
EKONOMIA i ŚRODOWISKO

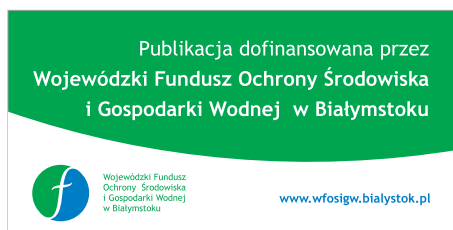
**Czasopismo Polskiego Stowarzyszenia
Ekonomistów Środowiska i Zasobów Naturalnych**

numer 2 (53) • 2015

copyright © by: Fundacja Ekonomistów Środowiska i Zasobów Naturalnych
Białystok 2015

ISSN 0867-8898

ISSN 2300-6420 (online)



Redaktor
wydawnictwa: Janina Demianowicz
Współpraca: Halina Tokajuk
Tłumacz języka
angielskiego: Łukasz Ławrysz
Korekta: zespół



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

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

www: www.ekonomiaisrodowisko.pl

EKONOMIA I ŚRODOWISKO

Czasopismo Polskiego Stowarzyszenia Ekonomistów Środowiska i Zasobów Naturalnych

ECONOMICS AND ENVIRONMENT

Journal of the Polish Association of Environmental and Resource Economists

RADA PROGRAMOWA

prof. Zbigniew Bochniarz (USA) • prof. Tadeusz Borys • dr Leon C. Braat (Holandia)
prof. Adam Budnikowski • prof. Eva Cudlinova (Rep. Czeska) • 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. Bazyli Poskrobko • prof. Leszek Preisner • prof. Tomasz Żylicz

ZESPÓŁ REDAKCYJNY

Redaktor naczelny – dr inż. Elżbieta Broniewicz
Redaktorzy działowi – prof. zw. 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

| | |
|--|----|
| Mariusz Dacko, Paulina Bielecka, Dynamika systemów jako narzędzie przeciwdziałania tragedii dóbr wspólnych | 10 |
|--|----|

POLITYKA EKOLOGICZNA I ZARZĄDZANIE ŚRODOWISKIEM

| | |
|--|----|
| Małgorzata Niestępska, Nowe cele polityki klimatycznej Unii Europejskiej a polityka fiskalna w Polsce – perspektywa do 2030 roku | 24 |
| Aldona Harasimowicz, Rola Regionalnego Programu Operacyjnego Województwa Podlaskiego w kształtowaniu środowiska przyrodniczego regionu | 40 |
| Janina Piekutin, Fundusze Unii Europejskiej jako element wspomagający w działaniach dotyczących ochrony środowiska wodnego na obszarach wiejskich Podlasia | 50 |
| Malwina Lemkowska, Rola ubezpieczeń gospodarczych w indemnifikacji pierwotnych szkód środowiskowych | 59 |

STUDIA I MATERIAŁY

| | |
|--|-----|
| Jacek Marcinkiewicz, Tomasz Poskrobko, Wpływ elektrowni wiatrowych na percepcję krajobrazu w świetle badań empirycznych | 76 |
| Piotr Idczak, Karol Mrozik, Wykorzystanie dynamicznego kosztu jednostkowego do oceny efektywności ekonomicznej rozwiązań kształtujących retencję zlewni rzecznej na terenach zurbanizowanych | 92 |
| Anna Siemieniuk, Joanna Szczykowska, Rafał Miłaszewski, Ekonomiczne i ekologiczne aspekty budowy i funkcjonowania małej retencji wodnej na Podlasiu | 103 |
| Krystyna Rauba, Ocena gotowości do zapłaty za korzystanie z systemu kanalizacji zbiorczej przez mieszkańców obszarów wiejskich na przykładzie gminy Zbójna | 112 |
| Kamil Witaszek, Agnieszka Anna Pilarska, Krzysztof Pilarski, Wybrane metody wstępnej obróbki surowców roślinnych stosowanych do produkcji biogazu | 130 |
| Grażyna Łaska, Bożena Nazaruk, Zastosowanie roślin energetycznych w gospodarce ściekowej i osadowej | 145 |
| Gabriela Jaglarz, Agnieszka Generowicz, Charakterystyki energetyczne odpadów komunalnych po procesach odzysku i recyklingu | 154 |
| Jacek Leszczyński, Dariusz Wawrentowicz, Podczyszczanie odcieków składowiskowych z wykorzystaniem procesu Fentona, koagulacji i ozonowania | 166 |
| Maciej Chmieliński, Ekologizacja transportu przez zastosowanie fotowoltaiki do zasilania samochodów elektrycznych (EV) | 176 |

PROBLEMATYKA OGÓLNOEKOLOGICZNA I SPOŁECZNA

Halina Chomutowska, Osobliwości flory porostowej Rezerwatu „Lipiny” w Puszczy Białowieskiej 196

RECENZJE, OMÓWIENIA, PRZEGLĄDY

Joanna Cent, Recenzja książki Marcina Popkiewicza, *Świat na rozdrożu*, Wyd. Sonia Draga, Katowice 2013 210

Eugeniusz Kośmicki, Podstawowe determinanty ludzkiego zachowania – próba jego wyjaśnienia. Recenzja książki Petera Meyera, *Menschliche Gesellschaft im Lichte der Zweiten Darwinschen Revolution. Evolutionäre und kulturalistische Deutungen im Widerstreit (Społeczeństwo ludzkie w świetle drugiej rewolucji darwinowskiej. Spór pomiędzy interpretacją ewolucjonistyczną i kulturalistyczną)*, Berlin-Münster-Wien-Zürich-London 2014 213

Informacje dla autorów 217

CONTENTS

THEORETICAL AND METHODOLOGICAL PROBLEMS

| | |
|---|----|
| Mariusz Dacko, Paulina Bielecka, Systems dynamics as a tool to overcome the tragedy of the common environmental resources | 10 |
|---|----|

ENVIRONMENTAL POLICY AND MANAGEMENT

| | |
|--|----|
| Małgorzata Niestępska, New targets of EU climate policy and fiscal policy in Poland Perspective to the 2030 | 24 |
| Aldona Harasimowicz, Role of the regional operational programme of the Podlaskie Voivodeship in shaping of the environment of the region | 40 |
| Janina Piekutin, An union funds as supportng element of actions on water environment protection Podlasie in rural areas | 50 |
| Malwina Lemkowska, The role of insurance in indemnification against primary environmental damage | 59 |

STUDIES AND MATERIALS

| | |
|--|-----|
| Jacek Marcinkiewicz, Tomasz Poskrobko, Impact of wind farms on the perception of the landscape in the light of empirical study | 76 |
| Piotr Idczak, Karol Mroziak, Dynamic generation cost indicator in evaluating process of the economic efficiency of the investments projects shaping river basin retention in urban areas | 92 |
| Anna Siemieniuk, Joanna Szczykowska, Rafał Miłaszewski, Economic and ecological aspects of the construction and operation of small water retention in Podlasie | 103 |
| Krystyna Rauba, Assessment of willingness to pay for the use of sewerage system by the residents of rural areas on the example of Zbójna municipality | 112 |
| Kamil Witaszek, Agnieszka Anna Pilarska, Krzysztof Pilarski, Selected methods of vegetable raw material pre-treatment used in biogas production | 130 |
| Grażyna Łaska, Bożena Nazaruk, The use of energy crops in the wastewater and sludge management | 145 |
| Gabriela Jaglarz, Agnieszka Generowicz, Energy characteristics of the municipal waste after recovery and recycling processess | 154 |
| Jacek Leszczyński, Dariusz Wawrentowicz, Pretreatment of landfill leachate using Fenton reaction, coagulation and ozonation | 166 |
| Maciej Chmieliński, Ecological transport with photovoltaic technology as a power supply of electric vehicles | 176 |

GENERAL ENVIRONMENTAL AND SOCIAL PROBLEMS

Halina Chomutowska, Oddities of the lichen flora in the reserve „Lipiny”
in the Białowieża Forest 196

DISCUSSION AND REVIEWS

Joanna Cent, Book review – Marcin Popkiewicz, *Świat na rozdrożu*, Published by Sonia Draga,
Katowice 2013 210

Eugeniusz Kośmicki, Basic determinants of human behaviour – attempt of explanation.
Review of the book, by Peter Meyer, *Menschliche Gesellschaft im Lichte der Zweiten
Darwischen Revolution. Evolutionäre und kulturalistische Deutungen im Widerstreit
(Human society in th light of the Second Darwin revolution. Struggle between evolutionary
culturalist interpretations)*, Berlin-Münster-Wien-Zürich-London 2014 213

Information for Authors – Submission Guidelines218

PROBLEMY TEORETYCZNE I METODYCZNE

THEORETICAL
AND METHODOLOGICAL
PROBLEMS



Mariusz Dacko • Paulina Bielecka

DYNAMIKA SYSTEMÓW JAKO NARZĘDZIE PRZECIWDZIAŁANIA TRAGEDII DÓBR WSPÓLNYCH

Mariusz Dacko, dr inż. – Uniwersytet Rolniczy im. H. Kołłątaja w Krakowie

Paulina Bielecka, mgr inż. – Uniwersytet Rolniczy im. H. Kołłątaja w Krakowie

adres korespondencyjny:

Instytut Ekonomiczno-Społeczny

al. Mickiewicza 21, 31-120 Kraków

e-mail: m.dacko@ur.krakow.pl

SYSTEMS DYNAMICS AS A TOOL TO OVERCOME THE TRAGEDY OF THE COMMONS ENVIRONMENTAL RESOURCES

SUMMARY: The thesis raises the issue of the tragedy of the commons environmental resources. The problem was considered using a system dynamics approach. The article discusses the archetype of the Tragedy of the Commons, which initiated a deeper analysis of the problem using dynamic models. Performed simulations allowed the system to point out causes of overexploitation of the resource, which leads to its exhaustion. The study presents and discusses model of sustainable resource management. This model includes the new rules in its structure, which guarantee respect for the resource limitations of the system.

KEYWORDS: use of common environmental resources, tragedy of the commons environmental resources, system dynamics, sustainable resource management

Wstęp

Wszędzie tam, gdzie grupy ludzi wspólnie korzystają z zasobów środowiska, pojawia się ryzyko nadmiernej ich eksploatacji lub całkowitego zużycia. Głębsze rozważania nad tym problemem zostały podjęte w latach sześćdziesiątych XX wieku, kiedy na łamach czasopisma „Science” została przedstawiona teoria znana tragedią współużytkowania (*The Tragedy of the Commons*)¹. Jej autorem był doktor mikrobiologii Garrett Hardin. Teoria ta znana jest również pod nazwą tragedii wspólnego pastwiska oraz tragedii dóbr wspólnych. Tragedia wspólnego pastwiska wyjaśnia jak indywidualnie racjonalne ludzkie działania doprowadzają do stanów społecznie nieoptymalnych. Hardin obrazowo przedstawił tragedię współużytkowania, powołując się na sytuację, w której kilku użytkowników korzysta ze wspólnego pastwiska. Był to wyrazisty opis pułapki, w którą wpadają konsumenci wspólnych zasobów². Tworzą oni system, który popada w pogłębiającą się dysfunkcję im uporczywiej jego uczestnicy próbują czerpać nieograniczone korzyści z ograniczonego zasobu.

