzbudzają sporo kontrowersji⁴¹. W literaturze przedmiotu spotyka się głosy, że korelując techniki LCA oraz e-LCC należy uczynić analizę ekonomiczną typu *steady state*⁴². Większość jednak specjalistów opowiada się za dyskontowaniem wskaźników e-LCC zwłaszcza dla obiektów o długich cyklach życia, pomimo iż powoduje to pewną niespójność metodyczną. Kwestią do rozstrzygnięcia pozostaje ustalenie odpowiedniego poziomu stopu dyskontowej. Komisja Europejska rekomenduje wykorzystanie realnej stopy dyskontowej na poziomie 5%, niekiedy także zaleca się przyjęcie jako punktu odniesienia rentowności *obligacji*. Zgodnie z wytycznymi zespołu naukowców zajmujących się tematyką e-LCC (*the SETAC-Europe Working Group on Life Cycle Costing*), z punktu widzenia producenta stopę dyskontową warto wyznaczyć metodą średnioważonego kosztu kapitału, z perspektywy nabywcy natomiast na podstawie wysokości oprocentowania kredytu. Dla projektów długoterminowych (powyżej 30 lat) zaleca się przyjęcie stopy dyskontowej na poziomie 0,01%⁴³. Te oraz pozostałe elementy metodyczne różniące LCA oraz e-LCC przedstawiono poniżej (tabela 2). Wymienione rozbieżności nie dyskwalifikują paralelnego wykorzystania tych narzędzi, stanowią jedynie dowód na to, iż dotyczą one tego samego problemu widzianego z perspektywy dwóch różnych aspektów.

⁴⁰ M. Rausand, *Life Cycle Costs (LCC) analysis in oil and chemical process industry*, www.toyo-eng.co.jp [15-09-2013].

⁴¹ S. Hellweg, T.B. Hofstetter, K. Hungerbühler, *Discounting and the Environment*; „The International Journal of Life Cycle Assessment” 2003 nr 8(1), s. 8-18.

⁴² E. Settann, *LCA-type Life Cycle Cost Analysis: methodology outlines and application to energy production and asphalt recycling*, www.ambientediritto.it [15-09-2013].

⁴³ T. E. Swarr, i in., op. cit., s. 71.

Tabela 2
LCA oraz e-LCC – podstawowe rozbieżności metodyczne

Element metodyki	LCA	e-LCC
Aspekty podlegające analizie	Każde działanie, które wiąże się z powstaniem potencjalnego wpływu na środowisko	Każde działanie, które wiąże się z wygenerowaniem kosztu
Przepływy (wejścia, wyjścia)	Zasoby naturalne, materiały, paliwa, energia, emisje do powietrza, emisje do wody, emisje do gleby, odpady stałe	Koszty bezpośrednio oraz pośrednio związane z jednostką funkcjonalną
Jednostki	Wielkości fizyczne	Wielkości monetarne
Kategorie wpływu	Kategorie reprezentujące rozpatrywane kwestie środowiskowe (na przykład globalne ocieplenie, choroby układu oddechowego) modelowane w oparciu o mechanizm generowania danego problemu środowiskowego	Kategorie reprezentujące rozpatrywane kwestie kosztowe (na przykład koszty wynagrodzenia, koszty zużycia materiałów) modelowane w oparciu o mechanizm generowania danej kategorii kosztów
Parametry charakteryzowania	Parametry wskazujące na szkodliwość środowiskową interwencji środowiskowych	Parametry wskazujące na kosztotwórczość interwencji środowiskowych oraz pozaśrodkowych
Wynik wskaźnika	Stanowi skumulowaną wartość bagażu środowiskowego Wskaźnik ten odzwierciedla oddziaływania środowiskowe-koszty zewnętrzne związane z realizacją jednostki funkcjonalnej przez system wyrobu	Stanowi skumulowaną wartość zdyskontowanych kosztów Wskaźnik ten odzwierciedla strukturę kosztową – koszty prywatne związane z realizacją jednostki funkcjonalnej przez system wyrobu
Interpretacja wyniku wskaźnika	Im wyższy dodatni wynik wskaźnika środowiskowego, tym większe negatywne oddziaływanie na środowisko Kierunek doskonalenia – minimalizowanie wyniku	Im wyższy dodatni wynik wskaźnika kosztowego, tym większe ponoszone koszty Kierunek doskonalenia – minimalizowanie wyniku
Kroki proceduralne	LCA	e-LCC
Klasyfikowanie	Przypisanie danych inwentarzowych kategoriom wpływu	Wyodrębnienie kosztów według określonych kryteriów
Szacowanie wielkości wskaźnika	Modelowanie profilu środowiskowego odbywa się w oparciu o akceptowane naukowo mechanizmy środowiskowe	Modelowanie profilu kosztu odbywa się w oparciu o parametry finansowe: w cenach stałych lub bieżących (z uwzględnieniem wskaźników inflacji)
Dyskontowanie	Krok nie zalecany przez większość specjalistów z zakresu LCA	Obowiązkowy krok w procedurze analitycznej LCC (rachunek dyskontowy jest elementem modelowania profilu kosztu)
Ważenie	Krok opcjonalny, polegający na przekształceniu wartości wskaźnika różnych kategorii wpływu za pomocą parametrów liczbowych (mnogość problemów środowiskowych powoduje, iż wskaźniki poszczególnych kategorii wpływu oraz szkody wyrażone są w różnych jednostkach)	Krok zbędny w procedurze analitycznej LCC, z tego względu, iż każda rozpatrywana kategoria wyrażona jest w tej samej jednostce pieniężnej

Źródło: opracowanie własne na podstawie: Z. Foltynowicz, K. Joachimiak, *Life cycle assessment (LCA) and life cycle costing (LCC) as examples of tools for assessing the paper production process*, Technology and Innovation for a Sustainable Future: a Commodity Science Perspective: 18th IGWT Symposium, Rzym 2012, s. 1-10.

Interpretacja i raportowanie

Znanych jest wiele technik interpretacji wyników, LCA oraz LCC. Przed przystąpieniem do tej fazy badania warto dokonać pogrupowania otrzymanych wskaźników czyli łączenia ich w określone zbiory. W przypadku LCA wyniki poszczególnych kategorii wpływu przypisuje się z reguły czterem grupom oddziaływań: zdrowiu ludzkiemu, jakości ekosystemów, zmianom klimatu oraz zasobom naturalnym. Dane modeli LCC natomiast warto dzielić na określone grupy typu: koszty stałe i zmienne, bezpośrednie i pośrednie, powtarzające się i niepowtarzające się, lub według uczestników cyklu życia⁴⁴.

Kończąc ustalanie wielkości oddziaływań środowiskowych oraz kosztowych cyklu życia należy dokonać spójnej oceny jakości danych, gdyż na tej podstawie można określić niepewność otrzymanych wyników. W tym celu można wykorzystać metodę półilościową opartą na tak zwanej macierzy pochodzenia (*Pedigree Matrix*). Zebrane dane modelu LCI oraz LCC należy ocenić przez pryzmat tych samych kryteriów, a mianowicie: solidności, kompletności, zakresu czasowego, geograficznego oraz technologicznego⁴⁵. Następnie po wprowadzeniu docelowych wskaźników jakości oraz ustaleniu rzeczywistej jakości danych otrzymuje się wskaźnik dystansu jakościowego⁴⁶.

Określając niepewność wyników można posłużyć się także podejściem typowo ilościowym wykonując symulację Monte Carlo oraz przeprowadzając analizę wrażliwości. Analiza wrażliwości jest o tyle istotna, gdyż pozwala wyznaczyć niepewność wyniku nie przez pryzmat użytych danych, lecz wyborów założeń. W przypadku LCA może dotyczyć ona zmian horyzontu czasowego, zasad alokacji, współczynników ważenia a także założeń samego modelowania. W przypadku LCC z kolei analiza wrażliwości skupia się przede wszystkim na głównych nośnikach kosztowych oraz przyczynach (czynniki kosztotwórcze) jak i założeniach dotyczących zmian wartości pieniądza w czasie⁴⁷.

Oprócz technik dotyczących oceny wiarygodności otrzymanych wyników warto także sięgnąć po inne techniki numeryczne, jak chociażby identyfikacja znaczących kwestii (analiza udziału, zwana też analizą dominacji), czy analiza rozróżnialności. W kontekście interpretacji wyników skorelowanej analizy LCA oraz LCC warto także wyznaczyć wskaźnik ekoefektywności z wykorzystaniem metody opracowanej przez BASF oraz Öko-Institut⁴⁸. Jednym z kroków w tej me-

⁴⁴ PN-EN 60300-3-3: Zarządzanie niezawodnością. Przewodnik zastosowań. Szacowanie kosztu cyklu życia, Polski Komitet Normalizacyjny, Warszawa 2006.

⁴⁵ A. Ciroth, *Cost data quality considerations for eco-efficiency measures*, „Ecological Economics” 2009 nr 68, s. 1583-1590.

⁴⁶ A. Lewandowska, Z. Foltynowicz, A. Podleśny, *Comparative LCA of Industrial Objects. Part 1: LCA data quality assurance – sensitivity analysis and Pedigree Matrix*, „The International Journal of Life Cycle Assessment” 2004 nr 9(2), s. 86-89.

⁴⁷ B. S. Blanchard, *Logistic Engineering and Management*, Pearson Education, New Jersey 2004.

⁴⁸ A. Kicherer, S. Schaltegger, H. Tschochohei, B. F. Pozo, *Eco-efficiency Combining Life Cycle Assessment and Life Cycle Costs via Normalization*, „The International Journal of Life Cycle Assessment” 2007 nr 12(7), s. 537-543.

todyce jest normalizacja wyników, który to proces umożliwia otrzymanie wskaźnika bezwymiarowego. Ważne jest jednak ustalenie spójnego czasowo i przestrzennie strumienia normalizacyjnego dla LCA oraz LCC.

Bariery oraz trudności korelacji LCA oraz e-LCC

Korelacja technik typu LCA oraz e-LCC, pomimo że są one swoimi metodycznymi odpowiednikami, napotyka na pewne bariery i trudności, które wynikają z natury aspektów środowiskowych oraz ekonomicznych. Celem niniejszego artykułu nie jest ich szczegółowe rozważanie, warto jednak zasygnalizować pewne problemy.

W badaniach LCA wskaźniki szkodliwości środowiskowej (parametry charakteryzowania) określane są dla strumieni elementarnych, które stanowią elementy wymiany pomiędzy systemem wyrobu, a środowiskiem. W praktyce w systemie wyrobu znajdują się nie tylko strumienie elementarne, ale dochodzi także do przepływu materiałów i energii pomiędzy technosferą (systemami innych wyrobów). W celu obliczenia wpływu na środowisko wejścia i wyjścia z technosfery muszą zostać rozłożone na strumienie elementarne, bo tylko w takiej postaci mogą podlegać charakteryzowaniu. W przypadku LCC takie podejście byłoby zbyt pracochłonne dlatego „kosztowe” parametry charakteryzowania przypisuje się elementom wymiany z technosferą, a nie poszczególnym strumieniom elementarnym, co stwarza ryzyko przeszacowania kosztów związanych z procesami procesów typu upstream (przykładowo wydobywania surowców, produkcji materiałów i komponentów produkcyjnych).

Kolejny problem stanowi pomijanie fizycznego zużycia kapitału trwałego w badaniach LCA. Amortyzacja stanowi ważny składnik analiz kosztowych, zwłaszcza w aspekcie zaawansowanych technologicznie procesów produkcyjnych. Konsekwencją tej niespójności jest także kwestia ujmowania wartości rezydualnej analizowanych obiektów. W przypadku analiz porównawczych złożonego systemu wyrobu (obiektów o różnej długości cyklu życia) pojawia się konieczność uwzględnienia wartości rezydualnej modułów o dłuższej żywotności. Innymi słowy, w kontekście LCA trudność stanowi wybór metody, która zniwelowałaby tę nierównowagę w aspekcie długości cyklu życia.

Podsumowanie

Zrównoważona ocena cyklu życia jest jedną z koncepcji integracji aspektów środowiskowych oraz ekonomicznych, która bazuje na strukturze konceptualnej środowiskowej oceny cyklu życia. W teorii ekonomii funkcjonuje wiele modeli kosztów cyklu życia, jednak ze względu na liczne niespójności, włączenie kosztów w badanie LCA wymagało opracowania nowego narzędzia dopasowanego do założeń metodycznych tej techniki. W ten sposób powstał „siostrzany” odpowiednik LCA – środowiskowy rachunek cyklu życia (e-LCC), który ujmuje ekolo-

giczny cykl życia, charakteryzuje się podejściem procesowym oraz bazuje na funkcyjności systemu wyrobu i jednostce funkcjonalnej.

W kontekście korelacji technik cyklu życia, obok rozbieżności, które są naturalną konsekwencją ich specyfiki, zasadniczym problemem wydaje się być dyskontowanie, które bezwzględnie obowiązuje w analizach ekonomicznych, w środowiskowych natomiast stanowi sporny przedmiot dyskusji. Kolejną kwestią do rozstrzygnięcia są granice systemu pomiędzy LCA i LCC, które muszą być tak zdefiniowane, aby nie dochodziło do podwójnego naliczania kosztów. Można by jednak uznać, iż sama definicja e-LCC problem rozwiązuje poprzez wskazanie, iż analizą należy objąć jedynie koszty bezpośrednie, w tym także zinternalizowanie. Na tym polu wyraźnie uwidacznia się efekt synergii wynikający z integracji LCA oraz LCC. Mianowicie analiza środowiskowa zostaje uzupełniona o aspekty kosztowe, które często stanowią ważniejsze kryterium podejmowania decyzji, a w rezultacie obowiązek szacowania kosztów zewnętrznych, przypisany rachunkom kosztów cyklu życia, zostaje wypełniony przez LCA, technikę, która jest w tym zakresie bardziej adekwatna.

W ramach kierunku rozwoju zarządzania cyklem życia wyrobu wyraźnie rośnie zainteresowanie kombinacją LCA oraz e-LCC. Zintegrowane wykorzystanie tych technik w przestrzeni gospodarczej jest wartościowym podejściem, gdyż taka holistyczna analiza cyklu życia służy realizacji idei zrównoważonego rozwoju oraz wspiera doskonalenie procesów, wyrobów oraz usług.

STUDIA I MATERIAŁY

STUDIES
AND MATERIALS



Elżbieta Gołąbeska • Anna Gromadzka

ANALIZA ATRAKCYJNOŚCI BIAŁEGOSTOKU JAKO MIEJSCA LOKALIZACJI INWESTYCJI MIESZKANIOWEJ PRZY UWZGLĘDNIENIU DEMOTYWUJĄCYCH CZYNNIKÓW ŚRODOWISKOWYCH

Elżbieta Gołąbeska, dr – Politechnika Białostocka
Anna Gromadzka studentka – Politechnika Białostocka

adres korespondencyjny:

Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska, Zakład Informacji Przestrzennej
ul. Wiejska 45E, 15-351 Białystok
e-mail: an.gromadzka@gmail.com; e.golabeska@pb.edu.pl

AN ANALYSIS OF ATTRACTIVENESS OF BIAŁYSTOK AS A LOCATION FOR RESIDENTIAL INVESTMENT, HAVING REGARD TO DEMOTIVATING ENVIRONMENTAL FACTORS

SUMMARY: Housing estates in Białystok in terms of quality of life are discussed in this paper. When choosing the location of residential development should be taken into account factors such as noise, electromagnetic fields, floodplains, air pollution and other factors that may affect the safety and quality of life. The law defines the limits of development, so the above-mentioned factors do not endanger the health and life, but they may cause decreased quality of life. There are environment protection programs, which are designed to improve environment parameters.

KEY WORDS: noise, electromagnetic fields, floodplains, air pollution, location of residential development

Wstęp

Marzeniem wielu Polaków jest wybudowanie własnego domu. Wraz z postępującym procesem dezurbanizacji coraz więcej osób poszukuje do zamieszkania lokalizacji poza obszarem miejskim. Najwygodniejszym rozwiązaniem, które łączy w sobie zalety mieszkania w mieście i na wsi, jest kupienie domu lub działki na obrzeżach miasta. Często są wybierane osiedla z zabudową jednorodzinną, znajdujące się przy granicy miasta, ze względu na dobrą komunikację z miejscem pracy, służbą zdrowia, ośrodkami oświaty i kultury. Niestety, przy wyborze lokalizacji nieświadomie pomija się inne niezwykle istotne czynniki, które mogą mieć wpływ na jakość życia. Zapominając o nich na etapie podejmowania decyzji o lokalizacji kosztownej inwestycji mieszkaniowej, w przyszłości można stać się „ofiara” przykrych niespodzianek.

Przed zakupem działki czy domu warto sprawdzić, czy interesująca nas okolica nie ma „wad ukrytych”, które nie są łatwe do zauważenia przy oglądaniu terenu, zwłaszcza jeżeli osoba zainteresowana nie posiada wiedzy o prawie lokalnym i budowlanym. W pierwszej kolejności powinno się sprawdzić przeznaczenie działki określone w miejscowym planie zagospodarowania przestrzennego, będącym aktem prawa miejscowego, składającym się z części graficznej i tekstowej, w których są zawarte informacje o możliwościach zagospodarowania przestrzennego oraz funkcjach poszczególnych terenów. Powinno się zwrócić uwagę na ograniczenia w sposobie użytkowania terenu oraz występowanie stref ochronnych, które informują o lokalizacji istniejących i projektowanych obiektów, potencjalnie szkodliwych dla zdrowia ludzi, środowiska naturalnego i powodujących uciążliwości. Miejscowy plan zagospodarowania przestrzennego zawiera między innymi informacje o tym, co może być zaprojektowane na danym obszarze. Można więc sprawdzić, czy na działkach sąsiednich może powstać uciążliwa działalność. Na podstawie tych informacji potencjalny inwestor jest w stanie określić czy warto zainwestować w interesującą nas działkę. Wśród istotnych negatywnych czynników lokalizacji wskazać można takie jak:

- hałas,
- tereny zalewowe,
- pole elektromagnetyczne,
- zanieczyszczenie powietrza,
- inne.

Przedstawiona przykładowa analiza zmierzająca do wyboru najlepszej lokalizacji z punktu widzenia wymienionych aspektów, odnosi się do miasta Białystok.

Hałas

Hałas kojarzy się głównie z centrami miast, ale potrafi być uciążliwy również na ich obrzeżach, a nawet na wsi. Głównymi źródłami hałasu oraz towarzyszącym mu drganiom na obszarach zurbanizowanych są ośrodki przemysłowe, lotniska, linie kolejowe, drogi tranzytowe oraz inne, które charakteryzują się dużym natężeniem ruchu. Według Rozporządzenia Ministra Środowiska¹ dopuszczalny poziom hałasu spowodowany przez linie kolejowe lub drogi na obszarze zabudowy jednorodzinnej w porze dziennej (6:00-22:00) wynosi 55dB, a w porze nocnej 50dB. Miasta minimalizują hałas głównie poprzez instalowanie ekranów akustycznych przy ulicach o dużym natężeniu ruchu. Sposobem na zmniejszenie poziomu hałasu w centrum miast jest przeniesienie części ruchu samochodów na obwodnice. Znaczące linie drogowe w pobliżu obszarów mieszkaniowych, oprócz wywoływania hałasu, niosą ze sobą inne niekorzystne skutki, takie jak zanieczyszczenie powietrza i obniżanie wartości estetycznych.

Największym problemem dla mieszkańców są trasy tranzytowe, skupiające duże natężenie ruchu pojazdów ciężarowych mających bardzo niekorzystny wpływ na środowisko. Dopuszczalny poziom hałasu spowodowany przez ruch powietrzny w porze dziennej wynosi 60dB, w porze nocnej 50dB, odpowiednio dla linii elektroenergetycznych 50dB i 45dB, a dla innych źródeł 50dB i 40dB. Uciążliwe dźwięki wpływają na rozproszenie uwagi, zmęczenie oraz obniżony komfort psychiczny. W większości przypadków lotniska są lokalizowane nawet kilkadziesiąt kilometrów od większych miast, ale te istniejące od wielu lat są o wiele bliżej ze względu na „zbliżanie się” do nich miast poprzez „rozrastanie się” terenów zurbanizowanych oraz inne zasady projektowania lotnisk w przeszłości.

Kolejnym źródłem hałasu w miastach są ośrodki przemysłowe, które muszą ograniczyć emitowanie uciążliwości do swojego obszaru, ale nawet niewielki poziom hałasu występujący długotrwale może wywoływać niekorzystne skutki.

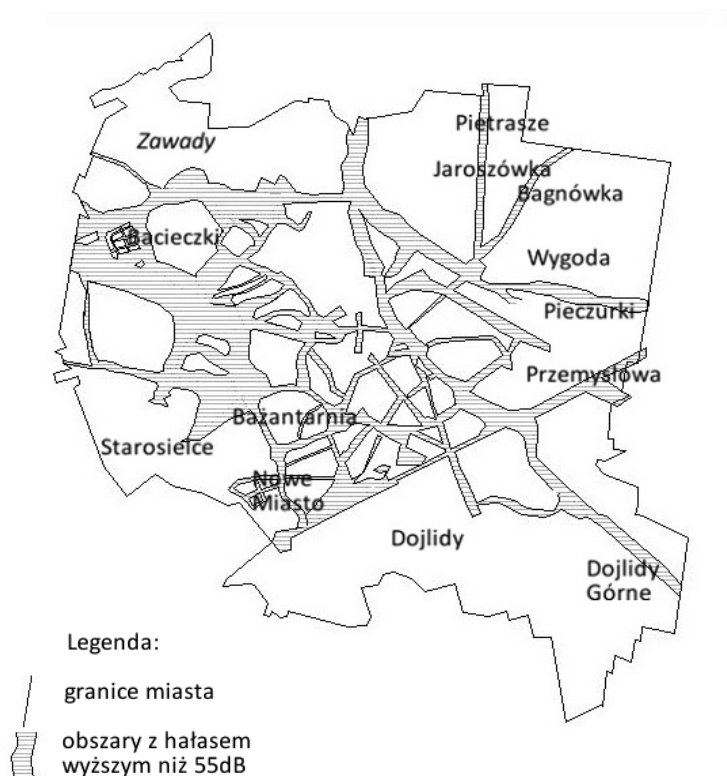
Hałas komunikacyjny w Białymstoku jest czynnikiem o największym zasięgu negatywnego oddziaływania. Na podstawie mapy akustycznej Białegostoku² przedstawiono obszar występowania hałasu o natężeniu powyżej 55dB (rysunek 1). Okazuje się, że najwyższy poziom zanotowano przy głównych arteriach komunikacyjnych. W miejscach, gdzie znajdują się one na otwartej przestrzeni, hałas jest przenoszony również na znaczne odległości. Zwarta zabudowa jest barierą dla hałasu. Zaskakujący jest fakt, że istnieją części osiedli mieszkaniowych znajdujących się w ścisłym centrum miasta, charakteryzujące się poziomem hałasu o natężeniu nawet poniżej 45dB. Według pomiarów natężenia ruchu³, najbardziej obciążone są wjazdy do miasta z kierunku Warszawy i Kleosina, dlatego można uznać lokalizację działki w ich okolicach za niekorzystną z powodu wyso-

¹ Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 14 czerwca 2007 r. w sprawie dopuszczalnych poziomów hałasu w środowisku (Dz. U. 2007 nr 120 poz. 826).

² www.gisbialystok.pl – serwis akustyczny [20-01-2014].

³ Generalny Pomiar Ruchu w 2010.

Rysunek 1
Obszary z poziomem hałasu powyżej 55dB w Białymstoku



Źródło: opracowanie własne.

kiego poziomu hałasu komunikacyjnego. Natomiast ruch kolejowy mający miejsce na obszarze miasta nie wpływa znacząco na poziom hałasu.

Analizując uciążliwości dźwiękowe w Białymstoku, można dojść do wniosku, że najlepszymi obszarami pod zabudowę jednorodzinną są dzielnice położone na obrzeżach miasta, w pewnej odległości od głównych tras komunikacyjnych. Obszary, w których poziom hałasu był najniższy to: Dojlidy Górne, Zawady, Starosielce, Bazantarnia, Jaroszkówka, Bagnówka, zachodnia część osiedla Przemysłowa (jednak tu ze względu na ograniczenia użytkowania terenu można brać pod uwagę tylko dzielnice znajdujące się na obszarach peryferyjnych, gdzie zabudowa jest luźna i istnieje możliwość lokalizacji zabudowy jednorodzinnej).

Tereny zalewowe

W przeszłości miasta były lokalizowane w sąsiedztwie rzek, głównie ze względu na popularny wówczas transport wodami śródlądowymi. Wielkim problemem ostatnich lat okazały się tereny zalewowe. Są to obszary naturalnego wylewania nadmiaru wody z koryt rzecznych, przy nadmiernych opadach atmosferycznych i podniesieniu poziomu wody w rzece. W wyniku rozwoju miast zaczęto zagospodarowywać te tereny, również jako osiedla mieszkaniowe. Budowanie domu w takim obszarze jest bardzo ryzykowne, w razie zalania determinuje ogromne koszty w postaci straconego mienia oraz remontów zniszczonych budynków.

Tereny zalewowe należy uwzględniać przy tworzeniu miejscowych planów zagospodarowania przestrzennego, aby zapobiegać powstawaniu nowych osiedli na tych obszarach i minimalizować ryzyko zalania zagospodarowanego terenu. Taki zapis w miejscowym planie zagospodarowania przestrzennego uniemożliwia uzyskanie pozwolenia na budowę na obszarze zalewowym. Wybierając działkę pod zabudowę należy sprawdzić, czy w danym mieście występują ciekły wodne, sprawdzić zapisy MPZP w sprawie terenów zalewowych oraz ustalić, czy wybrana działka znajduje się od nich w bezpiecznej odległości. Jeżeli nie ma takich danych, dobrze jest zasięgnąć informacji u mieszkańców, którzy wiedzą, czy w przeszłości miały miejsce wystąpienia rzeki z koryta.

Przebieg cieków wodnych oraz ustalone w miejscowych planach zagospodarowania przestrzennego tereny zalewowe w Białymstoku przedstawiono na rysunku 2.

Sposób zagospodarowania miejsc zagrożonych wylewaniem rzek jest prawidłowy, stanowią one użytki zielone, obszary rekreacyjne i ogródki działkowe. Każdy plan miejscowy obejmujący zasięgiem koryto rzeki Białej ustala w jego najbliższym sąsiedztwie i na obszarach, które w przeszłości były zalewane, pas strefy ochronnej w postaci obszarów zielonych. Są to głównie parki osiedlowe, które bardzo dobrze spełniają funkcje rekreacyjne. Podobna sytuacja ma miejsce, jeśli nie obowiązuje miejscowy plan danego obszaru.

Osiedlami, które powinny być zdyskwalifikowane w procesie poszukiwania działki budowlanej są: zachodnia część osiedla Zawady, zachodnia część osiedla Pieczurki, wschodnia część osiedla Jaroszkówka. Osiedlami, które nie są zagrożone wylewaniem rzek są: Starosielce, Dojlidy Górne, Przemysłowa, Pietrasze, południowa część osiedla Pieczurki, wschodnia część osiedla Zawady, zachodnia część osiedla Jaroszkówka.

Pole elektromagnetyczne

Pole elektromagnetyczne może negatywnie wpływać na zdrowie ludzi i środowisko naturalne. W miastach najczęściej spotykanymi jego źródłami są: linie elektroenergetyczne wysokiego napięcia, transformatory dużej mocy oraz nadajniki radiowe. Natężenie pola maleje wraz ze wzrostem odległości od źródła promieniowania.

Rysunek 2

Cieki oraz tereny zalewowe według miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego w Białymstoku



Źródło: opracowanie własne.

W przypadku linii przesyłowych wyznacza się wzdłuż ich osi pas strefy ochronnej, której szerokość zależy głównie od natężenia prądu płynącego danym przewodem, wysokości zawieszenia przewodu oraz wzajemnej odległości linii. Zgodnie z prawem budowlanym zakazane jest lokalizowanie tam budynków mieszkalnych, budynków użyteczności publicznej oraz innych budynków przeznaczonych na stały pobyt ludzi. Zdarzają się sytuacje, kiedy strefa ochronna pokrywa tylko część działki budowlanej, co ogranicza możliwość usytuowania na niej domu, ale jej nie wyklucza. Wpływa to negatywnie na wartość działki, ale

z drugiej strony niska cena może przyciągnąć kupujących. Możliwa jest wtedy budowa domu, ale tylko poza strefą ochronną. Projektując zagospodarowanie takiej działki powinno się zrezygnować z wysokich drzew pod liniami, aby nie ograniczać do nich dostępu odpowiednim służbom technicznym oraz zapobiegać uszkodzeniom podczas silnego wiatru.

Zgodnie ze studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego w Białymstoku głównymi źródłami promieniowania są: linie elektroenergetyczne, urządzenia energetyczne (w tym stacje transformatorowe) oraz stacje radionadawcze (promieniowanie przez nie powodowane nie zagraża zdrowiu ludzi, szkodliwe promieniowanie ma zasięg kilku metrów od źródła).

Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Białymstoku prowadzi monitoring środowiska, w tym natężenia pola elektromagnetycznego. Wyniki badań⁴ wskazują na brak przekroczeń dopuszczalnego poziomu 7V/m w 5 stacjach badawczych zlokalizowanych przy ulicach: Legionowa, Wyszyńskiego, Mieszka I, Jagienki, Waszyngtona. Natężenie pola elektromagnetycznego w tych miejscach jest bardzo niskie, w stacji przy ulicy Wyszyńskiego zanotowano najwyższy wynik, który stanowi 7,9% wartości dopuszczalnej.

Osiedlami na obrzeżach miasta, potencjalnie atrakcyjnymi dla zabudowy mieszkaniowej jednorodzinnej, przez które przebiegają linie wysokiego napięcia są: Zawady, Jaroszkówka, Bagnówka, Przemysłowa, Dojlidy Górne, Wygoda. Linie wysokiego napięcia nie przebiegają przez Starosielce.

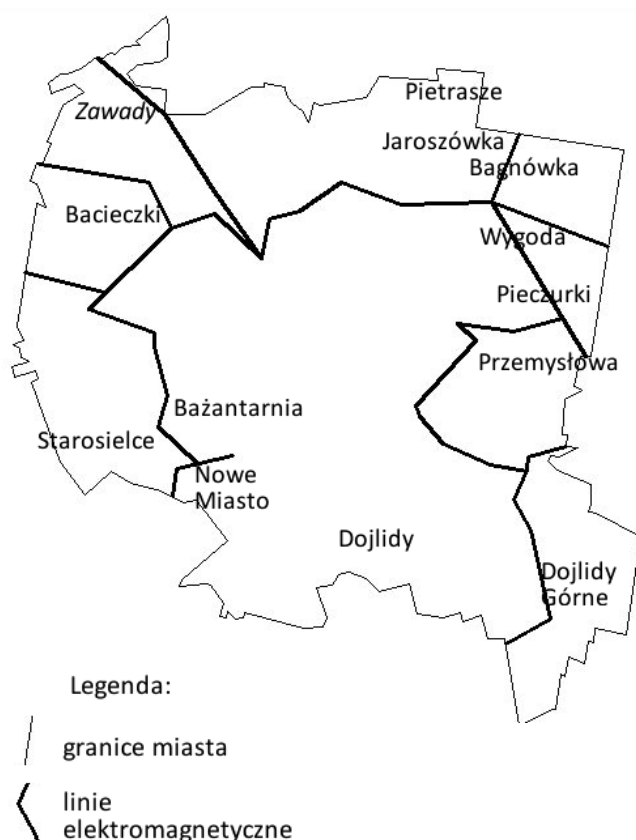
Zanieczyszczenie powietrza

Zanieczyszczenia powietrza są uciążliwe ze względu na bezpośrednie skutki, jakie mogą powodować. Często ich obecność jest wyczuwalna bez pomiarów, ze względu na podrażnianie układu oddechowego, nieprzyjemny zapach, a również widoczna poprzez osadzanie się cząstek zawieszonych w powietrzu na różnych powierzchniach. Najważniejszym źródłem zanieczyszczeń powietrza atmosferycznego w miastach jest spalanie paliw oraz przemysł. Działalność człowieka powoduje emisję do atmosfery dwutlenku siarki, tlenków azotu, tlenków węgla, pyłów zawieszonych oraz innych związków mogących negatywnie wpływać na zdrowie mieszkańców miast i stan środowiska. Skrajną formą zanieczyszczenia powietrza jest występowanie smogu.

Wybierając lokalizację działki pod budowę domu warto upewnić się, że zanieczyszczone powietrze nie będzie negatywnie wpływało na stan zdrowia inwestora i nie będzie stanowiło uciążliwości powodującej obniżenie komfortu życia. Należy więc eliminować miejsca znajdujące się w bezpośrednim sąsiedztwie źródeł zanieczyszczeń i zasięgu ich rozprzestrzeniania. Trzeba omijać dzielnice przemysłowe, w których odbywa się spalanie dużej ilości paliw, wydalanie do atmosfery produktów ubocznych produkcji oraz duże natężenie ruchu komuni-

⁴ Wyniki badań pól elektromagnetycznych wykonanych na terenie województwa Podlaskiego w 2011 roku, WIOŚ, Białystok, styczeń 2012.

Rysunek 3
Schemat rozmieszczenia linii wysokiego napięcia

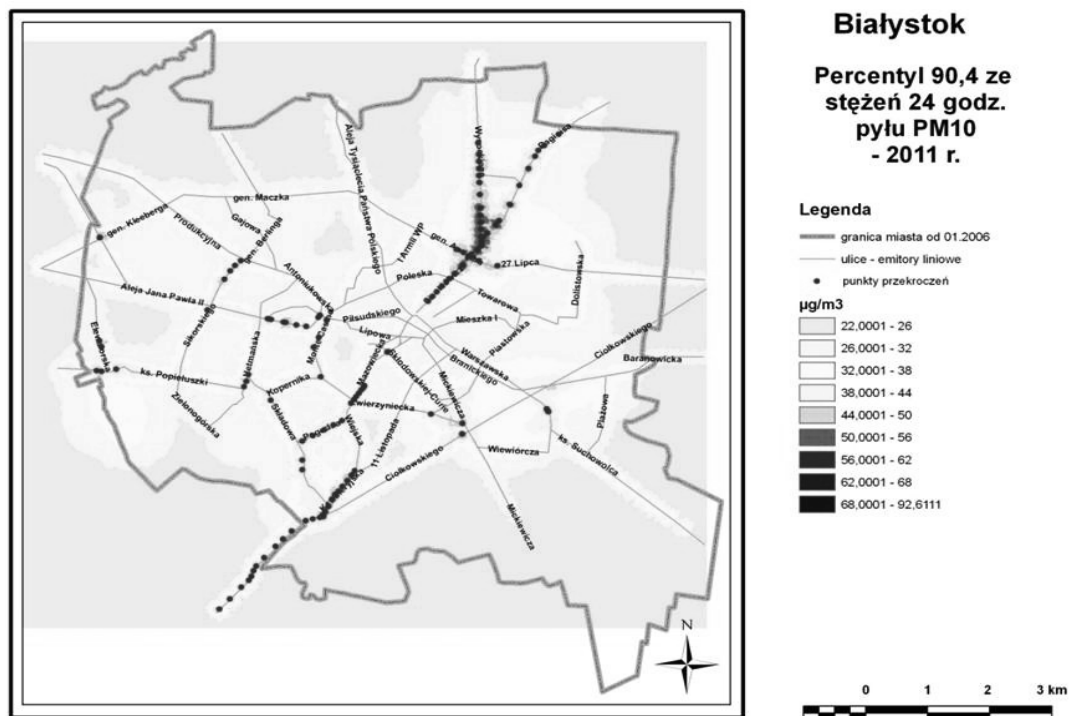


Źródło: opracowanie własne.

kacyjnego, a zwłaszcza ciężkich pojazdów powodujących zanieczyszczenie spalinami. Zdarza się, że gazy i cząstki zawieszone w powietrzu są transportowane na znaczne odległości. Zależnie od wysokości źródła emisji i klimatu odległości te są różne. Poziome ruchy powietrza wyprowadzają zanieczyszczenia z miast na ich obrzeża, powinno się projektować duże ciągi komunikacyjne, o kierunku zgodnym z kierunkiem wiatru w celu przewietrzania miasta. Jeżeli zabudowa jest zwarta, uniemożliwia to ruchy powietrza. Należy przerywać ciągi zabudowy, a w przestrzeniach między zwartą zabudową zasadzić azurową zielen, która poprawia cyrkulację powietrza. Zasady te można wykorzystać projektując osiedla

Rysunek 4

Percentyl 90,4 ze stężeń 24 godz. pyłu PM10 – 2011 roku



Źródło: Program ochrony powietrza..., op. cit.

mieszkańcom tak, aby ograniczyć ilość zanieczyszczeń powietrza, które są transportowane z wiatrem w kierunku obszarów mieszkaniowych.

Największymi źródłami zanieczyszczeń powietrza w Białymstoku są obiekty energetyczne, przemysłowe, bytowo-komunalne oraz ruch komunikacyjny. Białystok posiada program ochrony powietrza⁵, z którego wynika, że głównym problemem jest wysokie stężenie pyłu PM10, który emitowany jest głównie ze źródeł punktowych (źródła technologiczne oraz spalania energetycznego), jak też powierzchniowych.

Obszary, w których poziom pyłu jest zbyt wysoki to głównie rejony ulic: Wysockiego, Raginisa, Sienkiewicza, Kawaleryjskiej, Ciołkowskiego, Zwycięstwa, Konstytucji 3 Maja, Zambrowskiej, Wiadukt, oraz skrzyżowań: Kopernika – Bohaterów Monte Cassino, Elewatorska – ks. J. Popiełuszki, ks. J. Popiełuszki –

⁵ Uchwała Nr XXVII/328/09 Sejmiku Województwa Podlaskiego z dnia 27 kwietnia 2009 r. w sprawie określenia „Programu ochrony powietrza dla strefy aglomeracji białostockiej”.

Hetmańska, Skłodowskiej - Curie – Legionowa, Ciołkowskiego – Mickiewicza (rysunek 4). Osiedla mieszkaniowe z zabudową jednorodzinną, w których może występować przekroczenie dopuszczalnego poziomu pyłu PM10 to: Jarosówka, Bagnówka oraz Starosielce.

Inne

Innym przykładem czynnika, który nie sprzyja budowie domu, jest promieniowanie jonizujące. Jego źródłem w warunkach naturalnych jest radioaktywny gaz – radon. Zdarza się, że pojawia się w piwnicach budynków oraz na niskich piętrach, ponieważ znajduje się w gruncie. W przypadku występowania ilości tego gazu przekraczających normę, należy wykonać izolację oraz systemy odpowietrzenia gruntu pod budynkiem.

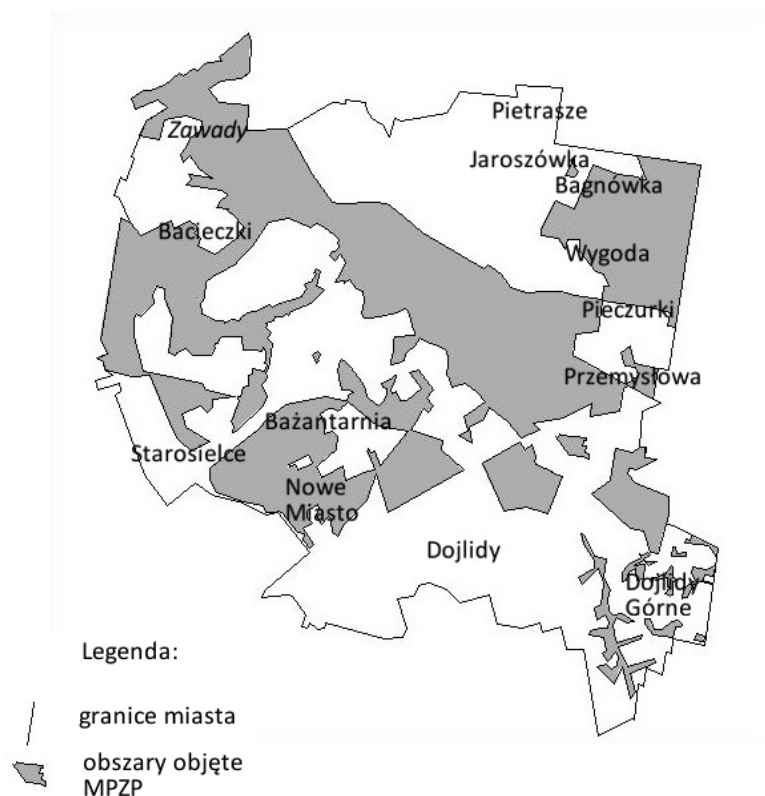
Analizując wpływ poszczególnych czynników na komfort życia, można określić, jakie obszary miast najlepiej spełniają funkcje mieszkalne, a które nie powinny być użytkowane w ten sposób. Za najlepsze uznaje się dzielnice domów jednorodzinnych znajdujące się po stronie nawietrznej miasta, z dala od ośrodków przemysłowych, głównych arterii komunikacyjnych, linii wysokiego napięcia oraz cieków wodnych wraz z obszarami zalewowymi. Zwykle warunki te są spełniane przez peryferyjne dzielnice miast, powstałe w wyniku włączenia obszaru okolicznych miejscowości do granic ośrodka miejskiego. Takie osiedla posiadają cechy miasta, to znaczy: mieszkańcy mają dostęp do infrastruktury technicznej obecnej na obszarach o dużej gęstości zaludnienia (na przykład gazowa), mogą używać transportu zbiorowego, korzystać z dóbr kultury, mają szanse na większe zarobki niż ludność mieszkająca na wsi. Cechami które zachęcają do inwestowania na wsi są: bliskość przyrody, mniejszy stopień zanieczyszczeń i hałasu, możliwość wybudowania domu, dostosowanego do potrzeb mieszkańców, otoczonego działką. Oczywiście oba warianty mają swoje wady, którymi w miastach mogą być wyżej analizowane uciążliwości oraz trudność komunikacji i duża gęstość zaludnienia, a na wsi duże koszty wybudowania i utrzymania domu.

Poza wyżej wymienionymi czynnikami warto również wziąć pod uwagę rodzaj gruntu i nachylenie terenu występujące na działce budowlanej. Można w ten sposób uniknąć konieczności polepszania właściwości nośnych gruntu, a nawet jego wymiany w przypadku występowania gleb organicznych (na przykład torfu).

Białystok jako miejsce lokalizacji inwestycji mieszkaniowej przy uwzględnieniu analizowanych czynników środowiskowych

Na podstawie wcześniej omówionych aspektów przeanalizowano warunki zabudowy w Białymstoku. Miasto to jest zaliczane do większych w Polsce, dlatego jego mieszkańcy mogą cierpieć z powodu uciążliwości typowych dla rozwiniętych ośrodków. W analizie wzięto pod uwagę zapisy miejscowych planów zago-

Rysunek 5
Pokrycie planami miejscowymi



Źródło: opracowanie własne.

spodarowania przestrzennego uchwalonych dla miasta Białegostoku oraz wyniki monitoringu środowiska przeprowadzonego przez Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Białymstoku i innych danych przedstawiających skalę wybranych uciążliwości.

Obszary miasta, w których obowiązują miejscowe plany zagospodarowania przestrzennego przedstawiono na rysunku 5. Przy wyborze działki budowlanej dobrze jest brać pod uwagę właśnie takie tereny, ze względu na jasną sytuację inwestycyjną – wiadomo, co mieści się na poszczególnych działkach i co może

Rysunek 6

Suma powierzchni terenów zalewowych, z hałasem powyżej 55dB i liniami elektroenergetycznymi wysokiego napięcia na tle pokrycia miasta MPZP



Źródło: opracowanie własne.

powstać w przyszłości. Dlatego powinno się unikać miejsc, w których uznać można, że coś może stanowić uciążliwość. W przypadku braku MPZP funkcje terenów można poznać posługując się studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego, które nie jest aktem prawa miejscowego, ale zawiera informacje o istniejącym i możliwym zagospodarowaniu terenu, na podstawie którego powstają plany miejscowe.

Podsumowanie

Przy wyborze działki budowlanej należy brać pod uwagę wiele czynników, które wpływają na komfort życia w danym miejscu. W pierwszej kolejności inwestor powinien sprawdzić, czy interesujący go teren posiada miejscowy plan zagospodarowania przestrzennego, który ułatwia ocenę obecnego i przyszłego stanu zagospodarowania. Plan miejscowy zawiera informacje o inwestycjach takich jak zakłady przemysłowe, ważne drogi, linie energetyczne, czyli mogących obniżyć atrakcyjność działki.

Analizując poszczególne aspekty można dojść do wniosku, które osiedla w Białymstoku są obciążone najmniejszą ilością uciążliwości. Pod względem poziomu hałasu są to osiedla: Dojlidy Górne, Starosielce, Bażantarnia, Jaroszkówka, Bagnówka, Nowe Miasto i północna część osiedla Zawady. Brakiem zagrożenia powodzi charakteryzują się: Starosielce, Dojlidy Górne, Przemysłowa, Pietrasze, południowa część osiedla Pieczurki, wschodnia część osiedla Zawady, zachodnia część osiedla Jaroszkówka. Biorąc pod uwagę stężenie zanieczyszczenia występującego w największej ilości, czyli pyłu PM₁₀, osiedla najczystsze to Dojlidy Górne i Zawady. Starosielce są osiedlem, które nie jest narażone na promieniowanie elektromagnetyczne z linii wysokiego napięcia.

Tomasz Kruszyński

EFEKTYWNOŚĆ WSPIERANIA ENERGETYKI ODNAWIALNEJ W REGIONALNYCH PROGRAMACH OPERACYJNYCH NA LATA 2007-2013 WYBRANYCH WOJEWÓDZTW

Tomasz Kruszyński, dr – Toruńska Wyższa Szkoła Przedsiębiorczości w Toruniu

adres korespondencyjny:

ul. Rybaki 57, 87-100 Toruń

e-mail: tomasz_kruszynski@wp.pl

EFFECTIVENESS OF RENEWAL ENERGY SUPPORT IN THE REGIONAL OPERATIONAL PROGRAMS IN PERIOD FROM 2007 TO 2013 IN SELECTED VOIVODESHIPS

SUMMARY: Legislation applied by the EU authorities imposes an obligation on member states increasing the share of renewables in total energy production to fixed levels. The European Commission provides financial resources coming down from the Structural Funds to preserve these objectives, which institutions and governments can benefit with investing in the development of renewable energy.

This article presents comparison of the rate and range of spending means originated from regional operational programs, co-financed from EU funds in the 2007-2013 EU budget perspective, dedicated to support of the renewable energy sector, in three voivodeships of north and north-western Poland: Kuyavian-Pomeranian, Pomeranian and West Pomeranian, until the end of 2012. In these regions, the level of development of the renewable energy sector is relatively high comparing to the rest of the country.

Most efficient funds absorption occurs where concentration of devices and an installed power capacity is smallest – in the Pomerania voivodship. Signed contracts reach almost 100% of available money at the end of 2012, however the prior arrangement of funds does not fit the level of RES development on areas under investigation.

KEY WORDS: renewable energy sources, RES, European funds, structural funds, regional operational programme 2007-2013

Wstęp

Władze Unii Europejskiej (UE), koordynując politykę proekologiczną w Europie, wspierają systematyczny rozwój odnawialnych źródeł energii (OZE). Uchwalane przez nie przepisy nakładają na kraje członkowskie obowiązki zwiększania udziału energii odnawialnej w produkcji energii brutto¹ do nakreślonych z góry limitów. W osiągnięciu założonych celów Komisja Europejska (KE) wspiera państwa członkowskie, asygnując środki finansowe pochodzące z funduszy strukturalnych, z których sektor publiczny i prywatny Wspólnoty może korzystać inwestując w rozwój energetyki odnawialnej.

Przyjęty przez Komisję Europejską, w komunikacie z marca 2010 roku, dokument strategiczny *Europa 2020* wskazuje na trzy wzajemnie ze sobą powiązane priorytety, na bazie których Europa ma sukcesywnie zaprowadzać u siebie proekologiczną gospodarkę przyszłości, kreśląc zarazem nadrzędne dla niej cele, w tym tak zwany „Pakiet 20/20/20”². Pod jego algebraiczną symboliką kryją się następujące założenia:

- redukcja emisji CO₂ o 20% w roku 2020 w porównaniu do 1990 roku;
- wzrost zużycia energii ze źródeł odnawialnych w UE z obecnych 8,5 do 20% w 2020 roku (dla naszego kraju ustalono wzrost z 7 do 15%);
- zwiększenie efektywności energetycznej w roku 2020 o 20%.

Wzrost poziomu wykorzystania odnawialnych źródeł energii, w tym biopaliw, jest, zgodnie z załącznikiem do uchwały nr 202/2009 Rady Ministrów z dnia 10 listopada 2009 r. *Polityka energetyczna Polski do 2030 roku*³, jednym z podstawowych priorytetów polityki energetycznej Polski. Celem strategicznym polityki państwa jest zwiększanie wykorzystania zasobów energii odnawialnej tak, aby jej udział w finalnym zużyciu energii brutto osiągnął w 2020 roku 15%. Już w 2010 roku, według danych GUS-u, wielkość energii pierwotnej pozyskiwanej w Polsce ze źródeł odnawialnych wyniosła 10,2%. „Osiągnięcie zrównoważonego rozwoju poprzez harmonijne połączenie wzrostu gospodarczego z wymogami ochrony środowiska stanowić będzie dla Polski w najbliższym dziesięcioleciu jedno z głównych wyzwań rozwojowych. Zachowanie zasobów przyrodniczych w stanie nie pogorszonym, a docelowo zwiększenie ich trwałości i jakości nie może być traktowane jako bariera w rozwoju kraju. (...) Podstawowym zadaniem staje się z jednej strony sprostanie rosnącemu zapotrzebowaniu na energię, z drugiej zaś – znajdowanie takich rozwiązań, by maksymalnie ograniczyć negatywny wpływ na środowisko, nie hamując przy tym wzrostu gospodarczego, ale kreując nowe bodźce dla jego pobudzania, zwłaszcza na terenach nieurbanizowanych”⁴.

¹ Całkowita ilość (uzysk) energii (elektrycznej, cieplnej) wytworzonej w zakładzie energetycznym, włącznie z energią zużytą na potrzeby procesu przemiany energetycznej.

² Por. Komisja Europejska, *Communication from the Commission, Europe 2020. A strategy for smart, sustainable and inclusive growth*, (COM/2010/220 final), Bruksela 3.03.2010, s. 12, www.eur-lex.europa.eu [30-04-2013].

³ Załącznik do uchwały nr 202/2009 Rady Ministrów z dnia 10 listopada 2012 r. w sprawie *Polityki Energetycznej Polski do 2030 roku*, www.mg.gov.pl [30-04-2013], s. 4.

⁴ Uchwała nr 157 Rady Ministrów z dn. 25 września 2012 r. w sprawie przyjęcia Strategii Rozwoju Kraju 2020, (M.P. 2012 nr 0, poz. 882), s. 90.

Dbałość o podnoszenie efektywności energetycznej jest o tyle istotna, iż polska gospodarka cechuje się nieodmiennie od wielu lat wysokim poziomem energochłonności, mimo stopniowej poprawy w tym zakresie, wykazując wartości o przeszło 20% wyższe od średniej europejskiej. W załączniku do rządowego dokumentu *Polityka Energetyczna Polski do 2030 roku*, jako jedno z głównych narzędzi realizacji krajowej polityki energetycznej wskazano: „wsparcie ze środków publicznych, w tym funduszy europejskich, realizacji istotnych dla kraju projektów w zakresie energetyki (na przykład projekty inwestycyjne, prace badawczo-rozwojowe)”.

Zestawienie parametrów sektora OZE w wybranych województwach północnego i północno-zachodniego regionu Polski

Niniejsza praca prezentuje wyniki analizy wydatkowania środków finansowych Unii Europejskiej, zaksięgowanych w regionalnych programach operacyjnych na lata 2007-2013 trzech województw północno-zachodniej Polski: kujawsko-pomorskiego, pomorskiego i zachodniopomorskiego, pod kątem ich wykorzystania na rozwój energetyki odnawialnej na tych obszarach.

Na rynku krajowej energetyki odnawialnej, od około 10 lat nade wszystko rozwija się sektor energetyki wiatrowej, po dziś dzień postrzegany przez potencjalnych inwestorów jako najbardziej atrakcyjny. Areał trzech badanych województw charakteryzuje się, według danych Ośrodka Meteorologii Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej (prof. Halina Lorenc), w przeważającej większości III korzystną strefą energetyczną wiatru, poza wąskim pasem wybrzeża gdzie warunki są wybitnie korzystne (I). Województwo kujawsko-pomorskie leży praktycznie w całości w strefie III, za wyjątkiem wąskiego wycinka na południowym wschodzie, gdzie warunki wietrzne są bardzo korzystne (II). Nie są to warunki idealne czy nawet optymalne, ale jednak region ten stał się wyjątkowo atrakcyjnym miejscem dla lokalizacji elektrowni wiatrowych – jest ich tu obecnie ponad 200, najwięcej w kraju. Niejaką rolę w takim sukcesie odgrywa duży odsetek gruntów rolnych w całkowitym areale, a także równinny charakter (niska klasa szorstkości terenu) województwa kujawsko-pomorskiego. Województwo to jest także od lat jedynym obszarem, w którym odnawialne źródła energii odgrywają dominującą rolę w produkcji energii elektrycznej (ponad 60%). Dzieje się tak między innymi za sprawą wybudowanej w 1970 roku we Włocławku jednej z największych polskich elektrowni wodnych, która systematycznie dostarcza około 10% energii produkowanej w kraju ze źródeł odnawialnych⁵.

⁵ Por. *Określenie potencjału energetycznego regionów Polski w zakresie odnawialnych źródeł energii – wnioski dla Regionalnych Programów Operacyjnych na okres programowania 2014-2020*, red. G. Wiśniewski, Instytut Energetyki Odnawialnej, Ministerstwo Rozwoju Regionalnego, Warszawa 2011, s. 94.

Tabela 1

Porównanie podstawowych danych społeczno-gospodarczych analizowanych województw

Województwo	Populacja w 2011 roku	PKB <i>per capita</i> w 2010 roku w zł
Kujawsko-pomorskie	2 097 634	31 107
Pomorskie	2 276 176	35 597
Zachodniopomorskie	1 722 883	32 268

Źródło: dane GUS-u.

Tabela 2

Ilość i moc instalacji z zakresu energetyki odnawialnej w województwach: kujawsko-pomorskim, zachodniopomorskim i pomorskim

Lokalizacja Parametry	Województwo kujawsko-pomorskie		Województwo pomorskie		Województwo zachodniopomorskie	
	Liczba	Moc instalacji [MW]	Liczba	Moc instalacji [MW]	Liczba	Moc instalacji [MW]
Typ instalacji						
Elektrownie wiatrowe	210	281,9	28	272	43	726,4
Elektrownie wiatrowe na morzu	0	0	0	0	0	0
Elektrownie wodne	53	211,1	109	33,7	68	13,3
Elektrownie na biomasę	4	97,4	0	0	2	75,7
Biogazownie	13	9,6	13	13,7	19	9,6
Elektrownie morskie	0	0	0	0	0	0
Ogółem	280	600,0	150	319,4	132	825,0

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych Urzędu Regulacji Energetyki, Mapa odnawialnych źródeł energii, stan na 31 grudnia 2012 roku.

Tabela 3

Porównanie zakresów produkcji energii elektrycznej z OZE w trzech województwach północno-zachodniej Polski

Województwo	Produkcja energii elektrycznej z OZE w 2011 roku [GWh]	Udział energii odnawialnej w produkcji energii elektrycznej ogółem w 2011 roku [%]
Kujawsko-pomorskie	2 063,3	60,5
Pomorskie	1 002,3	30,8
Zachodniopomorskie	1 451,7	16,4

Źródło: dane GUS.

Globalne wielkości mocy zainstalowanej w zakładach produkujących energię uzyskiwane są z puli instalacji o wysoce zróżnicowanych rozmiarach (tabela 2). Na przykład, w województwie kujawsko-pomorskim występuje spore rozdrobnienie mocy w sektorze wiatrowym (210 w większości małych elektrowni na 281,9 MW łącznej zainstalowanej mocy daje statystyczne 1,3 MW przypadające na jeden wiatrak), ale za to stosunkowo wysoka jej komasacja, jeśli idzie o elektrownie wodne („zasługa” elektrowni we Włocławku). Nieliczne biogazownie pobudowano w kujawsko-pomorskim i zachodniopomorskim. Kujawsko-Pomorskie wiezie prym pod względem łącznej liczby instalacji energetycznych (OZE), posiadając ich 280, co daje wartość dwukrotnie większą niż w pozostałych badanych województwach, natomiast zachodniopomorskie, z parametrem globalnej mocy zainstalowanej 825 MW, jest liderem na kolejnym polu, wyprzedzając następne w kolejności kujawsko-pomorskie o około 30%.

Środki finansowe kierowane na wspieranie OZE w regionalnych programach operacyjnych

Wsparcie finansowe Unii Europejskiej dla krajów członkowskich, pochodzące z funduszy strukturalnych: Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego (EFRR) oraz Europejskiego Funduszu Społecznego (EFS), realizowane jest poprzez sektorowe (branżowe) oraz regionalne programy operacyjne (RPO). W czasie trwania unijnej perspektywy finansowej na lata 2007-2013, Polska otrzymała do dyspozycji w ramach Polityki Spójności 67,3 mld euro z funduszy strukturalnych – najwięcej ze wszystkich 27 państw członkowskich. Z kwoty tej, 16,6 mld euro przypadło na programy regionalne, co dało średnio po 1 mld euro na województwo. Łącznie, blisko pół miliarda euro z puli przypadającej na rozwój regionalny władze 16 województw przeznaczyły na wsparcie regionalnego sektora energetyki odnawialnej⁶.

Regionalny Program Operacyjny Województwa Kujawsko-Pomorskiego na lata 2007-2013

W Regionalnym Programie Operacyjnym Województwa Kujawsko-Pomorskiego (RPO WK-P)⁷, odmiennie niż w pozostałych omawianych tu dokumentach programowych, zadania z zakresu energetyki wiatrowej wyłączono z osi priorytetowej poświęconej zachowaniu i racjonalnemu użytkowaniu środowiska,

⁶ Por. R. Krasowski, *Fundusze Europejskie na energetykę odnawialną*, cz. 1, Centrum Prawa Bankowego i Informacji sp. z o.o., Polska Izba Gospodarcza Energii Odnawialnej, Warszawa 2009, s. 90.

⁷ Por. Załącznik do uchwały nr 70/1519/2011 Zarządu Województwa Kujawsko-Pomorskiego z dnia 14 grudnia 2011 r. zmieniającej uchwałę nr 70/892/07 w sprawie przyjęcia Regionalnego Programu Operacyjnego Województwa Kujawsko-Pomorskiego na lata 2007-2013 z dnia 23 października 2007 r., www.mojregion.eu [30-04-2013].

zawierającej trzon zagadnień związanych ze współfinansowaniem OZE. „Wykonując zobowiązania akcesyjne w zakresie wzrostu udziału produkcji energii elektrycznej ze źródeł odnawialnych, zakłada się wspieranie projektów w zakresie produkcji i przesyłu energii elektrycznej i ciepłej z siłowni wykorzystujących: biomasę, energię słoneczną, geotermalną, wód płynących”⁸. W tabeli przedstawiającej indykatywny podział środków według kategorii zaplanowanego wykorzystania wkładu EFRR (w euro) w RPO WK-P, w rubryce „Energia odnawialna: wiatrowa” widnieje kwota 0⁹. Inwestycje w energetykę wiatrową w tym regionie mogą być zatem finansowane, w praktyce, w ramach działania skierowanego na wsparcie inwestycji przedsiębiorstw – w *Osi priorytetowej 5 Wzmocnienie konkurencyjności przedsiębiorstw*, czyli wrzucone do ogólnego „worka” wspierania inwestycji w sektorze prywatnym – małych i średnich przedsiębiorstw (MSP).

Działanie, z którego można finansować zadania z zakresu szeroko pojętych inwestycji w OZE (za wyjątkiem energetyki wiatrowej) ma przyznany numer 2.4 oraz tytuł: Infrastruktura energetyczna przyjazna środowisku. Alokacja finansowa na to działanie wynosi 23 629 286 euro z czego 13 883 455 euro to wkład unijny. Jeśli idzie o maksymalny udział środków publicznych w wydatkach kwalifikowalnych na poziomie projektów, to instytucja zarządzająca zróżnicowała go w zależności od warunku wystąpienia pomocy publicznej oraz rodzaju beneficjentów. Do 75% dofinansowania mogą uzyskać projekty, których nie będzie dotyczyć pomoc publiczna. Od 50 do 70% – to progi wysokości wkładu środków publicznych (w tym 85% z EFRR i 15% z budżetu państwa) w zależności od rozmiarów przedsiębiorstwa – im mniejsza kategoria tym wyższy limit. Do 100% dofinansowania (w tym 75% z EFRR) mogą otrzymać państwowe jednostki budżetowe¹⁰.

Alokacja środków finansowych z EFRR przeznaczonych w tym programie na *Oś priorytetową 5 Wzmocnienie konkurencyjności przedsiębiorstw* wynosi 258 773 407 euro, a maksymalny udział środków publicznych w wydatkach kwalifikowalnych na poziomie projektów, w poddziałaniach skierowanych stricte na rozwój przedsiębiorstw (poddziałania: 5.2.1. Wsparcie inwestycji mikroprzedsiębiorstw i 5.2.2. Wsparcie inwestycji przedsiębiorstw), wynosi maksymalnie do 70% i jest zróżnicowany w zależności od kategorii wielkościowej firmy¹¹.

Regionalny Program Operacyjny Województwa Pomorskiego na lata 2007-2013

W Regionalnym Programie Operacyjnym Województwa Pomorskiego¹² środki finansowe na inwestycje w sektor energetyki odnawialnej zapisano w ramach

⁸ Ibidem, s. 66.

⁹ Ibidem, s. 94.

¹⁰ Załącznik do uchwały Nr 62/1040/10 Zarządu Województwa Kujawsko-Pomorskiego z dnia 12 sierpnia 2010 r., ze zm., Szczegółowy opis osi priorytetowych Regionalnego Programu Operacyjnego Województwa Kujawsko-Pomorskiego na lata 2007-2013, www.mojregion.eu [30-04-2013], s. 62.

¹¹ Ibidem, s. 106-111.

¹² Załącznik nr 2 do uchwały nr 1390/199/12 Zarządu Województwa Pomorskiego z dnia 29 listopada 2012 r., Uszczegółowienie Regionalnego Programu Operacyjnego dla Województwa

Osi Priorytetowej 5 Środowisko i Energetyka Przyjazna Środowisku, w działaniu 5.4 Rozwój Energetyki Opartej na Źródłach Odnawialnych. Beneficjent może pozyskać dofinansowanie na wszystkie rodzaje nośników energii, jak to szeroko i jednoznacznie zarazem przedstawiono w opisie działania: „Realizowane będą przedsięwzięcia ukierunkowane na wykorzystanie źródeł odnawialnych (wiatr, biomasa, energia słoneczna, geotermalna, energia wody płynącej) do produkcji energii elektrycznej i/lub ciepła”¹³. Alokacja finansowa w tym komponencie programu wynosi 13 304 454 euro, z czego 9 968 944 euro stanowi wkład unijny. Maksymalny udział środków publicznych w wydatkach kwalifikowalnych na poziomie projektów określono na poziomie 75%¹⁴.

Budowę instalacji wykorzystujących OZE, jak również nowych technologii w tej dziedzinie, transferu technologii i innowacji, *know-how*, podzespołów czy pakietów konsultacyjnych, można współfinansować także z *Osi priorytetowej 1 RPO WP – Rozwój i innowacje w MŚP*. Beneficjentami wsparcia finansowego, mającego co do zasady charakter pomocy publicznej, są tutaj przedstawiciele sektora prywatnego, w szczególności mikro i mali przedsiębiorcy. Alokacja środków finansowych z EFRR na tę oś priorytetową wyniosła 179 195 202 euro, zaś maksymalny udział środków publicznych w wydatkach kwalifikowalnych na poziomie projektów, w poddziałaniach skierowanych *stricte* na rozwój przedsiębiorstw (poddziałania: 1.1.1. Mikroprzedsiębiorstwa i 1.1.2. Małe i średnie przedsiębiorstwa) określono na poziomie 60%.¹⁵

Regionalny Program Operacyjny Województwa Zachodniopomorskiego na lata 2007-2013

Regionalny Program Operacyjny Województwa Zachodniopomorskiego (Uszczegółowienie Programu¹⁶), zagadnienia dotyczące finansowania zadań z zakresu energetyki odnawialnej zawiera w *Osi Priorytetowej 4 Infrastruktura Ochrony Środowiska*. Spośród pięciu działań tej osi, pierwsze z nich, oznaczone symbolem 4.1 oraz nazwą „Energia Odnawialna i Zarządzanie Energią”, skierowane jest *stricte* na wspieranie tego sektora. Również i w tym regionie w omawianym działaniu znajdują się instrumenty właściwe dla wspierania finansowego wszystkich rodzajów nośników energii, w tym energii wiatru. Alokacja finansowa na wyżej wymienione działanie wznosi 38 900 882 euro, z czego 21 000 000 euro to wkład unijny. Maksymalny poziom dofinansowania na poziomie projektu instytucja zarządzająca określiła tu na poziomie 75% dla zadań nieobjętych pomocą

Pomorskiego na lata 2007-2013, www.dpr.pomorskie.eu [30-04-2013].

¹³ Ibidem, s. 97.

¹⁴ Ibidem, s. 99.

¹⁵ Ibidem, s. 14-20.

¹⁶ Załącznik nr 1 do uchwały nr 1820/12 Zarządu Województwa Zachodniopomorskiego z dn. 29 października 2012 r. w sprawie przyjęcia Uszczegółowienia Regionalnego Programu Operacyjnego Województwa Zachodniopomorskiego na lata 2007-2013 (wersja 6.5), www.wzp.pl [30-04-2013].

Tabela 4
Wielkości kwot wkładu wspólnotowego

Wyszczególnienie	RPO WK-P	RPO WP	RPO WZP
Wkład wspólnotowy ogółem (EFRR)	4 073 857 265	3 837 972 916	3 528 882 282
Wkład wspólnotowy na inwestycje w OZE	56 783 331	40 772 981	85 890 000
OZE/EFRR	1,4%	1%	2,4%

W złotych według kursu euro z dnia 31 grudnia 2012 roku – 4,09: globalnego i skierowanego na inwestycje w OZE w regionalnych programach operacyjnych województw: kujawsko-pomorskiego (RPO WK-P), pomorskiego (RPO WP) i zachodniopomorskiego (RPO WZP) oraz ich porównanie [%].

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych urzędów marszałkowskich.

publiczną oraz maksymalnie 60% dla inwestycji jej podlegających. Maksymalny udział środków budżetu państwa w kwocie dofinansowania oznaczono na poziomie 15%¹⁷.

Podobnie jak przy innych omawianych w niniejszym artykule programach operacyjnych, inwestycje w sektor OZE można finansować w ramach RPO WK-P z działań przeznaczonych na dofinansowanie prywatnych przedsiębiorstw. Zostały one umieszczone przez instytucję zarządzającą w *Osi Priorytetowej 1 Gospodarka – Innowacje – Technologie*. Alokację finansową na wyżej wymienioną oś określono na poziomie 250 753 899 euro, natomiast maksymalny poziom dofinansowania ze środków unijnych na poziomie projektu wyniósł 60% (za wyjątkiem projektów transportowych, gdzie określono go jeszcze niżej – 40%¹⁸).

Wydatkowanie środków funduszy pochodzących z RPO na inwestycje w OZE

Wielkości planów finansowych oraz poziom kontraktacji środków przeznaczanych na inwestycje w energetykę odnawialną w ramach trzech porównywanych regionalnych programów operacyjnych na lata 2007-2013 przedstawiono w tabelach 4 i 5. W latach 2006 i 2007, obok wkładu merytorycznego, władze polskich województw wynegocjowały z Komisją Europejską wielkości kwot wsparcia unijnego asygnowanego z funduszy strukturalnych na przyszłe wykonanie tych programów. Podział środków pomiędzy poszczególne regiony został dokonany w oparciu o algorytm uwzględniający trzy zmienne: populację, PKB per capita oraz poziom bezrobocia. W ten sposób, województwu kujawsko-pomorskiemu przypadła największa kwota spośród porównywanych tu trzech jednostek terytorialnych, czyli przeszło 4 mld złotych (tabela 4). Drugi w kolejności,

¹⁷ Ibidem, s. 172-173.

¹⁸ Ibidem, s. 29-63.

Tabela 5

Kwoty środków finansowych Unii Europejskiej realnie zaangażowanych we współfinansowanie inwestycji (kontrakcja) w projekty OZE w regionalnych programach operacyjnych badanych województw, według podpisanych umów z beneficjentami oraz ich wzajemny stosunek – stan na koniec 2012 roku

Wyszczególnienie	RPO WK-P	RPO W P	RPO WZP
OZE	21 203 006,39	40 126 963,90	8 996 079,55
Przedsiębiorczość	13 597 938,48	39 101 043,58	13 235 026,16
Ogółem	34 800 944,87	79 228 007,48	22 231 105,71
OZE/Przedsiębiorczość	64%	97,5%	147%

W złotych, według kursu euro z dnia 31 grudnia 2012 roku – 4,09 zł

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych urzędów marszałkowskich.

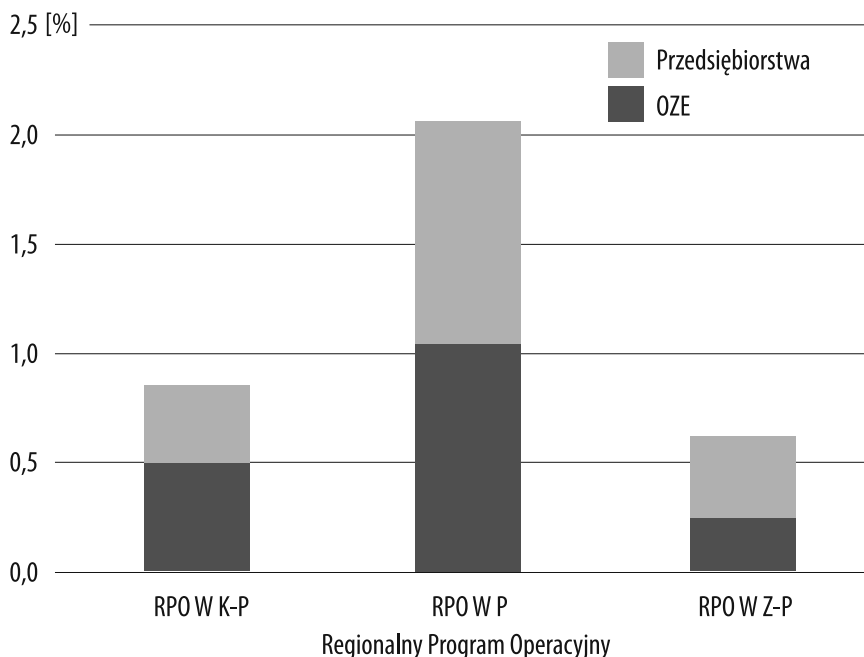
region pomorski otrzymał na lata 2007-2013 od władz UE 3,8 mld złotych, zaś zachodniopomorski – około 3,5 mld złotych. Komisja Europejska akceptowała poziomy alokacji dla osi priorytetowych i składających się na nie działań, w tym rzecz jasna, działań przeznaczonych na wsparcie energetyki odnawialnej w regionach. Wyniosły one kolejno (circa): 85,9 mln złotych dla RPO WZP, 56,8 mln złotych dla RPO WK-P oraz 40,8 mln złotych dla RPO WP. Relacja tych kwot do całościowego wkładu unijnego równała się odpowiednio: 2,4%, 1,4% oraz 1%.

Największą kwotę ogółem na inwestycje w OZE zakontraktowano do końca 2012 roku w województwie pomorskim, najmniejszą zaś w zachodniopomorskim (tabela 5). Podobną relację między regionami zaobserwowano dla sum środków finansowych pochodzących wyłącznie z działań przeznaczonych stricte na rozwój energetyki odnawialnej. Rozkład preferencji beneficjentów dotyczących wyboru jednego z dwóch działań – przeznaczonych na rozwój OZE lub na rozwój przedsiębiorczości – przejawiał się w porównywanych regionach w ten sposób, iż udział środków w tym drugim przypadku był wyraźnie wyższy (o 47%) w województwie zachodniopomorskim, natomiast w kujawsko-pomorskim relacja była odwrotna (-36%). Porównanie sumarycznych wielkości środków ulokowanych w podpisanych umowach na koniec 2012 roku pomiędzy dwoma rodzajami działań w województwie pomorskim wykazało, że uplasowały się ona na porównywalnym kwotowo poziomie.

Analizując łączne udziały środków finansowych UE zawarte w umowach podpisanych przez instytucje zarządzające z beneficjentami, w globalnych kwotach wkładu wspólnotowego przyznanego dla omawianych tu programów operacyjnych (rysunek 1) widać, że poziom ten na koniec 2012 roku, wyniósł maksymalnie niewiele ponad 2% – w województwie pomorskim. W pozostałych regionach nie przekroczył on 1% (najniższy okazał się w województwie zachodniopomorskim). Struktura finansowania tych przedsięwzięć wskazuje na równomierny (około 50%) podział pomiędzy działaniami dedykowanymi dla OZE

Rysunek 1

Udział wydatków regionalnych na inwestycje w OZE, zakontraktowanych łącznie na koniec 2012 roku, współfinansowanych ze środków EFRR (w działaniach przeznaczonych na wspieranie OZE i przedsiębiorstw), w globalnych kwotach środków EFRR programów operacyjnych poszczególnych województw [%]



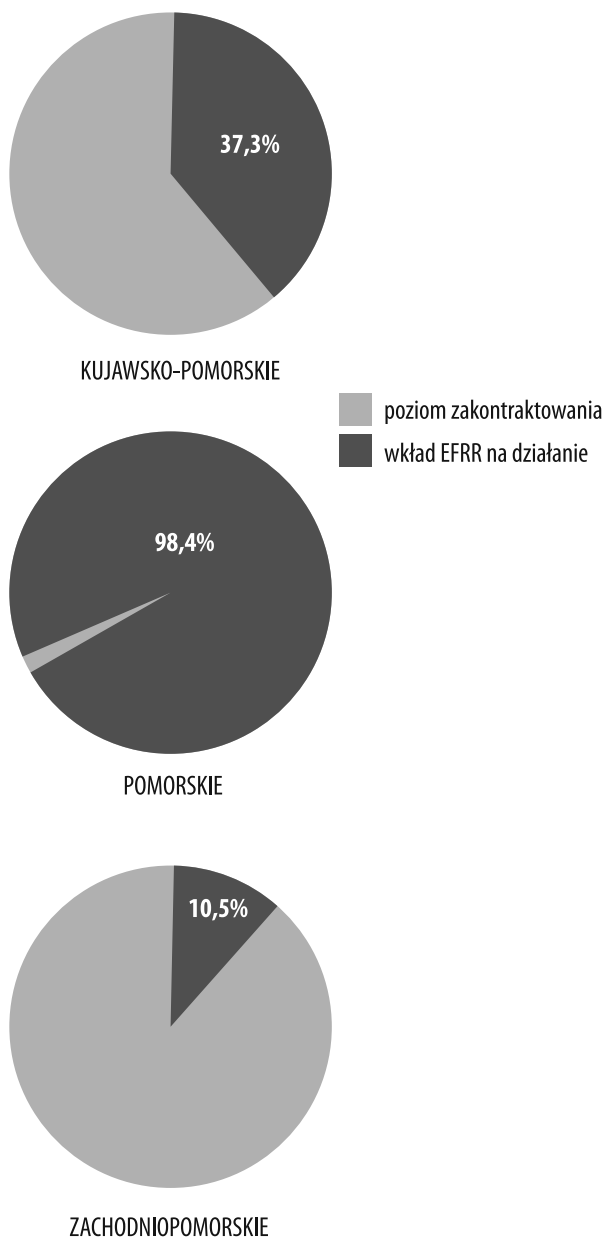
Źródło: opracowanie własne na podstawie danych urzędów marszałkowskich.

i przedsiębiorstw. W kujawsko-pomorskim zaobserwowano niewielką przewagę środków z działania 2.4 Infrastruktura energetyczna przyjazna środowisku, a w zachodnio-pomorskim – nieznacznie wyższą kwotę pochodzącą z działań zapisanych w *Osi priorytetowej 1 Gospodarka – Innowacje – Technologie*.

W niniejszej pracy dokonano także porównania poziomu zakontraktowania środków finansowych przeznaczonych na wsparcie energetyki odnawialnej w celu ujawnienia relacji pomiędzy zapisanymi w umowach z beneficjentami sumami środków pochodzących z EFRR, (w ramach działań skierowanych typowo na wsparcie OZE), a wolumenami alokacji finansowych środków EFRR w działaniach ukierunkowanych stricte na rozwój OZE w poszczególnych programach operacyjnych, na koniec roku 2012 (rysunek 2). Wynika z niego, że w województwie pomorskim proces kontraktacji został na ten czas właściwie zakończony – w omawianym okresie wyasygnowano prawie wszystkie dostępne na wyżej wymieniony cel pieniądze, natomiast najwolniej absorpcja środków unijnych przebiegała w regionie zachodniopomorskim – do końca 2012 roku przyznano

Rysunek 2

Udział wielkości zakontraktowanych środków finansowych na inwestycje w OZE (EFRR) pochodzących z działania skierowanego na rozwój OZE w globalnej kwocie wkładu wspólnotowego w tym działaniu, w poszczególnych programach operacyjnych – stan na koniec 2012 roku [%]



Źródło: opracowanie własne na podstawie danych urzędów marszałkowskich.

beneficjentom tylko niespełna 10,5% dostępnych w puli pieniędzy. W województwie kujawsko-pomorskim, plasującym się w środku stawki, wartość ta wyniosła nieco ponad 37%.

Podsumowanie

Województwa położone na północnych i północno-zachodnich obszarach Polski: kujawsko-pomorskie, pomorskie i zachodniopomorskie, należą do krajowych liderów w produkcji zielonej energii. Mimo to, poziom rozwoju sektora OZE jest w nich zróżnicowany, a rozbieżności te sięgają około 50%. Najwięcej „zielonych” instalacji energetycznych powstało w ostatnich latach w województwie kujawsko-pomorskim i tam też notuje się największy udział zielonej energii w produkcji elektryczności, bo aż 60%. Największe i najbardziej wydajnie zestawione urządzenia do produkcji odnawialnej energii zlokalizowano do tej pory w województwie zachodniopomorskim – notuje się tam, na koniec 2012 roku, najwyższy poziom łącznej zainstalowanej mocy przy najniższej liczbie instalacji; produkcja zielonej energii brutto była więc w tym regionie najwyższa.

W ramach regionalnych programów operacyjnych na lata 2007-2013, od 2007 roku są dostępne znaczące środki przeznaczone między innymi na współfinansowanie zadań z zakresu rozwoju energetyki odnawialnej. Wielkości wkładu wspólnotowego w działaniach przeznaczonych na rozwój OZE, zostały autonomicznie określone przez administrację trzech omawianych w niniejszym artykule województw na różnych poziomach (maksymalny rozrzut wartości przekracza 50%), w sposób zasadniczo proporcjonalny do stopnia rozwoju sektora OZE na danym terenie. Biorąc nawet pod uwagę naturalnie występujące zróżnicowanie w wolumenach zasobów nośników energii odnawialnej w analizowanych jednostkach terytorialnych, takie ustawienie relacji nie wydaje się być optymalne. Bardziej racjonalnym rozwiązaniem byłaby proporcja odwrotna, według zależności – im słabiej rozwinięta infrastruktura OZE, tym większe wydatki, pamiętając chociażby, że centralnym założeniem programów współfinansowanych z EFRR jest dążenie do konwergencji, do wyrównywania dysproporcji w rozwoju gospodarczym regionów państw członkowskich. Przy takiej przesłance trzeba by oczywiście uwzględnić korekty wynikające z różnic w oszacowanych potencjałach zasobów OZE, jednakże można założyć, że co do zasady, poza sektorem geotermii, nie byłyby one znaczące.

Tą istniejącą w regionalnych programach operacyjnych, niezbyt efektywną proporcję kwot do potrzeb, w ograniczonym stopniu rekompensuje fakt, iż potencjalni beneficjenci mogą pozyskiwać środki na dofinansowanie inwestycji w OZE nie tylko z działań ukierunkowanych stricte na rozwój energetyki odnawialnej. Umożliwienie takiego rozdziału wprowadza dozę elastyczności w całym mechanizmie i sprzyja potencjalnie większej konsumpcji kapitału, niż w przypadku ograniczenia wsparcia OZE tylko do jednej „szufladki”. Z pierwszego rodzaju działań (tylko OZE) korzystają głównie jednostki sektora finansów publicz-

nych, które z uwagi na obowiązujące je zasady budżetowe, mają często mniejsze możliwości absorpcji funduszy unijnych (wymagającej niejednokrotnie wysokiego wkładu własnego) niż przedsiębiorcy (zwłaszcza duzi). W województwie zachodniopomorskim na przykład, przedsiębiorcy pozyskali o blisko połowę więcej środków na energetykę odnawialną niż beneficjenci instytucjonalni. Rozwój sektora OZE winien być jednak aktywnie wspierany przez sektor publiczny, pozostawienie go grze rynkowej nie rozwiąże problemów, dlatego też nawet stosowane dotychczas w programach operacyjnych rozwiązanie dychotomicznego finansowania jest niewystarczające w aspekcie polityki inwestycyjnej w odnawialne źródła energii.