Problemem dóbr wspólnych zajmowała się między innymi laureatka Nagrody Nobla w dziedzinie ekonomii, Elinor Ostrom³. Zagadnienie to rozpatrywał także Peter Senge⁴, twórca Piątej Dyscypliny – systemowego nurtu nauk o zarządzaniu. Ostrom zajęła się kwestią zarządzania „dobraami wspólnej puli” (*common-pool resources*) poszukując dowodów na to, że ludzie, jeśli tylko zechcą, potrafią się zorganizować tak, aby nie doprowadzić do zupełnego wyczerpania takich dóbr⁵. Zasoby wspólnej puli (czyli niektóre zasoby środowiska, usługi publiczne) charakteryzują się tym, że są dostępne dla wszystkich i nie ma możliwości zablokowania dostępu do nich wybranym użytkownikom. Zwykle ludzie rywalizują więc między sobą o możliwość konsumpcji owych zasobów. Wykorzystanie dobra przez jednego użytkownika zmniejsza jego dostępną ilość i szanse skorzystania zeń w tym samym czasie przez innych użytkowników⁶. Gdy rosnące zapotrzebowanie na dobro przekroczy jego bezwzględną granicę, system przestanie działać. Jedynym sposobem, by temu zapobiec jest działanie kolektywne – wypracowanie zasad korzystania ze wspólnego dobra, którym wszyscy użytkownicy solidarnie się podporządkują. Senge spoglądał na ten problem wykorzystując analizę systemową. Opracował on archetyp, który wyjaśnia, jak dochodzi

¹ G. Hardin, *The Tragedy of the Commons*, „Science Magazine” 1968 nr 162, s. 1243-1248, www.sciencemag.org [18-07-2014].

² Ibidem.

³ E. Ostrom, R. Gardner, J. Walker, *Rules, Games & Common-Pool Resources*, Michigan 1994, www.press.umich.edu [27-09-2014].

⁴ P. Senge, *Piąta Dyscyplina. Teoria i praktyka organizacji uczących się*, Warszawa 2012.

⁵ E. Ostrom, R. Gardner, J. Walker, op. cit.

⁶ E. Ostrom, *The Danger of Self-Evident Truths*, „Political Science and Politics” 2000 nr 33, s. 33-44, www.jstor.org [18-07-2014].

do nadmiernej eksploatacji zasobu, a w konsekwencji naruszenia jego zdolności odtworzeniowych lub jego zupełnego wyczerpania⁷. Owa zbyt intensywna eksploatacja jest wynikiem indywidualnie racjonalnego dążenia użytkowników wspólnego dobra do uzyskania z niego jak największych korzyści. W niniejszej pracy zaprezentowano i omówiono archetyp systemowy tragedii współużytkowania. Przedstawiono następnie model dynamiki systemu dotkniętego takim problemem i zaproponowano sposób jego rozwiązania.

Model tragedii dóbr wspólnych

Tragedię dóbr wspólnych rozpatrywano na gruncie wielu dziedzin naukowych. Interesowali się nią nie tylko przedstawiciele ekonomii, psychologii, socjologii, czy ekologii. Duży wkład w zbadanie tego zagadnienia wniosła też cybernetyka z teorią systemów⁸ oraz teoria gier⁹. Szczególnie inspirujące wydaje się ujęcie systemowe, w ramach którego opracowany został archetyp tragedii współużytkowania¹⁰. Bazując na pętlach dodatnich i ujemnych sprzężeń zwrotnych archetyp ten przedstawia ogólny model systemu, w którym dochodzi do wyczerpania wspólnego dobra przez jego dwóch symbolicznych użytkowników. Podobnie jak inne archetypy, również i ten ujawnia pewien generalny wzorzec zachowania systemów. Można by go streścić następująco: w systemach, w których z definicji występuje synergiczne współoddziaływanie wielu elementów, ich indywidualne działania mogą prowadzić do zbiorowego problemu, którego nie da się rozwiązać indywidualnie. Dzięki poznaniu archetypów można lepiej zrozumieć zasady działania systemów i znaleźć sposoby na ich usprawnienie. Powszechność systemów uzasadnia stosowanie podejścia systemowego w rozwiązywaniu rozmaitych problemów – w tym także problemów zrównoważonego gospodarowania środowiskiem.

Systemowy archetyp tragedii współużytkowania opracował teoretyk zarządzania Peter Senge¹¹. W propagowanej przezeń Piątej Dyscyplinie archetypy wykorzystuje się do odkrywania zasadniczych przyczyn wadliwego funkcjonowania organizacji i poszukiwania ich skutecznych rozwiązań. Trzeba jednak nadmienić, że dzięki odpowiednim narzędziom systemy można badać i usprawniać, poszukując w ich strukturach i zachowaniach nie tylko archetypów, lecz także budując ich modele i przeprowadzając symulacje. W niniejszej pracy archetyp był jedynie

⁷ P. Senge, op. cit.

⁸ H. Bossel, *Modeling and Simulation*, Germany 1994; P. Roopnarine, *Ecology and the Tragedy of the Commons*, "Sustainability" 2013 nr 5; J. Barkley Rosser, *Complex Evolutionary Dynamics in Urban-Regional and Ecologic-Economic Systems*, Springer 2011.

⁹ M. Malawski, A. Wieczorek, H. Sosnowska, *Konkurencja i kooperacja. Teoria gier w ekonomii i naukach społecznych*, Warszawa 1997.

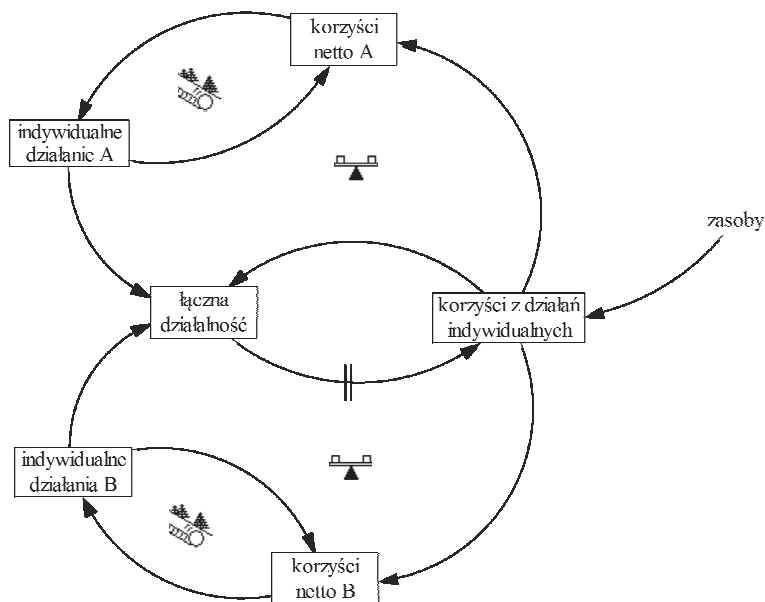
¹⁰ W. Braun, *The System Archetypes*, 2002, www.albany.edu [20-08-2014].

¹¹ P. Senge, op. cit.

punktem wyjścia do zaprezentowania modelu dynamicznego umożliwiającego symulację systemu dotkniętego tragedią dóbr wspólnych.

W archetypie tragedii współużytkowania Senge wyróżnił dwie pętle wzmacniające i dwie pętle równoważące (rysunek 1). Działania użytkowników A i B podlegają wspólnemu ograniczeniu w postaci dostępności zasoby.

Rysunek 1
Archetyp tragedii współużytkowania



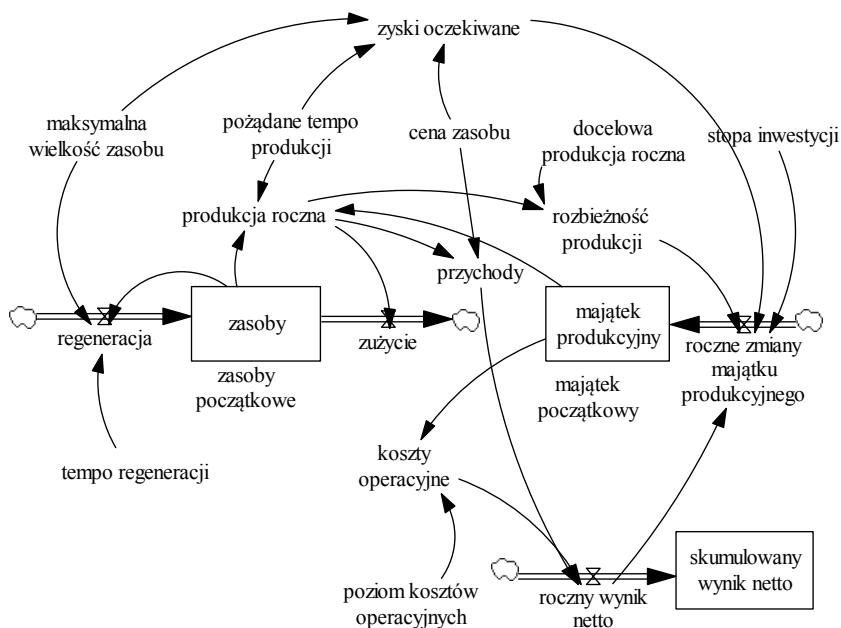
Źródło: opracowanie własne na podstawie: P. Senge, op. cit.

Diagram przyczynowo-skutkowy archetypu tragedii współużytkowania ujawnia zasadnicze sprzężenia pomiędzy elementami systemu. Podmioty A i B korzystają z ogólnie dostępnego zasobu wedle własnego uznania i potrzeb. Na początku ich działania przynoszą im znaczące korzyści, jednakże z czasem korzyści te maleją. Użytkownicy intensyfikują więc swoje działania, w efekcie czego zasób podlegać będzie nadmiernej eksploatacji, bądź też zostanie całkowicie zużyty. Rzeczywistość jest zwykle bardziej złożona, jednak wszędzie tam gdzie dochodzi do współużytkowania zasobów mechanizm ich nadmiernej eksploatacji jest ten sam. Uszczegółowieniem zaprezentowanego archetypu będzie model dynamiczny, który umożliwi przeprowadzenie symulacji badanego zjawiska. W artykule wykorzystano model dynamiczny zaproponowany przez Bosse-

la¹². Model ten został przy wykorzystaniu programu Vensim uproszczony, tak aby w jego analizie można było się skoncentrować na kwestii zasadniczej, czyli na mechanizmie prowadzącym do przekroczenia zdolności odtworzeniowych środowiska.