Wspomnianą nieadekwatność widać w zbadanym poziomie zakontraktowania (łącznej kwocie określonej w podpisanych umowach z beneficjentami) środków finansowych przeznaczonych na rozwój OZE pochodzących z programów regionalnych, w badanym okresie (koniec 2012 roku). Najszybsza absorpcja funduszy zachodziła właśnie tam, gdzie nasycenie urządzeniami i zainstalowaną mocą było najniższe – w województwie pomorskim poziom zakontraktowania na koniec 2012 roku sięgnął prawie 100%. Poza wysokim zróżnicowaniem międzyregionalnym, ujawnia się ujemna relacja kontraktacji do poziomu rozwoju energetyki odnawialnej na badanych obszarach, a to wydaje się być konsekwencją – z jednej strony środków wyasygnowanych w nieodpowiednich wielkościach w stosunku do potrzeb, z drugiej zaś – oceny przez potencjalnych beneficjentów atrakcyjności inwestycyjnej dla OZE na tych obszarach, między innymi na podstawie stopnia nasycenia stosowną infrastrukturą.



Maciej J. Nowak

STRATEGICZNA OCENA ODDZIAŁYWANIA NA ŚRODOWISKO JAKO INSTRUMENT ZARZĄDZANIA ŚRODOWISKIEM W WYBRANYCH POLSKICH GMINACH

Maciej J. Nowak, dr – Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie

adres korespondencyjny:

Pracownia Ekonomiki Przestrzennej i Środowiskowej

Zakład Prawa i Gospodarki Nieruchomościami

ul. Żołnierska 47, 70-210 Szczecin

e-mail: Maciej.Nowak@zut.edu.pl

STRATEGIC EVALUATION OF THE IMPACT ON ENVIRONMENT AS AN INSTRUMENT IN ENVIRONMENT MANAGING IN SELECTED POLISH MUNICIPALITIES

SUMMARY: The article attempts to verify the main problems during the strategic assessment of the impact on the environment at the local level, as well as how the relationship between this assessment instrument and the local spatial development plan. It is another opportunity to re-analyse one of the levels of the relationship between the spatial planning and the environmental protection. In the last part of the study examines how the role of the strategic environmental impact assessment is perceived in the context of the objectives and principles of the sustainable development. The study has been expanded in this respect with the results of direct interviews. As part of the carrying out the study objectives, research was conducted in Polish municipalities which are in the range of Natura 2000 and are located in four voivodeships: Kuyavian – Pomeranian, Subcarpathian, Silesian and Świętokrzyskie.

KEY WORDS: strategic evaluation, impact on environment, environment managing

Wstęp

Strategiczna ocena oddziaływania na środowisko stanowi drugą (obok oceny oddziaływania na środowisko) formę oceny oddziaływania na środowisko dopuszczalną w polskim systemie zarządzania środowiskiem. Przeprowadzana jest ona przy okazji realizacji poszczególnych dokumentów rozwojowych, w tym aktów polityki przestrzennej. Przede wszystkim w tym ostatnim zakresie strategiczna ocena dotyczy gmin, które przed uchwaleniem lub aktualizacją miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego lub studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego taką procedurę powinny przeprowadzić. I przede wszystkim właśnie w zakresie uchwalania tych dokumentów, strategiczna ocena oddziaływania na środowisko będzie zauważalna w skali lokalnej. Przy czym pamiętać należy, że przy aktach planowania przestrzennego stanowiących jedynie drobne zmiany tych wcześniej przyjętych odstępuje się od przeprowadzenia oceny strategicznej. Biorąc pod uwagę te okoliczności zauważyć trzeba, że w wielu gminach strategiczna ocena będzie przeprowadzana w znikomym zakresie. W związku z tym z prowadzonej analizy wyeliminowano gminy deklarujące, że nie miały do czynienia w badanym okresie z niniejszym instrumentem zarządzania środowiskiem.

W artykule podjęto próbę weryfikacji głównych problemów przy okazji przeprowadzania strategicznej oceny oddziaływania na środowisko w skali lokalnej oraz oceny relacji pomiędzy tym instrumentem a miejscowymi planami zagospodarowania przestrzennego. Jest to tym samym kolejna okazja do przeanalizowania jednej z płaszczyzn zależności pomiędzy planowaniem przestrzennym a ochroną środowiska. W ostatniej części badań przeanalizowano jak postrzegana jest rola strategicznej oceny oddziaływania na środowisko w kontekście celów i zasad zrównoważonego rozwoju. Badania zostały w tym zakresie rozszerzone o wyniki wywiadów bezpośrednich. W ramach realizacji celów badawczych przeprowadzono badania w gminach polskich. Wybrano gminy objęte obszarami Natury 2000 i położone w czterech województwach: kujawsko-pomorskim, podkarpackim, śląskim oraz świętokrzyskim. Z tej grupy odpowiedzi udzielili przedstawiciele 64 gmin. Odpowiedzi podali gminni pracownicy samorządowi właściwi do spraw przeprowadzania ocen oddziaływania na środowisko, reprezentujący w ramach ankiet stanowisko organów gminy.

Kluczowe uwarunkowania organizacyjne związane ze strategiczną oceną oddziaływania na środowisko

Pierwszą formą oceny oddziaływania na środowisko jest strategiczna ocena oddziaływania na środowisko. Obowiązek jej przeprowadzenia wynika z proto-

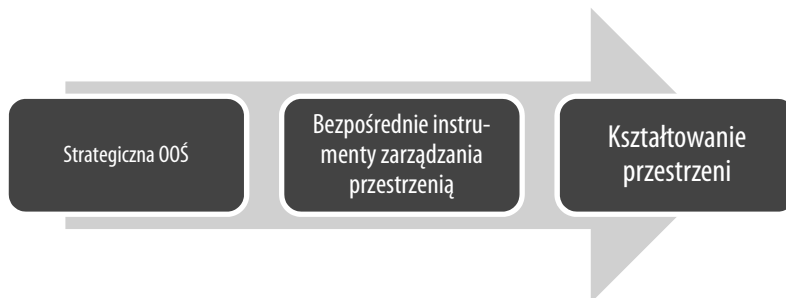
kołu do konwencji z Espoo, podpisanego w Kijowie 21 maja 2003 r.¹ oraz dyrektywy 2001/42/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 27 czerwca 2001 r. w sprawie oceny wpływu niektórych planów i programów na środowisko². Strategiczna ocena oddziaływania na środowisko jest – zgodnie z art. 46 ustawy o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko – przeprowadzana względem zróżnicowanych projektów dokumentów z zakresu rozwoju lokalnego i regionalnego. Wśród nich kluczową rolę zajmują dokumenty będące jednocześnie instrumentami zarządzania przestrzenią: między innymi koncepcja przestrzennego zagospodarowania kraju, plan zagospodarowania przestrzennego województwa, studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego oraz miejscowe plany zagospodarowania przestrzennego. Każdy z tych dokumentów odgrywa bardzo ważną rolę, zarówno z punktu widzenia rozwoju lokalnego, jak też – w odpowiednio w wybranych przypadkach – z punktu widzenia rozwoju regionalnego, a nawet krajowego. Jest to o tyle istotne, że instrumenty zarządzania przestrzenią w wielu wypadkach determinują prowadzoną na wskazanych szczeblach politykę rozwojową. Od przeznaczenia poszczególnych terenów i możliwości z nim związanych zależy bowiem zakres podejmowanych działań. Zastrzec tutaj trzeba, że w wielu wypadkach zarządzanie przestrzenią nie musi wywoływać szybko bezpośrednich skutków – często konkretne inwestycje prowadzone są w oderwaniu od przyjętych koncepcji przestrzennych. Zakres oceny oddziaływania na środowisko jest w takich wypadkach bardziej skuteczny – niezależnie od strategicznej oceny oddziaływania na środowisko jest – właśnie w indywidualnych przypadkach – przeprowadzana ocena oddziaływania przedsięwzięcia na środowisko.

Dyskusyjnym od strony teoretycznej zagadnieniem jest wpływ procedury związanej ze strategiczną oceną oddziaływania na środowisko na zakres planowania przestrzennego. Wpływ wydaje się tutaj bardzo istotny – dany akt polityki przestrzennej nie może zacząć obowiązywać, jeżeli nie okaże się zgodny z wymogami środowiskowymi, zweryfikowanymi zwłaszcza w prowadzonej na tą okoliczność prognozie oddziaływania na środowisko i dokonanej przez regionalnego dyrektora ochrony środowiska (lub w pewnych przypadkach Generalnego Dyrektora Ochrony Środowiska) faktycznej ocenie. Brak spełnienia przesłanek środowiskowych oznaczać będzie jednocześnie brak możliwości uchwalenia danego dokumentu. Można w związku z powyższym rozszerzyć niniejszy punkt widzenia i wskazać, że strategiczna ocena oddziaływania na środowisko, określając zakres instrumentów zarządzania przestrzenią (zwłaszcza miejscowych planów zagospodarowania przestrzennego), znacząco wpływa na samo zagospodarowanie przestrzeni, stwarzając zwłaszcza w tym zakresie pewne bariery. Bariery te jednak w szerszej perspektywie determinują rozwiązania przestrzenne na poszczególnych obszarach na zasadzie, że brak możliwości określonego zagospodarowania terenu będzie skutkował tworzeniem innych koncepcji w tym zakresie.

¹ Dz. Urz. WE 2008/871/WE.

² Dz. Urz. UE L 197 z 21 lipca 2001, s. 30.

Rysunek 1
Strategiczna ocena oddziaływania na środowisko a kształtowanie przestrzeni



Źródło: opracowanie własne.

Określenie jednakże strategicznej oceny oddziaływania na środowisko jako instrumentu zarządzania przestrzenią (zwłaszcza bezpośredniego) wydaje się zbyt daleko idące – wywiera on bowiem na przestrzeń wpływ bardziej pośredni – dopiero poprzez właściwe instrumenty zarządzania przestrzenią (rysunek 1). Z drugiej jednakże strony wpływ oceny jest znaczący. Jak wskazuje A. Fogel, ocena jest dla instrumentów zarządzania przestrzenią na szczeblu lokalnym istotnym elementem procesu wyważania interesów, dostarczającym podmiotom polityki przestrzennej odpowiednie dane³. Należy powyższe podkreślić tym bardziej, że w literaturze bardzo mocno wskazuje się na powiązanie zarządzania przestrzenią ze zrównoważonym rozwojem⁴. Ponadto zauważyć należy również to, że zastosowane rozwiązania względem systemu zarządzania przestrzenią cechuje spójność. W literaturze zaznacza się, że takie sporządzanie ocen, między innymi odniesienie zasięgu poszczególnych oddziaływań, wpływa na pewne spójne obszary funkcjonalne, zwłaszcza obszary chronione⁵.

Na podobnej zasadzie należy rozpatrywać strategiczną ocenę oddziaływania na środowisko jako instrument rozwoju z zakresu przemysłu, energetyki, transportu, telekomunikacji, gospodarki wodnej, gospodarki odpadami, leśnictwa, rolnictwa, rybołówstwa, turystyki i wykorzystywania terenów opracowywanych lub przyjmowanych przez organy administracji, wyznaczających ramy dla późniejszej realizacji przedsięwzięć mogących znacząco oddziaływać na środowisko⁶. Wskazane w taki sposób dokumenty są analogiczne wobec dokumentów wynikających z zakresu zawartego w aneksie I dyrektywy 2001/42/WE⁷. Plano-

³ A. Fogel, *Prawna ochrona przyrody w lokalnym planowaniu przestrzennym*, Instytut Gospodarki Przestrzennej i Mieszkalnictwa, Warszawa 2011, s. 179.

⁴ Z. Bukowski, *Zrównoważony rozwój w systemie prawa*, Dom Organizatora, Toruń 2009, s. 598.

⁵ A. Fogel, op. cit., s. 180.

⁶ B. Poskrobko, T. Poskrobko, *Zarządzanie środowiskiem w Polsce*, Polskie Wydawnictwo Ekonomiczne, Warszawa 2012, s. 132.

⁷ *Postępowanie administracyjne w sprawach określonych ustawą z dnia 3 października 2008 r. o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie*

wanie stanowi podstawową funkcję zarządzania⁸ – tym bardziej więc wydaje się ważne i potrzebne przygotowanie wskazanych dokumentów zgodnie z wymogami środowiskowymi. Dla wszystkich dokumentów z powyższą problematyką związanych powinna również być przeprowadzona ocena, determinując w związku z powyższym pośrednio kierunek prowadzonych działań w każdej z wymienionych sfer.

Ważna z punktu widzenia zarządzania wydaje się także możliwość odstąpienia do przeprowadzenia strategicznej oceny oddziaływania na środowisko. Teoretycznie wydawać to się może działaniem zależnym od oceny organu, jednakże ocena ta jest zawężona do konieczności stwierdzenia, że realizacja postanowień danego dokumentu nie spowoduje znaczącego oddziaływania na środowisko. Niniejszy punkt widzenia wymaga uzasadnienia odnoszącego się do uwarunkowań związanych między innymi ze sprecyzowaniem zakresu oddziaływania, lub braku oddziaływania dokumentu na środowisko, a także cechami branych pod uwagę obszarów. Powinno to być zawsze uwzględniane przy odstępowaniu od dokonywania oceny. Dodatkowo w przypadku aktów polityki przestrzennej kolejnym kryterium jest to, żeby brany pod uwagę dokument zawierał jedynie niewielkie modyfikacje przyjętych już wcześniej rozwiązań. Dokonywanie natomiast większych zmian w poszczególnych dokumentach znów obwarowane jest koniecznością przeprowadzenia oceny. Można więc przyjąć, że system zarządzania środowiskiem przewiduje we wszelkich poważniejszych przedmiotowo określonych przypadkach konieczność środowiskowej weryfikacji niniejszych dokumentów.

Szczególną rolę odgrywa prognoza oddziaływania na środowisko. Jest ona co do zasady sporządzana przez organ odpowiedzialny za sporządzenie dokumentu podlegającego ocenie. Prognoza powinna zawierać w szczególności:

- informacje dotyczące głównych celów projektowanego dokumentu;
- analizę istniejącego stanu środowiska oraz potencjalnych zmian tego stanu w wyniku braku realizacji dokumentu;
- stan środowiska na obszarach objętych przewidywanym znaczącym oddziaływaniem;
- istotne problemy ochrony środowiska;
- cele ochrony środowiska ustanowione na szczeblu międzynarodowym, wspólnotowym i krajowym istotne z punktu widzenia projektowanego dokumentu oraz sposoby, w jakich te cele i problemy środowiska zostały uwzględnione podczas opracowywania dokumentu;
- przewidywane znaczące oddziaływanie na środowisko, w tym między innymi na różnorodność biologiczną, ludzi, zwierzęta, rośliny, wodę, powietrze,

środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko, „Zeszyty Metodyczne Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska” nr 1, Ministerstwo Rozwoju Regionalnego, Warszawa 2009, s. 8.

⁸ M. Smoczyńska, *Rozwój zrównoważony jako podstawa strategii rozwoju gminy*, w: *Ekonomiczne problemy ochrony środowiska i rozwoju zrównoważonego*, red. P. Jeżowski, Wyd. Szkoły Głównej Handlowej, Warszawa 2007, s. 62.

powierzchnię ziemi, krajobraz, klimat, zasoby naturalne, zabytki, czy też dobra materialne.

Przedmiotowa prognoza stanowi podstawę dla dalszych działań w ramach oceny oddziaływania na środowisko, więc w kontekście powyższego na wszelkie dokumenty związane z dokonywaną oceną istotny wpływ wywierać będą wskazane powyżej elementy. Tak więc na zagospodarowanie przestrzenne poszczególnych terenów, przemysł, transport oraz inne wymienione wcześniej czynniki znaczący wpływ będą miały dotyczące wskazanych powyżej zagadnień analizy. Rola prognozy jest więc informacyjna, a nie normatywna (czego nie można już powiedzieć o całej strategicznej ocenie oddziaływania na środowisko). Uznać to niewątpliwie należy za istotny przejaw wdrażania zrównoważonego rozwoju. Ustawodawca jednocześnie wskazuje, że dane, w oparciu o które przygotowywane są analizy w tym zakresie, powinny być oparte i dostosowane do stanu współczesnej wiedzy i metod oceny oraz dostosowane do zawartości i stopnia szczegółowości projektowanego dokumentu. Niniejsze wytyczne stanowią przejaw powiązania poszczególnych działań z koncepcją gospodarki opartej na wiedzy. Otwartym zagadnieniem jest jakość sporządzanych prognoz, która z uwagi na brak wymogu fachowego przygotowania jej autorów może być zróżnicowana⁹. Rozwiązanie to pozwala uniknąć wyższych kosztów, ale w perspektywie długookresowej może przynieść negatywne skutki. Wymóg określonych kompetencji powinien występować przynajmniej przy wybranych częściach prognoz.

Biorąc pod uwagę powyższe, wskazać należy, że organami odpowiedzialnymi za efektywne i skuteczne przeprowadzenie strategicznej oceny oddziaływania na środowisko są przede wszystkim:

- organ uchwalający i przygotowujący dany dokument – względem instrumentów zarządzania przestrzenią na szczeblu lokalnym jest to organ wykonawczy gminy, ale w przypadku innych dokumentów mogą to być także poszczególni ministrowie lub też na przykład Generalny Dyrektor Dróg Krajowych i Autostrad (względem Programu Budowy Dróg Krajowych i Autostrad);
- regionalny dyrektor ochrony środowiska oraz Generalny Dyrektor Ochrony Środowiska (ten ostatni w przypadku dokumentów opracowywanych i zmienianych przez naczelne lub centralne organy administracji rządowej).

W postępowaniu uczestniczą również organy inspekcji sanitarnej oraz w pewnych wypadkach – dyrektorzy urzędów morskich. Tym niemniej w ramach postępowania kluczową rolę odgrywają wskazane powyżej dwa organy. Organ ochrony środowiska odpowiada za poziom szczegółowej weryfikacji zgodności danego dokumentu z wymogami ochrony środowiska. Sprowadza się to przede wszystkim do obowiązku dokonania uzgodnienia zakresu i stopnia szczegółowości informacji zawartych w prognozie oddziaływania na środowisko (i później – w zaopiniowaniu prognozy). Organ przygotowujący dany dokument odpo-

⁹ A. Fogel, *Uwzględnianie wartości przyrodniczych i kulturowych w strategicznej ocenie oddziaływania na środowisko gminnych aktów planistycznych*, w: *Wartości w planowaniu przestrzennym*, red. Z. Cieślak, A. Fogel, Instytut Gospodarki Przestrzennej i Mieszkalnictwa, Warszawa 2010, s. 112.

wiada z kolei za sprawne przeprowadzenie całej procedury, powiązanie celów i wymogów środowiskowych z właściwymi dla danego dokumentu wymogami rozwojowymi, a także uzasadnienie wyrażanego stanowiska.

Główne funkcje organów uczestniczących w strategicznej ocenie oddziaływania na środowisko zostały przedstawione na rysunku 2. Zakres obowiązków poszczególnych organów, zwłaszcza związany z zakresem czynności dotyczących zarządzania, może być zróżnicowany w zależności od dokumentu poddawanego strategicznej ocenie oraz rangi związanych z nim problemów.

W literaturze wskazuje się, że istotą strategicznej oceny oddziaływania na środowisko jest określenie w jak najbardziej prawdopodobny sposób skutków, które mogą powstać w przyszłości dla środowiska. Postępowanie to powinno przede wszystkim wyposażać poszczególne organy odpowiedzialne za przygotowanie różnych dokumentów w niezbędną wiedzę dotyczącą ochrony środowiska¹⁰.

Strategiczna ocena oddziaływania na środowisko odgrywa więc bardzo istotną rolę w całym systemie zarządzania środowiskiem, wywierając wpływ na wszystkie jego elementy. Realizuje to nie poprzez bezpośrednie nakazy i zakazy, ale samą procedurę, współtworzoną przez organy najbardziej zainteresowane przygotowaniem poszczególnych dokumentów. Dodać tutaj można, że wpływ niniejszego instrumentu zarządzania środowiskiem nie wynika wprost z konkretnych regulacji, zawierających konkretne wytyczne techniczne, ale ogólnej oceny podejmowanej na szczeblu organu ochrony środowiska. Dopiero z tej oceny wynikać będą konsekwencje związane z uchwaleniem danego dokumentu.

System związany z zarządzaniem środowiskiem przewiduje zróżnicowane instrumenty o odmiennym sposobie oddziaływania na środowisko. Jak wynika z rysunku 3, strategiczna ocena oddziaływania na środowisko wiąże się z wpływem zarówno na działalność poszczególnych organów, jak również na przygotowywane przez nich dokumenty – w wymiarze środowiskowym. W sposób pośredni instrument ten wpływa także na inne elementy, na przykład związane z zarządzaniem przestrzenią.

Kluczowe problemy związane ze stosowaniem strategicznej oceny oddziaływania na środowisko

Pierwszym, wymagającym szerszej analizy zagadnieniem jest to, jakie największe problemy wiążą się – z perspektywy lokalnej – z prowadzeniem strategicznej oceny oddziaływania na środowisko. Dane w tym zakresie zebrano w sposób podobny, jak analogiczne w ramach rozdziału poprzedniego. Najpierw w ramach wywiadów bezpośrednich wyodrębniono najważniejsze grupy proble-

¹⁰ B. Rakoczy, *Ustawa o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko. Komentarz*, Lexis Nexis, Warszawa 2010, s. 132.

Rysunek 2

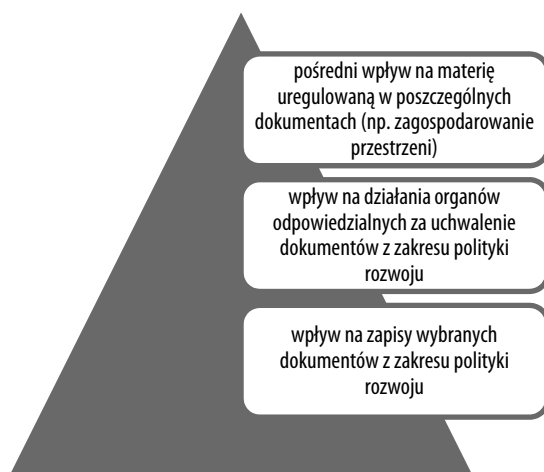
Organy prowadzące strategiczną ocenę oddziaływania na środowisko



Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 3

Rola strategicznej oceny oddziaływania na środowisko w systemie zarządzania



Źródło: opracowanie własne.

mów, które następnie przedłożono do oceny i wyboru właściwym do spraw środowiskowych pracownikom samorządowym. Pozostawiono im jednocześnie możliwość wskazania innych zagadnień poza umieszczonymi wprost w ankiecie.

W ramach procedury strategicznej oceny oddziaływania na środowisko, ogólne związane z nią problemy zostały wskazane i wyodrębnione nieco w odmienny sposób niż przy ocenie oddziaływania przedsięwzięcia na środowisko. Tym niemniej co do zasady zakres wyodrębnionych do ankiet problemów

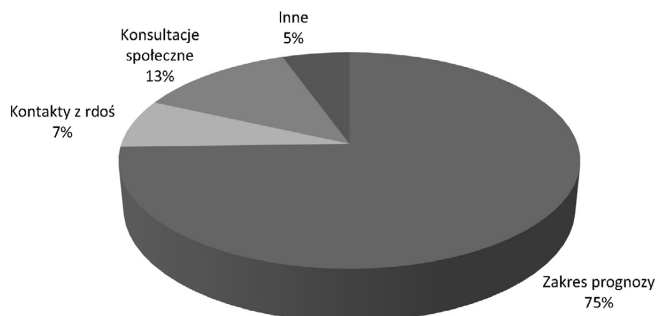
badawczych wskazanych w gminach został przez ich przedstawicieli uznany jako trafny. Z rysunku 4 wynika, że najwięcej wątpliwości na tym etapie budzi zakres prognozy oddziaływania na środowisko. W większości przypadków organy gmin zmierzają do jej ograniczenia, co niechętnie jest oceniane przez regionalnych dyrektorów ochrony środowiska (realizujących swoje ustawowe zadania). Z powyższym łączy się również kolejny akcentowany przez przedstawicieli problem. W praktycznym wymiarze dochodzić tutaj może do konfliktu interesów: inwestorzy, a niejednokrotnie chcący przyjąć jakiś dokument organy gmin optują za możliwie szybkim i najmniej skomplikowanym uchwaleniem przykładowo planu miejscowego bądź studium. Z kolei rolą organów ochrony środowiska jest daleko idąca dbałość o różne wymiary związane z ochroną środowiska. Konflikty w tym zakresie są więc trudne do szybkiego, ogólnego rozwiązania i opierając się na rysunku 4 przyjąć można, że stanowią one często występujące uwarunkowanie prowadzenia oceny oddziaływania na środowisko w skali lokalnej. Organy mogą mieć czasem wątpliwości co do zasadności stosowania w danym przypadku prognozy a nie raportu. Nie wynika to jednak z niejasnych przepisów prawnych, ale właściwości konkretnego planu miejscowego. Jeżeli bowiem taki plan przeznaczony zostaje na cele jednej inwestycji, to w praktyce rozsądniejszym – zgodnym z ogólną koncepcją oceny oddziaływania na środowisko – rozwiązaniem byłoby przygotowanie raportu (tak jak przed wydaniem decyzji lokalizacyjnych). Brak takiej możliwości różnicuje możliwości zatwierdzania określonych przedsięwzięć z punktu widzenia kryteriów planowania przestrzennego.

Osobny problem to konsultacje społeczne. Między innymi w tym zakresie występują niedopowiedzenia proceduralne odnoszące się do relacji pomiędzy przepisami dotyczącymi oceny oddziaływania na środowisko a przepisami o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym. Przedstawiciele gmin mają często problemy, jakie terminy są dla nich wiążące. Podstawą do dylematów jest także zakres ewentualnych informacji i działań, które muszą podejmować. Problem ten, w przeciwieństwie do powyżej zasygnalizowanych jest już łatwiejszy do rozwiązania: przede wszystkim poprzez zmiany ustawowe, ale także rzetelne opinie prawne.

Wśród innych problemów wskazywanych przez przedstawicieli gmin w ankietach pojawiały się przede wszystkim sprawy wynikające z wcześniej zasygnalizowanych kwestii. Jako problemy wskazano więc chociażby zbyt szczegółowy zakres analiz prowadzonych na cele strategicznej oceny oddziaływania na środowisko. Jak wynika jednak z rysunku 5 tego rodzaju wypowiedzi występowały w badaniach w nieznacznym stopniu.

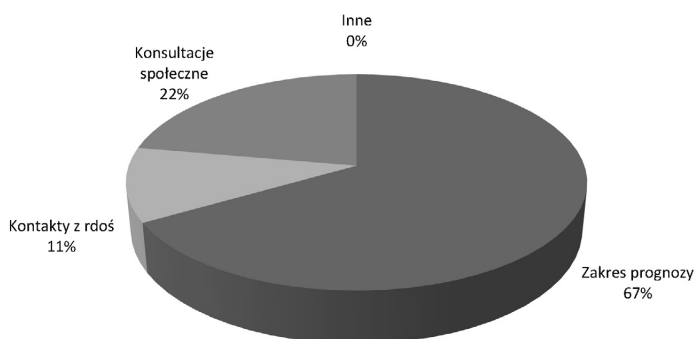
Ocena tych samych problemów jest w pewnym stopniu zróżnicowana w gminach wyodrębnianych z punktu widzenia lokalizacji oraz liczby wydawanych decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach (które można uznać za gminy zdecydowanie bardziej doświadczone w zakresie całej procedury oceny oddziaływania na środowisko). W pierwszej grupie (rysunek 5) zdecydowanie w większym zakresie brane pod uwagę są konsultacje społeczne oraz wynikające z nich problemy. Jednym z uzasadnień powyższego stanu rzeczy może być większa aktywność organizacji społecznych zajmujących się ochroną środowiska na tych tere-

Rysunek 4
Kluczowe problemy występujące przy okazji strategicznej oceny oddziaływania na środowisko –
gminy ogółem według udzielonych odpowiedzi [%]



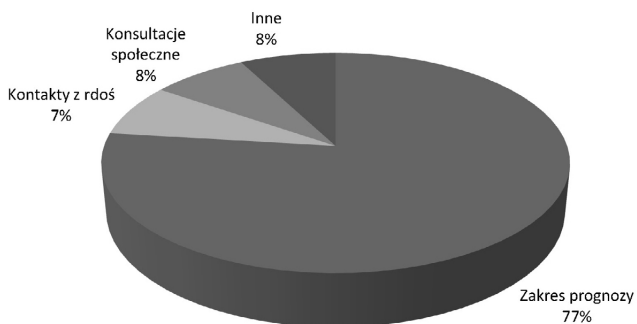
Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 5
Kluczowe problemy występujące przy okazji strategicznej oceny oddziaływania na środowisko –
gminy objęte znacząco obszarem Natura 2000 według udzielonych odpowiedzi [%]



Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 6
Kluczowe problemy występujące przy okazji strategicznej oceny oddziaływania na środowisko –
gminy wydające najwięcej decyzji według udzielonych odpowiedzi [%]



Źródło: opracowanie własne.

nach oraz większymi kontrowersjami uzasadnionymi szerszym zakresem przeprowadzonej oceny. W gminach wydających najwięcej decyzji (rysunek 6) tego rodzaju zmian nie odnotowano.

W gminach liczących ponad 20 tysięcy mieszkańców (rysunek 7) jako główny, wręcz dominujący problem wskazany został zakres prognozy przy sporządzaniu strategicznej oceny oddziaływania na środowisko. W pozostałym zakresie inne problemy nie były w badanej grupie w znaczącym stopniu zauważalne. W pozostałej grupie gmin (rysunek 8) wyniki przypominają wyniki dotyczące wszystkich badanych gmin. Można tutaj dodać, że w gminach liczących więcej ludności występuje ogólna szersza tendencja w zakresie uchwalania miejscowych planów zagospodarowania przestrzennego. Powyższa okoliczność powinna być brana pod uwagę w kontekście oceny udzielonych odpowiedzi. Można więc założyć, że większa liczba uchwalanych planów miejscowych oznaczać będzie przede wszystkim problemy związane z zakresem prognozy. W pozostałym zakresie inne kwestie w ramach stosowanej praktyki zostały wyjaśnione. Powyższe stanowi podstawę do zwrócenia większej uwagi na konieczność odpowiedniej edukacji i szkoleń w zakresie proceduralnym w gminach mniejszych.

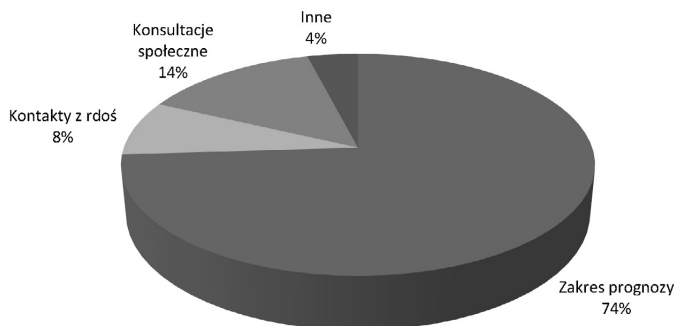
Strategiczna ocena oddziaływania na środowisko a miejscowe plany zagospodarowania przestrzennego

Ocena oddziaływania na środowisko bardzo mocno łączy się z planowaniem przestrzennym. Główna problematyczna kwestia w tym zakresie sprowadza się do pogodzenia relacji pomiędzy przeprowadzeniem strategicznej oceny oddziaływania na środowisko a uchwaleniem (w tym zmianą) miejscowych planów zagospodarowania przestrzennego. Mając na uwadze powyższe, w ramach przeprowadzonej w badanych gminach ankiety zweryfikowano, w jaki sposób przez przedstawicieli gmin są postrzegane relacje pomiędzy obiema procedurami. Wyniki badań stanowiąc będą jednocześnie wyraz rzeczywistego nastawienia przedstawicieli gmin do procedury strategicznej oceny oddziaływania na środowisko.

Negatywna ocena zakresu formalizacji związanego ze strategiczną oceną oddziaływania na środowisko skutkuje zgłaszaniem postulatów ograniczenia lub nawet eliminacji tej procedury. Z rysunku 9 wynika, że tego rodzaju postulaty i związane z nimi nastawienie jest podzielane przez zdecydowaną większość ankietowanych gmin. Wydaje się więc, że postrzeganie przez gminy strategicznej oceny oddziaływania na środowisko jako swoistej bariery rozwoju jest pewnym problemem. Znow w tym zakresie warto zwrócić uwagę na ekonomiczne korzyści związane z ochroną środowiska, które oczywiście bardziej w kontekście długookresowym, ale jednak wpływać mogą pozytywnie na rozwój danej gminy.

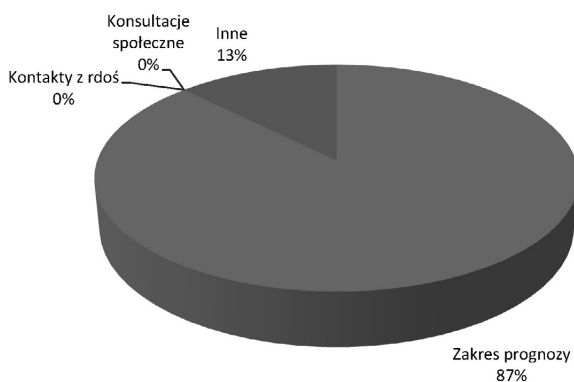
Główne uwagi przedstawicieli badanych gmin sprowadzają się przede wszystkim do zakresu sformalizowania procedury. Wydaje się więc, że po pewnych

Rysunek 7
Kluczowe problemy występujące przy okazji strategicznej oceny oddziaływania na środowisko –
gminy o liczbie do 20 tysięcy mieszkańców według udzielonych odpowiedzi [%]



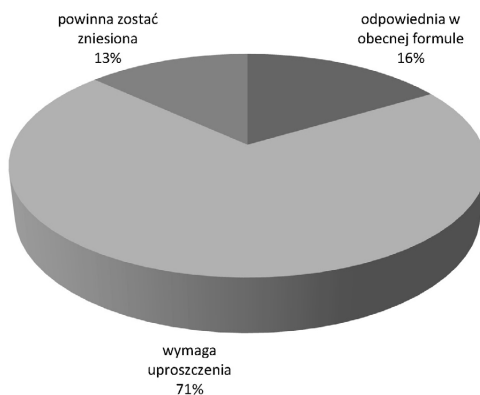
Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 8
Kluczowe problemy występujące przy okazji strategicznej oceny oddziaływania na środowisko –
gminy powyżej 20 tysięcy mieszkańców według udzielonych odpowiedzi [%]



Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 9
Ocena relacji pomiędzy strategiczną oceną oddziaływania na środowisko a miejscowymi planami
zagospodarowania przestrzennego – gminy ogółem według udzielonych odpowiedzi [%]



Źródło: opracowanie własne.

uproszczeniach procedura ta byłaby zdecydowanie bardziej akceptowalna. Tym niemniej zakres procedury w dużym stopniu wynika z dyrektyw unijnych i w związku z powyższym trudno byłoby go w znaczącym stopniu modyfikować.

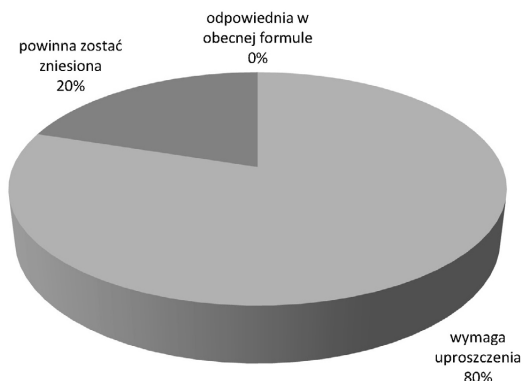
W gminach najbardziej atrakcyjnych pod względem przyrodniczym niewątpliwie w największym zakresie zauważalne są skutki ewentualnych barier związanych z prowadzoną oceną oddziaływania na środowisko. Dlatego też jako potwierdzenie wcześniej występującej tendencji należy ocenić bardzo krytyczne podejście gmin objętych znacząco obszarem Natura 2000 do relacji SOOŚ oraz planów miejscowych (rysunek 10). W przypadku gmin wybranych pod kątem doświadczenia w zakresie prowadzonych procesów inwestycyjnych w kontekście środowiska (rysunek 11) w zdecydowanie większej liczbie przypadków można zauważyć oceny pozytywne. Tym niemniej równocześnie zauważyć należy, że jeżeli większa liczba decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach wydawana jest w gminach w największym stopniu objętych obszarem Natura 2000, ocena ze strony przedstawicieli tych gmin dalej pozostaje krytyczna. Można więc wskazać, że inne cechy ważne z punktu widzenia prowadzonej przez gminę polityki środowiskowej nie odgrywają tak istotnej roli w podejściu gmin, jak zakres lokalizacji obszarów cennych przyrodniczo.

W największym stopniu rola strategicznej oceny oddziaływania na środowisko jest akceptowana w gminach o większej liczbie mieszkańców (rysunek 13). Znow więc w tym przypadku zauważalna będzie tendencja, zgodnie z którą w gminach lepiej rozwiniętych, niekoniecznie zawsze znacząco doświadczonych w procesach środowiskowych, ale grupujących większą liczbę ludności (co skutkuje przynajmniej potencjalnie większym natężeniem inwestycyjnym) zauważyć należy najwyższy stopień akceptacji całej procedury oceny. Powyższe jest godne odnotowania również z tego powodu, że w tego typu gminach polityka przestrzenna jest prowadzona w sposób zdecydowanie bardziej aktywny, co skutkować będzie zdecydowanie większą liczbą uchwalanych miejscowych planów zagospodarowania przestrzennego. Z takiej perspektywy pozytywna ocena roli i formuły strategicznej oceny oddziaływania na środowisko stanowi podstawę do wniosku, zgodnie z którym procedura ta sprawdza się w zdecydowanie lepszym stopniu w bardziej doświadczonych planistycznie gminach.

Strategiczna ocena oddziaływania na środowisko a zrównoważony rozwój

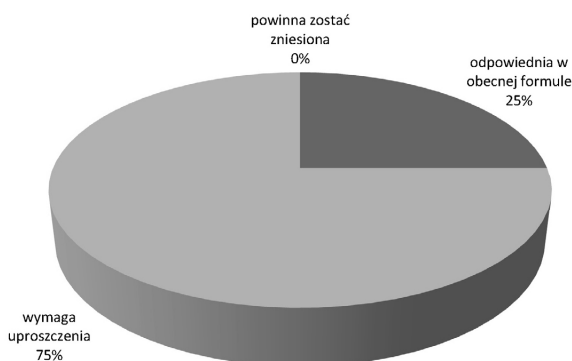
Przy okazji realizacji wytycznych w zakresie przeprowadzanej oceny oddziaływania na środowisko ocenić należy również to, w jakim zakresie realizacja tej procedury wdraża zasadę zrównoważonego rozwoju, która zgodnie z intencją ustawodawcy powinna stanowić podstawę niniejszych instrumentów. W tym miejscu zastrzec należy, że oczywiście perspektywa samorządowców jest bardziej praktyczna niż teoretyczna. Trudno więc odpowiedzi w tym kontekście

Rysunek 10
Ocena relacji pomiędzy strategiczną oceną oddziaływania na środowisko a miejscowymi planami zagospodarowania przestrzennego – gminy objęte znacząco obszarem Natura 2000 według udzielonych odpowiedzi [%]



Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 11
Ocena relacji pomiędzy strategiczną oceną oddziaływania na środowisko a miejscowymi planami zagospodarowania przestrzennego – gminy wydające najczęściej decyzji według udzielonych odpowiedzi [%]



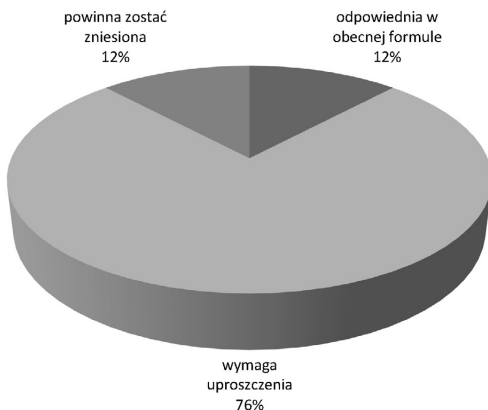
Źródło: opracowanie własne.

udzielane bezpośrednio potraktować jako podstawę do formułowania konkretnych wniosków. Tym niemniej, opierając się na pytaniach przedmiotowych, badania zostały rozszerzone poprzez wywiady bezpośrednie w gminach. Udzielone odpowiedzi wyjaśniające ocenę relacji pomiędzy oceną oddziaływania na środowisko a zrównoważonym rozwojem znacznie szerzej ujmują związaną z tym tematem perspektywę lokalną.