Rysunek 2

Model wyjściowy tragedii współużytkowania (MW)



Źródło: opracowanie własne na podstawie: H. Bossel, *System ...*

W modelu występują trzy zmienne kumulatywne, zwane też zasobami: majątek produkcyjny, zasoby i skumulowany wynik netto. Zmienne kumulatywne obrazują wartości pewnych wielkości ekonomicznych w danej chwili. Zmienne te zawsze powiązane są ze strumieniami, które je zasilają bądź uszczuplają. Strumienie, ze względu na swój charakter, rozpatrywane są w ujęciu czasowym. Zmienne tego typu należy rozumieć jako przepływy danego medium (w tym przypadku pewnej wielkości ekonomicznej) w jednostce czasu¹³. W rozważanym modelu występują cztery strumienie o różnym charakterze:

- regeneracja – strumień zwiększający zasoby;

¹² H. Bossel, *System ZOO 2 Simulation Models Climate, Ecosystems, Resources*, t. 2, Norderstedt 2007.

¹³ M. Dacko, *Model rozwoju obszarów wiejskich objętych siecią Natura 2000*, w: A. Bołtromiuk (red.), *Uwarunkowania zrównoważonego rozwoju gmin objętych siecią Natura 2000*, Warszawa 2011.

- zużycie – strumień zmniejszający zasoby;
- roczny wynik netto – strumień zmieniający skumulowany wynik netto;
- roczne zmiany majątku produkcyjnego – strumień modyfikujący wielkość majątku produkcyjnego.

Należy zauważyć, że strumień może mieć charakter jednokierunkowy (na przykład zużycie, regeneracja) lub dwukierunkowy (na przykład roczny wynik finansowy czy roczne zmiany majątku produkcyjnego). Oprócz zasobów i strumieni w modelu wyróżniono czternaście zmiennych pomocniczych, czyli: zyski oczekiwane, maksymalna wielkość zasobu, pożądane tempo produkcji, cena zasobu, docelowa produkcja roczna, stopa inwestycji, produkcja roczna, przychody, rozbieżność produkcji, zasoby początkowe, tempo regeneracji, majątek początkowy, koszty operacyjne, poziom kosztów operacyjnych. Zostały one za Bosselem opisane konkretną wartością lub wzorem, co dokumentują zamieszczone poniżej równania modelu. Wartości zmiennych pomocniczych ustala się podczas symulacji tak, aby znaleźć możliwie wierne odwzorowanie modelowanych procesów oraz wskazać realne warunki równowagi systemu. Zarówno zmienne pomocnicze, strumienie, jak i zasoby można praktycznie dowolnie modyfikować. Przy konstruowaniu modelu konieczne jest też rozstrzygnięcie w jakim wymiarze czasowym będzie on rozpatrywany. W niniejszym modelu za jednostkę czasu przyjęto 1 rok, krok czasowy przyjęto jako $dt=0,05$, zaś horyzont czasowy symu-

Tabela 1
Zestawienie równań wygenerowanych przez program Vensim

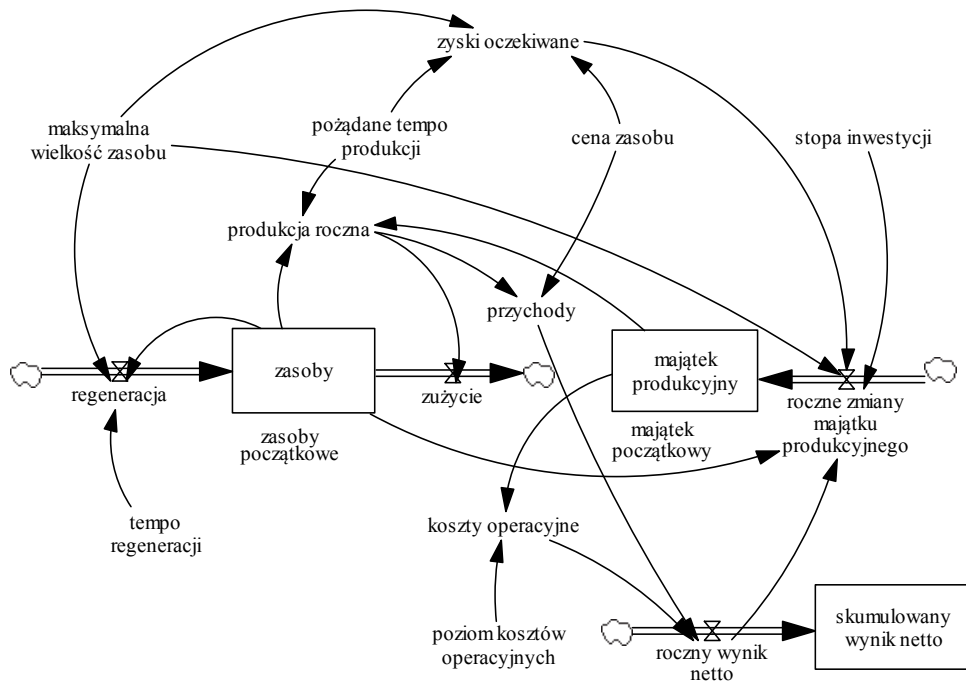
| Numer równania | Treść równania | Jednostki (Units) |
|----------------|---|-------------------|
| 01 | cena zasobu = 1 | [\$/t] |
| 02 | docelowa produkcja roczna = 1 | [t/Year] |
| 03 | FINAL TIME = 100 | [Year] |
| 04 | INITIAL TIME = 0 | [Year] |
| 05 | koszty operacyjne = poziom kosztów operacyjnych * majątek produkcyjny | [\$/Year] |
| 06 | majątek początkowy = 0.01 | [\$] |
| 07 | majątek produkcyjny = INTEG (roczne zmiany majątku produkcyjnego, majątek początkowy) | [\$] |
| 08 | maksymalna wielkość zasobu = 1 | [t] |
| 09 | poziom kosztów operacyjnych = 0.1 | [1/Year] |
| 10 | pożądane tempo produkcji = 1 | [1/(\$*Year)] |
| 11 | produkcja roczna = pożądane tempo produkcji * zasoby * majątek produkcyjny | [t/Year] |
| 12 | przychody = cena zasobu * produkcja roczna | [\$/Year] |
| 13 | regeneracja = tempo regeneracji * zasoby * (1 - zasoby / maksymalna wielkość zasobu) | [t/Year] |

| Numer równania | Treść równania | Jednostki (Units) |
|----------------|--|-------------------|
| 14 | roczne zmiany majątku produkcyjnego = rozbieżność produkcji * roczny wynik netto * stopa inwestycji / zyski oczekiwane | [\$/Year] |
| 15 | roczny wynik netto = przychody - koszty operacyjne | [\$/Year] |
| 16 | rozbieżność produkcji = 1 - produkcja roczna / docelowa produkcja roczna | 1 |
| 17 | skumulowany wynik netto = INTEG (roczny wynik netto, 0) | [\$] |
| 18 | stopa inwestycji = 0.1 | [1/Year] |
| 19 | tempo regeneracji = 0.1 | [1/Year] |
| 20 | zasoby odnawialne = INTEG (regeneracja - zużycie, zasoby początkowe) | [t] |
| 21 | zasoby początkowe = 1 | [t] |
| 22 | zużycie = produkcja roczna | [t/Year] |
| 23 | zyski oczekiwane = cena zasobu * pożądane tempo produkcji * maksymalna wielkość zasobu | [1/Year] |

Źródło: opracowanie własne na podstawie: H. Bossel, *System ...*

Rysunek 3

Model zrównoważonego gospodarowania (MZR)



Źródło: opracowanie własne na podstawie: H. Bossel, *System ...*

lacji wyniósł 100 lat. Równania modelu wygenerowane przy wykorzystaniu programu Vensim przedstawiono w tabeli 1.

W modelu Bossela początkowo dodatnie roczne zmiany majątku produkcyjnego sukcesywnie powiększają majątek produkcyjny. Tym samym zwiększa się też zależna od wielkości owego majątku produkcja roczna. Tak długo, jak roczny wynik netto pozostaje dodatni, majątek produkcyjny rośnie powiększany o jego dodatnie roczne zmiany. Jednakże dalszy wzrost produkcji rocznej wpłynie na zmniejszenie ilości zasobów odnawialnych, a co za tym idzie – zwrótnie przyczyni się do jej załamania w kolejnych latach. Kiedy powiększa się majątek produkcyjny, proporcjonalnie wzrastają także koszty operacyjne pomniejszające roczny wynik netto. Wraz z wyczerpywaniem się zasobów wynik netto dąży do zera, a następnie przybiera wartości ujemne. Z tą chwilą użytkowanie środowiska zaczyna przynosić straty. Mimo to produkcja jest kontynuowana aż do całkowitego wyczerpania zasobu. Zasób zostaje wyeksploatowany, gdy poziom jego zużycia przekroczy poziom regeneracji. Aby zapobiec tragedii współużytkowania, Bossel proponuje wkomponowanie w model mechanizmu, który zagwarantowałby zrównoważone gospodarowanie wspólnym dobrem. Wymaga to utworzenia nowych pętli sprzężeń zwrotnych oraz wyeliminowania niektórych zmiennych pomocniczych, które odpowiadały za nadmierne zużycie zasobu.

W modelu zrównoważonego gospodarowania dobrem wspólnym zrezygnowano ze zmiennej pomocniczej określającej docelową wielkość produkcji oraz ze zmiennej pomocniczej służącej do oceny rozbieżności produkcji bieżącej i docelowej. Elementy te w swej pierwotnej postaci nie gwarantowały prawidłowego działania systemu, nie umożliwiły one też osiągnięcia stanu społecznie optymalnego, w którym nie zostałyby przekroczone możliwości odtworzeniowe środowiska.

Przedwczesnemu i zbyt intensywnemu zużywaniu zasobu zapobiegną nowe pętle sprzężeń zwrotnych – odpowiedniki nowych reguł użytkowania dobra w rzeczywistości. W modelu zrównoważonego gospodarowania uwzględniono wpływ maksymalnej wielkości zasobu i aktualnego poziomu zasobów na roczne zmiany majątku produkcyjnego. W tabeli 2 zestawiono te elementy równań, które w modelu wyjściowym (MW) uległy modyfikacji umożliwiającej przejście do zrównoważonego gospodarowania zasobem (MZR).

Po tych modyfikacjach możliwe było ustalenie zasobowej granicy dla rocznych zmian majątku produkcyjnego. W modelu zrównoważonym przyrost majątku produkcyjnego zmierzał do zera, gdy dostępność zasobu spadała do połowy jego maksymalnej wielkości. Zasadniczym kryterium dla ustalania tempa rocznych zmian majątku nie była już bowiem ambicja osiągnięcia docelowej produkcji rocznej, lecz kwestia dostępności zasobu (tabela 1).

Tabela 2

Zestawienie porównawcze elementów równań modelu wyjściowego (MW), które zmodyfikowano przechodząc do modelu zrównoważonego (MZR)

| Zmienna | Model wyjściowy (MW) | Model zrównoważony (MZR) |
|-------------------------------------|--|--|
| Docelowa produkcja roczna | 1 | - |
| Roczne zmiany majątku produkcyjnego | rozbieżność produkcji * roczny wynik netto * stopa inwestycji / zyski oczekiwane | (zasoby / (maksymalna wielkość zasobu / 2) - 1) * ABS (roczny wynik netto * stopa inwestycji / zyski oczekiwane) |
| Rozbieżność produkcji | 1 - produkcja roczna / docelowa produkcja roczna | - |

Źródło: opracowanie własne na podstawie: H. Bossel, *System ...*

Wyniki modeli

Działanie obu modeli zbadano przy różnych wartościach tempa regeneracji zasobu oraz majątku początkowego rozpatrując dziewięć analogicznych scenariuszy (tabela 3 i 4). Porównując wyniki zbadano stan zmiennych kumulatywnych, czyli: zasobów, skumulowanego wyniku netto oraz majątku produkcyjnego na koniec okresu symulacji (a więc po upływie 100 lat).

Symulację rozpoczęto od analizy przypadku, gdy wartość poziomu regeneracji zasobu jest równa zero. Ten wariant dotyczył więc dobra nieodnawialnego. W modelu wyjściowym niezależnie od wielkości majątku początkowego zasoby zostałyby zupełnie wyczerpane przed upływem 100 lat. W zrównoważonym modelu przy majątku początkowym na umownym poziomie 0,01 po upływie 100 lat zasób wciąż jeszcze mógł być eksploatowany. We wszystkich rozpatrywanych wariantach odtwarzalności zasobu i wielkości majątku początkowego model zrównoważony gwarantował lepszy skumulowany wynik netto dzięki adekwatniejszemu dostosowaniu wielkości majątku produkcyjnego do istniejących zasobów. Warto zauważyć, że zrównoważony model był realistyczny – nie zapobiegał on całkowitemu zużyciu zasobu nieodnawialnego, jednak sprzyjał takiemu gospodarowaniu nim, aby było ono długotrwałe i przynosiło użytkownikom maksymalne korzyści w dłuższej perspektywie. Potwierdzeniem niech będzie porównanie kształtowania się zmiennych kumulatywnych obu modeli dla przykładu eksploatacji zasobu odnawiającego się w umiarkowanym tempie przy przeciętnej wielkości majątku początkowego (rysunek 4).

W modelu zrównoważonym zużycie zasobu pozostawało pod kontrolą, ponieważ w jego działanie wkomponowano mechanizm, który pozwalał dostosować wielkość majątku i poziom produkcji do posiadanych zasobów i tempa ich regeneracji. Dzięki temu majątek angażowany do przetwarzania zasobu podlegał ograniczeniom (podobnie jak zasoby) i możliwy stawał się długotrwały wzrost wyniku netto. Jest to zasadnicza różnica między prezentowanymi modelami.

Tabela 3
Zestawienie wyników symulacji dla modelu wyjściowego (MW)

| Majątek początkowy | Tempo regeneracji zasobu | | | | | | | | |
|--------------------|--------------------------|---------------------|------------------------|--------|---------------------|------------------------|--------|---------------------|------------------------|
| | 0,0 | | | 0,1 | | | 0,2 | | |
| | Zasoby | Skumul. wynik netto | Wielkość majątku prod. | Zasoby | Skumul. wynik netto | Wielkość majątku prod. | Zasoby | Skumul. wynik netto | Wielkość majątku prod. |
| 0,01 | 0,00 | 0,43 | 0,05 | 0,02 | 1,14 | 0,12 | 0,04 | 2,05 | 0,20 |
| 0,1 | 0,00 | -0,20 | 0,07 | 0,00 | 0,05 | 0,10 | 0,05 | 0,76 | 0,16 |
| 0,2 | 0,00 | -0,82 | 0,11 | 0,00 | -0,70 | 0,12 | 0,02 | -0,40 | 0,15 |

Tabela 4
Zestawienie wyników symulacji dla modelu zrównoważonego (MZR)

| Majątek początkowy | Tempo regeneracji zasobu | | | | | | | | |
|--------------------|--------------------------|---------------------|------------------------|--------|---------------------|------------------------|--------|---------------------|------------------------|
| | 0,0 | | | 0,1 | | | 0,2 | | |
| | Zasoby | Skumul. wynik netto | Wielkość majątku prod. | Zasoby | Skumul. wynik netto | Wielkość majątku prod. | Zasoby | Skumul. wynik netto | Wielkość majątku prod. |
| 0,01 | 0,08 | 0,67 | 0,02 | 0,47 | 2,16 | 0,05 | 0,50 | 3,71 | 0,10 |
| 0,1 | 0,00 | 0,08 | 0,06 | 0,07 | 1,11 | 0,10 | 0,50 | 4,19 | 0,10 |
| 0,2 | 0,00 | -0,56 | 0,09 | 0,00 | -0,30 | 0,10 | 0,08 | 1,01 | 0,18 |

Z przeprowadzonych symulacji wynikało, że współużytkowane zasoby ulegają szybkiemu wyczerpaniu, gdy nie są podejmowane żadne działania w celu optymalizacji ich eksploatacji. Model zrównoważony wskazywał, że mądre gospodarowanie pozwala korzystać długoterminowo także z zasobów nieodnawialnych dzięki pogodzeniu dwóch celów: maksymalizacji korzyści społeczno-gospodarczych i minimalizacji strat w środowisku. Symulacje przedstawiające zachowanie modeli dla różnych wartości majątku początkowego zaangażowanego do przetwarzania zasobu o różnej zdolności odtwarzania każdorazowo potwierdzały wyższość modelu zrównoważonego. Zaprezentowane w tabelach 3 i 4 symulacje wykazały jak wyglądałby końcowy stan zasobów przy różnych wartościach majątku początkowego i odmiennych filozofiach gospodarowania, w których mogą dominować cele produkcyjne (model wyjściowy) bądź, których nadrzędną zasadą jest szacunek dla zasobów (model zrównoważony). Warto też zwrócić uwagę na czas, po upływie którego doszłoby w poszczególnych wariantach do wyczerpania zasobu w modelu wyjściowym i zrównoważonym. Tu również uwidaczniała się przewaga modelu zrównoważonego (tabela 5).

Rysunek 4

Symulacja zachowania modelu wyjściowego (MW) oraz zrównoważonego (MZR) przy parametrach: tempo regeneracji zasobu = 0,1; majątek początkowy = 0,01

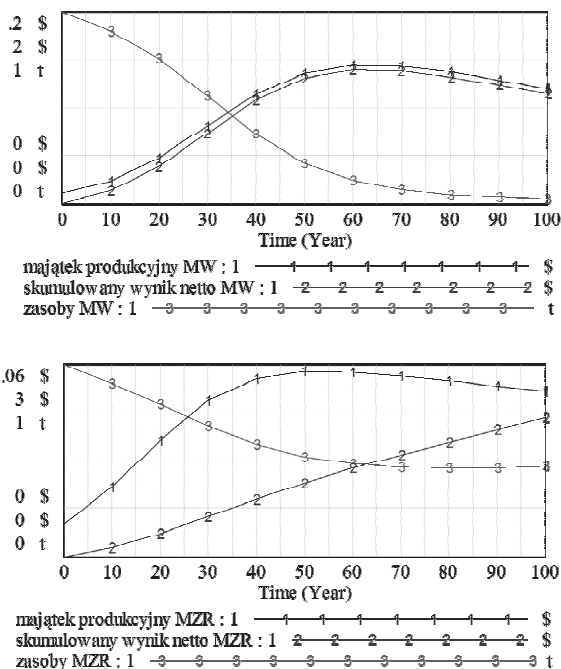


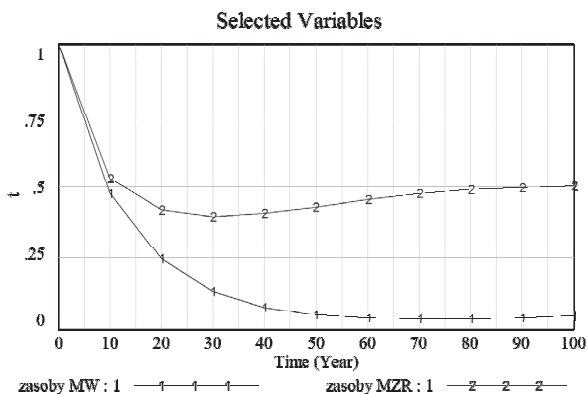
Tabela 5

Porównanie czasu wyczerpania zasobów w modelu wyjściowym (MW) i zrównoważonym (MZR)

| Majątek początkowy | Tempo regeneracji zasobu | | | | | |
|--------------------|--------------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|
| | 0,0 | | 0,1 | | 0,2 | |
| | Czas wyczerpania zasobu [lata] | | | | | |
| | MW | MZR | MW | MZR | MW | MZR |
| 0,01 | 90 | - | 100 | - | - | - |
| 0,1 | 30 | 50 | 60 | - | - | - |
| 0,2 | 20 | 30 | 30 | 50 | 60 | - |

Nowe reguły gospodarowania zaimplementowane w modelu zrównoważonym gwarantowały dłuższe korzystanie zarówno z zasobów nieodnawialnych i tych, które mają zróżnicowaną zdolność regeneracji (tabela 5). W przypadku zasobów nieodnawialnych w modelu wyjściowym wyeksploatowanie zasobu następowało odpowiednio po 90, 30 i 20 latach, a w modelu zrównoważonym

Rysunek 5
 Zużycie zasobów w modelu wyjściowym (MW) i zrównoważonym (MZR)
 przy parametrach: tempo regeneracji zasobu = 0,2; majątek początkowy = 0,1



dobro zużywało się po ponad 100 latach, a następnie po 50 i 30. W przypadku dobra regenerującego się w tempie 0,1 model zrównoważony dopuszczał zużycie zasobu przed upływem 100 lat tylko w sytuacji dużego majątku początkowego (równego 0,2). Tymczasem w modelu wyjściowym w każdym z wariantów zaangażowania majątku początkowego zasoby zużywały się przed końcem okresu symulacji.

W sytuacji, gdy poziom regeneracji dobra był najwyższy, model zrównoważony nie dopuszczał do jego wyczerpania przed upływem okresu symulacji. Zasoby zużywane były do osiągnięcia wartości optymalnej (czyli połowy ich maksymalnej wielkości). Dostosowana do niej była produkcja, dzięki czemu zużycie stabilizowało się i utrzymywało na stałym poziomie (rysunek 5).

Podsumowanie

Niekontrolowana eksploatacja zasobów środowiska prowadzi do ich szybkiego zużycia – szczególnie, kiedy są one przedmiotem współużytkowania. W artykule, wykorzystując dynamikę systemów wykazano, że przy braku działań równoważących produkcję i wykorzystanie ograniczonych dóbr, ich zużycie może prowadzić do znaczących strat nie tylko środowiskowych (wyczerpanie zasobu), ale i społeczno-ekonomicznych (ujemny wynik gospodarowania, niewykorzystany majątek produkcyjny). Obiecujących możliwości poprawy tej niekorzystnej sytuacji można upatrywać w podejściu systemowym. Poszukując w strukturach systemów uniwersalnych wzorców zachowań (archetypów) można odkryć zasadnicze przyczyny zaistniałej dysfunkcji. Opracowane na tej podstawie modele symulacyjne mogą ułatwić wybór działań naprawczych. Zastoso-

wanie dynamiki systemów minimalizuje przy tym ryzyko podjęcia błędnych decyzji. Wszak koszty eksperymentowania z modelami systemów gospodarczych pozostają zawsze nieporównywalnie mniejsze od kosztów eksperymentowania z żywą tkanką gospodarczą.