Przeważająca większość ankietowanych z badanych gmin stoi na stanowisku, że strategiczna ocena oddziaływania na środowisko w znaczącym stopniu realizuje wytyczne związane z koncepcją zrównoważonego rozwoju (rysunek 14). Przy tej okazji wypowiadający się w ramach wywiadu bezpośredniego

Rysunek 12

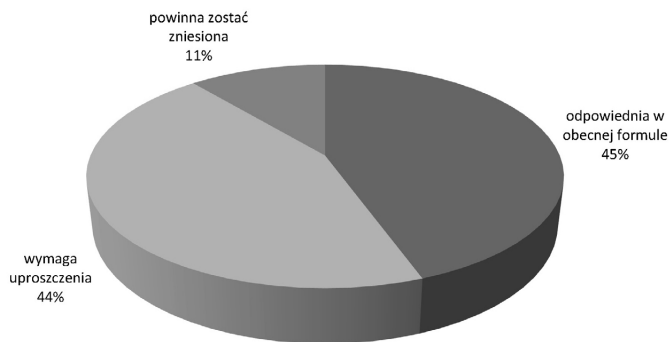
Ocena relacji pomiędzy strategiczną oceną oddziaływania na środowisko a miejscowymi planami zagospodarowania przestrzennego – gminy o liczbie mieszkańców do 20 tysięcy według udzielonych odpowiedzi [%]



Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 13

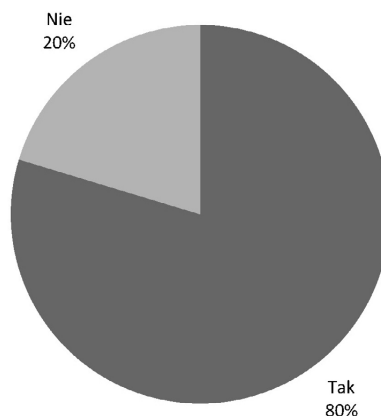
Ocena relacji pomiędzy strategiczną oceną oddziaływania na środowisko a miejscowymi planami zagospodarowania przestrzennego – gminy powyżej 20 tysięcy mieszkańców według udzielonych odpowiedzi [%]



Źródło: opracowanie własne.

przedstawiciele gmin uzasadniają swoje stanowiska na różne sposoby. Przedstawiciele kilku gmin wskazali w tym kontekście, że zagadnienia środowiskowe w ich opinii są najlepiej rozwiązywane z udziałem zainteresowanych obywateli. Strategiczna ocena oddziaływania na środowisko w takim układzie w znaczącym stopniu taki dostęp gwarantuje. Przedstawiciele gmin natomiast w mniejszym zakresie zauważali ewentualne skutki związane z doprowadzeniem przez niniejszą procedurę do wyważenia relacji pomiędzy inwestycjami a celami związanymi z ochroną środowiska.

Rysunek 14
Ocena wpływu strategicznej oceny na środowisko na zrównoważony rozwój w gminie – gminy
ogółem według udzielonych odpowiedzi [%]



Źródło: opracowanie własne.

Podsumowanie

Wyniki badań skłaniają do wniosku, że w licznych przypadkach instytucja strategicznej oceny oddziaływania na środowisko wywołuje wciąż bardzo duże wątpliwości. Szczególnie dużo kwestii spornych zauważanych jest w przypadkach grup:

- gmin w ograniczonym zakresie uczestniczących w strategicznej ocenie oddziaływania na środowisko;
- gmin w znaczącym zakresie objętych obszarami Natury 2000.

W pierwszej grupie gmin głównym powodem krytycznej oceny są obawy przedstawicieli gmin przed jej stosowaniem wynikające z niewielkiego doświadczenia organów w tym zakresie oraz związanej z tym niepewności. W drugiej grupie gmin podstawą krytycznej oceny są w większości przypadków doświadczenia w oparciu o które pewne planowane inwestycje zostały zablokowane lub ich realizacja – rozłożona w czasie.

Wśród kluczowych merytorycznych problemów związanych ze stosowaniem strategicznej oceny oddziaływania na środowisko wymienić należy przede wszystkim zakres prognozy dotyczącej tej oceny. Znow w wielu wypadkach zauważyć można niepewność organów w zakresie szczegółowych elementów, które dokument ten w konkretnych przypadkach powinien zawierać. Przy tej okazji, z jednej strony rozważyć należy konieczność podwyższania kompetencji przedstawicieli gmin, a z drugiej – stworzenie szerszych możliwości związanych z treścią prognozy. Jednym z takich elementów może być w przyszłości punkt dotyczący szerszej wyceny środowiska.

Zauważyć również trzeba, że pozytywniej względem procedury strategicznej oceny oddziaływania na środowisko odnoszą się przedstawiciele gmin prowadzących bardziej aktywną politykę przestrzenną. Przyjąć więc można, że szerszy

zakres działań związanych z zarządzaniem przestrzenią warunkuje też szersze wdrażanie w praktycznym wymiarze koncepcji zrównoważonego rozwoju.

Załącznik 1

Gminy, których przedstawiciele udzielili odpowiedzi w badaniu

Barlinek	Kleszczewo	Stegna
Bolków	Kobylanka	Skarżysko Kościelne
Biłgoraj	Ksawerów	Solina
Bliżyn	Kościelisko	Serniki
Czorsztyn	Kłodzko	Sanok
Czersk	Maniowy	Siekierczyn
Ciężkowice	Międzyrzec Podlaski	Sandomierz
Chrzastowice	Myślenice	Spytkowice
Czarna	Mikołajki	Skarżysko Kościelne
Czarny Dunajec	Narol	Szczytniki
Chocianów	Nowy Sącz	Suchy Las
Częstochowa	Nowe Miasto	Suwałki
Chąśno	Lubin	Szaflary
Dębica	Lanckorona	Świeradów Zdrój
Deszczno	Ludwin	Świerzno
Gryfino	Lesko	Świdnica
Gorzów	Lądek Zdrój	Tarłów
Goleniów	Łańcut	Tarnowo Podgórne
Gniezno	Oleśnica	Tułowice
Gnojno	Opole	Wyryki
Grybów	Olsztyn	Września
Gorzyce	Popielów	Wadowice
Hyżne	Poronin	Wałbrzych
Izbica	Pawłosiów	Wielgomłyny
Jarosław	Polkowice	Wierzbinek
Katowice	Police	Węgliniec
Karpacz	Pyzdry	Zakopane
Kamiennik	Rabka Zdrój	Zduny
Kielce	Radków	Zduńska Wola
Krościenka (oba)	Siechnice	
Koszalin	Słupca	
Kościelisko	Suwałki	
Komprachcice	Sępól	
Kalwaria Zebrzydowska	Szaflary	
Kąkolewnica	Szamotuły	
Krapkowice	Szczawnica	
Kleczew	Swarzędz	

Dorota Musiał • Monika Zajemska

EKONOMICZNO–EKOLOGICZNY ASPEKT ENERGETYCZNEGO WYKORZYSTANIA BIOGAZU WYSYPISKOWEGO

Dorota Musiał, dr inż. – Politechnika Częstochowska
Monika Zajemska, dr inż. – Politechnika Częstochowska

adres korespondencyjny:

Katedra Pieców Przemysłowych i Ochrony Środowiska,
Wydział Inżynierii Produkcji i Technologii Materiałów
ul. A. Krajowej 19, 42-200 Częstochowa
e-mail: musialdt@wp.pl

ECONOMIC – ECOLOGICAL ASPECTS OF ENERGY UTILIZATION OF LANDFILL BIOGAS

SUMMARY: This paper presents the possibility of landfill gas energy use in the process of combustion and co-combustion. Based on the literature and own research, the analysis of energy suitability of biogas in terms of economical and ecological was carried out. Within the laboratory experiment the measurements of the flue gas during co-combustion of biogas with natural gas were performed. The co-combustion method, due to its characteristics, is classified as the primary methods of nitrogen oxides reduction. The proposed technique of co-combustion is advantageous for NO_x reduction, especially in high temperature processes. The synthetic biogas used for testing has similar composition to the landfill gas composition and was a mixture of three components of the following volume shares: CH₄ = 50%, N₂ = 10%, CO₂ = 40%. A laboratory experiment was conducted in a cylindrical quartz chamber. The biogas used in study was introduced into the chamber as an additional fuel, so-called reburning fuel. Conducted experiments have shown that the landfill biogas due to the high calorific value is fully suitable for energy use. In addition, properly performed co-combustion process of landfill gas with conventional fuels, such as natural gas, can substantially affect the reduction of nitrogen oxides emissions.

KEY WORDS: combustion, reburning, landfill biogas, pollution emissions

Wstęp

Powszechnie stosowanym sposobem zagospodarowania i unieszkodliwiania odpadów komunalnych w Polsce jest ich składowanie na wysypiskach odpadów. Składowiska stanowią swego rodzaju bioreaktory, w których następuje rozkład substancji organicznej zawartej w masie odpadów. Wynikiem tych procesów jest wydzielanie się biogazu. Powstający na wysypisku gaz może stanowić realne źródło energii; poza tym ujmowanie i odpowiednie wykorzystanie pozwala ograniczyć jego szkodliwy wpływ na stan środowiska naturalnego. Biogaz uchodzi głównie do atmosfery, a gdy brak jest uszczelnienia wysypiska, także do otaczającego gruntu. Polskie wysypiska nie są jeszcze zbyt dobrze przygotowane pod kątem ujmowania biogazu. Wiele z nich pozbawionych jest nadal odpowiednich instalacji i zabezpieczeń. Na szczęście uregulowania prawne w tym zakresie są coraz bardziej rygorystyczne, z korzyścią dla środowiska naturalnego¹.

Z aktualnych doniesień prasowych wynika, że w Polsce w chwili obecnej funkcjonuje około 800 profesjonalnych składowisk odpadów, natomiast instalacje odgazowania posiada około 170, z czego ponad 90 z nich jest przystosowanych do produkcji z biogazu energii elektrycznej oraz ciepła. W pozostałych składowiskach gaz jest spalany bez pożytku energetycznego. Łączna moc elektryczna instalacji na składowiskach odpadów to około 30 MW. W chwili obecnej kolejnych 11 składowisk przygotowuje się do uruchomienia instalacji pozyskiwania i wykorzystania biogazu (stan na czerwiec 2013 roku)².

Decyzje o energetycznym wykorzystaniu biogazu wysypiskowego podejmuje się w oparciu o szczegółową ocenę produktywności biogazu w określonym horyzoncie czasowym, analizę parametrów fizykochemicznych biogazu, a w szczególności skład chemiczny i związaną z nią wartość opałową. Ponadto, należy przeprowadzić wnikliwą analizę ekonomiczną opłacalności inwestycji³.

Zasadniczym przeznaczeniem biogazu wysypiskowego nadającego się do energetycznego wykorzystania są procesy spalania lub współspalania z paliwami konwencjonalnymi⁴.

¹ R. Arthur, M. F. Baidoo, E. Antwi, *Biogas as a potential renewable energy source: A Ghanaian case study*, „Renewable Energy” 2011 nr 36, s. 1510-1516.

² Naukowcy: 132 megawaty energii z biogazu – kropla w morzu możliwości, www.naukawpolsce.pap.pl [10-06-2013].

³ M. A. Bukowska, W. Szymański, *Monitoring emisji w zakładach termicznej utylizacji odpadów*, „Archiwum Gospodarki Odpadami i Ochrony Środowiska” 2006 nr 3, s. 91-98; B. Igliński, i in., *Agricultural biogas plants In Poland: Investment process, economical and environmental aspects, biogaspotential*, „Renewable and Sustainable Energy Reviews” 2012 nr 16(7), s. 4890-4900; J. Dudek, P. Klimek, *Doświadczenia związane z energetycznym wykorzystaniem biogazu ze składowisk odpadów komunalnych*, „Polityka Energetyczna” 2008 nr 11, s. 25-32.

⁴ A. Beylot, J. Villeneuve, G. Bellenfant, *Life Cycle Assessment of landfill biogas management: Sensitivity to diffuse and combustion air emissions*, „Waste Management” 2013 nr 33, s. 401-411; J. C. Bruno, V. Ortega-López, A. Coronas, *Integration of absorption coling systems into micro gas turbine trigeneration systems using biogas: Case study of a sewage treatment plant*, „Applied Energy” 2009 nr 86, s. 837-847; A. F. Colorado, B. A. Herrera, A. A. Amell, *Performance of*

Energetyczne wykorzystanie biogazu wysypiskowego

Za energetycznym wykorzystaniem biogazu przemawiają nie tylko kwestie ekologiczne i ekonomiczne, ale również prawne. Obowiązek wychwytywania gazu wysypiskowego nałożony przez ustawodawstwo polskie znacząco wpływa na poprawę sytuacji na rynku paliwowym w zakresie wykorzystania odnawialnych nośników energii. Jednakże, ze względu na skład chemiczny, nie każdy gaz wysypiskowy nadaje się do energetycznego wykorzystania. Skład gazu, w zależności od miejsca poboru i czasu wydzielania jest bardzo zróżnicowany (rysunek 1).

Wartość opałowa biogazu wysypiskowego⁵, w zależności od jego składu chemicznego, waha się w zakresie od 17-27 MJ/m³. W skład biogazu wysypiskowego wchodzi min. CH₄, CO₂, N₂ oraz śladowe ilości H₂S, CO czy NH₃ (tabela 1), z czego jedynie metan i gazy z grupą węglowodorową (C_nH_m) mają znaczenie ze względu na przydatność energetyczną⁶.

Skład biogazu jest bardzo zróżnicowany (tabela 1). Różnice te wynikają nie tylko ze specyfiki danego składowiska, ale również zależą od miejsca poboru i głębokości poboru próbki gazu w obrębie jednego składowiska. Przykładowy schemat pozyskiwania gazu z wysypiska odpadów przedstawiono na rysunku 2.

Potencjał techniczny gazu wysypiskowego, przeznaczonego na cele energetyczne, oceniany jest w odniesieniu do większych składowisk komunalnych, czyli takich, na które trafia nie mniej niż 100 tys. ton degradowalnych odpadów w ciągu roku. Realne zasoby gazu wysypiskowego nie przekraczają 30-45% całkowitego potencjału powstającego na składowisku odpadów gazu. W przeliczeniu na m³ zasoby gazu wysypiskowego wynoszą 135-145 milionów m³ /rok, co jest równoważnikiem 5235 TJ energii. Udział pozyskiwanego, gazu wysypiskowego byłby znacznie większy, gdyby nie fakt, że część gazu przedostaje się do atmosfery na skutek braku odpowiedniego systemu uszczelnień składowiska odpadów. Realne zasoby metanu, możliwe do pozyskania, szacowane są na dwukrotnie wyższym poziomie. Poziom ten mógłby zostać osiągnięty, gdyby gospodarka odpadami na składowiskach była prowadzona zgodnie z wymogami norm Unii Europejskiej. Zastosowanie odpowiednich środków takich jak: geomembrany, kontrola odcieków czy system drenażu znacząco ograniczałoby straty metanu uchodzącego do atmosfery⁷.

a Flameless combustion furnace using biogas and natural gas, „Bioresource Technology” 2010 nr 101, s. 2443-2449; G. Piechota, B. Igliński, R. Buczkowski, *Development of measurement techniques for determination main and hazardous components in biogas utilised for energy purposes*, „Energy Conversion and Management” 2013 nr 68, s. 219-226.

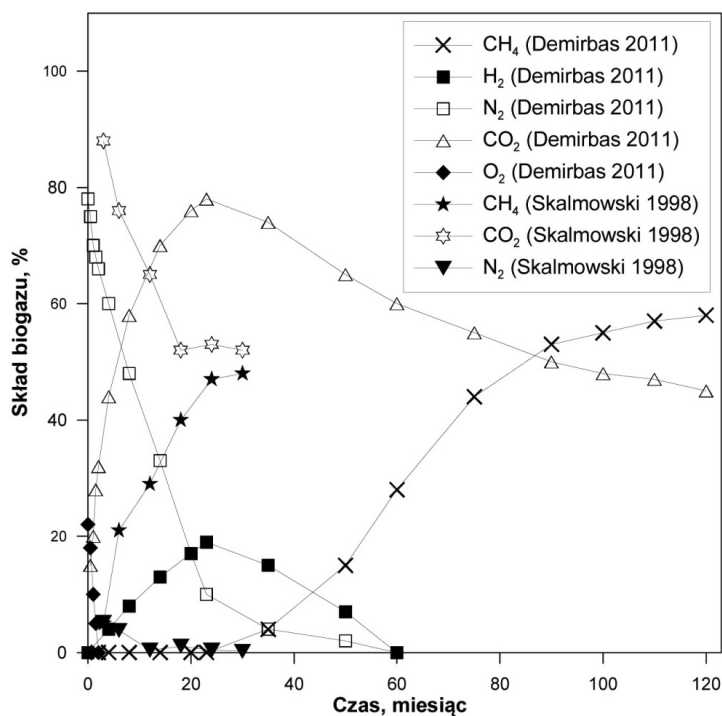
⁵ Poradnik dotyczący sporządzenia i wprowadzenia raportu do Krajowej bazy za 2012 rok, Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami, Warszawa 2013.

⁶ A. Grzybek, *Ocena Strategii rozwoju energetyki odnawialnej oraz kierunki rozwoju energetycznego wykorzystania biogazu wraz z propozycją działań*, Ekspertyza sporządzona na potrzeby Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej, Warszawa 2005.

⁷ *Ekonomiczne i prawne aspekty wykorzystania odnawialnych źródeł energii w Polsce*, Europejskie Centrum Energii Odnawialnej, Warszawa 2000; S. Stepniak, *Zespoły prądotwórcze napędzane gazem z biomasy wysypisk komunalnych*, „Rynek Instalacyjny” 2009 nr 7-8, s. 91.

Rysunek 1

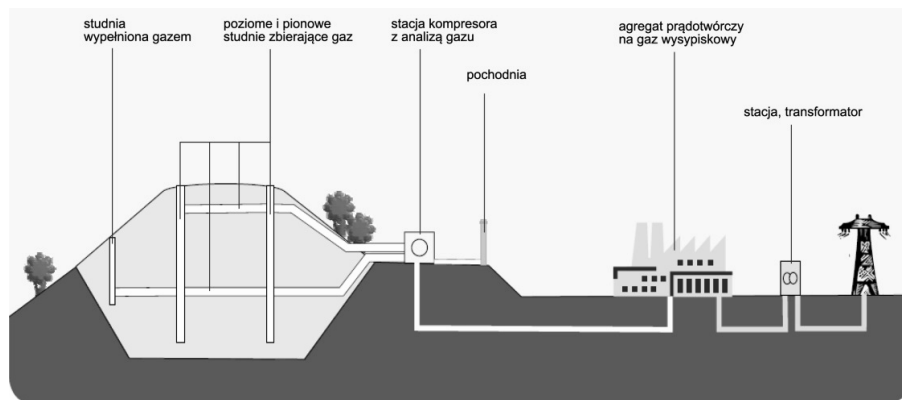
Zależność produkcji składników biogazu od czasu na wysypisku



Źródło: A. Demirbas, *Waste management, waste resource facilities and waste conversion processes*, „Energy Conversion and Management” 2011 nr 52, s. 1280–1287; K. Skalmowski, *Poradnik gospodarowania odpadami*, Verlag Dashofer, Warszawa 1998.

Rysunek 2

Przykładowy schemat pozyskiwania biogazu z wysypiska odpadów komunalnych



Źródło: *Energia z biogazu*, www.giwk.pl [10-06-2013].

Tabela 1
Skład chemiczny gazu wysypiskowego

Składnik	Skład [*]	Skład ^{**}	Skład ^{***}
CH ₄	40-60%	40-75%	60,2%
CO ₂	20-40%	25-40%	31,8%
N ₂	2-20%	0,5-2,5%	7%
O ₂	<1%	0,1-1%	3%
C _n H _{2n+2}	<1%		
H ₂ S	40-100ppm	0,1-0,5%	452,8 mg/Nm ³
NH ₃		0,1-0,5%	15,8 mg/Nm ³
CO		0-0,1%	

* na podstawie: A. Demirbas, *Waste management, waste resource facilities and waste conversion processes*, „Energy Conversion and Management” 2011 nr 52, s. 1280-1287.

** na podstawie: R. Arthur, M. F. Baidoo, E. Antwi, *Biogas as a potential renewable energy source: A Ghanaian case study*, „Renewable Energy” 2011 nr 36, s. 1510-1516.

*** na podstawie: G. Piechota, B. Igliński, R. Buczkowski, *Development of measurement techniques for determination main and hazardous components in biogas utilised for energy purposes*, „Energy Conversion and Management” 2013 nr 68, s. 219-226.

Źródło: opracowanie własne.

Do aktualnych technicznych możliwości wykorzystania energii zawartej w biogazie należą⁸:

- produkcja energii elektrycznej w silnikach iskrowych lub turbinach;
- produkcja energii cieplnej w przystosowanych kotłach gazowych;
- produkcja energii elektrycznej i cieplnej w jednostkach skojarzonych (kogeneracji);
- dostarczanie gazu wysypiskowego do sieci gazowej;
- wykorzystanie gazu jako paliwa do silników tradycyjnych pojazdów;
- wykorzystanie gazu w procesach technologicznych, przykładowo w produkcji metanolu.

⁸ N. Curry, P. Pillay, *Biogas prediction and design of a food waste to energy system for the urban environment*, „Renewable Energy” 2012 nr 41, s. 200-209; A. Demirbas, *Potential applications of renewable energy sources, biomass combustion problems in boiler power systems and combustion related environmental issues*, „Progress in Energy and Combustion Science” 2005 nr 31, s. 171-192; T. Lee, S. Huang, Ch. Chen, *The experimental study on biogas power generation enhanced by using waste heat to preheat inlet Gasek*, „Renewable Energy” 2013 nr 50, s. 342-347; R. Saidur, i in., *A review on biomass as a fuel for boilers*, „Renewable and Sustainable Energy Reviews” 2011 nr 15, s. 2262-2289.

Jednym z poważnych ograniczeń budowy instalacji gazu wysypiskowego są wysokie koszty. Istnieje jednak możliwość uzyskania dofinansowania z Narodowego i wojewódzkich funduszy ochrony środowiska i gospodarki wodnej oraz środków w ramach prowadzonych projektów i programów unijnych⁹.

Analiza ekonomiczno-ekologiczna energetycznego wykorzystania gazu wysypiskowego

Zakres analizy

W ramach analizy oszacowano:

- efekty ekologiczne na podstawie pomiarów stężenia tlenków azotu w procesie współspalania biogazu syntetycznego z gazem ziemnym przy ustalonym stosunku nadmiaru powietrza $\lambda=1.1$,
- efekty ekonomiczne na podstawie przeprowadzonych:
 - obliczeń wartości opałowej gazu wysypiskowego dla różnych składów chemicznych zaczerpniętych z literatury oraz dla biogazu syntetycznego zastosowanego w eksperymencie laboratoryjnym,
 - obliczeń zużycia gazu wysypiskowego dla spalania i współspalania z gazem ziemnym w komorze laboratoryjnej dla różnych wartości stosunku nadmiaru powietrza.

Wartości opałowe gazów obliczono z zależności:

$$Q_w = Q_{w_{CH_4}} \cdot \mu_{CH_4} + Q_{w_{H_2}} \cdot \mu_{H_2} \quad (1)$$

gdzie:

$Q_{w_{CH_4;H_2}}$ – wartość opałowa metanu i wodoru, MJ/m³

$\mu_{CH_4;H_2}$ – udział metanu i wodoru w gazie.

Skład chemiczny użytego w eksperymencie laboratoryjnym gazu ziemnego (Skład1) i biogazu syntetycznego (Skład2) oraz pozostałych gazów wysypiskowych wykorzystanych w obliczeniach (Skład3÷8) zestawiono w tabeli 2.

Schemat stanowiska eksperymentalnego i warunki prowadzonych badań

Badania laboratoryjne mające na celu oszacowanie ekologicznych efektów współspalania gazu wysypiskowego z gazem ziemnym w procesie reburningu przeprowadzono w cylindrycznej komorze kwarcowej o średnicy 0,12 m i długości 3,2 m. Schemat stanowiska przedstawiono na rysunku 3.

⁹ Biogaz Inwestor, www.biogaz.torun.pl [10-06-2013].

Tabela 2
Skład chemiczny analizowanych paliw gazowych

Wyszczególnienie	Skład1	Skład2	Skład3*	Skład4*	Skład5**	Skład6***	Skład7***	Skład8****
CH ₄	96,7	50	55,1	61,7	28,1	25,2	51,0	58,5
CO ₂	0,2	40	32,5	36,1	29,7	17,8	23,0	32,7
O ₂	-	-	1,2	1,1	34,3	48,7	1,0	0,4
H ₂	-	-	-	-	6,2	4,2	-	-
N ₂	2,5	10	-	-	1,7	4,1	-	-
C ₂ H ₆	0,6	-	-	-	-	-	-	-

* Skład gazu składowiskowego – Eko Dolina, www.ekodolina.pl [10-06-2013].

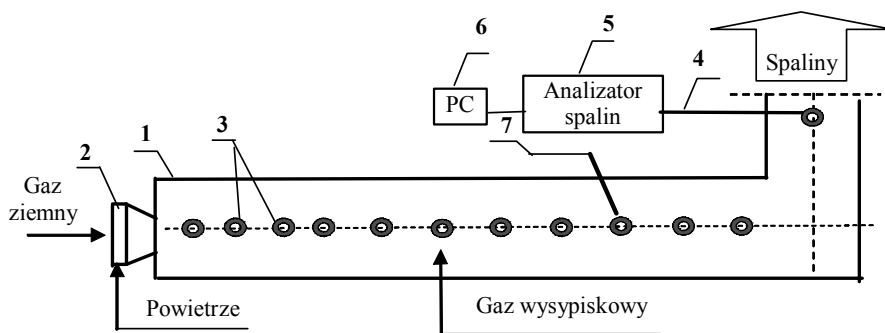
** J. Wereszczak, *Biologiczne metody przedłużania eksploatacji biogazu wysypiskowego w celach energetycznych na przykładzie składowiska odpadów komunalnych*, www.oze.szczecin.pl [10-06-2013].

*** P. Janczarski, *Odgazowanie składowisk odpadów komunalnych – zagadnienia techniczno – technologiczne*, www.kawiusz.hydrologia.net [10-06-2013].

**** J. Dudek, J. Zaleska-Bartos, *Metody utylizacji gazu wysypiskowego*, www.inig.pl [10-06-2013].

Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 3
Schemat stanowiska eksperymentalnego z komorą kwarcową



1 – komora, 2 – palnik główny, 3 – otwory pomiarowe, 4 – sonda, 5 – analizator spalin TESTO 350, 6 – komputer, 7 – termoelement PtRh-Pt

Źródło: opracowanie własne.

Tabela 3

Warunki prowadzenia eksperymentu

Wyszczególnienie	Główna strefa spalania	Strefa reburningu	
		biogaz syntetyczny	gaz ziemny
Paliwo	gaz ziemny		
Całkowity strumień powietrza [m^3/h]	29,00	-	
Strumień paliwa [m^3/h]	2,84	0,305÷1,016	0,15÷-0,5
Stosunek nadmiaru powietrza [λ]	1,10	0,91÷0,75	0,89÷ 1,0
Udział paliwa reburningowego w całkowitej ilości ciepła (rb), [%]		5,3÷16	5,30÷16,0

Źródło: opracowanie własne.

Komora laboratoryjna została wykonana z trzech izolowanych materiałami włóknistymi rur kwarcowych o długości 1 m każda i średnicy 0,12 m. Poszczególne segmenty zostały wyposażone w otwory pomiarowe, a w segmencie środkowym wykonano otwory umożliwiające wprowadzenie paliwa reburningowego, którym był gaz wysypiskowy oraz w celach porównawczych gaz ziemny. Na wlocie do komory zainstalowano palnik wirowy, w którym spalano gaz ziemny. Ostatni segment połączono przewodem odprowadzającym spaliny do kanału odciągowego. Całkowita długość komory wraz z przewodem odprowadzającym wynosiła 3,8 m. Skład spalin odlotowych mierzono za pomocą analizatora spalin, a temperaturę za pomocą termoelementu PtRh-Pt.

Warunki prowadzonych eksperymentów zestawiono w tabeli 3.

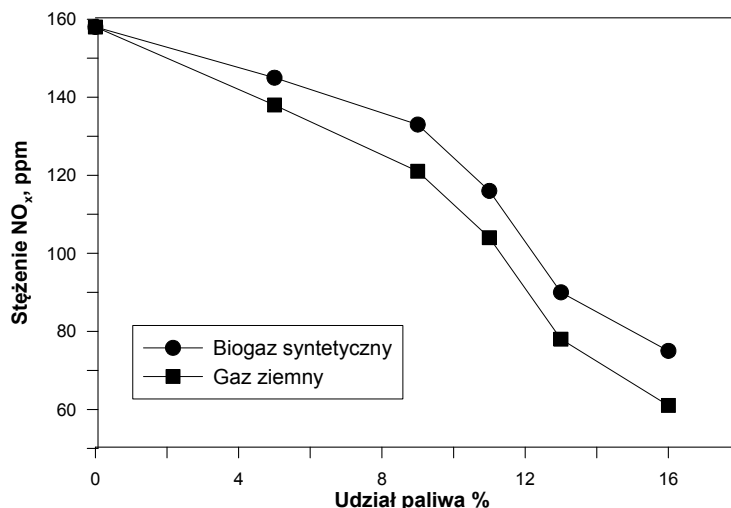
Wyjściowy poziom tlenków azotu NO_x wyniósł 158 ppm.

Wyniki badań i obliczeń

Przeprowadzone w ramach eksperymentu laboratoryjnego pomiary stężenia tlenków azotu wykazały, że współspalanie gazu ziemnego z gazem wysypiskowym może istotnie obniżyć ich koncentrację w spalinach wylotowych (rysunek 4). Uzyskane wyniki pomiarów z zastosowaniem biogazu jako paliwa reburningowego porównano z gazem ziemnym, jednym z najefektywniejszych paliw redukcyjnych.

Uzyskane wyniki eksperymentów z zastosowaniem gazu wysypiskowego jako paliwa reburningowego były bardzo zadawalające. Obniżenie koncentracji tlenków azotu otrzymane podczas współspalania gazu wysypiskowego wyniosło niewiele mniej aniżeli podczas współspalania z gazem ziemnym. Jak wynika z rysunku 4 stężenie NO_x zmniejsza się już o 8% przy zaledwie 5% udziale biogazu. Przy 16% udziale gazu wysypiskowego w stosunku do całkowitej ilości wprowadzanego paliwa koncentracja NO_x obniża się do 75 ppm, co przy wyjściowym stężeniu na poziomie 158 ppm daje ponad 50% redukcję tlenków azotu. Dla współspalania z gazem ziemnym uzyskano wartości niewiele wyższe,

Rysunek 4

Zmiany stężenia NO_x w zależności od udziału gazu ziemnego i biogazu w ogólnej ilości ciepła

Źródła: opracowanie własne.

co wskazuje na bardzo dobre właściwości redukcyjne gazu wysypiskowego. Uzyskane w badaniach efekty ekologiczne gaz wysypiskowy zawdzięcza proponowanej technologii współspalania.

Istota procesu reburningu polega bowiem na wprowadzaniu do komory spalania w strefę popłomienną dodatkowego paliwa, którym jest paliwo węglowodorowe, a powstające z jego rozpadu rodniki CH reagując z tlenkami azotu redukują je do azotu molekularnego. Proces ten charakteryzuje się dużą skutecznością przy swej prostocie i stosunkowo niskich nakładach inwestycyjnych. Literatura przedmiotu podaje, że gaz ziemny należy do najskuteczniejszych paliw redukcyjnych¹⁰.

Współspalanie gazu wysypiskowego z innymi paliwami pozytywnie wpływa również na ekonomikę procesu. Jeśli całkowity potencjał gazu ze składowiska nie pozwala na jego samodzielne spalanie lub jego wartość opałowu jest stosunkowo niska, to idealnym rozwiązaniem jest jego współspalanie z innymi paliwami.

Jak wynika z danych zebranych w tabeli 4, przy 5% udziale gazu wysypiskowego w całkowitej ilości ciepła doprowadzanego do procesu, strumień biogazu wynosi $0,305 \text{ m}^3/\text{h}$, natomiast przy 16% udziale $1,016 \text{ m}^3/\text{h}$. Dla porównania,

¹⁰ A. Magdziarz, M. Wilk, M. Zajemska, *Modelling of pollutants concentration from the biomass combustion process*, „Chemical and Process Engineering” 2011 nr 32 (4), 423-433; B. Białecka, *Efektywność ekologiczna i ekonomiczna zastosowania metody reburningu*, „Gospodarka Paliwami i Energią” 2000 nr 4, s. 18-21; M. Zajemska, *Analiza teoretyczno-eksperymentalna wpływu współspalania odpadów drzewnych w formie paliw reburningowych z gazem ziemnym na skład chemiczny spalin*, „Drewno. Prace Naukowe Doniesienia Komunikaty” 2012 nr 188(55), s. 71-86.

Tabela 4

Zestawienie wyników obliczeń wartości opałowej (Q_w) i zużycia gazu wysypiskowego ($\dot{V}_g$) dla różnych wartości stosunku nadmiaru powietrza, λ

	Skład1	Skład2	Skład3	Skład4	Skład5	Skład6	Skład7	Skład8
Q_w	34,545	17,665	19,467	21,799	10,586	9,349	18,018	20,668
$\lambda=1,05$								
$\dot{V}_g$	2,97	5,80	5,26	4,70	9,68	10,96	5,69	4,96
$\lambda=1,1$								
$\dot{V}_g$	2,83	5,54	5,02	4,49	9,24	10,46	5,43	4,73
$\lambda=1,15$								
$\dot{V}_g$	2,71	5,30	4,81	4,29	8,84	10,01	5,19	4,53
$\lambda=1,2$								
$\dot{V}_g$	2,59	5,07	4,60	4,11	8,47	9,59	4,98	4,34

Źródło: opracowanie własne.

przy założeniu tych samych udziałów w cieple, strumień gazu ziemnego wynosi odpowiednio $0,15 \text{ m}^3/\text{h}$ i $0,5 \text{ m}^3/\text{h}$.

Jeśli rozpatrzmy spalanie samego biogazu to jego zapotrzebowanie w procesie spalania jest dużo większe. Ponadto, warto nadmienić że im wyższa wartość opałowa gazu wysypiskowego, tym mniejsze jest jego zużycie w procesie spalania.

W tabeli 5 przedstawiono wyniki obliczeń wartości opałowej i zużycia gazu wysypiskowego podczas spalania bez stosowania reburningu dla różnych składów biogazu oraz różnych warunków prowadzenia procesu (zmienna wartość stosunku nadmiaru powietrza). W obliczeniach założono stały strumień powietrza równy $29 \text{ m}^3/\text{h}$, taki jaki miał miejsce w eksperymencie laboratoryjnym. Dla porównania obliczenia przeprowadzono również dla gazu ziemnego.

Podsumowanie

Jak wynika z zaprezentowanych w niniejszym artykule wyników badań i obliczeń, energetyczne zagospodarowanie biogazu wysypiskowego jest korzystne nie tylko ze względów ekonomicznych, ale przede wszystkim ekologicznych. Jednym ze sposobów wykorzystania biogazu do celów energetycznych jest jego współspalanie z paliwami konwencjonalnymi, przykładowo z gazem ziemnym w procesie stopniowego spalania, tak zwanego reburningu. Zastosowana w badaniach technologia spalania, ze względu na swoją specyfikę, prowadzi do znacznego obniżenia stężenia tlenków azotu w spalinach. Specyfika tej metody opiera się bowiem na reakcji rodników CH_3 , powstających z rozpadu paliwa reburnującego z tlenkami azotu, w wyniku której NO redukowane jest do azotu molekular-

nego. Proces ten charakteryzuje się dużą skutecznością przy swej prostocie i stosunkowo niskich nakładach inwestycyjnych. Metoda reburningu może być stosowana w wielu urządzeniach energetycznych, zarówno w energetyce zawodowej, jak i przemysłowej. Jako paliwa reburningowe używane są głównie paliwa konwencjonalne, jednak istnieje wiele przesłanek na zastosowanie również biopaliw, a w szczególności biogazu ze względu na jego właściwości redukcyjne, zbliżone do gazu ziemnego. Osiągnięty w badaniach stopień redukcji tlenków azotu, ze względu na specyfikę procesu reburningu, może być jeszcze wyższy, jeśli biogaz w swoim składzie będzie zawierał więcej metanu.

PROBLEMATYKA OGÓLNOEKOLOGICZNA I SPOŁECZNA

GENERAL ECOLOGICAL
AND SOCIAL PROBLEMS



Justyna Kubicz

OCENA RYZYKA ZDROWOTNEGO OGRODÓW DZIAŁKOWYCH WROCŁAWIA

Justyna Kubicz, dr inż. – Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu

adres korespondencyjny:

Instytut Inżynierii Środowiska

Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu

Pl. Grunwaldzki 24, 50-363 Wrocław

e-mail: justyna.kubicz@up.wroc.pl

HEALTH RISK ASSESSMENT FOR ALLOTMENT GARDENS IN WROCŁAW

SUMMARY: The paper assesses the human health risk for users of allotment gardens in Wrocław. The assessment is made on the basis of heavy metals (Cd, Cu, Zn) hazard. It takes the two main routes of exposure into account: accidental ingestion of contaminated soil and dermal contact with contaminated soil. Attention was focused on recreational scenario of hazard. The methods used have been recommended by the US Environmental Protection Agency. Results of the analysis show the highest value of the hazard index can be observed for children, in the allotment gardens located in Wrocław – Grabiszyn, in the area of environmental impact of Hutmen factory.

KEYWORDS: human health risk, heavy metals, hazard index, allotment gardens

Wstęp

Ogrody pracownicze lub rodzinne, zwane potocznie działkami lub ogrodami działkowymi, są bardzo popularnym miejscem wypoczynku i rekreacji mieszkańców miast. Niejednokrotnie wykorzystywane są także w amatorskiej uprawie warzyw i owoców. Z uwagi na spełniane funkcje powinny być zlokalizowane na obszarach wolnych od zanieczyszczeń powietrza, gleb oraz wód gruntowych. Niestety, w większości polskich aglomeracji ogrody działkowe są rozmieszczone w okolicach zakładów przemysłowych, tras komunikacyjnych oraz na terenach poddanych rekultywacji, gdzie często obserwuje się zanieczyszczenie metalami ciężkimi i innymi substancjami¹.

Kadm, miedź, cynk i ołów należą do grupy najbardziej toksycznych metali ciężkich². Do organizmów żywych metale te dostają się najczęściej drogą pokarmową, na drodze absorpcji przez wdychanie i wchłanianie przez skórę, czyli tak zwany transport folikularny³. Absorpcja metali ciężkich przez wdychanie jest najszybszą drogą pochłaniania i wiąże się z szybkim rozprowadzeniem substancji toksycznej przez układ krążenia⁴. Konsekwencje zdrowotne ciągłego narażenia nawet na niewielkie dawki metali ciężkich mogą ujawnić się po wielu latach. Ich toksyczne działanie na ludzi i zwierzęta ma bardzo szerokie spektrum. Metale ciężkie szczególnie łatwo ulegają kumulacji w organach wewnętrznych, a ich rakotwórcze oddziaływanie występuje, gdy poziom metalu w danym organizmie osiągnie lub przekroczy tak zwaną dawkę progową. Często narządami najbardziej atakowanymi są te, które są związane z detoksykacją lub eliminacją metalu. Dlatego metale ciężkie głównie atakują wątrobę i nerki. Dodatkowo często stwierdza się kumulację metali w kościach, mózgu i mięśniach. Mogą wywołać natychmiastowe ostre zatrucia lub stany przewlekłe. Z omawianych w opra-

¹ T. Chodak, L. Szerszeń, C. Kabała, *Metale ciężkie w glebach i warzywach ogrodów działkowych Wrocławia*, „Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych” 1995 nr 418(1), s. 291-298; K. Czarnowska, B. Gworek, *Stan zanieczyszczenia cynkiem, ołowiem i miedzią gleb Warszawy*, „Roczniki Gleboznawcze” 1991 nr 42, s. 26-38; K. Czarnowska, J. Walczak, *Distribution of zinc, lead and manganese in soils of Łódź city*, „Roczniki Gleboznawcze” 1999 nr 39 (1), s. 22-34; F. Gambuś, J. Wieczorek, *Metale ciężkie w glebach i warzywach z krakowskich ogrodów działkowych*, „Acta Agraria et Silvicultura” 1995 nr 33, s. 12-24; P. Malczyk, W. Kędzia, M. Nowak, *Metale ciężkie w glebach miasta Bydgoszczy*, „Roczniki Gleboznawcze” 1996 nr 47, s. 45-55; J. Potarzycki, W. Grzebisz, J. B. Diatta, A. Błochowiak, *Ocena możliwości uprawy warzyw w strefie wielkomiejskiej na przykładzie Poznania*, „Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu” 1997 nr 19, s. 3-15.