Modele dynamiki systemów ułatwiają zrozumienie skutków ograniczoności zasobów przyrody i wypracowywanie takich rozwiązań, które mogą przynieść długofalowe korzyści społeczeństwu gospodarującemu tymi zasobami. Obcując z systemami w życiu codziennym często zapominamy bowiem, że są one zbiorami synergicznie oddziałujących ze sobą elementów – wadliwe działanie jednego z nich skutkuje wadliwym działaniem całego systemu. Tak też dzieje się w przypadku tragedii dóbr wspólnych, do których należą zasoby środowiska. W ujęciu systemowym zrównoważone gospodarowanie takimi dobrami nie jest zatem przejawem altruistycznej troski człowieka o środowisko. Jest raczej troską o dobrą kondycję złożonego organizmu, w którym dobry stan jego jednego elementu (środowiska) gwarantuje dobry stan pozostałych elementów (gospodarki i społeczeństwa).

Literatura

- Barkley Rosser J., *Complex Evolutionary Dynamics in Urban-Regional and Ecologic-Economic Systems*, Springer 2011
- Bossel H., *Modeling and Simulation*, Germany 1994
- Bossel H., *System ZOO 2 Simulation Models Climate, Ecosystems, Resources*, t. 2, Norderstedt 2007
- Braun W., *The System Archetypes*, 2002, www.albany.edu
- Dacko M., *Model rozwoju obszarów wiejskich objętych siecią Natura 2000*, w: A. Bołtromiuk (red.), *Uwarunkowania zrównoważonego rozwoju gmin objętych siecią Natura 2000*, Warszawa 2011
- Hardin G., *The Tragedy of the Commons*, "Science Magazine" 1968 nr 162, www.sciencemag.org
- Malawski M., Wiczorek A., Sosnowska H., *Konkurencja i kooperacja. Teoria gier w ekonomii i naukach społecznych*, Warszawa 1997
- Ostrom E., Gardner R., Walker J., *Rules, Games & Common-Pool Resources*, Michigan 1994, www.press.umich.edu
- Ostrom E., *The Danger of Self-Evident Truths*, "Political Science and Politics" 2000 nr 33
- Roopnarine P., *Ecology and the Tragedy of the Commons*, "Sustainability" 2013 nr 5
- Senge P., *Piąta Dyscyplina. Teoria i praktyka organizacji uczących się*, Warszawa 2012

POLITYKA EKOLOGICZNA I ZARZĄDZANIE ŚRODOWISKIEM

ENVIRONMENTAL POLICY
AND MANAGEMENT

Małgorzata Niestępska

NOWE CELE POLITYKI KLIMATYCZNEJ UNII EUROPEJSKIEJ A POLITYKA FISKALNA W POLSCE – PERSPEKTYWA DO 2030 ROKU

Małgorzata Niestępska, dr inż. – Państwowa Wyższa Szkoła Zawodowa w Ciechanowie

adres korespondencyjny:
Wydział Inżynierii i Ekonomii
ul. Narutowicza 9, 06-400 Ciechanów
e-mail: mniestepska@poczta.fm

NEW TARGETS OF EU CLIMATE POLICY AND FISCAL POLICY IN POLAND PERSPECTIVE TO THE 2030

SUMMARY: The article shows the analysis of the possibilities changes in internal fiscal policy, aimed in eliminating the increases energy prices due to the increase of the emission rights prices. Following of the decision of the Members State, The European Commission in October of the 2014 implemented new level of reduction of the greenhouse gas emissions higher by 40% in 2030. It confirm the determination of the European Union in the realisation scenario of reducing greenhouse gas emissions by 80% in 2050, what has been formulated in the project called "roadmap 2050". At the same time European Commission pointed out the threat of deterioration in the competitiveness of the EU market. Poland economy, with over 80% share of electricity produced from coal, is especially sensitive to changes of the emission rights prices. Increasing demand from 2013 on entitlement means the risk of rising energy prices as a result of a supply shock on the carbon market. Because rapid changes in the structure of energy production in Poland are impossible, ways to reduce the effects of a supply shock on the market for allowances can be find in fiscal policy. The share of taxes in the price of energy and policy support for renewable energy sources was also analyzed. The result of the analysis of the tax practice in the sector of energy is to indicate the direction of changes. An effective way of limiting the effects of possible supply shock can be more diversified use of the tax burden to the energy consumption of end-users. In order to reduce the cost of selling energy should be eliminated inefficient forms of subsidizing alternative energy sources.

KEYWORDS: taxes, energy, climate, climate package, the EU ETS, renewable sources of emissions

Wstęp

Polska gospodarka, z uwagi na dominację konwencjonalnych elektrowni węglowych w strukturze wytwarzania energii, jest szczególnie wrażliwa na wystąpienie negatywnych efektów rynkowych spowodowanych polityką dekarbonizacji. Realne zagrożenie wynika z konsekwencji Komisji Unii Europejskiej we wdrażaniu założeń projektu zmian sektora energetycznego, opublikowanych w 2011 roku pod nazwą *Mapa drogowa 2050*¹. Projekt przewiduje między innymi ograniczenie gazów cieplarnianych o 80% w 2050 roku oraz rozbudowę połączeń międzysystemowych sieci elektroenergetycznych. Konsekwencją Unii potwierdza fakt przeforsowania przez Komisję Europejską w październiku 2014 roku zwiększania zobowiązań krajów członkowskich do redukcji gazów cieplarnianych do 40% w 2030 roku w odniesieniu do 1990 roku. Dla instalacji objętych systemem EU ETS oznacza to ograniczenie emisji o 43% w stosunku do 2005 roku. Ponadto, liderzy państw członkowskich, w tym Polski, zgodzili się na wzrost udziału odnawialnych źródeł energii w zużywanej energii do 27% oraz wzrost poprawy efektywności energetycznej o 30%. Kolejnym krokiem, wymierzonym w energetykę konwencjonalną, jest propozycja zreformowania systemu handlu emisjami przez ustalenie rezerwy rynkowej uprawnień z ich uwolnieniem po 2021 roku. Rezerwa będzie stanowić bufor dla szoków popytowych i podażowych. Należy przy tym zauważyć, że od 2013 roku sukcesywnie ograniczona jest bezpłatna alokacja uprawnień do emisji dla instalacji objętych systemem EU ETS. Nałożenie się efektu zwiększonego popytu na uprawnia oraz wycofanie puli 900 mln uprawnień do emisji z rynku w celu utworzenia rezerwy, może doprowadzić do szoku podażowego i niekontrolowanego wzrostu cen energii w krótkim okresie.

Zagrożenie zauważa również Komisja Europejska, wskazując na możliwe negatywne skutki polityki dekarbonizacji w postaci pogorszenia się konkurencyjności unijnego rynku. Autorzy dokumentu *Ramy polityki w zakresie energii i klimatu do roku 2030* sugerują, że narzędziem do niwelowania efektu wzrostu cen energii może być wewnętrzna polityka fiskalna poszczególnych krajów członkowskich.

Tymczasem w Polsce, poza skokowym rozwojem mocy elektrowni wiatrowych, inwestuje się w konwencjonalne moce węglowe. Oznacza to pogłębiającą się wrażliwość naszego rynku energii na zmiany w systemie EU ETS oraz ceny uprawnień do emisji. W kontekście unijnej strategii dalszej dekarbonizacji ener-

¹ Projekt *Mapa drogowa 2050* jest inicjatywą Europejskiej Fundacji Klimatycznej (ECF) we współpracy z konsorcjum ekspertów finansowanych przez ECF. W ramach projektu opracowano scenariusz dekarbonizacji Unii Europejskiej przez redukcję emisji gazów cieplarnianych o 80% w 2050 roku. Inicjatywa rozwinęła na przestrzeni lat w różnych fazach. Ponadto, ECF udział szereg firm, firm konsultingowych, ośrodków badawczych i organizacji pozarządowych, które zostały przewidziane różne formy pomocy podczas różnych etapów *Mapy drogowej 2050* projektu Europejskiej Fundacji Klimatycznej.

getyka Polska powinna zweryfikować swoje plany inwestycyjne oraz badawcze w zakresie nowych źródeł energii oraz wdrażania nowych technologii. Zmiany strukturalne będą wymagać wymagają czasu i nakładów.

Dalsze wdrażanie opisanej wyżej polityki dekarbonizacji uprawnia do sformułowania hipotezy zakładającej wzrost ceny energii elektrycznej w Polsce wynikający ze wzrostu popytu na uprawnienia do emisji gazów cieplarnianych do 2020 roku. Celem artykułu nie jest jednak badanie sformułowanej wyżej hipotezy, ale poszukiwanie metod ograniczenia negatywnego efektu wzrostu cen energii elektrycznej dla konkurencyjności przemysłu energochłonnego. Wskazania Komisji Unii Europejskiej w zakresie metod ograniczania ewentualnego pogorszenia konkurencyjności gospodarki na skutek wzrostu kosztów systemu handlu emisjami, uprawniają do sformułowania hipotezy, że polityka fiskalna, ukierunkowana na obniżenie podatków nałożonych na sprzedaż energii elektrycznej ograniczy tempo wzrostu cen energii.

Realizacja celów ochrony klimatu

Celem nadrzędnym polityki klimatycznej jest ograniczenie emisji gazów cieplarnianych w celu utrzymania stężenia poniżej 450 ppm i wzrostu globalnej temperatury poniżej 2°C. Tymczasem NASA, która prowadzi stały monitoring zmian klimatu zarejestrowała w 2014 roku stężenie dwutlenku węgla na poziomie 399 ppm przy wzroście globalnej temperatury o 1,4°C w odniesieniu do 1880 roku. Jesteśmy więc już dość blisko wartości krytycznych.

System handlu uprawnieniami do emisji dwutlenku węgla wprowadzony dyrektywą EU ETS w Unii Europejskiej ma stanowić motywację do ograniczenia udziału paliw kopalnych w wytwarzaniu energii elektrycznej. Koszty związane z zakupem uprawnień do emisji dwutlenku węgla, analogicznie jak koszty korzystania ze środowiska, zawarte są w cenie energii dla odbiorcy końcowego. Podatki w formie opłat za korzystanie ze środowiska charakteryzuje progresja roczna adekwatna do inflacji. Można je przyjąć, jako przewidywalny i stabilny element kosztu wytwarzania energii. Natomiast wpływ podatków ekologicznych wprowadzonych w ramach systemu handlu uprawnieniami do emisji dwutlenku węgla jest w dłuższej perspektywie trudny do przewidzenia. System EU ETS stanowi element dużego ryzyka szoku podażowego i gwałtownego wzrostu cen energii w Polsce. Pierwsze lata po wprowadzeniu systemu handlu uprawnieniami do emisji charakteryzowała nadpodaż i niskie notowania giełdowe. Instalacje dysponowały uprawnieniami pokrywającymi w większości przypadków całe ich zapotrzebowanie. Od 2013 roku nastąpiło sukcesywne ograniczanie alokacji bezpłatnych uprawnień do emisji dla instalacji objętych systemem EU ETS od poziomu 70% do poziomu 0% w 2021 roku. Oznacza to rosnący popyt. Drugim czynnikiem cenotwórczym jest podaż, której dalszy poziom, z uwagi na dynamiczny rozwój efektywnych technologii w pozostałych krajach Unii Europejskiej trudno jest przewidzieć. Ceny uprawnień do emisji dwutlenku węgla w 2014 pozostawały

stabilne i oscylowały od 5 do 6 euro/Mg, CO₂. Zagrożenie dla stabilności ceny uprawnień do emisji oraz łagodnego ich wzrostu stanowią naciski ze strony Komisji Unii Europejskiej oraz Niemiec mające na celu wycofanie z rynku 900 mln ton uprawnień. Dla krajów takich jak Polska, z ponad 80% dominacją węgla w strukturze wytwórczej, taka forma ręcznego sterowania rynkiem może być ogromnym obciążeniem kosztowym.