² J. M. Hellawell, *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*, Springer, Netherlands 1986; A. Ociepa-Kubicka, E. Ociepa, *Toksyczne oddziaływanie metali ciężkich na rośliny, zwierzęta i ludzi*, „Inżynieria i Ochrona Środowiska” 2012 t. 15, nr 2, s. 169-180.

³ A. Ociepa-Kubicka, E. Ociepa, op. cit.

⁴ S. E. Manahan, *Toksykologia środowiska. Aspekty chemiczne i biochemiczne*, Wyd. Naukowe PWN, Warszawa 2006.

cowaniu zatrucia ostre powodują kadm i cynk, a zatrucia przewlekłe mogą wywoływać cynk, kadm, miedź i ołów. Choroby przewlekłe występują przez długi czas w formie utajonej. A dopiero po upływie pewnego czasu mogą powodować niebezpieczne zmiany mutagenne lub uszkodzenia centralnego systemu nerwowego. Zmiany mutagenne mogą w dalszej kolejności prowadzić do schorzeń nowotworowych⁵.

Z uwagi na to, że problem zanieczyszczenia substancjami chemicznymi, w tym metalami ciężkimi, dotyczy coraz większej liczby terenów, należy podjąć próbę oszacowania, na ile te zanieczyszczenia mogą wpłynąć na zdrowie ludzi użytkujących dany obszar. Można tego dokonać wykonując oceny ryzyka zdrowotnego terenów zanieczyszczonych.

Material i metody

Informacje dotyczące stężenia metali ciężkich w glebach ogrodów działkowych zaczerpnięto z publikacji Kabały i Chodaka⁶. W swoich badaniach przeanalizowali stężenia ołowiu, miedzi, cynku i kadmu w glebach wrocławskich ogrodów działkowych z podziałem na osiedla (Psie Pole, Zalesie, Kozanów, Szczepin, Kowale, Grabiszyn – zach, Grabiszyn – wsch, Gajowice, Krzyki, Wojszyce, Księżę Wielkie). Wyniki analiz gleb przedstawiono w tabeli 1.

Zastosowana w opracowaniu metodyka badań oceny ryzyka zdrowotnego opiera się na modelu rekomendowanym przez *United States Environmental Protection Agency* (US EPA). Dla metali ciężkich zgodnie z nią oblicza się ilaraz zagrożenia. Dane toksykologiczne do analiz pobiera się z bazy danych *Integrated Risk Information System* (IRIS). Ilość substancji pobranej przez daną osobę oblicza się jako tak zwaną dawkę pobraną, czyli ilość substancji szkodliwej, z którą styka się organizm na danej drodze narażenia w ciągu 1 doby w przeliczeniu na 1 kilogram masy ciała.

W opracowaniu przyjmuje się rekreacyjny scenariusz narażenia na metale ciężkie. Zakłada się, że substancja szkodliwa jest pobierana na drodze dwóch szlaków narażenia: przypadkowe spożycie zanieczyszczonej gleby oraz kontakt dermalny z zanieczyszczoną glebą. Pomija się wdychanie cząstek zanieczyszczonej gleby jako szlak narażenia, z uwagi na minimalne prawdopodobieństwo zaistnienia procesów erozji gleby podczas użytkowania ogrodów działkowych oraz spożycie z zanieczyszczonymi warzywami i owocami, z uwagi na brak dostępnych danych o zawartości w nich metali ciężkich. Ponadto zakłada się, że osoba korzystająca z ogrodu może być narażona na zanieczyszczenie w czasie od 1/3 dni okresu wegetacyjnego w roku, w przypadku rodzin z dziećmi i osób pracujących, do 2/3 dni okresu wegetacyjnego w roku, dla emerytów i rencistów, w cza-

⁵ A. Ociepa-Kubicka, E. Ociepa, op. cit.

⁶ C. Kabała, T. Chodak, *Gleby*, w: *Środowisko Wrocławia – Informator 2002*, red. K. Smolnicki, M. Szykasiuk, Dolnośląska Fundacja Ekorozwoju, Wrocław 2002, s. 66-73.

Tabela 1
Całkowite zawartości metali ciężkich w glebach ogródków działkowych Wrocławia

Osiedle	Miedź [$\text{mg} \times \text{kg}^{-1}$]		Kadm [$\text{mg} \times \text{kg}^{-1}$]		Cynk [$\text{mg} \times \text{kg}^{-1}$]	
	min	max	min	max	min	maks
Psie pole, Zakrzów	13	25	0,3	0,8	38	107
Kozanów	28	30	0,3	0,5	110	148
Kuźniki, Szczepin	14	89	0,3	1,3	45	550
Kowale	13	115	0,2	1,3	68	750
Grabiszyn (Zach.)	36	63	1	1,2	198	272
Grabiszyn (rejon Hutmenu)	34	595	0,3	9,9	112	2100
Gajowice	50	93	1,5	3,7	250	560
Krzyki, Wojszyce	19	67	b.d.	b.d.	51	283
Księżę Wlk.	14	250	0,1	0,5	48	300

Źródło: C. Kabała, T. Chodak, op. cit., s. 66-73.

Tabela 2
Domyślne wartości parametrów narażenia przyjęte w scenariuszu

Parametr	Dzieci	Osoby czynne zawodowo / Rodzice	Osoby obecnie nieaktywne zawodowo	
			W okresie aktywności zawodowej	W okresie przebywania na rencie i emeryturze
Częstotliwość narażenia [$\text{dni} \times \text{rok}^{-1}$]	66	66	66	132
Czas trwania narażenia [lata]	6	20	20	10
Masa ciała [kg]	15	65,4 (kobiety) 78,10 (mężczyźni)	65,4 (kobiety) 78,10 (mężczyźni)	65,4 (kobiety) 78,10 (mężczyźni)
Wskaźnik dobowego przypadkowego spożycia gleby [$\text{mg} \times \text{dzień}^{-1}$]	200	100	100	100
Powierzchnia skóry w kontakcie z glebą [cm^2]	2800	5700	5700	5700
Współczynnik przyczepności gleby do skóry [$\text{mg} \times \text{cm}^{-2} \times \text{dzień}^{-1}$]	0,2	0,07	0,07	0,07
Wielkość dobowej wentylacji płuc [$\text{m}^3 \times \text{dzień}^{-1}$]	10	20	20	20

Źródło: M. Biesiada, *Materiały do wniosku o wydanie decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach dla przedsięwzięcia p.n. „Drogowa trasa średnicowa Katowice-Gliwice, część „Zachód” od węzła z DK88 w Gliwicach do km 11+100 z Zabrze, odcinki G1, G2, Z3, Z4 z uwzględnieniem oddziaływań skumulowanych z aktualnie realizowanych odcinków Z1 i Z2 w Zabrzu”*, t. VI – Ocena oddziaływania na zdrowie ludzi wraz z oceną ryzyka zachorowalności, www.grupainicjatywna.pl [11-09-2013].

sie 6 lat dla dzieci, 20 lat dla osób czynnych zawodowo (w tym rodziców) oraz 30 lat dla osób na rencie lub emeryturze, przy średnim dobowym czasie narażenia odpowiednio 2 h (rodziny z dziećmi, osoby czynne zawodowo) i 5 h (osoby nieaktywne zawodowo). Domyślne wartości parametrów narażenia wykorzystywane do obliczeń przedstawia tabela 2. W analizie przyjęto najbardziej pesymistyczny scenariusz narażenia. W związku z tym, jeżeli wyniki oceny ryzyka wskazują na brak zagrożenia ze strony substancji toksycznych, można uznać, że założenie o braku istotnych oddziaływań zdrowotnych jest silnie umotywowane. Natomiast jeżeli jest przeciwnie oznacza to, że wynik należy szczegółowo przeanalizować oraz dopracować i urealnić scenariusz narażenia (tabela 2).

Niestety, z dalszych analiz wykluczono ołów z uwagi na fakt, że US EPA nie wyznaczyła odpowiednich parametrów dotyczących dawek referencyjnych.

Przypadkowe spożycie zanieczyszczonej gleby najczęściej następuje poprzez zabrudzone ręce. Ilość pobranej substancji z tego szlaku szczególnie zależy od wieku osoby. Największe jest w okresie dzieciństwa i zmniejsza się z wiekiem. Według US EPA pobranie substancji zanieczyszczającej przez przypadkowe spożycie gleby (CI) oblicza się według wzoru (1)⁷:

$$CI = \frac{CS \times EF \times ED \times IR_0 \times CF_1}{BW \times AT}, \quad (1)$$

gdzie:

CS – stężenie substancji w glebie, EF – częstotliwość narażenia, ED – czas trwania narażenia, IR_0 – wskaźnik dobowego przypadkowego spożycia gleby, BW – masa ciała, AT – czas uśredniania narażenia, CF_1 – współczynnik konwersji [$10^{-6} \text{ kg} \times \text{mg}^{-1}$].

Na szlaku kontaktu dermalnego z zanieczyszczoną glebą dawkę substancji wchłoniętą (AD) przez skórę w czasie kontaktu skórnoo oszacowuje się wykorzystując równanie (2)¹²:

$$AD = \frac{CS \times EF \times ED \times SA \times AF \times ABS_d \times CF_1}{BW \times AT}, \quad (2)$$

gdzie:

CS – stężenie substancji w glebie, EF – częstotliwość narażenia, ED – czas trwania narażenia, SA – powierzchnia skóry w kontakcie z glebą, AF – współczynnik przyczepności gleby do skóry, ABS_d – współczynnik wchłaniania dermalnego, BW – masa ciała, AT – czas uśredniania narażenia, CF_1 – współczynnik konwersji [$10^{-6} \text{ kg} \times \text{mg}^{-1}$].

W dalszym etapie prac dysponując wartością dawki referencyjnej (RfD) dla danej substancji dokonuje się porównania jej z rzeczywistą dawką pochodzącą z pojedynczego szlaku narażenia obliczając tak zwany iloraz narażenia (3):

$$HQ = \text{Dawka} / \text{RfD}. \quad (3)$$

W omawianym przypadku następuje integracja dwóch dróg narażenia oraz kilku substancji toksycznych, w związku z tym wymagane jest obliczenie ryzyka

⁷ E. Wcisło, *Ocena ryzyka zdrowotnego w procesie remediacji terenów zdegradowanych chemicznie – procedury i znaczenie*, Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok 2009.

całkowitego, które jest sumą HQ wszystkich analizowanych substancji na wszystkich szlakach narażenia¹². W ten sposób obliczony zostaje indeks zagrożenia, oznaczany jako HI. Przyjmuje się, że jeżeli $HI \geq 1$ istnieje możliwość wystąpienia negatywnych skutków zdrowotnych w wyniku długotrwałego narażenia na dane substancje. W przeciwnym razie przyjmuje się, że zagrożenie to jest minimalne. W przypadku, gdy HI jest większy od jedności, celowe jest pogrupowanie substancji powodujących ten sam efekt zdrowotny lub działających według tego samego mechanizmu oraz obliczenie indeksów zagrożenia oddzielnie dla każdej grupy substancji.

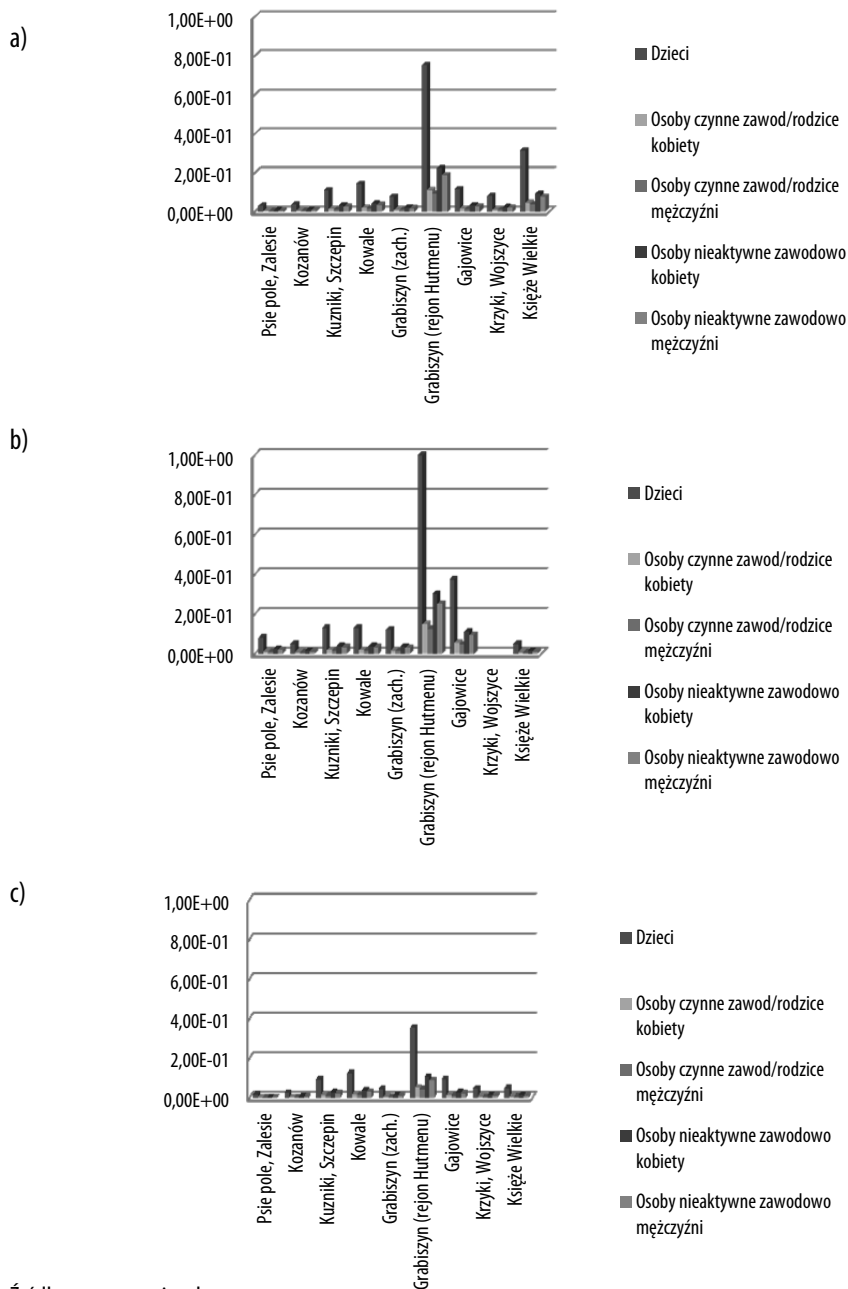
Wyniki

Opierając się na dostępnych danych dotyczących dawki referencyjnej dla omawianych metali ciężkich i wcześniej policzonych możliwych maksymalnych i minimalnych dawek obliczono ilorazy narażenia dla każdej z wymienianych grup użytkowników ogrodów z podziałem na lokalizację wykorzystywanych terenów rekreacyjnych. W ten sposób określono ryzyko zdrowotne związane z narażeniem na substancje toksyczne występujące w glebach ogrodów działkowych. W pierwszym etapie HQ (iloraz narażenia) obliczono osobno dla każdego szlaku narażenia dla każdej substancji. W kolejnym etapie wykonano analizę narażenia spowodowanego poprzez wchłonięcie dawki na drodze kontaktu dermalnego i przypadkowego spożycia dla pojedynczego metalu, a następnie całkowitego narażenia, czyli tak zwanego indeksu narażenia, który połączył obydwie omawiane szlaki narażenia i wszystkie wytypowane do badań metale ciężkie.

Według obliczeń największe wartości HQ dla obu szlaków narażenia występują dla przypadku pobrania maksymalnych dawek kadmu przez dzieci w rejonie ogrodów na osiedlu Grabiszyn w okolicach Hutmenu ($HQ=1$), na drugim miejscu znajduje się HQ dla dzieci narażonych na maksymalne dawki kadmu na terenie działek zlokalizowanych na osiedlu Gajowice (0,37). W przypadku osób czynnych zawodowo wartości HQ dla maksymalnych dawek kadmu na terenie wszystkich ogrodów działkowych kształtują się w zakresie 0,006–0,15, a dla osób nieaktywnych zawodowo 0,01–0,03. Maksymalny iloraz narażenia na miedź również charakteryzuje obszar działek w rejonie Hutmenu (dla dzieci wynosi on 0,75), w dalszej kolejności w rejonie Księża Wielkiego (dla dzieci 0,32), w pozostałych lokalizacjach ma on wartość poniżej 0,14. Biorąc pod uwagę maksymalne dawki cynku potwierdza się, że najbardziej narażeni na toksyczne działanie tego metalu są użytkownicy ogrodów na osiedlu Grabiszyn (największą wartość HQ osiąga dla dzieci 0,35 a najmniejszą dla mężczyzn aktywnych zawodowo 0,04). Drugi w kolejności iloraz zagrożenia opisuje osiedle Kowale (w zakresie od 0,01 dla mężczyzn aktywnych zawodowo do 0,12 dla dzieci). W przypadku dawek minimalnych omawianych metali iloraz narażenia osiąga bardzo niskie wartości w przedziale 10^{-3} – 10^{-1} . Wartości wszystkich HQ dla założenia narażenia na maksymalne dawki metali ciężkich w podziale na grupy użytkowników i lokalizację ogrodów przedstawia rysunek 1.

Rysunek 1

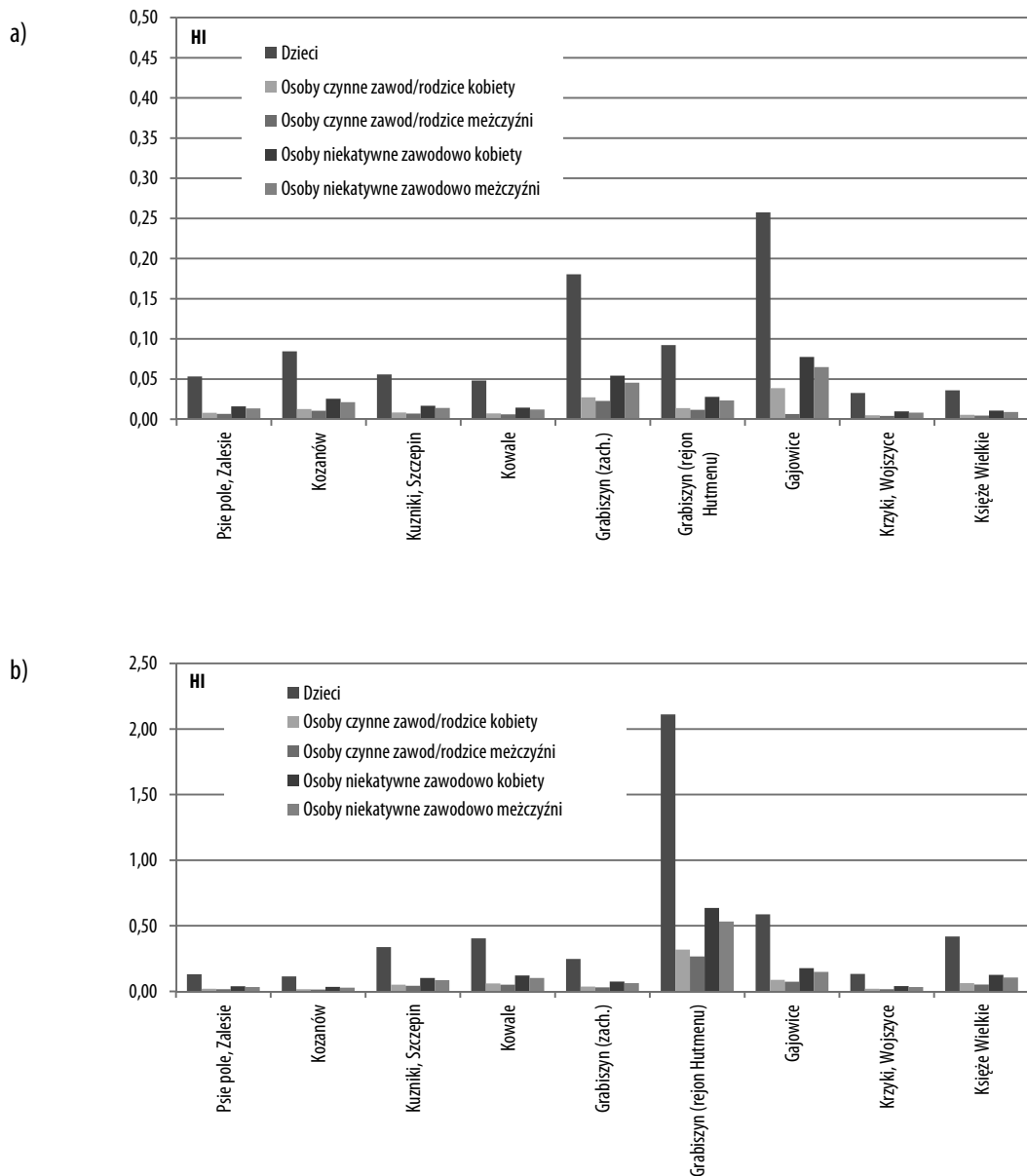
Wartości ilorazu zagrożenia (HQ) na obu szlakach narażenia przy założeniu pobrania maksymalnych dawek a) miedzi, b) kadmu, c) cynku



Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 2

Wartości indeksu zagrożenia (HI) przy założeniu pobrania
a) minimalnych dawek metali ciężkich b) maksymalnych dawek metali ciężkich



Źródło: opracowanie własne.

Ostatnim etapem prac jest obliczenie indeksu zagrożenia. Jest on sumą oddziaływania wszystkich omawianych metali ciężkich na drodze dwóch wyszczególnionych wcześniej dróg narażenia. Wynikiem tego etapu jest stwierdzenie, że wyraźnym zagrożeniem mogą być dawki substancji toksycznych dla dzieci wypoczywających na terenie ogrodów działkowych na osiedlu Grabiszyn w rejonie Hutmenu. Wartość HI wynosi tutaj 2,11. W przypadku pozostałych użytkowników nie zauważa się wyraźnego negatywnego oddziaływania (wartości HI kształtują się odpowiednio 0,64 w przypadku kobiet nieaktywnych zawodowo, 0,53 w przypadku mężczyzn nieaktywnych zawodowo, 0,38 dla kobiet pracujących i 0,26 dla mężczyzn pracujących). W przypadku pozostałych terenów wartości maksymalne indeksu zagrożenia znajdują się w przedziałach 0,11 (Kozanów) – 0,58 (Gajowice) dla dzieci, 0,03 (Kozanów, Psie Pole, Zakrzów) – 0,17 (Gajowice) dla kobiet niepracujących, 0,03 (Psie Pole, Zakrzów, Kozanów, Wojszyce) – 0,15 (Gajowice) w przypadku mężczyzn nieaktywnych zawodowo.

Dla mężczyzn i kobiet pracujących zawodowo HI charakteryzuje się bardzo niskimi maksymalnymi wartościami od 0,01 do 0,08. Z obliczeń wynika, że minimalne wartości całkowitego indeksu zagrożenia są na bardzo niskim poziomie od 0,004 (w przypadku mężczyzn aktywnych zawodowo, korzystających z terenów działkowych w rejonie Księża Wielkiego) do 0,2 (dla dzieci wykorzystujących ogrody na osiedlu Gajowice). Wszystkie wyniki obliczeń indeksu zagrożenia dla dawek maksymalnych i minimalnych przedstawiają wykresy na rysunku 2.

Podsumowanie

Wykonana ocena ryzyka zdrowotnego jest wstępnym elementem opracowania mającego na celu stwierdzenie, czy istnieje zagrożenie dla zdrowia użytkowników miejskich ogrodów działkowych. Wzięto w niej pod uwagę dwa najprostsze szlaki dostawiania się substancji toksycznych do organizmu: przypadkowe spożycie i kontakt dermalny oraz metale ciężkie, których stężenia najczęściej wykazują przekroczenia norm na terenach użytkowych.

Wynikiem tej analizy jest stwierdzenie znikomego oddziaływania metali ciężkich zawartych w glebach wrocławskich ogrodów działkowych na zdrowie większości działkowiczów. Dalszego urealistycznienia wymagałby jedynie scenariusz dotyczący dzieci korzystających z terenów rekreacyjnych na osiedlu Grabiszyn w rejonie Hutmenu. Tam wartość indeksu zagrożenia wyraźnie przekracza 1. Według Kabały i Chodaka⁸ obszar na którym zlokalizowane są te ogrody działkowe to teren żyznych gleb, szczególnie przydatnych do produkcji ogrodniczej. Niestety, obok gleb dobrych jakościowo, niezanieczyszczonych występują gleby silnie zanieczyszczone cynkiem, miedzią, ołowiem oraz kadmem, na których

⁸ C. Kabała, T. Chodak, op. cit.

powinna być wyeliminowana produkcja żywności. Według tych autorów stopień skażenia omawianego obszaru jest silnie zróżnicowany (stwierdzono nawet 20-krotne różnice w zawartości cynku) i wyraźnie maleje wraz ze wzrostem odległości od źródła emisji, czyli zakładu Hutmen.



Beata Pater • Bernadetta Zawilińska

ZMIANY W FINANSOWANIU PARKÓW NARODOWYCH W POLSCE NA PRZYKŁADZIE BABIOGÓRSKIEGO ORAZ OJCOWSKIEGO PARKU NARODOWEGO

Beata Pater, mgr – doktorantka – Uniwersytet Ekonomiczny w Krakowie

Bernadetta Zawilińska, dr – Uniwersytet Ekonomiczny w Krakowie

adres korespondencyjny:

Katedra Gospodarki Regionalnej

Uniwersytet Ekonomiczny w Krakowie

ul. Rakowicka 27, 31-510 Kraków

e-mail: zawilimb@uek.krakow.pl

CHANGES IN FINANCING OF NATIONAL PARKS IN POLAND ON EXAMPLE OF BABIA GÓRA AND OJCÓW NATIONAL PARKS

SUMMARY: Period of 2010-2012 in Poland was the time of change for national parks, especially in the financing system. Those institutions were converted from state budgetary units into the state-owned legal persons. The changes were intended to improve the economic condition of the parks while managing finances independently, and motivate to be more active in applying for external funds, so as to improve effectiveness in using the resources. Over the transition the financial transparency of the parks also improved. An artificial duality has been eliminated – the division for the national park and its subsidiary company. The year of 2011 was a time of transition and it was not easy in terms of organization. Yet the year of 2012 shows some changes due to the possibility of keeping the income by the park. Since then, the national park – a state-owned legal person – carries its own financial management covering expenditures for the tasks specified in the Act on nature protection, including the tasks of the National Park Service and administrative costs.

KEY WORDS: national park, financing, state – owned legal person

Wstęp

Polska jest krajem o długich tradycjach ochrony wartości przyrodniczych, sięgających czasów średniowiecza i dobrze wykształconym systemie wzajemnie uzupełniających się obszarów chronionych. Kraj znajduje się w europejskiej czołówce pod względem liczby przyrodniczych terenów prawnie chronionych (9432 obszary w 2011 roku), odsetka ogólnej powierzchni zajętej przez te tereny (32% terytorium państwa) oraz powierzchni obszarów przypadających na jednego mieszkańca (26,55 arów na 1 mieszkańca).

W ciągu ostatniego dwudziestolecia w Polsce zaszły znaczne zmiany w strukturze obszarów chronionych oraz systemie zarządzania tymi terenami i ich finansowania. Zmiany te zbieżne są z tendencjami ogólnoświatowymi, prowadzącymi do wzrostu ogólnej powierzchni objętej ochroną, różnicowania form ochrony, wzrostu partycypacji społecznej w zarządzaniu tymi terenami oraz dywersyfikacji źródeł ich finansowania¹. Szczególnie ważne miejsce w systemie obszarów chronionych stanowią parki narodowe, które są najwyższą formą ochrony przyrody w naszym kraju. W Polsce, podobnie jak w większości państw świata, zarządzanie nimi leży w gestii instytucji rządowych i istotne znaczenie w ich finansowaniu mają dotacje z budżetu państwa². W wielu krajach jest obserwowana jednak tendencja do zmniejszania dotacji budżetowych dla parków narodowych³, które dla realizacji swoich celów są zmuszone zabiegać o inne źródła finansowania. Środki pozyskiwane są głównie od krajowych i międzynarodowych organizacji (w tym organizacji pozarządowych), lokalnych samorządów, sponsorów, a także z dochodów własnych, w tym między innymi z rozwoju turystyki na terenie parków⁴.

W Polsce w latach 2010-2012 wprowadzono znaczne zmiany w systemie finansowania parków narodowych, które zostały przekształcone z państwowych jednostek budżetowych w państwowe osoby prawne. W wyniku tych przemian spodziewana jest poprawa ekonomicznej kondycji parków, które prowadząc własną gospodarkę finansową będą bardziej skutecznie zabiegały o pozyskiwanie dodatkowych źródeł finansowania i poprawią efektywność wykorzystania środków.

¹ *Financing Protected Areas. Guidelines for Protected Area Managers*, red. A. Philips, IUCN, Gland and Cambridge 2000; G. Borrini-Feyerabend, *Collaborative management of protected areas*, w: red. S. Stolton, N. Dudley, *Partnerships form protection. New strategies for planning and management for protected areas*, WWF and IUCN, Earthscan, London 1999; *Guidelines for Applying Protected Area Management Categories*, red. N. Dudley, IUCN, Gland 2008.

² L. Emerton, J. Bishop, L. Thomas, *Sustainable Financing of Protected Areas: A global review of challenges and options*, IUCN, Gland and Cambridge 2006.

³ *Financing Protected Areas...*, op. cit.

⁴ P. Eagles, O. Hillel, *Improving Protected Area Finance Through Tourism*, w: *Protected Areas in Today's World: Their Values and Benefits for the Welfare of the Planet*, Secretariat of the Convention on Biological Diversity, „Technical Series” 2008 nr 36.

Celem niniejszego opracowania jest analiza i ocena przemian w finansowaniu parków narodowych w Polsce w latach 2010-2012. Jako przykład do szczegółowych analiz przyjęto parki narodowe Babiogórski i Ojcowski.

Cele oraz prawne i ekonomiczne aspekty funkcjonowania parków narodowych w Polsce

Najstarsze dwa parki narodowe w Polsce powołano w 1932 roku. Pierwszym był założony 23 maja 1932 roku Park Narodowy w Pieninach⁵, parę miesięcy później, 4 sierpnia 1932 roku, powstał Park Narodowy w Białowieży⁶, restytuowany w obecnej formie z mocy rozporządzenia Rady Ministrów z dnia 21 listopada 1947 roku⁷.

Obecnie w Polsce istnieją 23 parki narodowe, które zajmują łącznie powierzchnię 316 748 ha, co stanowi około 1% powierzchni kraju. Ich średnia powierzchnia jednostkowa wynosi 13 772 ha. O wysokiej wartości polskich parków narodowych świadczy między innymi fakt, że 15 z nich uzyskało drugą kategorię IUCN⁸, a dziewięć włączono do sieci międzynarodowych rezerwatów biosfery UNESCO (parki: Babiogórski, Białowiecki, Bieszczadzki, Kampinoski, Karkonoski, Bory Tucholskie, Poleski, Słowiński, Tatrzański), a siedem podlega Konwencji Ramsarskiej, chroniącej obszary wodno-błotne będące ostoją ptactwa (Biebrzański, Karkonoski, Narwiański, Poleski, „Ujście Warty”, Słowiński, Wigierski). Ponadto wszystkie polskie parki narodowe włączono do Europejskiej Sieci Ekologicznej Natura 2000.

Ochroną wykluczającą jakąkolwiek ingerencję człowieka w procesy naturalne (tak zwaną ochroną ścisłą) objęto 21% całej powierzchni parków, natomiast 60% objęto ochroną częściową, czyli taką, która dopuszcza i umożliwia zabiegi ochronne, aby zachować lub też zrekonstruować właściwy stan zasobów naturalnych. 19% to tereny, na których znajduje się infrastruktura parku, tereny rolne, a także obszary własności prywatnej objęte ochroną krajobrazową.

Park narodowy w świetle definicji z ustawy z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody jest to obszar wyróżniający się szczególnymi wartościami przyrodniczymi, naukowymi, społecznymi, kulturowymi i edukacyjnymi, o powierzchni nie mniejszej niż 1000 ha, na którym ochronie podlega cała przyroda

⁵ Rozporządzenie Ministra Rolnictwa z dnia 23 maja 1932 r. o utworzeniu z Rezerwatu w Pieninach jednostki organizacyjnej szczególnej pod nazwą „Park Narodowy w Pieninach”, (M. P. 1932, nr 123, poz. 156).

⁶ Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Reform Rolnych z dnia 4 sierpnia 1932 r. o utworzeniu z Nadleśnictwa Rezerwat w Okręgu Dyrekcji Lasów Państwowych w Białowieży jednostki organizacyjnej szczególnej pod nazwą „Park Narodowy w Białowieży”, (M. P. 1932, nr 183 poz. 219).

⁷ Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 21 listopada 1947 r. o utworzeniu Białowieckiego Parku Narodowego (Dz. U. 1947 nr 74 poz. 469).

⁸ *Ochrona środowiska 2012*, GUS, Warszawa 2012.

oraz walory krajobrazowe⁹. Tworzy się go, by zachować różnorodność biologiczną, zasoby, twory i składniki przyrody nieożywionej oraz walory krajobrazowe. Ma on także na celu przywrócenie właściwego stanu zasobów i składników przyrody, a także odtworzenie zniekształconych siedlisk przyrodniczych, roślin, zwierząt lub grzybów.

Zgodnie z zapisami ustawy o ochronie przyrody, parki narodowe są państwowymi osobami prawnymi, nad których działalnością nadzór sprawuje minister właściwy do spraw środowiska. Minister między innymi zatwierdza roczne zadania rzeczowe wynikające z planu ochrony lub zadania ochronne, kontroluje funkcjonowanie parków, realizowane przez nie zadania, prowadzoną działalność gospodarczą i realizację planów finansowych. Parki działają na podstawie struktury organizacyjnej określonej w ich statutach, które nadawane są przez ministra środowiska. Działalnością parku narodowego kieruje wyłoniony w drodze konkursu dyrektor, który jest powoływany przez ministra środowiska do pełnienia tej funkcji.

Obecnie do głównych zadań parków narodowych należą:

- zachowanie środowiska naturalnego i ochrona elementów cennych przyrodniczo;
- pełnienie zadań dydaktycznych, naukowo-badawczych i gospodarczych;
- zaspokajanie potrzeb turystycznych i innych o charakterze społeczno-kulturalnym.

Wywiązywanie się z tych szeroko zakrojonych zadań wymaga sporego wysiłku, również finansowego, co wzbudza postulaty nowych uregulowań.

Parki narodowe są tworzone przede wszystkim dla zachowania wartości przyrodniczych, lecz ich funkcjonowanie wpływa nie tylko na przyrodę, ale także na lokalne społeczności, powodując istotne skutki o charakterze społecznym i ekonomicznym¹⁰. Parki narodowe w znacznym stopniu determinują możliwości rozwoju gospodarczego gmin, w granicach których zostały utworzone. Ich funkcjonowanie powoduje bowiem istotne ograniczenia dla miejscowych społeczności i utratę części dochodów związanych z rozwojem działalności gospodarczej. Problemy te szeroko omówiono między innymi w opracowaniach dotyczących terenów Puszczy Białowieskiej oraz Wigierskiego Parku Narodowego¹¹. Liczne ograniczenia są często przyczyną lokalnych konfliktów i negatywnego nastawienia miejscowych społeczności do parków¹². Z drugiej strony funkcjonowanie parku

⁹ Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody, (Dz. U. nr 92, poz. 880).

¹⁰ B. Zawilińska, *Obszary chronione – bariery czy stymulanty rozwoju lokalnego? w: Perspektywy rozwoju regionalnego Polski w okresie programowania po 2013 r.*, cz. 2, red. A. Harańczyk, Studia Komitetu Przestrzennego Zagospodarowania Kraju PAN, T. CXL, PAN, Warszawa 2012, s. 259-269.

¹¹ T. Osiniak, B. Poskrobko, A. Sadowski, *Wigierski Park Narodowy a jego mieszkańcy*, Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko, Białystok – Kraków 1993; *Rajon Puszczy Białowieskiej. Mieszkańcy – Środowisko – Gospodarka*, red. B. Poskrobko, Studia i Materiały nr 1, Politechnika Białostocka, Białystok 1996.

¹² K. Terlecka, A. Górecki, *Ojcowski Park Narodowy a kształtowanie się postaw i świadomości ekologicznej jego mieszkańców*, Prądnik - Ojców 1998, z. 11-12, s. 369-396; K. Królikowska,

narodowego wiąże się z szeregiem korzyści o charakterze społecznym i gospodarczym. Korzyści dostrzegane są głównie w pośrednim wpływie parku na rozwój turystyki i usług towarzyszących¹³. Znacznie rzadziej analizuje się ekonomiczne aspekty funkcjonowania parku jako instytucji. Analiza taka (na przykładzie Białowieskiego Parku Narodowego) przeprowadzona została przez Artura Bołtromiuka, który w opracowaniach ukazał ważną rolę parku jako pracodawcy, kontrahenta, inwestora, usługobiorcy i właściciela nieruchomości¹⁴.

System finansowania parków narodowych w Polsce

W latach 2010-2012 system finansowania parków narodowych zmienił się dwukrotnie. Do końca 2010 roku, park narodowy, zgodnie z art. 8, ust. 3 ustawy z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody oraz ustawą z dnia 27 sierpnia 2009 r. o finansach publicznych¹⁵ funkcjonował jako państwowa jednostka budżetowa, czyli jednostka sektora publicznego, pokrywająca swoje wydatki z dotacji budżetu państwa i odprowadzająca dochody na rachunek dochodów budżetu państwa, bez możliwości gromadzenia dochodów na rachunku dochodów własnych.

Na wynagrodzenia dla pracowników, umundurowanie itp. parki otrzymywały środki z budżetu państwa, natomiast podstawowym źródłem finansowania realizacji ustawowych celów i zadań parków narodowych do końca 2010 roku były przychody gospodarstw pomocniczych. W myśl art. 26 ust. 1 ustawy z dnia 30 czerwca 2005 r. o finansach publicznych, gospodarstwem pomocniczym jednostki budżetowej była wyodrębniona z jednostki budżetowej pod względem organizacyjnym i finansowym część jej podstawowej działalności lub działalność uboczna¹⁶. Celem funkcjonowania gospodarstw pomocniczych w parkach narodowych była przede wszystkim realizacja zadań z zakresu ochrony przyrody, a także utrzymanie infrastruktury turystycznej. Gospodarstwo pokrywało koszty swojej działalności z wypracowanych przez siebie środków, ale mogło również otrzymywać dotacje przedmiotowe z budżetu państwa. Zgodnie z zapisami tej ustawy, gospodarstwa pomocnicze zobowiązane były do odprowadzania połowy wypracowanych zysków do budżetu państwa.

Konflikty społeczne w polskich parkach narodowych, Oficyna Wydawnicza Impuls, Kraków 2007.

¹³ M. Konopka, *Warunki i możliwości rozwoju ludności zamieszkującej na obrzeżach obszarów chronionych (Gmina Podgórzyn)*, Prace Naukowe Akademii Ekonomicznej, Wrocław 2001 z. 905, s. 293-297; B. Zawilińska, op. cit.

¹⁴ A. Bołtromiuk, *Ekonomiczny kontekst funkcjonowania Białowieskiego Parku Narodowego i sąsiadujących gmin (Economic context of operation of the Białowiecki National Park and the adjacent communes)*, „Wieś i Rolnictwo” 2010 nr 3(148), s. 130-155; idem, *Gospodarcze i społeczne aspekty funkcjonowania sieci Natura 2000 w parkach narodowych. Zrównoważony rozwój obszarów przyrodniczo cennych*, t. 2, Wyższa Szkoła Ekonomiczna w Białymstoku, Białystok 2011.

¹⁵ Ustawa z dnia 27 sierpnia 2009 r. o finansach publicznych, (Dz. U. nr 157 poz. 1240).

¹⁶ Ustawa z dnia 30 czerwca 2005 o finansach publicznych, (Dz. U. nr 249 poz. 2104).

Źródła przychodów gospodarstw pomocniczych przy parkach narodowych stanowiły:

- sprzedaż produktów drzewnych i nie drzewnych;
- opłaty za wstęp do parku narodowego lub na niektóre jego obszary;
- opłaty za udostępnianie parku narodowego lub niektórych jego obszarów;
- opłaty za wstęp do niektórych obiektów parku;
- sprzedaż usług przykładowo transportowych, warsztatowych, budowlanych.

Gospodarstwa pomocnicze funkcjonowały przy wszystkich parkach narodowych, a udział środków tych gospodarstw w realizacji zadań niektórych parków narodowych sięgał nawet 90%. Wysokość ta była zależna od charakteru realizowanych zadań, wielkości przychodów gospodarstw pomocniczych, dotacji ze źródeł pozabudżetowych i udziału środków budżetowych¹⁷. Część zadań realizowanych w parkach (na przykład ochrona ścisła, remonty dróg i szlaków turystycznych, wycinka niepożądanych drzew) finansowana była w całości ze środków gospodarstw pomocniczych¹⁸.

Poza dotacją z budżetu państwa oraz środkami wypracowanymi przez gospodarstwa pomocnicze, dla realizacji celów wynikających z ustawy oraz postawionych zadań, parki narodowe korzystały z dodatkowych źródeł finansowania. Wśród nich najważniejsze znaczenie miał Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej, który dofinansowywał ponad 20% wykonywanych w parkach narodowych zadań. Poza tym, dotacje pozabudżetowe pochodziły głównie z wojewódzkich funduszy ochrony środowiska i gospodarki wodnej, fundacji EkoFundusz, Narodowej Fundacji Ochrony Środowiska, Generalnej Dyrekcji Lasów Państwowych, Funduszu Unii Europejskiej PHARE, WWF¹⁹.

Po wejściu do Unii Europejskiej otworzyły się nowe możliwości pozyskiwania funduszy na działalność parków narodowych, jednakże – jak zauważono w raporcie przygotowanym przez Ministerstwo Środowiska²⁰ – system finansowania parków okazał się nieprzygotowany do bezpośredniego przyjmowania środków unijnych. Udział parków w projektach finansowanych ze środków Unii Europejskiej odbywał się więc na zasadzie partnerstwa z organizacjami pozarządowymi i instytucjami naukowymi. Wśród środków unijnych ważne miejsce zajęły zwłaszcza projekty finansowane w ramach Programu operacyjnego „Infrastruktura i Środowisko”. W V osi priorytetowej umożliwia on dofinansowanie parków narodowych w zakresie opracowywania projektów planów ochrony, ochrony gatunków i siedlisk oraz edukacji przyrodniczej. Istotną rolę pełniły również środki z innych programów, takich jak LIFE + lub Norweski Mechanizm Finansowy.

¹⁷ *Parki narodowe w Polsce. Działalność organizacyjna i finansowanie w 2009 r.* Ministerstwo Środowiska, Warszawa 2010.

¹⁸ A. Babczuk, W. Krawiec, *Reforma sektora finansów publicznych a funkcjonowanie parków narodowych*, „Prace Naukowe Uniwersytetu Ekonomicznego we Wrocławiu. Nauki o Finansach” 2009 nr 1, s. 20.

¹⁹ E.B. Wiszniewska, *Źródła finansowania parków narodowych w Polsce na przykładzie Biebrzańskiego Parku Narodowego*, „Problemy Ekologii” 2004 nr 2, s. 103, 105.

²⁰ *Parki narodowe w Polsce*, op. cit.

Sytuacja parków narodowych przed zmianami w systemie finansowania była bardzo zła. Krytykowano wówczas dualizm struktury park narodowy – gospodarstwo pomocnicze oraz konieczność odprowadzania połowy zysków do budżetu państwa. Podkreślano konieczność wprowadzenia nowego systemu, który pozwoliłby na szersze wykorzystanie pozabudżetowych źródeł finansowania i wprowadziłby instrumenty stymulujące efektywność działań i racjonalność gospodarowania środkami²¹.

W 2009 roku przyjęto nową ustawę o finansach publicznych²², która zgodnie z intencją ustawodawcy miała głównie na celu poprawę przejrzystości finansów publicznych m.in. poprzez ograniczenie różnorodności form organizacyjno-prawnych związanych z tym sektorem, w tym likwidację gospodarstw pomocniczych, które tworzone były przy jednostkach budżetowych. Uznano, że gospodarstwa nie spełniają należycie swojej roli, a ich efektywność jest niezadowalająca²³. Zasady likwidacji gospodarstw określone zostały w przepisach wprowadzających ustawę o finansach publicznych²⁴. Gospodarstwa przestały funkcjonować z końcem grudnia 2010 roku.

W efekcie przemian od 1 stycznia 2011 roku państwowe jednostki budżetowe, w tym parki narodowe, nie miały możliwości wykonywania zadań przez funkcjonujące przy nich gospodarstwa pomocnicze, ani też prawa do gromadzenia środków finansowych na rachunku dochodów własnych. W planach wydatków na funkcjonowanie parków narodowych w 2011 roku zapewniono kwotę 75 302 tys. złotych. Wraz ze środkami z NFOŚiGW (27 000 tys. złotych) oraz środkami budżetowymi przewidzianymi na współfinansowanie projektów finansowanych ze środków UE, suma środków budżetowych przewidziana na finansowanie działalności parków narodowych w 2011 roku wyniosła 163 626 tys. złotych. Utworzono rezerwę celową w budżecie państwa na wydatki państwowych jednostek budżetowych wykonujących zadania realizowane do roku 2011 przez gospodarstwa pomocnicze jednostek. W 2011 w rezerwie zaplanowano kwotę 52 843 tys. złotych. Kwota ta zawierała również środki na wynagrodzenia dla pracowników przejętych z gospodarstw pomocniczych. Decyzję o uruchamianiu rezerwy podejmował Minister Finansów na wniosek Ministra Środowiska, w reakcji na kierowane do Ministerstwa Środowiska wnioski parków narodowych. Wysokość uruchamianych środków uzależniono od odprowadzanych przez nie dochodów na rachunek budżetu państwa. W rozliczeniu rocznym przyjęto

²¹ A. Babczuk, W. Krawiec, op. cit, s. 16, 17; J. Rażny, *Źródła finansowania parków narodowych w Polsce*, „Zeszyty Naukowe Akademii Ekonomicznej w Krakowie” 2007 nr 732, s. 106, 107.

²² Ustawa z dnia 27 sierpnia 2009 r. o finansach publicznych (Dz. U. 2009 nr 157, poz. 1240).

²³ M. Duda, *Przekształcenie gospodarstw pomocniczych w jednostki gospodarki budżetowej*, „Ruch Prawniczy Ekonomiczny i Socjologiczny” 2011 LXXIII z. 1., s. 95-107; Ł. Zalewski, *Gospodarstwa pomocnicze nie mają motywacji, aby obniżyć koszty*, „Gazeta Prawna” 2009 23 września.

²⁴ Ustawa z dnia 27 sierpnia 2009 r. Przepisy wprowadzające ustawę o finansach publicznych, (Dz. U. nr 157 poz. 1241).

bowiem zasadę, że kwota środków otrzymanych na ten cel nie może przewyższać kwoty uzyskanych z tego tytułu dochodów²⁵.

Od początku 2011 roku parki narodowe musiały więc odprowadzać do budżetu państwa całość przychodów. Ministerstwo Finansów zobowiązało się do uruchomienia pieniędzy z rezerwy celowej na zadania, które realizowane były przez gospodarstwa. W I kwartale 2011 roku pierwszą transzę parki otrzymały w terminie. Druga transza nie została przelana zgodnie z umową, co skutkowało tym, że parki funkcjonowały ograniczając wszelkie koszty do minimum, regulując zobowiązania wyłącznie za media. Wstrzymano wszystkie przetargi i prace remontowe. Powodem zaistniałej sytuacji według Ministerstwa Finansów był brak dochodów generowanych przez parki²⁶.

W związku z likwidacją gospodarstw pomocniczych przy parkach narodowych, zaistniała konieczność przygotowania przepisów prawnych regulujących zmianę formy organizacyjno-prawnej parków i wprowadzenia zmian do ustawy z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody. Na mocy ustawy z dnia 18 sierpnia 2011 r. o zmianie ustawy o ochronie przyrody oraz niektórych innych ustaw²⁷ parki narodowe przekształcone zostały z państwowych jednostek budżetowych w państwowe osoby prawne (w rozumieniu art. 9 pkt 14 ustawy z dnia 27 sierpnia 2009 r. o finansach publicznych), co skutkuje tym, że mogą wykonywać działalność gospodarczą na zasadach określonych w przepisach ustawy z dnia 2 lipca 2004 r. o swobodzie działalności gospodarczej²⁸, z ograniczeniami wynikającymi z ustawy. Zmiana formy organizacyjno-prawnej, pozwalając na zatrzymanie uzyskanych przychodów i przeznaczanie ich na cele ochrony przyrody, zapewniła łatwiejsze funkcjonowanie i finansowanie działalności parków narodowych. Nie pociągnęła natomiast za sobą żadnych zmian w zakresie zadań stawianych parkom narodowym, ani też istotnych zmian kadrowych, gdyż parki zatrzymały etaty ze zlikwidowanych gospodarstw pomocniczych.

Przedstawione zmiany ustawowe weszły w życie 1 stycznia 2012 roku. Od tego czasu park narodowy – jako państwowa osoba prawna – prowadzi samodzielną gospodarkę finansową, pokrywając z posiadanych środków i wypracowanych przychodów wydatki na finansowanie zadań określonych w ustawie, w tym zadań Służby Parku Narodowego oraz kosztów działalności. Podstawą działalności parku jest roczny plan finansowy, który sporządzany jest w układzie zadaniowym.

²⁵ *Funkcjonowanie parków narodowych w aspekcie zmian ustawy o finansach publicznych*, Departament Ochrony Przyrody Ministerstwa Środowiska, Warszawa 2011.

²⁶ H. Kraczyńska, *Widmo biedy w parkach*, „Gazeta Krakowska” 2011 10 maja.

²⁷ Ustawa z dnia 18 sierpnia 2011 r. o zmianie ustawy o ochronie przyrody oraz niektórych innych ustaw, (Dz. U. nr 224 poz. 1337).

²⁸ Ustawa z dnia 2 lipca 2004 r. o swobodzie działalności gospodarczej, (tekst jednolity: Dz. U. 2010 nr 220, poz. 1447).

Ustawa o ochronie przyrody (art. 8h) wyraźnie określa źródła przychodów parków narodowych, którymi są:

- dotacje z budżetu państwa;
- dotacje i pożyczki z Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej z wojewódzkich funduszy ochrony środowiska i gospodarki wodnej;
- wpływy z opłat za wstęp do parku narodowego lub na niektóre jego obszary oraz za udostępnianie parku narodowego lub niektórych jego obszarów;
- wpływy z opłat pobieranych w związku z działalnością edukacyjną parku narodowego oraz za wstęp do obiektów związanych z tą działalnością;
- wpływy z tytułu wynajmu pomieszczeń oraz z tytułu dzierżawy, najmu lub użytkowania nieruchomości;
- wpływy ze sprzedaży produktów uzyskiwane w ramach realizacji zadań wynikających z planu ochrony lub zadań ochronnych;
- wpływy ze sprzedaży materiałów edukacyjnych, informacyjnych i naukowych;
- wpływy ze sprzedaży składników rzeczowych majątku ruchomego;
- wpływy wynikające z prowadzenia działalności rolniczej;
- wpływy z tytułu udostępniania informacji o środowisku i jego ochronie, z opłat za udostępnienie informacji o zasobach przyrodniczych, kulturowych i kartograficznych;
- wpływy z tytułu nawiązek orzeczonych wobec sprawców skazanych za wykroczenia przeciwko środowisku.

Ponadto, w ustawie wskazano ewentualne źródła przychodów, do których zalicza się:

- dobrowolne wpłaty, spadki, zapisy i darowizny oraz świadczenia rzeczowe;
- wpływy z przedsięwzięć organizowanych na rzecz ochrony przyrody;
- środki pochodzące z budżetu Unii Europejskiej oraz ze źródeł zagranicznych, niepodlegające zwrotowi;
- dotacje z budżetów jednostek samorządu terytorialnego przeznaczone na realizację zadań związanych z ochroną wartości przyrodniczych lub kulturowych regionu.

Przychody uzyskiwane przez park narodowy z budżetu państwa oraz z Narodowego i wojewódzkich funduszy ochrony środowiska i gospodarki wodnej, wpływy z tytułu dzierżawy, najmu lub użytkowania nieruchomości, wpływy z tytułu nawiązek orzeczonych wobec sprawców skazanych za wykroczenia przeciwko środowisku, a także dotacje z budżetów jednostek samorządu terytorialnego mogą być wydatkowane wyłącznie na cele ochrony przyrody. Zatem jednoznacznie wynika z zapisów ustawy, że nie mogą być przeznaczone przykładowo na podwyżki płac, remonty i wyposażenie budynków. Za zgodą ministra właściwego do spraw środowiska, wydawaną w drodze decyzji administracyjnej wraz z ministrem właściwym do spraw finansów publicznych, park narodowy może zaciągać kredyty i pożyczki na realizację zadań do wysokości 60% kwot ujętych w planie finansowym przychodów lub 60% kosztów.

Finansowanie Babiogórskiego Parku Narodowego i Ojcowskiego Parku Narodowego w latach 2010-2012

Babiogórski Park Narodowy (BgPN) i Ojcowski Park Narodowy (OPN) położone są w województwie małopolskim – BgPN w granicach trzech gmin, w tym głównie Zawoi (75% powierzchni parku) i Lipnicy Wielkiej (24%), a OPN w granicach czterech gmin, w tym głównie Skały (57%) i Sułoszowej (23%). BgPN obejmuje masyw Babiej Góry – najwyższego szczytu Beskidu Żywieckiego i całych polskich Beskidów (1725 m n.p.m.). OPN leży na Wyżynie Krakowsko-Częstochowskiej w mezoregionie Wyżyny Olkuskiej i obejmuje fragmenty dwóch głęboko wyżłobionych w skałach wapiennych dolin: Prądnika i Sąpowskiej. Obydwa parki utworzono w latach pięćdziesiątych, lecz tradycje ochrony przyrody na tych terenach sięgają okresu międzywojennego. Zarówno OPN, jak i BgPN to parki małe – Ojcowski jest najmniejszym spośród polskich parków narodowych, liczy zaledwie 2145,62 ha. Powierzchnia BgPN wynosi 3390,5 ha. Obydwa parki mają charakter leśny. W BgPN lasy stanowią 95,3%, a w OPN – 71%. W OPN znajdują się tereny zamieszkane (zwłaszcza miejscowość Ojców), co skutkuje bardzo wysokim odsetkiem prywatnej własności w granicach parku (29,5% terenów) i dużym odsetkiem gruntów rolnych (22%). W obydwu parkach istotne znaczenie odgrywa funkcja turystyczna. Tradycje rozwoju turystyki zarówno w Dolinie Prądnika, jak i na Babiej Górze liczą co najmniej 200 lat²⁹. Obecnie OPN odwiedzany jest rocznie przez około 400 tys. turystów, a BgPN przez 75 tys.³⁰.

Finansowanie działalności BgPN i OPN oparte jest głównie na środkach własnych, wypracowanych przez parki i na dotacji z budżetu państwa. Ponadto, istotne znaczenie mają środki na realizację projektów pozyskane z funduszy celowych, zwłaszcza Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej (NFOŚiGW) oraz w przypadku BgPN – z Unii Europejskiej.

W 2010 roku przychody Parku Babiogórskiego i jego Gospodarstwa Pomocniczego (GP) wyniosły łącznie 6,68 mln złotych, w tym większość (61%) stanowiły przychody gospodarstwa (tabela 1). W 2011 roku przychody budżetowe BgPN wzrosły do 11,29 mln złotych. Należy jednak podkreślić, że wzrost ten był pozorny i nie wiązał się z realną poprawą sytuacji finansowej Parku, lecz wynikał ze zmian systemu finansowania. W roku tym przestały funkcjonować gospodarstwa pomocnicze, a środki własne, które wpłynęły do budżetu Parku w całości odprowadzono do budżetu państwa. Następnie środki te niejako ponownie wpływały do budżetu Parku w postaci dotacji. Sytuacja ta sprawia, że nie jest możliwe porównanie przychodów uzyskanych w 2011 roku do pozostałych lat. W 2012 roku przychody wyniosły 7,25 mln złotych, były więc wyższe o 11% od przycho-

²⁹ J. Partyka, A. Klasa, *Ojcowski Park Narodowy. Wiadomości ogólne*, w: *Monografia Ojcowskiego Parku Narodowego. Przyroda*, red. A. Klasa, J. Partyka, Ojcowski Park Narodowy, Ojców 2008; J. Omylak, *Z dziejów poznania i ochrony*, w: *Świąty Babiej Góry*, red. D. Ptaszycka-Jackowska, Babiogórski Park Narodowy, Zawoja 2005.

³⁰ *Ochrona środowiska 2012*, GUS, Warszawa 2012, s. 281.

dów zarejestrowanych w 2010 roku. W 2010 i 2012 roku dotacja otrzymywana z budżetu państwa stanowiła odpowiednio: 37,3% i 29,1% ogółu środków budżetowych Parku. Największe znaczenie wśród przychodów miały natomiast środki własne wypracowane w 2010 roku przez GP BgPN 60,3%, a w 2012 roku przez BgPN 47,6%. W 2011 i w 2012 roku Park pozyskał wysokie dotacje na realizację projektów ze środków Unii Europejskiej oraz NFOŚiGW (tabela 2). Projekty te są między innymi związane z ochroną gatunków i siedlisk naturalnych, sporządzeniem planu ochrony dla obszaru „Natura 2000”, ochroną głuszcza i cietrzewia, budowaniem systemu informacji przestrzennej w parku. Środki z NFOŚiGW Park pozyskiwał również w latach poprzedzających 2010 rok, lecz kwoty dotacji były znacznie niższe niż w latach 2011 i 2012.

W 2010 roku przychody Parku Ojcowskiego i Gospodarstwa Pomocniczego OPN wyniosły łącznie 4,59 mln złotych, w tym większość (71%) stanowiły przychody parku narodowego, za sprawą pozyskanych funduszy z NFOŚiGW oraz dotacji budżetowej (tabela 1). W 2011 roku przychody OPN wzrosły do 6,2 mln złotych. Wzrost ten, analogicznie jak w przypadku BgPN, wynikał ze zmian systemu finansowania. Trudno wyciągać jednoznaczne wnioski odnośnie do sytuacji finansowej parków w 2011 roku. Na pewno miały one w tym roku problemy z płynnością, gdyż nie przekazywano pieniędzy na czas.

W 2012 roku przychody OPN wyniosły 4,68 mln złotych, były zatem porównywalne do przychodów z 2010 roku. W 2010 i 2012 roku dotacja otrzymywana z budżetu państwa stanowiła odpowiednio: 49,2% i 47,6% ogółu środków finansowych parku. Środki własne wypracowane w 2010 roku przez GP OPN stanowiły 28,4%, a w 2012 roku przez OPN 34,3% środków ogółem. W latach 2010-2012 Park pozyskał wysokie dotacje na realizację projektów ze środków NFOŚiGW – odpowiednio 21,9%, 17% i 17,5% (tabela 2). Projekty te są między innymi związane z ochroną biocenoz, ekosystemów nieleśnych i leśnych, rozbudową bazy edukacyjnej i turystycznej.

Analizując powyższe dane stwierdzić można, że parki (a zwłaszcza BgPN) odznaczają się stosunkowo dużą samodzielnością finansową. Przy czym w przypadku BgPN samodzielność ta oparta jest głównie na środkach ze sprzedaży drewna, a w przypadku OPN na przychodach czerpanych z opłat za udostępnianie parku i działalność edukacyjną. W obydwu parkach istotne znaczenie mają ponadto dotacje z NFOŚiGW. W BgPN wielkość dotacji budżetowej w przeliczeniu na 1 ha wyniosła w 2012 roku 624,3 złotych, w przeliczeniu na 1 etat – 46 013,8 złotych. W tym samym roku, w OPN wysokość dotacji z budżetu w przeliczeniu na 1 ha wyniosła 1038,9 złotych, a na 1 etat – 43 282 złotych.

Wśród kosztów funkcjonowania BgPN i OPN kluczową pozycję stanowią wynagrodzenia wraz z pochodnymi. W 2012 roku w Parku Babiogórskim wyniosły one łącznie 2,88 mln złotych i stanowiły 48,4% ogółu kosztów, 34,6% kosztów stanowiły wydatki na usługi obce. Usługi te wiążą się głównie z realizacją zadań ochronnych, zrywką drewna, utrzymaniem budynków i maszyn, a także czystości na szlakach. Istotną pozycję wśród kosztów stanowią także środki przeznaczone na budowę i renowację infrastruktury szlaków turystycznych i ścieżek dydaktycznych, w 2012 roku stanowiły one 15,9% kosztów.

Tabela 1

Przychody Babiogórskiego oraz Ojcowskiego Parku Narodowego i ich gospodarstw pomocniczych w latach 2010-2012

Lata	Przychody BgPN i GP BgPN [zł]			Przychody OPN i GP OPN [zł]		
	Przychody ogółem	Przychody BgPN	Przychody GP BgPN	Przychody ogółem	Przychody OPN	Przychody GP OPN
2010	6 678 746	2 628 802	4 049 944	4 591 124	3 289 310	1 301 814
2011	11 288 662	11 288 662	-	6 197 432	6 197 432	-
2012	7 244 691	7 244 691	-	4 683 804	4 683 804	-

Źródło: opracowanie na podstawie danych z dyrekcji Babiogórskiego oraz Ojcowskiego Parku Narodowego.

Tabela 2

Składniki przychodów Babiogórskiego oraz Ojcowskiego Parku Narodowego w latach 2010-2012

Kategorie przychodów	Wielkość przychodów [zł] w latach					
	2010		2011		2012	
	BgPN	OPN	BgPN	OPN	BgPN	OPN
Dotacja budżetowa	2 493 151	2 257 635	5 403 761	3 614 296	2 116 637	2 229 000
Środki UE	-	-	1 384 401	-	959 506	-
Środki z NFOŚiGW	-	1 005 849	1 187 228	1 054 212	732 077	819 303
Środki własne, w tym:	4 024 944	1 327 640	3 313 273	1 501 830	3 459 723	1 605 501
udostępnianie parku do zwiedzania i zajęcia edukacyjne	255 518	839 357	298 500	1 116 689	253 875	1 121 893
sprzedaż produktów drzewnych	3 633 364	217 018	2 966 034	241 531	3 062 774	295 713
pozostałe środki własne	136 062	271 265	48 739	143 610	143 073	187 896
Inne	160 651	-	-	27 094	-	30 000
Ogółem	6 678 746	4 591 124	11 288 662	6 197 432	7 267 943	4 683 804

Źródło: jak w tabeli 1.

Tabela 3

Struktura przychodów Babiogórskiego Parku Narodowego w latach 2010-2012

Rodzaje przychodów	2010		2011		2012		Dynamika przychodów 2010=100	Zmiana w pkt. proc.2010-2012
	[tys. zł]	[%]	[tys. zł]	[%]	[tys. zł]	[%]		
Dotacja budżetowa	2493,2	37,3	5403,8	47,9	2116,6	29,1	84,9	-8,2
środki z UE	-	-	1384,4	12,3	959,5	13,2	X	13,2
środki z NFOŚiGW	-	-	1187,2	10,5	732,1	10,1	X	10,1
Środki własne w tym:	4024,9	60,3	3313,3	29,4	3459,7	47,6	86,0	-12,7
udostępnianie parku do zwiedzania i zajęcia edukacyjne	255,5	3,8	298,5	2,6	253,9	3,5	99,4	-0,3
sprzedaż produktów drzewnych	3633,4	54,4	2966,0	26,3	3062,8	42,1	84,3	-12,3
pozostałe środki własne	136,1	2,0	48,7	0,4	143,1	2,0	105,1	-0,1
Inne	160,7	2,4	-	-	-	-	X	-2,4
Ogółem	6678,8	100	11288,7	100	7267,9	100	108,8	-

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych z dyrekcji Babiogórskiego Parku Narodowego.

Tabela 4

Struktura przychodów Ojcowskiego Parku Narodowego w latach 2010-2012

Rodzaje przychodów	2010		2011		2012		Dynamika przychodów 2010=100	Zmiana w pkt. proc. 2010-2012 (pkt. proc.)
	[tys. zł]	[%]	[tys. zł]	[%]	[tys. zł]	[%]		
dotacja budżetowa	2257,6	49,2	3614,3	58,3	2229,0	47,6	98,7	-1,6
Środki z UE	-	-	-	-	-	-	-	-
środki z NFOŚiGW	1005,9	21,9	1054,2	17,0	819,3	17,5	81,4	-4,4
Środki własne, w tym:	1327,6	28,9	1501,8	24,2	1605,5	34,3	120,9	5,4
udostępnianie parku do zwiedzania i zajęcia edukacyjne	839,4	18,3	1116,7	18,0	1121,9	24,0	133,7	5,7
sprzedaż produktów drzewnych	217,0	4,7	241,5	3,9	295,7	6,3	136,3	1,6
pozostałe środki własne	271,3	5,9	143,6	2,3	187,9	4,0	69,3	-1,9
Inne	-	-	27,1	0,4	30,0	0,6	X	0,6
Ogółem	4591,1	100	6197,4	100	4683,8	100	102	-

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych z dyrekcji Ojcowskiego Parku Narodowego.

Wynagrodzenia wraz z pochodnymi w OPN wyniosły w 2012 roku 2,64 mln złotych i stanowiły 51,3% wszystkich kosztów. Koszty zakupu materiałów oraz energii niezbędnych do realizacji zadań ochronnych w ekosystemach, udostępnianiem dla turystyki, prowadzeniem działań edukacyjnych oraz utrzymania budynków i środków transportu stanowiły niespełna 17%, natomiast usługi obce związane z realizacją zadań OPN w zakresie turystyki i edukacji wyniosły 12,3%. Dużą część kosztów (11, 9%) stanowią odpisy amortyzacyjne środków trwałych oraz wartości niematerialnych i prawnych. Pozostałą część kosztów stanowią remonty oraz pozostałe koszty funkcjonowania, jak ubezpieczenia środków transportu czy podatki i opłaty.

Podsumowanie

W toku przemian w finansowaniu parków narodowych, u których podstaw leży przede wszystkim zmiana formy prawnej z jednostki budżetowej na państwową osobę prawną, poprawiła się przejrzystość finansowania parków. Zlikwidowano sztuczną dwoistość – podział na park narodowy i jego gospodarstwo pomocnicze. Przejściowy rok 2011 nie był łatwy, szczególnie organizacyjnie; ale już w 2012 roku, w którym parki zarabiały pieniądze dla siebie, ukazują się pewne zmiany. Są to przede wszystkim zmiany w sposobie myślenia pracowników parków narodowych w kwestii pozyskiwania środków. Wykazują one bowiem wzmożoną aktywność w staraniu się o fundusze unijne oraz inne źródła finansowania.

wania projektów. Przychody z działalności gospodarczej omawianych parków znacząco nie zmieniły się w stosunku do tych osiąganych przez gospodarstwa pomocnicze, choć w przypadku OPN wykazują tendencję wzrostową, co napawa optymizmem.

Zaistniałe zmiany wydają się być korzystne, choć nie są to korzyści równe dla wszystkich parków narodowych. Na pewno na zmianie zyskają parki silne, aktywne, dobrze zorganizowane, zwłaszcza te, w których dużą część przychodu stanowią pieniądze z udostępniania terenów parku. Kondycja finansowa niewątpliwie w znacznej mierze zależy od przedsiębiorczości dyrekcji, ale także od możliwych źródeł przychodu. Nie wszystkie parki mają bowiem w tym zakresie równe szanse. Zapewne w części z nich nie zaznaczą się więc istotne zmiany w sytuacji finansowej. Zwiększona samodzielność i związana z nią odpowiedzialność sprawia, że w słabszych finansowo parkach pojawiają się obawy dotyczące przyszłego pozyskiwania środków na działalność, co w dużej mierze dotyczy omawianych parków.

Artykuł jest oparty na badaniach prowadzonych w ramach projektu finansowanego przez Narodowe Centrum Nauki „Park narodowy a gospodarka lokalna. Model relacji ekonomicznych na przykładzie Babiogórskiego Parku Narodowego” (nr umowy UMO-2011/01/D/HS4/05993) oraz badaniach prowadzonych w ramach rozprawy doktorskiej.



Dariusz Zawada

PRODUKT EKOLOGICZNY MIASTA

Dariusz Zawada, mgr – Uniwersytet Ekonomiczny we Wrocławiu

adres korespondencyjny:

Wydział Ekonomii, Zarządzania i Turystyki

ul. Nowowiejska 3, 58-500 Jelenia Góra

e-mail: adawaz@op.pl

ECOLOGICAL PRODUKT OF THE CITY

SUMMARY: : The contents of the article refers to a ecological product of the city, which arises on the basis ecological environment of the city and of usable ecological city values. The author exposed areas decisive for the qualities of a product, which are: economy waste, air pollution, environmental protection, environmental education and reducing consumption. The article also contains economic instruments, that are decisive for the qualities a ecological product of the city such as: charges, taxes, donations, administrative fines, subsidies and ecological financial indemnities.

KEY WORDS: environment, ecological usable values of the city, ecological product of the city, C-competitiveness

Wstęp

Miasto jest podmiotem, który oferuje własne subprodukty dla różnych grup odbiorców oraz tworzy swój wizerunek, co pozwala na zmianę jego społecznej percepcji poprzez precyzyjne określenie docelowej grupy odbiorców¹.

Władze miasta prowadząc działania w obszarach: społecznym, gospodarczym, przestrzennym i ekologicznym starają się między innymi pozyskać inwestorów, przyciągnąć turystów oraz zatrzymać mieszkańców poprzez tworzenie atrakcyjnych produktów miasta: gospodarczego (PGM), społecznego (PSM), przestrzennego (PPM) oraz ekologicznego miasta (PEM), które decydują między innymi o poziomie jego atrakcyjności i konkurencyjności, M-Konkurencyjności.

Głównym celem niniejszego artykułu jest omówienie znaczenia produktu ekologicznego miasta dla: tworzenia odpowiednich warunków życia dla mieszkańców i podnoszenia konkurencyjności miasta, M-Konkurencyjności. W tym celu omówiono znaczenie kreowania PEM, zdefiniowano pojęcie PEM, wskazano instrumenty do jego kreowania oraz wskazano relacje pomiędzy nim a polityką państwa.

Kreowanie produktu ekologicznego miasta

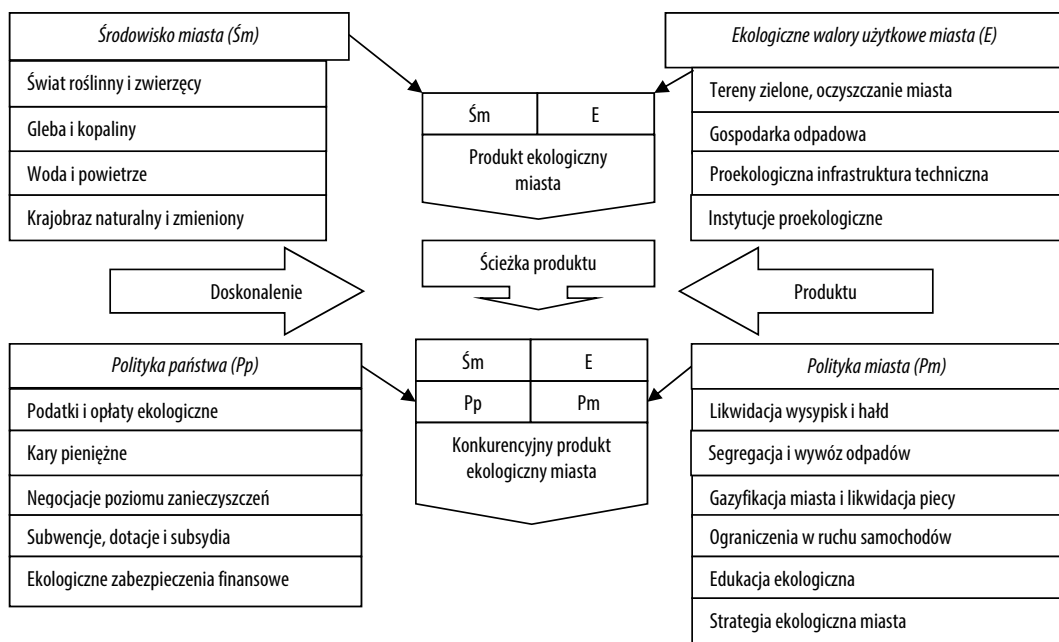
Mieszkańcy współczesnego miasta poza tym, że mają możliwość korzystania z cywilizacyjnego dorobku ludzkości (na przykład rozwoju: kultury, nauki, komunikacji i poprawy warunków mieszkaniowych) narażeni są na skutki negatywne, jak: wibracje i hałas, nieczystości oraz odpady, a także koncentrację emisji spalin². Miasto z jednej strony sprzyja rozwojowi człowieka, a z drugiej go ogranicza. W mieście człowiek może rozwijać się duchowo, intelektualnie i społecznie, a z drugiej strony czuje się ograniczony (między innymi przez hałas, brak kontaktu z przyrodą), bezradny i niepotrzebny. Na jakość życia mieszkańców miasta, a zwłaszcza na ich zdrowie wpływają takie czynniki, jak: spaliny samochodowe i wzrost ilości odpadów. Zdaniem autora jednym ze sposobów walki z tymi negatywnymi skutkami oraz zagrożeniami dla miasta i jego mieszkańców jest kreowanie atrakcyjnego i konkurencyjnego produktu ekologicznego miasta opartego na środowisku przyrodniczym miasta oraz atrakcyjnych ekologicznie walorach użytkowych miasta.

Środowisko stanowią elementy przyrodnicze ożywione, jak świat roślinny i zwierzęcy oraz nieożywione, jak powierzchnia Ziemi razem z glebą, wodą, po-

¹ E. Glińska, M. Florek, A. Kowalewska, *Wizerunek miasta od koncepcji do wdrożenia*, ABC a Wolters Kluwer business, Warszawa 2009, s. 90.

² *Ekonomika i zarządzanie miastem*, red. R. Brol, Wyd. Akademii Ekonomicznej, Wrocław 2004, s. 194.

Rysunek 1
Konkurencyjny produkt ekologiczny miasta KPEM



Źródło: opracowanie własne.

wietrzem, kopalinami i krajobrazem w postaci naturalnej lub użytkowanej oraz zmienianej przez ludzi³. Środowisko przyrodnicze ma coraz większe znaczenie w prawidłowym przebiegu procesów funkcjonowania oraz rozwoju społeczeństw w ogóle⁴. Środowisko przyrodnicze miasta wpływa nie tylko na zdrowie fizyczne mieszkańców miast, ale także na ich zdrowie psychiczne i duchowość oraz rozwój społeczny miasta. Człowiek, żyjący w zdrowym i czystym środowisku przyrodniczym, pijący czystą wodę i oddychający świeżym powietrzem, lepiej myśli, jest zdrowszy i efektywniejszy, a żyjący w środowisku zniszczonym, bez roślin i zwierząt, czystej wody i powietrza częściej choruje i jest bardziej nerwowy. Dlatego też warto kreować produkt ekologiczny miasta opierając się na zdrowym środowisku w celu poprawy warunków życiowych mieszkańców miasta, dla rozwoju społecznego miasta oraz wzrostu poziomu M-Konkurencyjności.

Zdaniem autora ekologiczne walory użytkowe miasta są to istniejące lub ukształtowane warunki środowiska przyrodniczego miasta oparte na terenach zielonych, prowadzonej gospodarce odpadowej, oczyszczaniu miasta, proekologicznej infrastrukturze technicznej oraz instytucjach proekologicznych, które przyczyniają się do poprawy warunków życia jego mieszkańców.

³ W. Podgórski, *Podstawy ekologii*, Wyd. Akademii Ekonomicznej, Wrocław 2003.

⁴ P. Bury, T. Markowski, J. Regulski, *Podstawy ekonomiki miasta*, Fundacja Rozwoju Przedsiębiorczości, Łódź 1993, s. 123.

Odpowiednio ukształtowane walory użytkowe miasta przyczyniają się między innymi do lepszego wykorzystania terenów zielonych, tworzenia proekologicznej infrastruktury miasta, poprawieniu estetyki i czystości miasta oraz warunków życiowych jego mieszkańców, aktywizując przy tym wiele instytucji. Przyczyniają się tym samym do podnoszenia wartości PEM oraz atrakcyjności i M-Konkurencyjności. Konkurencyjny produkt ekologiczny miasta (KPEM) przedstawiono na rysunku 1.

Pojęcie produktu ekologicznego miasta

„Produkt w ujęciu marketingowym to niekoniecznie rzecz, ale określony zestaw korzyści materialnych i niematerialnych, satysfakcjonujących klienta”⁵. Takim produktem jest także miasto, które oferuje korzyści materialne (mieszkanie, pracę) oraz korzyści niematerialne (kulturę, religię, naukę). Poza tym takim produktem jest produkt ekologiczny miasta, który przynosi korzyści materialne (czystą wodę i powietrze) oraz niematerialne (zadowolenie, radość, spokój, ciszę).

Miasto nie stanowi produktu w klasycznym jego ujęciu to znaczy, że posiada określony poziom kosztów oraz kompetentny zakres użyteczności. Miasto jest kształtowane przez kompleksową oraz wielowymiarową wiązkę pojedynczych świadczeń, które są realizowane poprzez autonomiczne organizacje i jednostki⁶. Według autora nie można jednak do końca zgodzić się z takim pojmowaniem produktu, gdyż podczas wytwarzania produktów władze miasta, przedsiębiorstwa, instytucje oraz jego mieszkańcy ponoszą także określone koszty, a powstałe w ten sposób produkty mają określoną użyteczność. Miasto może zatem wytwarzać takie produkty, jak: PGM, PSM, PPM i PEM, które będą stanowiły jednocześnie cząstkowe efekty jego działalności, jak również może wytwarzać produkt skumulowany (M-Produkt), który będzie ich sumą oraz produktów: turystycznego (PTM), logistycznego (PLM), mieszkaniowego (PMM) oraz instytucjonalnego (PIM).

Do „subproduktów” miejskich, które tworzą „megaprodukt miejski” zalicza się środowisko naturalne. O wartości tego środowiska decydują jego stan, oczyszczalnie ścieków, odpady, ekologiczna świadomość mieszkańców oraz przepisy lokalne, dotyczące ochrony środowiska, a w tym system preferencji oraz kar⁷. Środowisko naturalne miasta jest zatem miejskim „subproduktem”, który zdaniem autora stanowi istotny składnik produktu ekologicznego miasta.

Produkt ekologiczny miasta według autora – to produkt tworzony na podstawie przepisów prawa oraz działań władz miasta związanych ze środowiskiem

⁵ A. Stanowicka-Traczyk, *Kształtowanie wizerunku miasta na przykładzie miast polskich*, Oficyna Wydawnicza Branta, Bydgoszcz-Olsztyn 2008, s. 103.

⁶ S. Kauf, *Koncepcja marketingu jako determinanta wzrostu konkurencyjności miast*, w: *Zarządzanie gospodarką miejską i prawne podstawy funkcjonowania miasta*, red. J. Słodczyk, Z. Jakubczyk, Wyd. Uniwersytetu Opolskiego, Opole 2002, s. 245.

⁷ A. Stanowicka-Traczyk, op. cit., s. 105-106.

naturalnym i ekologicznymi walorami użytkowymi miasta, które pozwalają na rozwiązywanie między innymi takich problemów miasta, jak: nieczystości, odpady, ścieki oraz ochrona środowiska miasta poprzez: tworzenie proekologicznej infrastruktury miasta, prowadzoną gospodarkę odpadami, oczyszczanie miasta oraz współpracę z proekologicznymi instytucjami.

W porównaniu z konsumpcyjnymi produktami miasta są bardziej skomplikowane oraz wewnętrznie zróżnicowane⁸. Takim produktem miasta jest produkt ekologiczny miasta, o którego wartości będą decydowały takie czynniki, jak: poziom hałasu (Ph), zanieczyszczenie powietrza (Zp), czystość wody (Cw), ilość wywiezionych odpadów (Io), długość sieci kanalizacyjnej (Śk), powierzchnia terenów zielonych w mieście (Tz), a także liczba organizacji proekologicznych (Oe), których wartości można podać na dany moment czasu. Produkt ekologiczny miasta można zatem przedstawić za pomocą poniższego modelu:

$$PEM = Ph + Zp + Cw + Io + Śk + Tz + Oe$$

Dzięki zastosowaniu powyższego modelu można obliczać wartości PEM wybranych miast w określonym czasie, porównywać je pod względem warunków życia mieszkańców oraz określać ich poziom konkurencyjności, M-Konkurencyjności.