Możliwości ograniczenia efektu szoku podażowego na rynku uprawnień mogą przynieść działania ukierunkowane na obniżenie podatku akcyzowego, podatku VAT oraz zmiany w systemie subsydiowania rozwoju odnawialnych źródeł energii.

Akcyza i VAT

Celem polityki fiskalnej jest zapewnienie dochodów do budżetu państwa oraz realizacja przyjętych strategii rozwoju gospodarczego. Od momentu podpisania przez Polskę protokołu z Kioto podatki funkcjonujące w obszarze energetyki oraz środowiska stały się jednym z narzędzi wspomagających proces dekarbonizacji sektora energetycznego. Jednocześnie polityka fiskalna powinna gwarantować zachowanie zrównoważonego rozwoju gospodarczego. Na ten fakt Komisja Europejska zwraca uwagę w wymienionej już wyżej Zielonej Księdze *Ramy polityki w zakresie energii i klimatu do roku 2030*. Autorzy Zielonej Księgi zauważają, że ceny energii dla końcowych odbiorców energii UE rosły w ujęciu realnym. Tymczasem sytuacja na rynkach międzynarodowych, w tym rosnący w bilansie energetycznym udział gazu ze źródeł niekonwencjonalnych, przyczynia się do rosnącej na niekorzyść UE różnicy w kosztach zakupu energii. W 2012 roku przedsiębiorca w Stanach Zjednoczonych cieszył się ponad czterokrotnie niższą ceną gazu niż przedsiębiorca w Europie. W zawiązku z realizacją coraz bardziej restrykcyjnej polityki klimatycznej ten niekorzystny dla krajów Unii trend w różnicach cen energii pomiędzy rynkiem europejskim i światowym może się utrzymywać. Dlatego autorzy Zielonej Księgi sugerują, aby uwzględnić to zagrożenie w decyzjach i strategiach wewnętrznych dotyczących taryf oraz opłat i podatków mających wpływ na cenę energii dla odbiorcy końcowego².

Co dziś decyduje o przyjętym poziomie podatku akcyzowego i podatku VAT stosowanych w obszarze sektora energetycznego? Poza potrzebami wynikającymi z kalkulacji finansowania budżetu państwa wpływ na wysokość podatków ma ich dodatkowa funkcja narzędzia realizacji celów polityki zrównoważonego rozwoju oraz polityki klimatycznej.

Podatek akcyzowy jest podatkiem pośrednim, który ma na celu ograniczenie spożycia danego dobra. W przypadku energii elektrycznej jest jednocześnie narzędziem promującym wybrane technologie wytwarzania przez objęcie ich

² Zielona Księga *Ramy polityki w zakresie energii i klimatu do roku 2030*, s. 12; Bruksela 27 marca 2013; COM(2013) 169 final.

zwolnieniem z akcyzy. Zgodnie z ustawą o podatku akcyzowym³ oraz rozporządzeniem w sprawie zwolnień od podatku akcyzowego zwalnia się z akcyzy energię elektryczną wytworzoną w odnawialnych źródłach energii oraz zużycie wyrobów węglowych i gazowych do celów opałowych do łącznego wytwarzania ciepła i energii elektrycznej. Akcyzę płaci odbiorca końcowy energii elektrycznej. Wolne od podatku akcyzowego jest zużycie wyrobów paliwowych oraz energii niezbędnej do wytwarzania energii elektrycznej dla odbiorców końcowych.

Ustawa o podatku akcyzowym określa maksymalne stawki akcyzy, które mogą być obniżone przez ministra właściwego do spraw finansów publicznych, z uwagi na: przebieg realizacji budżetu, sytuację gospodarczą państwa oraz poszczególne grupy podatników, potrzebę ochrony środowiska naturalnego, a także udział w tych wyrobach komponentów wytwarzanych z surowców odnawialnych. Wprowadzono również zwolnienia z akcyzy w stosunku do podmiotów gospodarczych, które wprowadziły w życie system prowadzący do osiągnięcia celów dotyczących ochrony środowiska lub do podwyższania efektywności energetycznej. W przypadku gazu zwolnienie dotyczy zakładów energochłonnych, w których udział zakupu wyrobów gazowych w wartości produkcji sprzedanej wynosi nie mniej niż 5% w roku poprzedzającym rok, w odniesieniu, do którego jest ustalany procentowy udział.

Dodatkowo na mocy obowiązujących przepisów prawa zwolniono z akcyzy zużycie energii elektrycznej wyprodukowanej z generatorów o łącznej mocy nieprzekraczającej 1 MW, niedostarczanej do instalacji połączonych i współpracujących ze sobą, służących do przesyłania energii elektrycznej, pod warunkiem, że od wyrobów energetycznych wykorzystywanych do produkcji tej energii elektrycznej została zapłacona akcyza w należnej wysokości⁴. Zwolnienia z podatku akcyzowego stanowią zachętę do inwestowania w OZE. Należy przy tym zauważyć, iż podatek akcyzowy doliczany do ceny płaconej przez odbiorcę końcowego za 1 MWh energii elektrycznej powinien uwzględniać zwolnienie z akcyzy energii wytwarzanej z OZE.

Podatki VAT i akcyza wykazują się stabilnością, ponieważ zmiana ich wysokości zależy od stanu finansów państwa i może ulec zmianie w ograniczonym zakresie regulowanym nadrzędnymi przepisami Unii Europejskiej. Przepisy unijne określają tylko minimalny poziom stawki akcyzy i jest on zróżnicowany w zależności od rodzaju odbiorcy. W przypadku akcyzy minimalna stawka wynosi 0,5 EU/MWh dla odbiorcy instytucjonalnego oraz 1 EU/MWh dla odbiorcy indywidualnego. Obowiązująca w Polsce stawka akcyzy wynosząca 20 zł/MWh oraz 23% VAT są jednymi z najwyższych w skali Unii Europejskiej. Podatek akcyzowy w wysokości 5,08 EU/MWh obowiązujący w Polsce jest ponad dziesięciokrotnie większy od stawki minimalnej.⁵ Podczas gdy na przykład w Belgii akcyza za energię elektryczną dla odbiorców przemysłowych jest w 100% subsydiowana przez

³ Ustawa z dnia 6 grudnia 2008 r. o podatku akcyzowym (Dz. U. 2008 nr 3 poz. 11 z późn. zm.)

⁴ Implementowane rozporządzeniem Ministra Finansów z dnia 26 kwietnia 2004 r. w sprawie zwolnień od podatku akcyzowego (Dz. U. nr 97, poz. 966).

⁵ dla kursu 1 euro=4,19 zł.

państwo. Podatek w Danii jest wysoki, ponieważ uwzględnia koszty zakupu uprawnień do emisji, CO₂. Kraje będące nowymi członkami UE, takie jak Rumunia czy Litwa wprowadziły minimalną stawkę akcyzy lub stawkę na poziomie do 1 EU/MWh. Stawki akcyzy w wysokości do 2 EU/MWh stosuje połowa krajów Unii Europejskiej, przy czym również kraje charakteryzujące się znacznie wyższą siłą nabywczą niż Polska. W Holandii, co prawda obowiązują wyższe stawki akcyzy niż w Polsce, jednak w zależności od wielkości zużycia na cele przemysłowe stosuje się różnicowanie stawki. Celem stosowania niskich stawek podatku oraz ich różnicowania jest ochrona rynku wewnętrznego. Zwłaszcza, że przedsiębiorstwa sektorów energochłonnych zapewniają wiele miejsc pracy. Elastyczne podejście do wysokości akcyzy na energię elektryczną w Polsce również sprzyja ochronie gałęzi energochłonnych przed konkurencją zewnętrzną i efektem przenoszenia produkcji poza granice naszego kraju. Dlatego w obliczu nawarstwiania się dodatkowych czynników mogących powodować radykalny wzrost cen na rynku energii elektrycznej powinno się rozważyć w najbliższym czasie zmiany ustawy o podatku akcyzowym.

W tabeli 1 przedstawiono obowiązujące w poszczególnych krajach UE stawki podatku VAT oraz akcyzy ustalane na podstawie dyrektywy Rady nr 2003/96/EC zwanej „*energii Directive*”. Dyrektywa definiuje strukturę fiskalną i wysokość podatków na paliwa energetyczne oraz produkty energetyczne w tym elektryczność. Dyrektywa weszła w życie 1 stycznia 2004 roku w krajach „starej Unii”, a w Czeskiej Republice, Estonii, Litwie, Łotwie, Węgrzech, Malcie, Polsce Słowenii i Słowacji została wprowadzona 29 kwietnia 2004 roku dyrektywą 2004/74/EC oraz dyrektywą 2004/75/EC.