Instrumenty kreowania produktu ekologicznego miasta

W celu kreowania produktu ekologicznego miasta podejmuje się różnego typu działania, które mają na celu ochronę środowiska przyrodniczego oraz poprawę ekologicznych walorów użytkowych miasta. Jednym z takich działań jest prowadzenie gospodarki odpadami.

Nieodpowiednio zagospodarowane odpady powodują degradację naturalnego środowiska miasta, a tym samym pogorszenie warunków życiowych mieszkańców. Z tych powodów zwiększająca się w miastach ilość zbędnych substancji oraz ubocznych produktów, a także pozostałości nieorganicznych i organicznych przyczyniających się do tej degradacji środowiska powinna być zagospodarowana⁹. Dlatego też miasta, poprzez istniejące spółki miejskie, inne podmioty komunalne lub prywatne prowadzą gospodarkę odpadami, która obejmuje ich: gromadzenie, odbiór, segregację, przetwarzanie i utylizację. Do realizacji tego celu powinny one zapewnić odpowiednią: liczbę punktów śmietnikowych i pojemników do ich selektywnej zbiórki, częstotliwość ich odbioru, a także wywóz na wysypisko śmieci.

Działania te przyczyniają się także do utrzymania czystości w mieście, ograniczają zanieczyszczenie środowiska naturalnego, podnoszą wartość ekologicz-

⁸ E. Glińska, M. Florek, A. Kowalewska, op. cit., s. 21.

⁹ M. Drozda, *Prawne, ekonomiczne i ekologiczne aspekty gospodarki odpadami niebezpiecznymi w powiązaniu z ochroną środowiska naturalnego*, w: *Ekonomia, gospodarka a środowisko*, red. T. Borys, B. Fiedor, „Prace Naukowe Uniwersytetu Ekonomicznego we Wrocławiu” nr 79, Wyd. Uniwersytetu Ekonomicznego, Wrocław 2009, s. 59.

nych walorów użytkowych miasta, poprawiają warunki życiowe mieszkańców, powodują wzrost wartości PEM oraz poziomu M-Konkurencyjności.

Kolejnym działaniem służącym kreowaniu PEM jest ochrona powietrza. Zanieczyszczanie powietrza polegające na wprowadzaniu do niego substancji gazowych, ciekłych lub stałych, ujemnie wpływa na zdrowie człowieka, wodę, glebę oraz przyrodę i klimat, a także powoduje inne szkody w naturalnym środowisku. Z kolei ochrona przed zanieczyszczeniami powinna być realizowana poprzez zapobieganie przekraczaniu stężeń dopuszczalnych, dotyczących substancji, które zanieczyszczają powietrze, ograniczaniu, eliminowaniu wprowadzania do powietrza tych substancji, które wytwarzają między innymi zakłady usługowe i produkcyjne oraz likwidację wysypisk i hałd, a także innych źródeł zanieczyszczeń¹⁰. Władze miasta, chcąc poprawiać czystość powietrza oraz ograniczać zanieczyszczenie miasta, mogą dążyć do większej gazyfikacji miasta i zmniejszenia liczby mieszkań komunalnych, w których do palenia wykorzystywane są piece. Mogą także wprowadzać ograniczenia dla ruchu samochodów w centrum miasta oraz lokalizować zakłady produkcyjne i usługowe na peryferiach miasta.

O wartości PEM decyduje również edukacja ekologiczna mieszkańców miasta. W tym celu w mieście tworzone są specjalne „komórki”, których zadaniem jest prowadzenie działań wspierających ekologię. Działania te prowadzone są we współpracy z jednostkami oświatowymi, kulturalnymi i sportowymi na różnym szczeblu, przejawiają się między innymi w organizacji różnego typu konkursów ekologicznych, czy też akcji sprzątania świata, które powodują zdobycie wiedzy ekologicznej, kształtowanie postaw ekologicznych oraz wrażliwości i świadomości ekologicznej mieszkańców.

Pojęcie świadomości ekologicznej, mimo różnych definicji, ma związek ze stosunkiem konkretnego człowieka do środowiska przyrodniczego. Pojęcie to, znajdujące się w sferze zainteresowania nauk humanistycznych z socjologicznego punktu widzenia oznacza zespół poglądów, opinii, postaw i ocen, który jest oparty na określonej wiedzy i dotyczy stosunku człowieka do przyrody. Zespół tych postaw, opinii, poglądów i ocen jest właściwy różnym społecznym grupom oraz różnym kategoriom osób¹¹. Świadomość ekologiczna mieszkańców miasta jest bardzo zróżnicowana, gdyż o jej poziomie decyduje nie tylko wiedza, ale również poglądy konkretnego człowieka, jego postawa wobec środowiska przyrodniczego oraz wyznawana przez niego religia. Świadomość ekologiczna mieszkańców ma bardzo duże znaczenie w tworzeniu PEM, gdyż dzięki niej kształtuje się właściwa postawa ekologiczna, pozwalająca skuteczniej realizować ekologiczne działania miasta.

¹⁰ A. Rączaszek, P. Sabah, M. Wieczorek, *Problemy ekologiczne w zarządzaniu gospodarką miejską na przykładzie Województwa Śląskiego i miasta Częstochowy*, w: *Rozwój miast i zarządzanie gospodarką miejską*, red. J. Słodczyk, Wyd. Uniwersytetu Opolskiego, Opole 2004, s. 443-444.

¹¹ W. Mirowski, *Wpływ świadomości i kultury ekologicznej na ekologizację turystyki*, w: *Gospodarka turystyczna w XXI wieku – stan obecny i perspektywy rozwoju*, red. S. Bosiacki, Akademia Wychowania Fizycznego, Agawa, Poznań 2002, s. 20.

Produkt ekologiczny miasta a polityka państwa

Na stan środowiska miasta i wartość ekologicznych walorów użytkowych miasta, a tym samym na wartość produktu ekologicznego miasta PEM, wpływa w dużej mierze polityka państwa dotycząca ekologii, wyrażona w stosowanych instrumentach ekonomicznych (podatki i opłaty ekologiczne), karach pieniężnych oraz wykorzystywaniu mechanizmu rynkowych transakcji (negocjacje dotyczące optymalnego poziomu zanieczyszczeń) oraz subwencjach, dotacjach i subsydiach, jak również oparta na ekologicznych zabezpieczeniach finansowych.

Realizacji ekologicznej polityki, poza mechanizmami bezpośredniego przymusu, służą instrumenty ekonomiczne, które wpływają na decyzje podejmowane przez podmioty gospodarcze. Dotyczy to przede wszystkim przedsiębiorstw, jak również coraz częściej domowych gospodarstw, które są jednostkami podejmującymi mikroekonomiczne decyzje¹². Z kolei dochody z opłat powinny być przeznaczone zwrotnie na finansowanie procesów gospodarowania oraz ochrony środowiska.

Instrumenty oparte na mechanizmie transakcji rynkowych buduje się przestrzegając zasady prawa popytu i podaży, przy szczególnym uwzględnieniu prawidłowości opisanej przez R. Coase'a, która wskazuje możliwość optymalnego osiągnięcia poziomu zanieczyszczeń poprzez dwustronne negocjacje pomiędzy użytkownikami walorów i zasobów środowiska. Administracyjne kary pieniężne, czyli kary ekologiczne, stanowią sankcje wynikające z korzystania ze środowiska, niezgodnie z prawem lub bez potrzebnego pozwolenia, w sposób szkodliwy dla człowieka lub przyrody. Przyczyną stosowania kar pieniężnych jest najczęściej nieprzestrzeganie środowiskowych standardów, co ma miejsce podczas naruszenia ustaleń administracyjnej decyzji oraz braku takiej decyzji, bądź nieprawomocności decyzji.

Ekologiczne finansowe zabezpieczenia są natomiast sposobem służącym zabezpieczaniu roszczeń z powodu szkód oraz ich określonych skutków, które powstały w obszarze środowiska jako efekt działania przedsiębiorstwa. W ich zakres wchodzi szkody będące wynikiem normalnego działania przedsiębiorstwa, bądź nieprzewidywalnych sytuacji, jak awarie techniczne. Z kolei subwencje, dotacje oraz subsydia są zewnętrzną pomocą finansową, udzielaną przez państwo, skierowaną do gospodarczych podmiotów. Głównie zadanie subwencji polega na wspieraniu proekologicznych inwestycji, które są podejmowane przez podmioty, które działają według przepisów zawartych w Kodeksie handlowym¹³.

Poza tym, w celu podnoszenia wartości produktu ekologicznego miasta, a tym samym podniesienia poziomu M-Konkurencyjności, warto podjąć działania (oprócz działań dotyczących produkcji i usług) w celu ograniczenia negatywnego wpływu konsumpcji na środowisko naturalne miasta oraz zbudować strategię ekologiczną miasta.

¹² Zarządzanie środowiskiem, red. B. Poskrobko, Polskie Wydawnictwo Ekonomiczne, Warszawa 2007, s. 152.

¹³ Ibidem, s. 164.

Podsumowanie

Wszystkie państwa, regiony i miasta, a zwłaszcza te rozwinięte, powinny przemyśleć na nowo sposoby wykorzystywania własnych zasobów naturalnych, i rozwijać je w celu skutecznego zmniejszania negatywnego wpływu produkcji oraz konsumpcji na środowisko¹⁴. Do tego jednak potrzebne są odpowiednie przepisy związane z ekologią istniejące w polskim i międzynarodowym prawie, tworzone przez polskie władze i instytucje międzynarodowe. Gdy będą one ułatwiały państwom i regionom prowadzenie efektywnych działań związanych z ochroną środowiska, to zostaną poprawione w nich warunki życiowe mieszkańców oraz wzrośnie ich konkurencyjność.

Zgodnie z art. 2.1. ustawy o ochronie przyrody z dnia 16 kwietnia 2004 r., ochrona przyrody oznacza zachowanie, wykorzystywanie, a także odnawianie zasobów przyrodniczych, do których zalicza się siedliska przyrodnicze, dzikie rośliny oraz zwierzęta, czyli gatunki, które migrują i są prawnie chronione. Ochrona przyrody dotyczy przyrody nieożywionej oraz krajobrazu¹⁵. Władze miasta powinny więc prowadzić działania w celu zachowania i odnawiania zasobów przyrodniczych miasta, dbać o elementy przyrody ożywionej, nieożywionej, o ich odpowiednie wykorzystywanie oraz o krajobraz miejski. Wszystkie podjęte działania przyczynią się do lepszej ochrony środowiska miasta, podniesienia wartości jego ekologicznych walorów użytkowych, podniesienia konkurencyjności PEM i wytworzenia konkurencyjnego produktu ekologicznego miasta KPEM oraz do podniesienia poziomu M-Konkurencyjności i zrównoważonego rozwoju miasta.

„Sukces w postaci przewagi konkurencyjnej miasto osiągnie tylko wtedy, gdy w sposób umiejętny wykorzysta dane mu atuty, wyeksponuje subprodukty szczególnie wyróżniające je spośród innych miast konkurencyjnych, będzie je rozwijać i modyfikować zgodnie z w zmieniającymi się oczekiwaniami odbiorców”¹⁶. Nastąpi to także poprzez zrównoważony rozwój miasta, który przyczyni się do integracji gospodarczych, politycznych oraz społecznych działań przy zachowaniu podstawowych procesów przyrodniczych i równowagi przyrodniczej. Zapewni to możliwość zaspokajania potrzeb podstawowych poszczególnym mieszkańcom nie tylko współczesnym, ale także przyszłym¹⁷.

¹⁴ *Kompendium Nauki Społecznej Kościoła*, Papieska Rada Iustitia Et Pax, Wydawnictwo JEDNOŚĆ, Kielce 2005, s. 311.

¹⁵ H. Kruk, *Przyrodnicza konkurencyjność regionów*, Towarzystwo Naukowe Organizacji i Kierownictwa – Stowarzyszenie Wyższej Użyteczności „Dom Organizatora”, Toruń 2010, s. 77.

¹⁶ A. Stanowicka-Traczyk, op. cit., s. 111.

¹⁷ T. Borys, *Zrównoważony rozwój jako przedmiot pomiaru wskaźnikowego*, w: *Wskaźniki zrównoważonego rozwoju*, red. T. Borys, Wyd. Ekonomia i Środowisko, Warszawa – Białystok 2005, s. 59.



Paweł Opala

KANAŁY WPŁYWU OGRANICZANIA EMISJI GAZÓW CIEPLARNIANYCH NA SYSTEM PODATKOWY

Paweł Opala, mgr – doktorant Szkoły Głównej Handlowej w Warszawie

adres korespondencyjny:

Kolegium Gospodarki Światowej

al. Niepodległości 162, 02-554 Warszawa

e-mail: opala.pawel@gmail.com

CHANNELS OF IMPACT OF GHG EMISSIONS MITIGATION ON A TAXING SYSTEM

SUMMARY: The main goal of the climate policy is to prevent excessive concentration of greenhouse gases in the atmosphere. However, this policy also has a significant impact in the economic dimension as well as in the tax system. This article identifies and systemizes the most important channels of the impact of GHG emissions mitigation on fiscal policy. Division of identified effects into three categories was introduced: direct, stemming from the rules of this policy, mainly from fees charged to GHG emitting companies, indirect, which are the result of changes in economic activity caused by the direct effect, and derived effect, resulting from the method of recycling of climate-based revenues adopted by the authorities.

KEY WORDS: Climate policy, tax system, EU ETS, emission trading system, carbon tax, environmental regulations

Wstęp

Problematyka wpływu emisji gazów cieplarnianych na środowisko naturalne zajmuje coraz ważniejsze miejsce w debatach publicznych oraz badaniach naukowych¹. Na fali tych dyskusji, w wielu krajach wysoko rozwiniętych podejmuje się działania mające na celu ograniczenie emisji gazów cieplarnianych. W debatach tych rzadko kiedy poruszana jest jednak kwestia wpływu wprowadzanych rozwiązań na system podatkowy. A wpływ ten może objawiać się dwojako. Po pierwsze, większość ze stosowanych obecnie metod ograniczania poziomu emisji ma charakter opodatkowania w tym sensie, że generuje dochody dla sektora finansów publicznych. Ministerstwo Finansów zakłada, że w 2014 roku uzyska około 1 mld złotych dochodu z tytułu sprzedaży na aukcji uprawnień do emisji gazów cieplarnianych². Po drugie, polityka klimatyczna wywiera istotny wpływ na gospodarkę, w tym – głównie poprzez kanał cenowy – na wielkość i strukturę produkcji i konsumpcji, a tym samym również na wielkość i strukturę dochodów podatkowych ze źródeł innych niż opodatkowanie emisji. Ponadto, niezwykle istotnym elementem dyskusji w tym obszarze jest też kwestia możliwych metod wykorzystywania przez państwo dochodów z tytułu prowadzonej polityki klimatycznej i ich konsekwencji dla gospodarki i społeczeństwa.

Celem niniejszego artykułu jest identyfikacja i usystematyzowanie zależności pomiędzy polityką klimatyczną a polityką fiskalną. Jest to aspekt który powinien być uwzględniany w procesie tworzenia regulacji w obszarze ochrony środowiska, ponieważ może mieć istotny wpływ na gospodarcze konsekwencje wprowadzanych rozwiązań i w efekcie również na stopień ich społecznej akceptacji.

Metody ograniczania emisji i ich wpływ na system podatkowy

Z mikroekonomicznego punktu widzenia, emisja dwutlenku węgla do atmosfery przez przedsiębiorstwo jest przykładem zawodności rynku (*market failure*) wynikającej z występowania negatywnych efektów zewnętrznych prowadzonej działalności (*negative externalities*). Rozwiązaniem powyższego problemu jest doprowadzenie do internalizacji efektów zewnętrznych, a więc do sytuacji, w której koszty emisji są uwzględniane w decyzjach przedsiębiorstw emitujących gazy cieplarniane. Takie rozwiązanie wymaga interwencji władz publicz-

¹ O kontrowersjach związanych z debatą i badaniami: zob. K. Zimniewicz, *Globalne ocieplenie. Wątpliwy sojusz nauki z polityką, Ideologią i biznesem*, „Ekonomia i Środowisko” 2011 nr 1(39), s. 25-33.

² Ministerstwo Finansów, Projekt z dnia 30 września 2013 r. ustawy budżetowej na rok 2014 przekazany do Sejmu RP. Uzasadnienie, s. 33.

nych³. Najczęściej wyróżnia się trzy instrumenty takiej interwencji: podatek od emisji (tak zwany podatek węglowy), system handlu uprawnieniami do emisji oraz instrumenty nierynkowe (regulacje, przepisy).

Ideą podatku węglowego jest opodatkowanie emisji dwutlenku węgla. W praktyce zazwyczaj jest on nakładany na instalacje emitujące CO₂ do atmosfery lub na surowce energetyczne wykorzystywane w produkcji, proporcjonalnie do skali uwalniania dwutlenku węgla w procesie ich spalania. System handlu uprawnieniami do emisji dwutlenku węgla (w literaturze określany mianem *cap-and-trade*) zazwyczaj opiera się na mechanizmie, w którym jest ustalany dopuszczalny limit emisji CO₂ (*cap*), a w ramach tego limitu są wydawane uprawnienia do emisji, które mogą być przedmiotem obrotu handlowego pomiędzy przedsiębiorstwami emitującymi dwutlenek węgla (*trade*)⁴. Instrumenty nierynkowe mogą mieć charakter ograniczeń lub zachęt. Ograniczenia mogą dotyczyć na przykład dopuszczalnej emisyjności, a więc ilości emisji przypadającej na pewną określoną jednostkę (na przykład produkcji, przejechanego dystansu) czy też minimalnej efektywności energetycznej, a więc ilości energii w relacji do pewnej określonej jednostki. Instrumenty oparte na zachętach to przykładowo subsydia dla wybranych technologii czy też dla rozwiązań poprawiających efektywność energetyczną (na przykład zwrot części kosztów ogrzewania budynków).

Jak wskazują De Mooij i inni⁵, każdy z powyższych instrumentów można rozpatrywać pod kątem wielu kryteriów: skuteczności w redukowaniu emisji, efektywności kosztowej (a więc kosztu przypadającego na jednostkę zredukowanej emisji), skali generowanej niepewności, efektów dystrybucyjnych czy też siły generowania bodźców dla rozwoju czystych technologii. Ale każdy z nich w nieco odmienny sposób wpływa też na system podatkowy.

Można wyróżnić trzy mechanizmy tego wpływu: bezpośredni, pośredni oraz wtórny (rysunek 1). Wpływ bezpośredni występuje wskutek generowania efektów dla sektora finansów publicznych z tytułu podatku lub sprzedaży uprawnień z sektorów objętych polityką klimatyczną⁶. Wpływ pośredni wynika ze zmian w kształtowaniu się dochodów podatkowych poprzez efekt przenoszenia kosz-

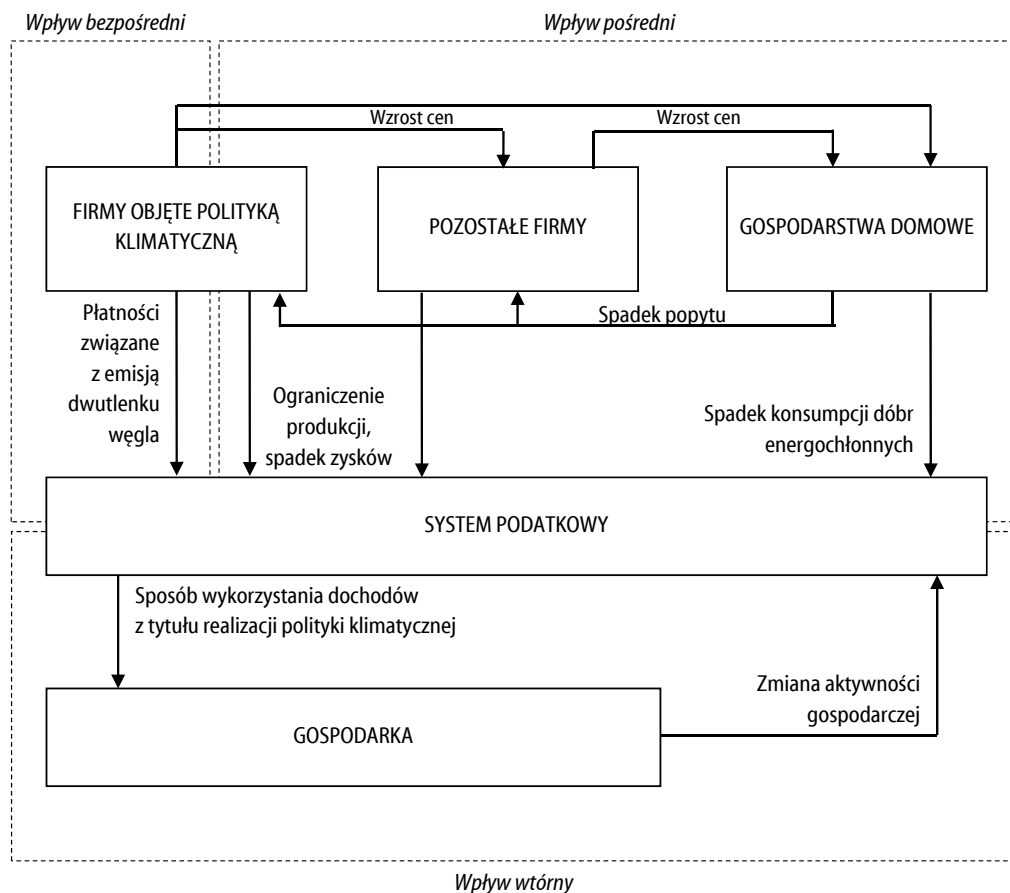
³ Co ciekawe, problem ten komplikuje się na poziomie makroekonomicznym, ponieważ interwencja prowadząca do internalizacji negatywnych efektów zewnętrznych (a więc do ograniczenia emisji gazów cieplarnianych) na poziomie kraju generuje pozytywne efekty zewnętrzne z perspektywy globalnej (a więc mniejsze zanieczyszczenie środowiska, które nie są ograniczone do granic kraju dokonującego interwencji). W efekcie, ujawnia się tutaj kolejna zawodność rynku: ze względu na globalny charakter emisji, optymalną strategią z punktu widzenia pojedynczego kraju (lub grupy krajów) może być wstrzymanie się z jakimikolwiek działaniami i przeniesienie kosztów związanych z internalizacją efektów zewnętrznych na resztę świata (tak zwany problem jeźdźca na gapię).

⁴ Por. przykładowo M. Więckowska, *Zarządzanie ryzykiem ekologicznym determinowanym działalnością antropogeniczną w zakresie emisji dwutlenku węgla do atmosfery*, „Ekonomia i Środowisko” 2013 nr 1(44), s. 54.

⁵ *Fiscal Policy to Mitigate Climate Change. A Guide for Policymakers*, eds. R. De Mooij, I. W. H. Parry, M. Keen, Międzynarodowy Fundusz Walutowy 2012, s. 23.

⁶ Każdy z instrumentów generuje również koszty związane z jego funkcjonowaniem (na przykład koszty monitorowania poziomu emisji, administracyjne koszty funkcjonowania systemu

Rysunek 1
Główne kanały zależności między polityką klimatyczną a systemem podatkowym



Źródło: opracowanie własne.

tów polityki klimatycznej na sektory nieobjęte bezpośrednio tą polityką. Doko-
nuje się on głównie przez kanał cenowy, na przykład poprzez zmianę ceny ener-
gii elektrycznej i jej skutki dla kształtowania się dochodów podatkowych
od przedsiębiorstw i gospodarstw domowych. Charakter i siła bezpośredniego
i pośredniego wpływu na system podatkowy istotnie różni się w zależności od
przyjętego instrumentu ograniczania emisji. Wpływ wtórny to z kolei konse-
kwencje dla systemu podatkowego z przyjętej metody wykorzystania środków
pochodzących z efektu bezpośredniego.

handlu uprawnieniami do emisji, koszty egzekwowania wprowadzonych regulacji). W niniej-
szym opracowaniu wątek ten nie będzie jednak szerzej analizowany.

Efekty wynikające z decyzji odnośnie do stosowanego narzędzia polityki klimatycznej

Wpływ bezpośredni

Bezpośredni wpływ polityki klimatycznej na system podatkowy wynika wprost z reguł funkcjonowania wybranego instrumentu ograniczania emisji. Jest on relatywnie najmniejszy w przypadku instrumentów nierynkowych⁷. Jednakże ze względu na częste występowanie w tego typu rozwiązaniach mechanizmów finansowych zachęt (na przykład dopłaty) lub kar (na przykład za niespełnienie określonych standardów), również w tym przypadku rzadko kiedy można mówić o całkowitej neutralności dla systemu podatkowego. W przypadku podatku węglowego efekt bezpośredni jest znaczny, bowiem obejmuje on dochody z tytułu poboru tego podatku. Siła efektu bezpośredniego w tym rozwiązaniu zależy od specyfiki podatku, w tym przede wszystkim od dwóch czynników: bazy podatkowej, a więc liczby podmiotów/branż/sektorów objętych opodatkowaniem oraz stawki podatku. Podstawowym czynnikiem poza kontrolą władz w przypadku podatku węglowego jest skala wykorzystania surowców energetycznych w gospodarce, a tym samym wielkość podstawy do obliczenia należnego podatku. Z kolei w systemach typu *cap-and-trade* czynników mających istotne znaczenie w kontekście skali generowania bezpośrednich efektów podatkowych jest więcej. Do najważniejszych należą: zasięg systemu, metoda pierwotnej alokacji uprawnień do emisji (w tym również odstępstwa od ogólnych reguł w ramach sektorów objętych systemem), oraz rynkowa cena uprawnień do emisji. Poniżej omówiono każdy z nich.

Zasięg systemu *cap-and-trade*, podobnie jak w przypadku podatku węglowego, decyduje o wielkości bazy „podatkowej”, a tym samym o potencjalnej skali dochodów dla sektora finansów publicznych. Przykładowo, system handlu uprawnieniami do emisji obowiązujący w Unii Europejskiej (*European Union Emission Trading Scheme* - EU-ETS) i kilku krajach, które dobrowolnie do niego przystąpiły, obejmuje swoim zasięgiem sektor energetyczny oraz wiele branż produkcji przemysłowej, a od 2012 roku również transport lotniczy. Pozostałe branże sektora transportowego nie są objęte systemem. Szacuje się, że EU-ETS obejmuje łącznie około 45% emisji gazów cieplarnianych wytwarzanych na terenie Unii Europejskiej⁸.

Metoda pierwotnej alokacji uprawnień do emisji dotyczy wyboru dla władz pomiędzy darmowym rozdziałem uprawnień dla uprawnionych instalacji a ich sprzedażą na rynku (tak zwany aukcjonowanie). Darmowy rozdział uprawnień oznacza rezygnację z bezpośrednich dochodów podatkowych z tytułu realizacji polityki klimatycznej. Drugą skrajnością jest pełny aukcjonowanie uprawnień. Możliwe

⁷ *Fiscal Policy...*, op. cit., s. 161.

⁸ Komisja Europejska, www.ec.europa.eu [18-11-2013].

są również rozwiązania pośrednie, w których część uprawnień przekazywana jest za darmo, a pozostała część jest sprzedawana⁹.

W przypadku systemu EU ETS widoczny jest proces stopniowego przechodzenia z modelu darmowej alokacji do modelu pełnego aukcjoningu. W początkowej fazie funkcjonowania systemu, a więc w latach 2005-2008 kraje członkowskie, na podstawie danych o historycznych emisjach dwutlenku węgla, przekazywały instalacjom co najmniej 95 proc. posiadanych uprawnień za darmo¹⁰. W drugim okresie funkcjonowania EU-ETS (lata 2008-2012) kraje były zobowiązane do przekazywania za darmo nieco mniejszej puli posiadanych uprawnień (co najmniej 90 proc.)¹¹. Istotne zmiany w funkcjonowaniu systemu dotyczą trzeciego okresu funkcjonowania EU-ETS, a więc lat 2013-2020. W okresie tym, co do zasady, państwa członkowskie Unii Europejskiej nie będą mogły przydzielać uprawnień za darmo, a jedynie sprzedawać je na aukcjach. Jednakże, ze względu na liczne wyłączenia z warunku dotyczącego obowiązku sprzedaży uprawnień szacuje się, że w trzecim okresie rozliczeniowym na aukcjach sprzedawane będzie jedynie około połowy wszystkich uprawnień we Wspólnocie¹². Wyłączenia będą dotyczyć przede wszystkim sektorów narażonych na tak zwaną ucieczkę dwutlenku węgla (ryzyko przeniesienia produkcji poza granice Unii Europejskiej wskutek zbyt wysokich kosztów zakupu uprawnień) oraz sektora produkcji energii elektrycznej w najbardziej zagrożonych krajach członkowskich Unii Europejskiej (w przypadku gdy kraje te wystąpiły o tak zwaną derogację dla sektora energetycznego). Docelowo pełny aukcjoning uprawnień emisyjnych w systemie EU-ETS ma zostać osiągnięty do 2027 roku¹³.

Ostatnim z kluczowych czynników determinujących skalę wpływu systemu *cap-and-trade* na bezpośrednie dochody podatkowe jest rynkowa cena uprawnień. Warto zauważyć, że o ile w przypadku podatku węglowego nieprzewidywalność dochodów wynikała głównie z niepewności co do skali wykorzystania surowców energetycznych w gospodarce, o tyle w przypadku systemu *cap-and-trade* wynika ona przede wszystkim z niepewności dotyczącej kształtowania się ceny uprawnień¹⁴. Cena uprawnień do emisji w systemie handlu uprawnieniami do emisji określana jest na podstawie relacji popytu na uprawnienia i ich podaży. O podaży uprawnień decydują władze, określając dopuszczalną wielkość emisji w ramach systemu. Z kolei na popyt, w krótkim okresie, wpływają czynniki

⁹ Należy podkreślić, że chodzi tutaj o pierwotny przydział uprawnień. Niezależnie od metody przekazania uprawnień podmiotom objętym systemem (przydział darmowy, aukcjoning), podmioty te mają możliwość handlu uprawnieniami na rynku wtórnym.

¹⁰ Dyrektywa 2003/87/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 13 października 2003 r. ustanawiająca system handlu przydziałami emisji gazów cieplarnianych we Wspólnocie oraz zmieniająca dyrektywę Rady 96/61/WE, art. 10.

¹¹ Ibidem.

¹² Komisja Europejska, www.ec.europa.eu [18-11-2013].

¹³ Wtedy blisko 100% uprawnień ma być sprzedawane na aukcjach. Por. M. Więckowska, op. cit., s. 56.

¹⁴ Z drugiej strony, w systemie opartym o podatek węglowy, koszt emisji CO₂ jest znany (stawka podatku), podczas gdy w systemie *cap-and-trade* z góry znana jest podaż uprawnień.

determinujące bieżącą wielkość produkcji produktów wysokoemisyjnych (przykładowo koniunktura gospodarcza, warunki pogodowe), możliwości przedsiębiorstw ograniczania emisji dwutlenku węgla w ramach posiadanych przez nie technologii oraz skala spadku popytu gospodarstw domowych na produkty wysokoemisyjne w reakcji na wzrost ich cen. W dłuższej perspektywie popyt na uprawnienia zależy jest również od cen surowców energetycznych oraz od skali inwestycji w czyste technologie.

W ostatnich latach w systemie EU-ETS można było zaobserwować znaczenie bieżącej koniunktury gospodarczej dla kształtowania się cen uprawnień emisyjnych. Spowolnienie w gospodarce światowej po 2008 roku doprowadziło bowiem do istotnego wyhamowania produkcji przemysłowej w Unii Europejskiej, a tym samym emisji dwutlenku węgla. W efekcie spadł też popyt na uprawnienia do emisji w ramach systemu EU-ETS. Przy sztywnej podaży uprawnień doprowadziło to do istotnego spadku ich ceny. Przykładowo, jeszcze w maju 2008 r. dostępne były prognozy¹⁵ według których cena uprawnień do emisji CO₂ w latach 2009-2011 miała wynosić około 41-44 euro/t, podczas gdy w rzeczywistości w tym okresie wahała się w przedziale od 6,4 do 16,8 euro/t.

Wpływ pośredni

Wprowadzenie mechanizmów mających na celu ograniczenie emisji gazów cieplarnianych spotyka się z reakcją przedsiębiorstw i gospodarstw domowych. W efekcie, polityka klimatyczna oddziałuje na system podatkowy również w sposób pośredni. Oddziaływanie to różni się w zależności od wybranego instrumentu realizacji polityki klimatycznej. Można je pogrupować w trzy kategorie.

Po pierwsze, po wprowadzeniu regulacji o charakterze nakazowym, podatku węglowego lub systemu handlu uprawnieniami do emisji z pełnym aukcjonowaniem, można oczekiwać wzrostu kosztów produkcji, które w zależności od stopnia konkurencyjności rynku oraz cenowej elastyczności popytu przełożą się na spadek marż producentów, wzrost cen bądź też kombinację tych efektów. Z punktu widzenia polityki fiskalnej, spadek marż w efekcie pojawienia się kosztów związanych z regulacjami środowiskowymi oznacza – *ceteris paribus* – obniżenie wpływów z podatków dochodowych, podczas gdy wzrost cen na rynku niesie konsekwencje dla skali wpływów z podatków pośrednich (głównie VAT i akcyzy). Należy jednak zaznaczyć, że kierunek i siła wpływu na podatki pośrednie zależy od skali reakcji popytu na wzrost cen. W szczególności, przy niewielkim spadku popytu możliwy jest wzrost dochodów z podatków pośrednich, bowiem co prawda będzie on odprowadzany od mniejszej liczby transakcji (mniejszy popyt), to jednak jednostkowa wartość podatku będzie wyższa (wyższa cena, a więc wyższa podstawa do naliczenia podatku). Wreszcie, spadek popytu finalnego na dobra wysokoemisyjne w reakcji na wzrost ich ceny doprowadzi do ograniczenia

¹⁵ M. C. Lewis, I. Curien, *Carbon Emissions. It Takes CO₂ to Contango*, Deutsche Bank, 2008, s. 78.

produkcji przez podmioty wytwarzające te dobra, a to w efekcie do dalszego spadku dochodów podatkowych¹⁶.

Po drugie, regulacje o charakterze zachęt zazwyczaj mają na celu obniżenie kosztów wykorzystania czystych technologii bądź też zwiększenie popytu na rozwiązania proekologiczne (na przykład zwiększające efektywność energetyczną). Ich stymulujący charakter prowadzi do wzrostu produkcji i konsumpcji, a tym samym – do dodatniego z punktu widzenia efektu pośredniego wpływu na system podatkowy¹⁷.

Po trzecie, w przypadku systemu *cap-and-trade* opartego o darmową alokację uprawnień efekty będą różne w zależności od tego, czy podmioty otrzymujące darmowy przydział uprawnień dodają rynkową wartość tych uprawnień do cen produktów czy też nie. Taka sytuacja jest możliwa, bowiem dla tych podmiotów uprawnienia, nawet jeśli były przyznane za darmo, stanowią wartość, która tracona jest w procesie produkcji, a dokładniej na skutek emisji związanej z tą produkcją. Podmioty te, zamiast wykorzystać uprawnienia w procesie produkcyjnym, alternatywnie mogłyby je bowiem sprzedać na rynku. Istnienie efektu przenoszenia wartości uprawnień w ceny w warunkach darmowej alokacji potwierdzają badania empiryczne. Przykładowo, Sijm i inni oszacowali skalę przenoszenia ceny uprawnień emisyjnych w ceny energii elektrycznej w Niemczech i Holandii w pierwszych latach funkcjonowania EU-ETS na poziomie od 60 do nawet 100%¹⁸. Wnioski te potwierdziła analiza rynku forward przeprowadzona dwa lata później dla tego samego okresu dla większej grupy krajów (Niemiec, Francji, Holandii, Szwecji oraz Wielkiej Brytanii). Zgodnie z analizą, skala przenoszenia cen uprawnień emisyjnych w ceny produktów w większości oszacowań mieściła się w przedziale od 38 do 83%¹⁹. Co ważne, należy przypomnieć, że sektor energetyczny korzystał w tym okresie z darmowej alokacji uprawnień do emisji²⁰.

¹⁶ Ograniczenie produkcji w firmach produkujących towary wysokoemisyjne wpływa na cały łańcuch dostaw, przy założeniu stałej wydajności pracy wiąże się też z redukcją zatrudnienia itd. Ponieważ efektem wprowadzenia regulacji środowiskowej będzie wzrost przeciętnych cen w gospodarce, co oznaczać będzie spadek dochodów do dyspozycji gospodarstw domowych, w niniejszej analizie pominięto efekt zastępowania przez gospodarstwa domowe droższych dóbr wysokoemisyjnych innymi.

¹⁷ Pamiętać jednak należy, że wsparcie dla jednych rozwiązań zazwyczaj prowadzi do wypierania innych (w tym zwłaszcza tych bardziej emisyjnych), co zwiększa skuteczność środowiskową regulacji, ale jednocześnie prowadzi do ograniczenia pozytywnych efektów takiego działania dla produkcji i konsumpcji, a w konsekwencji również dla systemu podatkowego.

¹⁸ J. P. M. Sijm, K. Neuhoﬀ, Y. Chen, *CO₂ cost pass through and windfall profits in the power sector*, CWPE 0639, 2006, s. 17-18.

¹⁹ J. P. M. Sijm, S. J. Hers, W. Lise, B. J. H.W. Wetzelaer, *The impact of the EU ETS on electricity prices. Final report to DG Environment of the European Commission*, Energy Research Centre of the Netherlands, 2008, s. 87-88.

²⁰ Wniosek ten wpisuje się w szerszą dyskusję na temat generowania nieuzasadnionych korzyści (*windfall profits*) z tytułu darmowego przydziału uprawnień i tym samym skuteczności bezpłatnej alokacji jako metody łagodzenia skutków polityki klimatycznej (porównaj między innymi: J. P. M. Sijm, K. Neuhoﬀ, Y. Chen, op. cit., s. 18-26).

W sytuacji, gdy przenoszenie darmowych uprawnień w ceny występuje, należy spodziewać się efektów zbliżonych do tych, jakie dotyczą regulacji o charakterze nakazowym, podatku węglowego i systemu handlu uprawnieniami do emisji z pełnym aukcjonowaniem. Z tym, że w tym przypadku nie wystąpi efekt obniżenia marż firm objętych polityką klimatyczną. Przeciwnie, podniesienie ceny produktów w sytuacji darmowej alokacji uprawnień prowadzi do powstania w tych firmach tak zwanych nieuzasadnionych zysków (*windfall profits*), których wpływ na dochody podatkowe będzie dodatni.

Wreszcie, jeśli darmowej alokacji uprawnień nie towarzyszy wzrost cen produktów, to pośredni wpływ systemu *cap-and-trade* na system podatkowy, podobnie zresztą jak wpływ bezpośredni, jest niewielki²¹.

Wpływ wtórny, wynikający z metody wykorzystania dochodów generowanych przez politykę klimatyczną

Większość instrumentów realizacji polityki klimatycznej generuje dochody dla sektora finansów publicznych. W związku z tym, wpływ na system podatkowy będzie mieć również metoda wykorzystania tych dochodów. Można wyróżnić trzy generalne podejścia do ich wykorzystania:

- obniżenie obciążeń podatkowych w innych obszarach proporcjonalnie do skali wzrostu dochodów generowanych dzięki efektowi bezpośredniemu²²;
- niepodjęcie żadnych działań, a więc wykorzystanie dochodów z efektu bezpośredniego do poprawy salda sektora finansów publicznych;
- zwiększenie wydatków publicznych proporcjonalnie do skali wzrostu dochodów.

Wpływ powyższych działań na system podatkowy w niniejszym opracowaniu określono mianem wtórnego. Składa się on z dwóch elementów – natychmiastowych skutków podjętych działań (na przykład spadek dochodów podatkowych w rozwiązaniu pierwszym równy efektowi bezpośredniemu), oraz ich dalszych konsekwencji (na przykład wpływ obniżenia dochodów podatkowych na gospodarkę i w efekcie na system podatkowy).

Pierwsza ze wskazanych powyżej metod zakłada zbilansowanie dochodów pochodzących z efektu bezpośredniego ze skalą zmniejszenia obciążeń podatkowych w innych obszarach. Tym samym o kierunku i sile wpływu polityki klimatycznej na system podatkowy w tej metodzie decydować będzie efekt pośredni oraz makroekonomiczne konsekwencje obniżki podatków. W skrajnym przypad-

²¹ Należy podkreślić, że co do zasady darmowa alokacja nie powinna pokrywać 100% zapotrzebowania podmiotów na uprawnienia, bowiem w takim przypadku system nie stwarzałby żadnych bodźców do ograniczania emisji. W sytuacji niepełnego pokrycia zapotrzebowania na uprawnienia przez darmową alokację, skutki dla systemu podatkowego będą kombinacją efektów generowanych przez mechanizm darmowej alokacji i aukcjoningu.