Tabela 1
Wysokość podatku akcyzowego oraz VAT w krajach Unii Europejskiej (stan na styczeń 2013)

| Nazwa kraju | Zużycie energii elektrycznej | Akcyza [EU/MWh] | VAT [%] | Akcyza [EU/MWh] | VAT [%] |
|-------------------------|------------------------------|-----------------------------------|---------|------------------------------|---------|
| | | Odbiorcy instytucjonalni 2014 rok | | Gospodarstwa domowe 2014 rok | |
| EU Directive 2003/96/EC | | Minimalna stawka 0,50 | | Minimalna stawka 1,00 | |
| Belgia | | *0 | 21 | 1,9088 | 21 |
| Bułgaria | | 1 | 20 | 1 | 20 |
| Czechy | | 1,1 | 21 | 1,1 | 21 |
| Dania | | 55,24 | 25 | 111,69 | 25 |
| Niemcy | | 15,37 | 19 | 20,5 | 19 |
| Estonia | | 4,47 | 20 | 4,47 | 20 |
| Grecja | Wysokie napięcie | 2,5 | 13 | 20,2 | 13 |

| Nazwa kraju | Zużycie energii elektrycznej | Akcyza [EU/MWh] | VAT [%] | Akcyza [EU/MWh] | VAT [%] |
|-------------------------|------------------------------|-----------------------------------|---------|------------------------------|---------|
| | | Odbiorcy instytucjonalni 2014 rok | | Gospodarstwa domowe 2014 rok | |
| EU Directive 2003/96/EC | | Minimalna stawka 0,50 | | Minimalna stawka 1,00 | |
| Grecja | Pozostali | 5 | 13 | 5 | 13 |
| Hiszpania | | 0,5 | 21 | 1 | 21 |
| Francja | | 0,5 | 20 | 1,5 | 20 |
| Chorwacja | | 0,49 | 25 | 0,98 | 25 |
| Irlandia | | 0,5 | 13,5 | 1 | 13,5 |
| Włochy | | 12,5 | 22 | 22,7 | 22 |
| Cypr | | 0 | 19 | 0 | 19 |
| Łotwa | | 1,01 | 21 | 1,01 | 21 |
| Litwa | | 0,52 | 21 | 1,01 | 21 |
| Luksemburg | <25000 | 0,5 | 6 | 1 | 6 |
| Luksemburg | >25000 | 0,1 | 6 | 1 | 6 |
| Węgry | | 1 | 27 | 1 | 27 |
| Malta | | 1,5 | 18 | 1,5 | 18 |
| Holandia | 0-10 000 | 118,5 | 21 | 118,5 | 21 |
| Holandia | 10 000-50 000 | 43,1 | 21 | 43,1 | 21 |
| Holandia | 50 000 -10 000 000 | 11,5 | 21 | 11,5 | 21 |
| Holandia | >10 000 000 | 0,5 | 21 | 0,5 | 21 |
| Austria | | 15 | 20 | 15 | 20 |
| Polska | | 4,73 | 23 | 4,73 | 23 |
| Portugalia | | 1 | 23 | 1 | 23 |
| Rumunia | | 0,53 | 24 | 1,07 | 24 |
| Słowenia | | 3,05 | 22 | 3,05 | 22 |
| Słowacja | | 1,32 | 20 | 0 | 20 |
| Finlandia | | 7,03 | 24 | 19,03 | 24 |
| Szwecja | | 0,58 | 25 | 33,94 | 25 |
| Wielka Brytania | | 0 | 20 | 0 | 5 |

Źródło: Excise duty tables. Part II – Energy products and Electricity. In accordance with the Energy Directive (Council Directive 2003/96/EC) Including: Natural Gas, Coal and Electricity, 2011.

Analizując stawki VAT obowiązujące w krajach Unii Europejskiej zauważamy, że podobnie jak ma to miejsce w przypadku akcyzy, stawka VAT obowiązująca w Polsce jest jedną z najwyższych w Europie. Zaledwie w sześciu krajach Unii Europejskiej podatek VAT jest wyższy niż 22%. Przy czym, w przypadku VAT-u należy zauważyć, że w żadnym kraju nie ma zróżnicowania jego wysokości

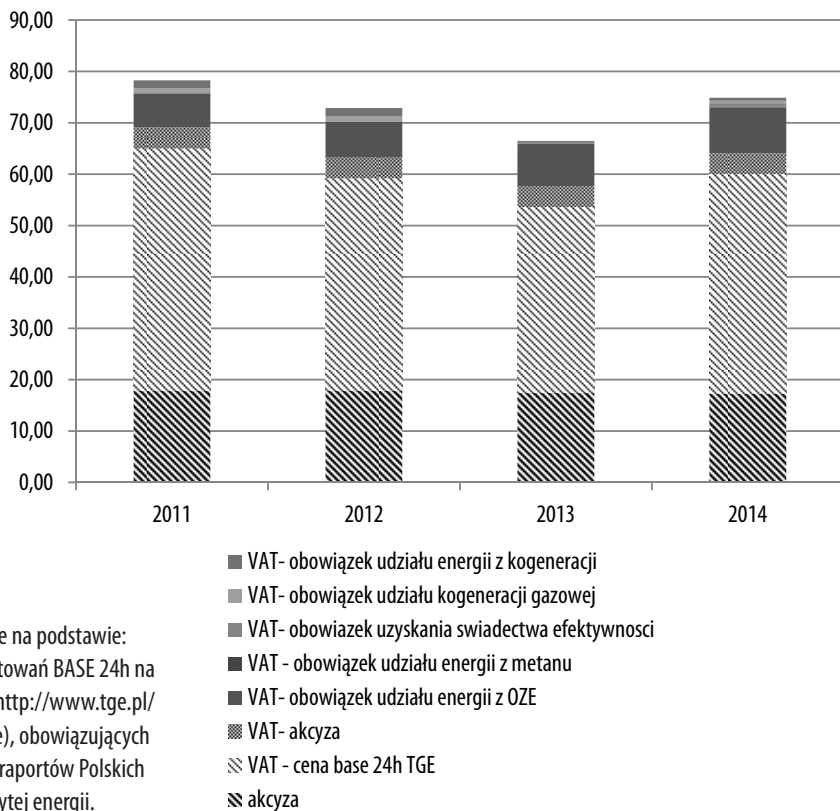
w zależności od wielkości sprzedaży energii. Jego wysokość jest w większości krajów jednakowa dla odbiorców indywidualnych i dla przemysłu. Od roku 2012 podatek VAT w Polsce został podwyższony do 23%.

W 2014 rok wartość sprzedanej energii z uwzględnieniem podatku VAT i akcyzy wyniosła ponad 48 mld zł. Udział podatku akcyzowego oraz podatku VAT w wartości sprzedanej energii wyniósł ponad 25%.

Zestawienie wysokości oraz struktury podatków VAT oraz akcyzy na energię elektryczną w poszczególnych krajach UE pokazuje, że Polska ma możliwości zmniejszenia podatku akcyzowego oraz podatku VAT. W przypadku szoku podażowego na rynku uprawnień do emisji, CO₂ może obniżyć wysokie w stosunku do innych krajów Unii obciążenia podatkowe. Polska może również wzorem Holandii wprowadzić bardziej elastyczne podejście do stawki podatkowej i zróżnicować ją w zależności od rodzaju odbiorcy końcowego oraz wolumenu zużycia energii.

Przyjrzyjmy się teraz możliwościom znajdującym się w podatku VAT. Szczegółową analizę udziału poszczególnych składowych podatku VAT oraz akcyzy zawiera się cenie energii elektrycznej brutto przedstawia rysunek 1.

Rysunek 1
Podatki VAT oraz akcyza w cenie energii elektrycznej w latach 2011-2014 [zł]



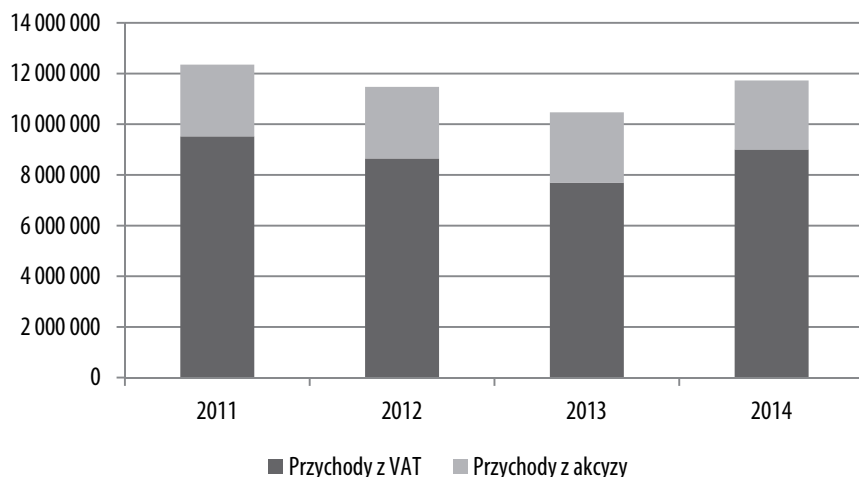
Źródło: opracowane własne na podstawie: miesięcznych raportów notowań BASE 24h na Towarowa Giełda Energii (<http://www.tge.pl/pl/155/raporty-miesieczne>), obowiązujących stawek podatkowych oraz raportów Polskich Sieci Energetycznych o zużytej energii.

Wartość akcyzy w poniższym zestawieniu została obniżona adekwatnie do rosnącego procentowo udziału OZE w ilości sprzedawanej energii. Kwota podatku VAT odprowadzana do budżetu państwa jest pochodną aktualnej ceny energii elektrycznej, ale na uwagę zasługuje udział podatku VAT naliczonego od kosztów subsydiowania odnawialnych źródeł energii poprzez zakup świadectw pochodzenia, zwanych również kolorowymi certyfikatami.

Prognozowane przychody do budżetu w latach 2011-2014 z tytułu podatku VAT oraz z akcyzy, obliczone na podstawie ilości zużytej w kraju energii, ilustruje rysunek 2.

Rysunek 2

Szacowana wartość podatków od sprzedaży energii elektrycznej w latach 2011–2014, na podstawie zużycia energii [zł]



Źródło: opracowanie własne miesięcznych raportów notowań BASE 24h na Towarowa Giełda Energii (TGE), obowiązujących stawek podatkowych oraz raportów Polskich Sieci Energetycznych o zużytej energii.

Biorąc pod uwagę zużycie energii elektrycznej oraz notowania na Towarowej Giełdzie Energii, szacowany w latach 2011-2014 przychód do budżetu z tytułu akcyzy oraz kosztów zakupu kolorowych certyfikatów wyniósł około 2,6 mld zł. Ponad 70% przychodów pochodzi z podatku VAT. W latach 2011 – 2014 przychód do budżetu z tytułu podatku VAT od sprzedaży energii wyniósł około 2,8 mld zł, z czego 13% stanowił podatek VAT naliczony od realizacji obowiązkowego udziału odnawialnych źródeł energii wynosi.

System świadectw pochodzenia, tak zwane kolorowe certyfikaty

System świadectw pochodzenia kupowanej energii elektrycznej jest formą subsydiowania niekonwencjonalnych źródeł energii w Polsce. Można zaliczyć go do obszaru podatków pośrednich, stymulujących realizację polityki klimatycznej. Zwiększanie udziału odnawialnych źródeł energii w strukturze wytwarzania energii elektrycznej do 20% w 2020 roku, ma na celu ograniczanie emisji, a konsekwencji popytu na uprawnienia do emisji. Odnawialne źródła energii z uwagi na swą niską sprawność charakteryzują się wysokimi kosztami wytwarzania energii i z tego powodu wymagają subsydiowania. Koszt wytworzenia 1 MWh z ogniw fotowoltanicznych w Polsce jest ponad 2 krotnie wyższy niż koszt jego wytworzenia w elektrowni węglowej. W przypadku wiatru i słońca możliwość efektywnego wykorzystania ich mocy zależy od kaprysów pogody. Bez polityki klimatycznej UE oraz funkcjonowania systemu EU ETS inwestowanie w OZE byłoby nieuzasadnione rynkowo.