²² Precyzyjne określenie pośredniego wpływu polityki klimatycznej na dochody podatkowe jest niemożliwe, stąd zazwyczaj nie jest on uwzględniany przy określaniu metod wykorzystania środków uzyskanych dzięki realizacji tej polityki.

ku, neutralizacja efektu bezpośredniego polegająca na obniżeniu podatków zniekształcających (na przykład PIT lub VAT), które mają silny, negatywny wpływ na gospodarkę, może doprowadzić do sytuacji, w której łączny wpływ polityki klimatycznej (a więc przy uwzględnieniu wszystkich efektów) na gospodarkę i system podatkowy może okazać się korzystny. Taką sytuację w literaturze określa się mianem podwójnej dywidendy²³.

W drugim podejściu sektor finansów publicznych zyskuje cały efekt bezpośredni, skorygowany o efekt pośredni. Efekt wtórny w tym przypadku to głównie korzyści wynikające z poprawy salda sektora finansów publicznych (na przykład obniżenie kosztów emisji obligacji skarbowych). W systemach opartych o podatek węglowy oraz o handel uprawnieniami do emisji z odpłatnym przekazywaniem uprawnień, ze względu na zdecydowaną przewagę efektu bezpośredniego i wtórnego nad pośrednim, łączny wpływ polityki klimatycznej na sektor finansów publicznych będzie w tym podejściu pozytywny. W przypadku mechanizmów nierynkowych oraz systemu handlu uprawnieniami do emisji z dużym udziałem bezpłatnego przydziału uprawnień, wpływ bezpośredni i wtórny są niewielkie, zatem łączny efekt tych instrumentów dla sektora finansów publicznych zależy w dużej mierze od siły efektu pośredniego.

W przypadku trzeciego podejścia również dochodzi z punktu widzenia salda sektora finansów publicznych do neutralizacji efektu bezpośredniego, tym razem poprzez proporcjonalne zwiększenie wydatków. W takiej sytuacji, gdyby nie występował efekt pośredni oraz dalsze konsekwencje wzrostu wydatków w ramach efektu wtórnego, saldo sektora finansów publicznych pozostałoby niezmienione, jednak przy wyższym poziomie dochodów i wydatków. Jednak w praktyce wzrost wydatków generuje dalsze konsekwencje. Ich kierunek i siła oddziaływania na system podatkowy silnie uzależniona jest od metody wydatkowania środków. Wydatki o charakterze inwestycyjnym (na przykład wsparcie dla nowych, czystszych technologii) mogą generować efekty pozytywne, podczas gdy wydatki o charakterze transferów czy też subsydiów (na przykład dla niektórych gospodarstw domowych w celu łagodzenia skutków wzrostu cen wywołanych polityką klimatyczną), ze względu na ich negatywne konsekwencje ekonomiczne (efekt wypierania, wpływ na bodźce do pracy), będzie prawdopodobnie niekorzystny.

Na koniec warto wspomnieć, że w praktyce regulacje dotyczące polityki klimatycznej mogą ograniczać swobodę decyzji odnośnie do metody wykorzystania środków uzyskiwanych dzięki realizacji tej polityki. Przykładowo, w systemie EU-ETS zakłada się, że minimum połowa dochodów pochodzących z aukcji

²³ To tak zwana koncepcja mocnej formy podwójnej dywidendy. Podwójna dywidenda w słabej formie jest osiągnięta już z samego faktu wykorzystania dochodów płynących z polityki klimatycznej do obniżenia innych obciążeń i tym samym zmniejszenia kosztów tej polityki. Więcej na temat koncepcji podwójnej dywidendy przykładowo w: L. H. Goulder, *Environmental Taxation and the "Double Dividend": A Reader's Guide*. Working Paper No. 4896, National Bureau of Economic Research, Cambridge 1994.

uprawnień do emisji na rynku pierwotnym będzie przeznaczana na działania mające na celu ochronę klimatu²⁴.

Podsumowanie

W niniejszej pracy dokonano identyfikacji i usystematyzowania najważniejszych kanałów oddziaływania polityki ograniczania emisji gazów cieplarnianych na system podatkowy. Zaproponowano podział efektów na trzy rodzaje: bezpośrednie i pośrednie, których charakter i siła oddziaływania na system podatkowy istotnie zależy od przyjętego instrumentu ograniczania emisji, a także wtórne, generowane w konsekwencji przyjętej przez władze metody wykorzystania środków pozyskanych wskutek działania efektu bezpośredniego. W systemach rynkowych, działających na zasadzie nałożenia ceny na emisję dwutlenku węgla (podatek węglowy oraz system handlu uprawnieniami do emisji), możliwe jest uzyskanie znacznych dochodów z tytułu wprowadzonego mechanizmu (efekt bezpośredni). Z punktu widzenia podmiotów emitujących gazy cieplarniane instrumenty te oznaczają jednak wzrost obciążeń, który – poprzez istniejące powiązania gospodarcze – przenosi się na pozostałą część gospodarki. Tym samym polityka klimatyczna, w efekcie generowania istotnych zmian w gospodarce, wpływa na system podatkowy również w sposób pośredni. Dodatkowo, na system podatkowy mają też wpływ decyzje odnośnie do sposobu wykorzystania dochodów uzyskanych dzięki efektowi bezpośredniemu, przy czym kierunek i siła efektu wtórnego może się istotnie różnić w zależności od przyjętego rozwiązania.

²⁴ Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/29/WE z dnia 23 kwietnia 2009 r. (Dz.U. L 140 z 05.06.2009, s. 63).

Bożena Nazaruk

IDENTYFIKACJA ODNAWIALNYCH ŹRÓDEŁ ENERGII W WOJEWÓDZTWIE PODLASKIM

Bożena Nazaruk, mgr inż. – Politechnika Białostocka

adres korespondencyjny:

Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska

15-351 Białystok, ul. Wiejska 45E

e-mail: dbena@interia.pl

IDENTIFICATION OF RENEWABLE ENERGY SOURCES IN THE PODLASKIE VOIVODESHIP

SUMMARY: The purpose of this article is to identify existing resources of renewable energy sources in the Podlaskie voivodeship and identify new directions and possibilities of obtaining them. Paid particular attention to the environmental conditions, geographic and economic province of Podlasie affecting the possibility of the development of energy based on renewable energy sources.

KEY WORDS: biomass, renewable energy sources, energy crops

Wstęp

Wykorzystywanie odnawialnych źródeł energii nie wiąże się z długotrwałym ich deficytem, ponieważ ich zasób odnawia się w krótkim czasie. Takimi źródłami są między innymi wiatr, promieniowanie słoneczne, opady, pływy morskie, fale morskie i geotermia¹.

W związku z obowiązującą od 24 marca 2005 r. ustawą – Prawo energetyczne² – wszystkie elektrownie i elektrociepłownie są zobowiązane do produkcji energii ze źródeł odnawialnych, na przykład biomasy. Zgodnie z jej założeniami w Polsce powinien nastąpić wzrost odnawialnych źródeł energii w finalnym zużyciu energii do poziomu 15% w 2020 roku oraz do 20% w 2030 roku.

W artykule podjęto próbę identyfikacji istniejących zasobów odnawialnych źródeł energii w województwie podlaskim oraz wskazania nowych kierunków i możliwości ich pozyskiwania. Zwrócono uwagę na warunki środowiskowe, geograficzne i gospodarcze województwa podlaskiego wpływające na możliwość rozwoju energetyki opartej na odnawialnych źródłach energii.

Potencjał odnawialnych źródeł energii w województwie podlaskim

Charakter województwa podlaskiego i istniejące warunki nie sprzyjają budowie elektrowni wodnych. Ich udział w ogólnej produkcji energii z odnawialnych źródeł energii nie ma więc istotnego znaczenia. Na obszarze województwa zlokalizowanych jest dziewięć małych elektrowni wodnych zbudowanych w latach dziewięćdziesiątych XX wieku³.

W regionie istnieją przesłanki do wykorzystania energii słonecznej. Coraz częściej wykorzystuje się kolektory słoneczne do uzyskania ciepłej wody użytkowej. Powstało kilka dużych instalacji o powierzchni kilkuset metrów kwadratowych oraz kilkadziesiąt mniejszych o powierzchni kilku do kilkunastu metrów kwadratowych⁴.

Strefy energetyczne wiatru obejmują stosunkowo niewielki pas obszaru województwa podlaskiego, w północnej części, gdzie warunki do wykorzystania wiatru są korzystne. W sumie 71 elektrowni wiatrowych od 1 do 24 MW jest zlokalizowanych głównie na Suwalszczyźnie, gdzie siła wiatru wynosi około 6,5 m/sek. W południowej i centralnej części województwa warunki wiatrowe są niekorzystne, a potencjał energetyczny jest tam niższy od wartości przyjmowanej jako opłacalną dla siłowni wiatrowych.

¹ R. Tytko, *Odnawialne źródła energii*, Wyd. OWG, Warszawa 2011.

² Ustawa z 24 marca 2004 r. (Dz. U. z 2005 r. nr 62 poz. 552) znowelizowana ustawą z dnia 26 lipca 2013 r. o zmianie ustawy – Prawo energetyczne oraz niektórych innych ustaw (Dz. U. z 2013 r. poz. 984).

³ Wykaz odnawialnych źródeł energii w województwie podlaskim, Podlaski Ośrodek Doradztwa Rolniczego w Szepietowie, www.odr.pl [13-05-2013].

⁴ Ibidem.

Województwo podlaskie znajduje się w części kraju nieobjętej zasięgiem występowania zasobów geotermalnych⁵.

Z analizy występujących odnawialnych źródeł energii w województwie podlaskim wynika, że zasobami najbardziej przystępnymi do pozyskania jest biomas stała oraz jej pochodne, czyli biopaliwa ciekłe i biogaz.

Potencjał biomasy leśnej w województwie podlaskim

Znaczną część województwa podlaskiego (31,7%)⁶ zajmują grunty leśne oraz zakrzewione. Ponad 37% terenu objęte jest ochroną, co w rzeczywistości oznacza ograniczenie możliwości pozyskiwania surowców z tych obszarów. Pozyskiwanie drewna jest zależne od lesistości obszaru oraz struktury wiekowej i gatunkowej lasów. Według danych GUS-u w województwie podlaskim w 2012 roku pozyskano ogółem 1750,5 tys. m³ drewna. Wielkość potencjału biomasy w województwie podlaskim pochodzącej z leśnictwa wynosi 426,9 tys. m³ [2,76 PJ], co stanowi 7,6% potencjału biomasy na tle wszystkich województw w kraju⁷.

Potencjał biomasy rolniczej

Według kryteriów zagospodarowania użytki rolne stanowią w województwie podlaskim 60,2%⁸. Rolnicza przestrzeń produkcyjna charakteryzuje się niską przeciętną jakością gleb i wysoką niestabilnością klimatu. Czynniki te powodują, że wskaźnik waloryzacji rolniczej przestrzeni produkcyjnej, który uwzględnia jakość gleb, warunki klimatyczne, długość okresu wegetacji plasuje województwo na ostatnim miejscu w Polsce. Gleby bardzo dobre i dobre (kompleksy 2, 3, 4 i 8) stanowią 40,7% ogółu gruntów ornych województwa. Średnią przydatność rolniczą (kompleks 5) posiada 16,6% gruntów ornych, a niską i bardzo niską (kompleksy 6, 7 i 9) 42,7% gruntów ornych⁹.

Do biomasy rolniczej zalicza się przede wszystkim: słomę, siano, ziarna zbóż, odpady organiczne. Na wielkość produkcji słomy wpływa powierzchnia uprawy, gatunek i odmiana rośliny, wielkość plonu, warunki glebowe, klimatyczne oraz właściwe nawożenie. Ogólny potencjał słomy w województwie podlaskim to 147,9 tys. m³ [1,9 PJ], co stanowi 1,2 % potencjału słomy na tle wszystkich województw w kraju¹⁰. Słoma pozyskiwana jest na poziomie wystarczającym jedynie do rolniczego wykorzystania. Powierzchnię zasiewów w województwie podlaskim przedstawiono w tabeli 1.

⁵ Ibidem.

⁶ *Raport o stanie środowiska województwa podlaskiego w latach 2009-2010*, Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok 2011.

⁷ *Leśnictwo*, GUS, Warszawa 2012.

⁸ *Raport o stanie...*, op. cit.

⁹ A. Biesiacki i in., *Ocena warunków przyrodniczych do produkcji rolnej. Województwo podlaskie*, IUNG, Puławy 2004.

¹⁰ *Użytkowanie gruntów, powierzchnia zasiewów i pogłowie gospodarskie w 2012 roku*, GUS, Warszawa 2012.

Tabela 1

Powierzchnia zasiewów według wybranych upraw rolnych w 2012 roku [ha]

Uprawy	Ogółem	Zboża	Strączkowe jadalne	Ziemniaki	Przemysłowe	Pastewne	Pozostałe
Podlaskie	629396	431346	119	23723	9742	162006	2460

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GUS-u, 2013.

W województwie podlaskim w 2010 roku obsada bydła na 100 ha użytków rolnych wynosiła 82,9 sztuk (w kraju 37,0 sztuk). Warto zwrócić uwagę na ciągle rosnący udział krów mlecznych, który wskazuje na ukierunkowanie chowu bydła przede wszystkim na produkcję mleka. Produkcja bydła ma ogromne znaczenie w powstawaniu odpadów organicznych. Odpadem z rolnictwa, który ma największe zastosowanie w procesach fermentacyjnych oraz jako substrat energetyczny, jest gnojowica. Potencjał uzyskania biogazu z ferm bydła (powyżej 100 sztuk), ferm drobiu powyżej 5000 sztuk i ferm trzody chlewnej (powyżej 500 sztuk) w województwie podlaskim to: obornik 650 mln m³, gnojowica 21 mln m³ i odpady poubojowe 36 mln m³. Województwo podlaskie posiada 84 fermy drobiu o obsadzie powyżej 5000 sztuk oraz 202 fermy trzody chlewnej ponad 500 sztuk¹¹. Stanowi to duży potencjał teoretyczny pozyskiwania biogazu. W województwie istnieje natomiast tylko jedna zaawansowana biogazownia rolnicza, dziesięć mało zaawansowanych instalacji i trwają prace nad uruchomieniem kolejnych.

Potencjał biomasy pochodzącej z upraw energetycznych

Według danych GUS-u w województwie podlaskim w 2013 roku zidentyfikowano 2807 ha gruntów zdewastowanych i zdegradowanych. Powierzchnia gruntów ugorowanych w gospodarstwach rolnych w województwie to 9985 ha¹². Znaczny jest udział gleb o niskiej przydatności rolniczej (42,7%)¹³. Nieużytki stanowią 2,8 % powierzchni¹⁴. Warunki geograficzne oraz klimatyczno-środowiskowe uniemożliwiają efektywną uprawę niektórych roślin energetycznych. Województwo podlaskie posiada niewielki areał upraw roślin energetycznych (166 ha). Jest to przede wszystkim uprawa wierzby energetycznej (156 ha) i upraw ślazuwca pensylwańskiego (3,8 ha). Województwo zajmuje 14 miejsce w powierzchni upraw energetycznych w kraju. W regionie podlaskim zalecane do uprawy są wierzba wiciowa, ślazuwiec pensylwański, miskant olbrzymi i topi-

¹¹ Ibidem.¹² *Ochrona Środowiska 2012*, GUS, Warszawa 2013.¹³ A. Biesiacki i in., op. cit.¹⁴ *Raport o stanie...* op. cit.

Tabela 2
Wartość opałowa przykładowych paliw stałych

Nośnik energii	Wartość opałowa [MJ kg ⁻¹]
Słoma żółta	14,3
Słoma szara	15,2
Drewno odpadowe	16,0
Zrębki leśne	10,4
Kora	18,5-20,0
Zrębki leśne	19,2-20,0
Wierzba	18,6-19,3
Węgiel kamienny	25,0
Gaz ziemny	48,0

Źródło: opracowanie na podstawie: P. Gradziuk, *Biopaliwa*, Wyd. Wieś Jutra, Warszawa 2003.

nambur, a istniejące grunty orne zbędne do produkcji żywności i pasz, ugorowane i odłogowane, stanowią potencjalne obszary dla rozwoju ich upraw¹⁵.

Rośliny energetyczne powinny charakteryzować się dużym przyrostem rocznym, wysoką wartością opałową, znaczną odpornością na choroby i szkodniki oraz stosunkowo niewielkimi wymaganiami glebowymi. Niezwykle istotną sprawą jest również możliwość mechanizacji prac agrotechnicznych związanych z zakładaniem plantacji oraz zbieraniem plonu. Plonowanie roślin wieloletnich jest bardzo zróżnicowane w zależności od czynników meteorologicznych, siedliskowych oraz agrotechnicznych¹⁶. Plon roślin wieloletnich to tylko jedno z kryteriów oceny przydatności danego gatunku do produkcji biomasy na cele energetyczne. Ważniejszą kwestią jest ocena nakładów materiałowo-energetycznych na pozyskanie biomasy danego gatunku, ilości energii zawartej w biomase i przede wszystkim wartości wskaźnika efektywności energetycznej.

Wartość opałową różnych biopaliw stałych w porównaniu do paliw konwencjonalnych przedstawiono w tabeli 2.

Zainteresowanie paliwem stałym w postaci brykietów i peletów oraz biomasą agro jest ogromne. W województwie podlaskim dwie największe instalacje na biomasę posiada Elektrociepłownia Białystok S.A. W ramach tej inwestycji dostosowano kocioł parowy na węgiel na tak zwany kocioł fluidalny do spalania biomasy oraz zbudowano układ gospodarki biomasą. Elektrociepłownia Białystok S.A. zużywa – 192 000 t/rok węgla, natomiast biomasy – 260 000 t/rok. W białostockiej elektrociepłowni jest wielkie zapotrzebowanie na biomasę. Spalane są tam głównie zrębki, odpady leśne, rośliny z upraw

¹⁵ Analiza kierunków rozwoju i aktualna sytuacja w rolnictwie województwa podlaskiego, Podlaski Ośrodek Doradztwa Rolniczego, Szepietowo 2011.

¹⁶ Rośliny energetyczne, red. B. Kościak, Wyd. Akademia Rolnicza, Lublin 2003.

energetycznych (głównie wierzba) oraz odpady z produkcji rolnej, których udział wagowy określono dla roku 2015 na poziomie 20%¹⁷.

Podsumowanie

Z analizy dostępnych danych i opracowań naukowych wynika, że w województwie podlaskim nie ma istotnie wpływających warunków do pozyskiwania energii wody, wiatru oraz energii geotermalnej. Wybór zasobów energii odnawialnej w regionie podlaskim sprowadza się zatem do wykorzystania biomasy, a zwłaszcza biomasy z terenów rolnych.

Dobre warunki do chowu bydła mlecznego i mięsnego powodują, że jest sugerowana w województwie produkcja biogazu z odpadów zwierzęcych, głównie poprzez budowę biogazowni przy fermach trzody chlewnej i bydła. Jako substrat mogą służyć również wszystkie rodzaje upraw oraz odpady roślinne.

Pomimo dużej lesistości i zakrzewienia występują ograniczenia w pozyskiwaniu biomasy leśnej związane z ochroną przyrody (NATURA 2000, parki narodowe, parki krajobrazowe). Regulacje prawne również ograniczają wykorzystanie biomasy pochodzącej z lasów do celów energetycznych. Uprawa roślin energetycznych jest dobrym rozwiązaniem uzupełniającym braki w dostawach biomasy. Duże obszary nieużytków, gleb ugorowanych lub zdegradowanych mogłyby służyć jako miejsce do zakładania plantacji energetycznych. W związku z tym przeznaczenie części tych terenów pod uprawy energetyczne stanowi racjonalną alternatywę w odniesieniu do tradycyjnej produkcji rolniczej. Poza korzyścią energetyczną dają one szansę rozwoju dla lokalnego rolnictwa.

Produkcja rolnicza na cele energetyczne może przynieść wiele korzyści dla energetyki i obszarów wiejskich ale podstawową funkcją rolnictwa powinna pozostać produkcja żywności i pasz. Ważne jest więc zrównoważone wykorzystanie obszarów rolniczych tak, aby nie doprowadzić do konkurencji pomiędzy energią odnawialną i rolnictwem. Wykorzystanie biomasy jest skuteczną metodą ochrony środowiska naturalnego i powoduje zwiększenie bezpieczeństwa energetycznego regionu.

Pomimo, że potencjał odnawialnych źródeł energii w województwie podlaskim można określić jako istotny w ujęciu gospodarczym, brak przedsięwzięć ze strony samorządów, wysokie koszty instalacji grzewczych, problemy logistyczne oraz brak wsparcia finansowego powodują niechęć przedsiębiorców i rolników do inwestowania w to źródło energii.

¹⁷ G. Łaska, B. Nazaruk, *Biomasa pozyskiwanie, spalanie i wykorzystanie popiołu po jej spalaniu*, w: A. Dziegielewski (red.), *Młodzi dla techniki. Wybrane problemy naukowo-badawcze budownictwa i inżynierii środowiska*, Politechnika Warszawska, Płock 2013.

RECENZJE OMÓWIENIA PRZEGLĄDY

DISCUSSION
AND REVIEWS



Recenzja książki

Innowacyjne rozwiązania rewitalizacji terenów zdegradowanych 2014

pod redakcją dr hab. inż. Jana Skowronka

Instytut Ekologii Terenów Uprzemysłowionych, Białystok 2014

Instytut Ekologii Terenów Uprzemysłowionych oraz Centrum Badań i Dozoru Górnictwa Podziemnego sp. z o.o. w Łędzinach organizują od 2007 roku konferencję *Innowacyjne rozwiązania rewitalizacji terenów zdegradowanych*, która stanowi forum wymiany wiedzy i doświadczeń z zakresu remediacji i rewitalizacji.

Wiodącą problematyką VII Międzynarodowej Konferencji Naukowej, która odbyła się w Ustroniu od 2 do 4 października 2013 roku, była ochrona oraz rewitalizacja wód powierzchniowych i podziemnych, między innymi innowacyjne metody, technologie i narzędzia wspierające odnowę ekosystemów wodnych. Najciekawsze referaty, prezentujące najnowsze osiągnięcia i wyniki prac naukowo-badawczych, praktycznych rozwiązań technicznych i organizacyjnych wspierających zrównoważony rozwój terenów zdegradowanych, zostały opublikowane w monografii *Innowacyjne rozwiązania rewitalizacji terenów zdegradowanych 2013*, przygotowanej przez Instytut Ekologii Terenów Uprzemysłowionych oraz Centrum Badań i Dozoru Górnictwa Podziemnego Sp. z o.o. w Łędzinach.

Rewitalizacja terenów zdegradowanych jest jednym z kluczowych zagadnień naukowych i praktycznych w programie *Horizon 2020*. Artykuły zamieszczone w tej edycji monografii przedstawiają rozwiązania tego złożonego problemu z uwzględnieniem aspektów dobrego rozpoznania terenu, doboru metod remediacji oraz przyrodniczych-krajobrazowych, prawnych, społecznych, ekonomicznych, finansowych. Propozycje autorskie mogą być użyteczne przy planowaniu i realizacji procesu rewitalizacji.

Monografia składa się z pięciu rozdziałów, w których przedstawiono wyniki badań naukowych i przykłady wdrożeń stanowiących podstawę innowacyjnego podejścia do rewitalizacji zarówno terenów poprzemysłowych, jak i zdegradowanych obszarów miejskich.

W pierwszej części: *Rozpoznanie i monitoring terenu* zaprezentowano nowoczesne techniki i narzędzia umożliwiające planowanie procesu remediacji. Szczególną uwagę zwrócono na wdrażanie nowych, tańszych metod rekultywacji i oceny stanu zanieczyszczeń dużych obszarów oraz możliwości zastosowania niektórych metod geofizycznych do określania koncentracji silnych skażeń gruntu związkami chemicznymi o znikomej biodegradowalności. Przedstawiono, w jaki sposób różne metody badania stanu środowiska mogą pomóc w ocenie aktualnego stanu zanieczyszczenia wielkoobszarowych ognisk zanieczyszczeń.

W drugiej części: *Innowacyjne podejście do oczyszczania terenów* zwrócono uwagę na usuwanie zanieczyszczeń chemicznych i ochronę wód. Przedstawiono badania, których celem było opracowanie mikrobiologicznej szczepionki do remediacji terenów skażonych arsenem. Kompleksowo omówiono metodę ochrony zbiorników wodnych. Zaprezentowano również nowe techniki i ideowe rozwiązania w opracowanym systemie rekultywacji zbiorników wodnych, a także możliwości efektywnej remediacji *in-situ* gruntów silnie skażonych związkami chemicznymi o znikomej biodegradowalności oraz badania terenu pod kątem trwałości i rozkładu utleniaczy chemicznych.

W trzeciej części: *Przyrodnicze i krajobrazowe aspekty rewitalizacji* na szczególną uwagę zasługują artykuły dotyczące rewitalizacji przestrzeni miejskiej. Zaprezentowano w nich badania, które posłużyły znalezieniu innowacyjnych metod zdolnych usprawnić rewitalizację przestrzeni w centrach miast, a tym samym zapobiegać jej dewaluacji. Na podstawie analiz zastosowań pnączy w miastach o dużej gęstości ruchu turystycznego, wyszczególniono wzorcowe rozwiązania i uniwersalne narzędzia wspomagające rewitalizację centrów miast. W szczególności wskazano na zagospodarowanie antropogenicznych zbiorników wodnych, co ma znaczenie w przypadku konieczności adaptacji środowiska do prognozowanych zmian klimatu.

W czwartej części – *Rewitalizacja terenów zdegradowanych. Studia przypadków i dobre praktyki* – omówiono sposoby rekultywacji wybranych terenów zdegradowanych. Wskazano również na bariery denitryfikacyjne jako narzędzie w bioremediacji dla usuwania zanieczyszczeń azotowych i ochrony wód gruntowych na obszarach rolniczych. Przedstawiono zrównoważone podejście do remediacji i przekształcania terenów zdegradowanych (mega-objektów), gdzie modelowym terenem jest dawna baza powojkowa Armii Radzieckiej w Szprotawie charakteryzująca się dużą powierzchnią, złożonością zanieczyszczenia środowiska gruntowo-wodnego i użytkowania.

W piątej części: *Narzędzia wsparcia procesów rewitalizacji obszarów miejskich i terenów przemysłowych* zaprezentowano narzędzia wsparcia procesów rewitalizacji i omówiono odnoszące się do nich przepisy prawne. Podkreślono partnerskie podejście do procesów odnowy obszarów zurbanizowanych, gdzie elementem skutecznej rewitalizacji są konsultacje społeczne i zapewnienie partycypacji społecznej. W jednym z artykułów zwrócono uwagę na sztukę iluminacji, która wyszła już z fazy artystycznego oświetlania budynków i przestała skupiać się jedynie na akcentowaniu dziedzictwa architektury, a zaczęła wydobywać z mroku zaskakujące rysy „krajobrazów codziennych”, kreując nowe wyróżniki przestrzenne.

Przedstawione artykuły wraz z poprzednimi edycjami monografii poszerzają wiedzę o możliwościach i sposobach rewitalizacji terenów zdegradowanych i zachęcają do planowania nowych badań i działań służących rewitalizacji i zrównoważonemu rozwojowi zdegradowanych terenów przemysłowych i miejskich.

mgr Beata Janowicz
Fundacja Ekonomistów Środowiska i Zasobów Naturalnych

NOWOŚCI WYDAWNICZE

J.W. Pałasz, *Praktyczny wymiar dostosowania i harmonizacji polskiego prawa ochrony środowiska do wymagań Unii Europejskiej. Wybrane zagadnienia problemowe*, Wydawnictwo Politechniki Śląskiej, Gliwice 2012.

W podręczniku, w pierwszych trzech rozdziałach, przedstawiono vademecum polityki i prawa ochrony środowiska Unii Europejskiej oraz zagadnienia i trudności w harmonizacji polskiego prawa ochrony środowiska do wymagań prawa wspólnotowego. Po zmianie systemu politycznego w Polsce i przejściu z gospodarki uspołecznionej na system gospodarki rynkowej w kraju zapoczątkowano procedurę integracji z Unią Europejską. Konieczna stała się zmiana wielu regulacji prawnych w zakresie ochrony środowiska i ich dostosowanie do prawa unijnego. Potrzeba zmian prawa krajowego była sygnalizowana już znacznie wcześniej, niezależnie od wymogu ich dostosowania do prawa wspólnotowego, ponieważ zmiana przepisów i tak okazała się nie tylko w Europie, ale i na świecie. Proces integracji z Unią Europejską tylko te procedury przyspieszył. Rozdziały dotyczące tej tematyki stanowią rodzaj przewodnika, umożliwiającego zrozumienie podstawowych założeń i konstrukcji wspólnotowego prawa ekologicznego oraz trudności w interpretacji i stosowaniu unijnych regulacji prawnych w praktycznej realizacji wybranych zagadnień ochrony środowiska, omówionych w czwartym rozdziale.

W podręczniku zaprezentowano dziewięć wybranych, problemowych zagadnień praktycznych. Są to:

1. Programy ochrony środowiska i raporty z ich wykonania.
2. Powszechny dostęp społeczeństwa do informacji o środowisku.
3. Ochrona środowiska w planowaniu przestrzennym.
4. Oceny oddziaływania przedsięwzięć na środowisko (OOŚ).
5. Społeczne konflikty ekologiczne w postępowaniu inwestycyjnym.
6. Pozwolenia zintegrowane i programy dostosowawcze.
7. Rewitalizacja obszarów zdegradowanych przez przemysł.
8. Ograniczanie emisji z niskich źródeł.
9. Zarządzanie środowiskowe w samorządach terytorialnych.

W książce przedstawiono niedogodności i konsekwencje takich utrudnień oraz przytoczono sposoby ich rozwiązania, a niejednokrotnie własny pogląd odnośnie możliwości usprawnienia określonych działań i procedur postępowania, nie zawsze zbieżny z wiedzą i doświadczeniem innych.

Podręcznik skierowany jest głównie do słuchaczy studiów doktoranckich i podyplomowych w zakresie inżynierii środowiska, technik odnowy środowiska, organizacji i zarządzania środowiskowego, jako uzupełnienie ich wiedzy, inspiracje i pomoc przy wyborze tematów oraz w realizacji przyszłych prac dyplomowych. Publikacja może stanowić pozycję pomocniczą dla studentów studiów dziennych i zaocznych na wymienionych kierunkach i specjalnościach. Praktyczne zagadnienia omówione w podręczniku mogą również zostać wykorzy-

stane przez pracowników samorządów lokalnych w przygotowaniu, organizacji i realizacji lokalnych programów i planów w zakresie poprawy stanu środowiska.

Z. Łucki, W. Misiak, *Energetyka a społeczeństwo. Aspekty socjologiczne*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2012.

W książce przedstawiono kultury energetyczne współczesnego świata, drogi ich kształtowania, rolę polityków oraz sposoby rozwiązywania konfliktów z inwestorami. Książka została poświęcona społecznym aspektom energetyki.

Tematem książki są związki społeczeństwa z sektorem energetycznym. Każdy członek naszego społeczeństwa ma potencjalny wpływ na energetykę na trzech poziomach: jako obywatel swego kraju i UE, w tym jako wyborca głosujący na rzecz określonej opcji politycznej w parlamencie krajowym i europejskim oraz ewentualnie jako respondent uczestniczący w referendach lub badaniach opinii publicznej; jako członek lokalnej społeczności, wybierający władze lokalne i mający różne możliwości wpływania na decyzje tych władz, a równocześnie jako członek załogi firmy lub instytucji zużywającej energię; jako klient, kupujący i eksploatujący urządzenia zużywające energię oraz samą energię w różnej postaci do zasilania tych urządzeń oraz do innych celów (...).

Publikacja zainteresuje wszystkich, którym bliska jest problematyka związana z ochroną środowiska, rozwojem gospodarczym, polityką społeczną, planami zagospodarowania przestrzennego czy prognozowaniem rozwoju społecznego.

M. Kramer, A. Kryński, A. F. Caekelbergh, *Zintegrowane zarządzanie środowiskiem. Systemowe zależności między polityką, prawem, zarządzaniem i techniką*, Wolters Kluwer, Warszawa 2013.

Podręcznik stanowi kompendium interdyscyplinarnej wiedzy z zakresu zarządzania środowiskiem i tworzenia strategii zrównoważonego rozwoju. Uwzględniono w nim specyfikę doświadczeń, przede wszystkim niemieckich, w tej dziedzinie oraz opisano innowacyjne rozwiązania, które mogą znaleźć praktyczne zastosowanie w kształtowaniu procesu transformacji również w innych krajach. Systemy środowiskowe, polityka i prawo ochrony środowiska, zarządzanie środowiskiem czy techniki energii odnawialnej to tylko niektóre z poruszanych tu zagadnień. W książce zawarto między innymi:

- szerokie omówienie międzynarodowych uwarunkowań zarządzania środowiskiem;
- opisy innowacyjnych i systemowych zależności w aspekcie politycznym, prawnym, ekonomicznym i technicznym;
- liczne przykłady najlepszych praktyk w dziedzinie zarządzania środowiskiem bazujące na doświadczeniach niemieckich;
- studia przypadków wraz z zestawami ćwiczeń dotyczące interdyscyplinarnych aspektów zrównoważonego rozwoju.

Publikacja skierowana jest do studentów i pracowników naukowych kierunków ekonomicznych, przyrodniczych i technicznych, a także do przedsiębiorców i menedżerów – ze względu na praktyczne przedstawienie kompleksowych zagadnień w zakresie proekologicznego zarządzania przedsiębiorstwem. Zainteresuje również inżynierów, ponieważ uwzględnia techniczne aspekty zarządzania środowiskiem, międzynarodowe doświadczenia i najlepsze praktyki oraz pracowników administracji zajmujących się kwestiami środowiskowymi lub gospodarczymi.

*mgr inż. Bożena Nazaruk
Politechnika Białostocka*

Zapraszamy do nadsyłania tekstów o charakterze naukowym poświęconych teorii i praktyce zrównoważonego rozwoju, zarządzania środowiskiem oraz ekonomii środowiska i zasobów naturalnych. Teksty mogą mieć formę artykułów naukowych, sprawozdań z badań, omówień i recenzji książek, informacji o konferencjach, sympozjach i seminariach naukowych.

Tekst, o objętości do 20 tys. znaków powinien posiadać wyraźnie wyodrębnione części składowe (wstęp, rozdziały, podrozdziały i zakończenie/podsumowanie) oraz streszczenie i słowa kluczowe zarówno w języku polskim, jak i angielskim (± 600 znaków).

Praca powinna zachować 3-stopniowy format numerowania (bez numeracji wstępu i zakończenia): 1.; 1.1.; 1.1.1. Przy opracowywaniu publikacji prosimy o przestrzeganie następujących zaleceń edytorskich:

- Edytor: Microsoft Word lub kompatybilny.
- Format kartki A4 (marginesy: G – 2, D – 2, L – 2, P – 4).
- Czcionka: tekst – Times New Roman 12, przypisy – Times New Roman 10.
- Interlinia – 1,5 p.
- Odwołania do literatury w przypisach powinny być umieszczone według wzoru:
 - J. Kowalski, *Ekonomia środowiska*, PWN, Warszawa 2002, s. 15.
 - *Ekonomia środowiska*, red. Jan Kowalski, PWN, Warszawa 2002, s. 22.
 - J. Nowak, *Teoretyczne podstawy ekonomii środowiska*, w: *Ekonomia środowiska*, red. Jan Kowalski, PWN, Warszawa 2002, s. 35.
 - J. Nowak, *Zarządzanie środowiskiem w przedsiębiorstwie*, „Ekonomia i Środowisko” 2004 nr 2(26), s. 15.
 - J. Nowak, *Teoretyczne podstawy ekonomii środowiska*, www.ukie.gov.pl [15-06-2006].
 - Ustawa z dnia 11 maja 2001 r. o opakowaniach i odpadach opakowaniowych (Dz.U. nr 63 poz. 638).

Przypisy powinny być wstawiane jako przypisy dolne z autonumerowaniem.

Rysunki i schematy (wyłącznie czarno-białe) wyrysowane w programie Microsoft Word – wszystkie elementy powinny zostać zgrupowane. Wstawione grafiki (np. JPG) oraz schematy (np. Excel) należy dodatkowo zamieścić jako osobne pliki.

Tabele powinny być dopasowane do szerokości strony, obramowanie pojedyncze 0,5 pkt, bez autoformatowania, automatyczna wysokość wierszy.

Prosimy nie stosować: nagłówków i stopek, własnych stylów formatowania, wcięć akapitów, nie dzielić wyrazów.

Artykuły przysyłamy drogą elektroniczną na adres: czasopismo@fe.org.pl. Prosimy o załączenie adresu do korespondencji, adresu e-mail oraz nazwy instytucji (afiliacji) – do publikacji w artykule.

Przyjmujemy jedynie oryginalne, nigdzie wcześniej niepublikowane teksty. Nadesłane materiały są recenzowane. Teksty niespełniające wymogów Redakcji będą odsyłane do poprawek autorom. Opracowania zakwalifikowane do druku podlegają adiustacji językowej oraz korekcie technicznej. Redakcja zastrzega sobie prawo do skracania materiałów oraz zmiany tytułów.

Odpłatność Autorów za publikację wynosi 400 zł + VAT.

Korespondencję prosimy kierować pod adresem:

FUNDACJA EKONOMISTÓW ŚRODOWISKA I ZASOBÓW NATURALNYCH

Redakcja Czasopisma „Ekonomia i Środowisko”

15-092 Białystok, ul. Sienkiewicza 22 (III piętro)

e-mail: czasopismo@fe.org.pl

tel. (085) 744 60 96, fax (085) 746 04 97

Information for the authors

We kindly invite to send scientific papers devoted to both, theoretical and practical aspects of sustainable development, environmental management, as well as economy of environment and natural resources.

These papers should have the form of scientific articles, reports concerning conducted research as well as discussions and reviews of books. This paper may also include information on scientific conferences, symposia and seminars.

Paper should have up to 20,000 characters, should have clear structure (introduction, chapters, sub-chapters, ending / conclusions), and have an abstract with keywords given in polish and English languages ($\pm$ 600 characters).

Paper should include 3-step numbered list order (without enumerating of introduction and ending) 1.; 1.1.; 1.1.1.

While preparing these publications, the authors are requested to abide by the following editorial recommendations:

- Editor: Microsoft Word, or a compatible one
- Paper size A4 (margins: from the top – 2, from the bottom – 2, from the left – 2, from the right – 4).
- Font: text – Times New Roman 12, footnotes – Times New Roman 10.
- Space between the lines – 1,5 p.
- References to literature in the footnotes ought to be made as follows:
 - J. Kowalski, *Ekonomia środowiska*, PWN, Warsaw 2002, p. 15.
 - *Ekonomia środowiska*, ed. Jan Kowalski, PWN, Warsaw 2002, p. 22.
 - J. Nowak, *Teoretyczne podstawy ekonomii środowiska*, in: *Ekonomia środowiska*, ed. Jan Kowalski, PWN, Warsaw 2002, p. 35.
 - J. Nowak, *Zarządzanie środowiskiem w przedsiębiorstwie*, „Ekonomia i Środowisko” 2004 No 2(26), p. 15.
 - J. Nowak, *Teoretyczne podstawy ekonomii środowiska*, www.ukie.gov.pl [15-06-2006].
 - Act from 11 May 2001 r. on packages and packaging wastes (Act of Journals No 63 item 638).

The footnotes ought to be placed with numbers.

The drawings and schemes (only in black and white) need to be prepared using Microsoft Word program – all the elements should be grouped together. Graphic elements (e.g. JPG) and schemes (e.g. Excel) ought to be separately recorded on a floppy disc or CD.

The tables need to be adjusted to the width of page, single framing 0,5 pt., without auto-format, whereas height of verses should be automatic.

You are kindly requested not to use: heading and foot, your own format styles, indentations of paragraphs and division of words.

The articles should be sent by e-mail to: czasopismo@fe.org.pl. Please do not forget to write your address and name of the institution (affiliation). Please put down your address for correspondence, e-mail address and your affiliation to be published.

We accept only papers that are original and have not been published already. The materials are to be reviewed. The papers not complying with the requirement are going to be sent back in order to be improved by the author. Positively assessed papers are subject to linguistic adjustments and editorial corrections. Our editorial office is entitled to make abridged versions of the papers and to change the titles.

Author's fee is 400 zł + VAT per paper published.

Our editorial office can be contacted on:

FUNDACJA EKONOMISTÓW ŚRODOWISKA I ZASOBÓW NATURALNYCH

Redakcja Czasopisma „Ekonomia i Środowisko”

Sienkiewicza Street No. 22, 15-092 Białystok, POLAND

e-mail: czasopismo@fe.org.pl

tel. (+48 85) 744 60 96, fax (+48 85) 746 04 97