System „kolorowych certyfikatów” wprowadzony został w Polsce w 2005 roku w związku z koniecznością implementacji postanowień zielonej dyrektywy 77/2001/WE. Z kolei system świadectw pochodzenia z kogeneracji wprowadzono dwa lata później, tym razem w związku z implementacją tak zwanej dyrektywy CHP (2004/8/WE), promującej wytwarzanie energii elektrycznej w skojarzeniu z wytwarzaniem ciepła. Wytwórcy energii oraz przedsiębiorstwa obrotu, sprzedające energię odbiorcom końcowym zobowiązane są uzyskać i przedstawić do umorzenia prezesowi Urzędu Regulacji Energetyki (URE) świadectwa pochodzenia lub uiścić opłatę zastępczą obliczoną zgodnie z obowiązującymi przepisami. Prezes Urzędu Regulacji Energetyki ustala jednostkowe opłaty zastępcze na podstawie średniej ceny sprzedaży energii elektrycznej na rynku konkurencyjnym z roku poprzedzającego rok ustalenia jednostkowych opłat zastępczych. Wysokość obowiązku, w postaci udziału poszczególnych źródeł wytwarzania energii w sprzedawanym wolumenie energii systematycznie wzrasta. Świadectwa pochodzenia energii stanowią instrument wsparcia rozwoju wybranych technologii ograniczających emisję gazów cieplarnianych oraz gazów i pyłów. Koszt zakupu świadectw pochodzenia, zwanych także kolorowymi certyfikatami, stanowi podatek pośredni, jako składowa ceny energii, płacona przez odbiorcę końcowego. System subsydiowania dotyczy następujących wybranych technik wytwarzania energii elektrycznej:

- odnawialne źródła energii, tak zwane OZE – tak zwane zielone certyfikaty⁶;
- wysokosprawna kogeneracja z paliwem innym niż gaz – tak zwane czerwone certyfikaty⁷;
- wysokosprawna kogeneracja z paliwem: gaz ziemny – tak zwane żółte certyfikaty;
- z wykorzystaniem biomasy i biogazu w postaci metanu – tak zwane fioletowe certyfikaty;

⁶ Odnawialne źródło energii (OZE) oznacza technologię wytwarzania energii z wody, wiatru, słońca, lub biopaliw (drewna, zbóż).

⁷ Kogeneracja jest to skojarzone wytwarzanie ciepła i energii elektrycznej.

- z wykorzystaniem biogazu z upraw rolniczych – tak zwane certyfikaty brązowe. Warunkami funkcjonowania rynku „kolorowych certyfikatów” są:
- obowiązek uzyskania i przekazania do umorzenia prezesowi Urzędu Regulacji Energetyki certyfikatów potwierdzających fakt wytworzenia minimalnej ilości energii w jednej z wyżej wymienionych technik;
- obowiązek przyłączenia wytwórcy energii wytwarzanej w „kolorowych technikach” oraz obowiązek odbioru wyprodukowanej energii do sieci;
- obowiązek uiszczenia opłaty zastępczej przez wytwórców lub spółki obrotu za nie dotrzymanie minimalnego udziału „kolorowej energii” w całkowitym wytworzonym i sprzedanym wolumenie energii elektrycznej.

Stawka opłaty zastępczej ulegała zmianie co roku. Zmieniały się również sukcesywnie obowiązkowe udziały „kolorowych energii” zmierzając do celu, jakim jest 20% udział źródeł odnawialnych w całkowitej ilości wytwarzanej energii. Do roku 2010 obowiązkiem odprowadzania opłaty zastępczej były odnawialne źródła energii z tak zwanej grupy OZE⁸ oraz kogeneracja⁹. Od 2011 roku lista technologii objętych opłatami zastępczymi została rozszerzona o energię elektryczną wytwarzaną z metanu. Tym samym zwiększył się procentowo udział podatku wynikający z polityki wspierania rozwoju alternatywnych źródeł energii. Od roku 2013 wycofano subsydiowanie energii wytwarzanej w kogeneracji, pomimo, że prezes URE uchwalił wysokość opłaty zastępczej dla energii wytwarzanej z tych źródeł. Jak pokazuje dotychczasowa historia udział technologii objętych subsydiowaniem, a tym samym wysokość kosztów realizacji obowiązku udziału kolorowych certyfikatów w cenie ulega zmianom i nie jest stabilny. Może zmieniać się wraz z pojawieniem się polityki promowania nowych technologii lub decyzji o ograniczeniu subsydiowania dotychczasowej. Potwierdza to objęcie systemem świadectw pochodzenia instalacji wykorzystujących uwalniany metan i ujmowany przy dołowych robotach górniczych w czynnych, likwidowanych lub zlikwidowanych kopalniach węgla kamiennego oraz gaz uzyskiwany z przetwarzania biomasy jako paliwo. Fakt niestabilności polityki subsydiowania mocy energetycznych alternatywnych w stosunku do węgla potwierdza uchwalenie w 2015 roku ustawy o odnawialnych źródłach energii. Ustawa, obok aktualnego systemu świadectw pochodzenia, wprowadza rozdział świadectw na podstawie aukcji. Aukcje dotyczyć będą nowych projektów.

Procentowy obowiązkowy udział energii wytworzonej w OZE oraz w innych technologiach ujętych w system kolorowych certyfikatów w latach 2008 – 2018, obowiązujący do stycznia 2015 roku, przedstawia rysunek 3. W wyniku uchwalenia ustawy o odnawialnych źródłach energii uchylono dotychczasowe rozporządzenie określające obowiązkowe udziały kolorowych certyfikatów w sprzedanej energii elektrycznej i na dzień dzisiejszy brak przepisów wykonawczych w tym zakresie.

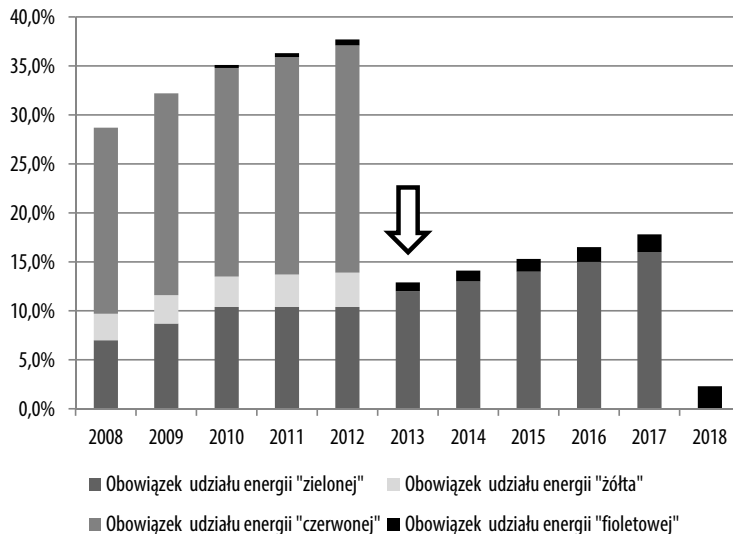
⁸ Elektrownie wiatrowe, wodne, fotowoltaniczne oraz na biomase, elektrownie wykorzystujące biogaz.

⁹ Technologia skojarzonego wytwarzania energii cieplnej i elektrycznej z gazu lub innych paliw.

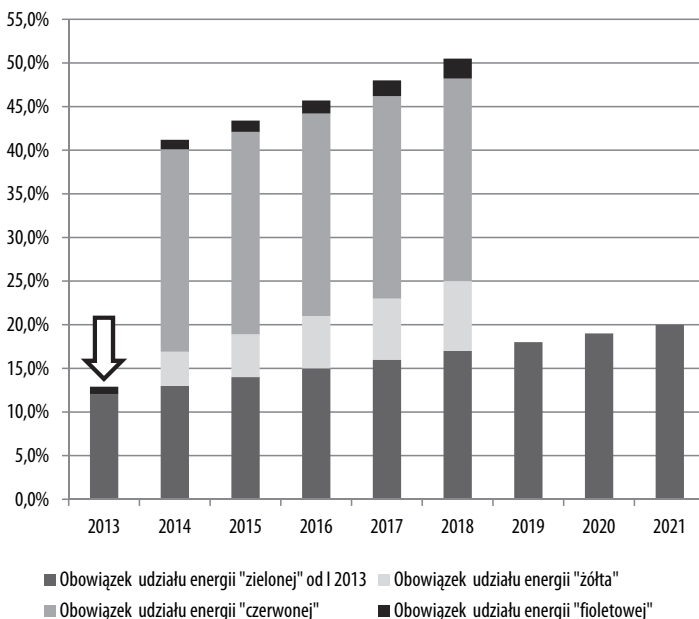
Rysunek 3

Obowiązkowe udziały „kolorowych certyfikatów” w sprzedawanej energii

A. Obowiązujące do 2013 roku



B. Obowiązujące od 2013 roku



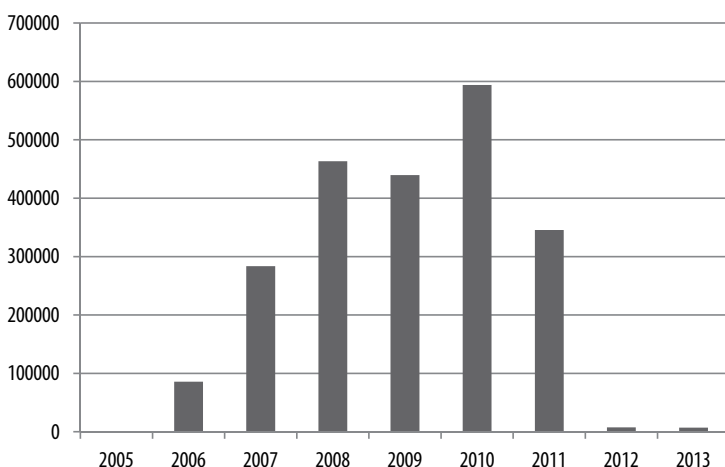
Źródło: opracowanie własne na podstawie prawa obowiązującego do stycznia 2015 roku.

Efektom promowania inwestycji w OZE, przez subsydiowanie systemem kolorowych certyfikatów oraz zwolnienia z podatku akcyzowego, jest zwiększenia udziału źródeł odnawialnych w strukturze wytwarzanej energii elektrycznej z 3,5% w 2005 do 13,2% w 2013 roku. W roku 2014 miał miejsce dalszy wzrost produkcji energii z odnawialnych źródeł, zwłaszcza z elektrowni wiatrowych. Dzięki znacznemu przyrostowi mocy elektrowni wiatrowych możliwe jest osiągnięcie celów w zakresie udziału energii wytworzonej w OZE w całkowitej ilości sprzedanej energii elektrycznej. Wdrożone metody dofinansowania inwestycji w OZE okazały się efektywne tylko w przypadku elektrowni wiatrowych. Dzięki skokowemu przyrostowi mocy wiatrowych, poprzez umorzone świadectwa pochodzenia z tych źródeł, wykonane zostały zaplanowane poziomy udziałów odnawialnych źródeł energii. Począwszy od roku 2012 sukcesywnie spada wartość uiszczanej opłaty zastępczej. Jest to bardzo pozytywna tendencja z uwagi na społeczną funkcjonalność opłaty zastępczej.

Opłata zastępcza nie ma charakteru administracyjnej opłaty za korzystanie ze środowiska i jako taka nie stanowi wpłaty na rzecz budżetu państwa lub budżetów jednostek samorządu terytorialnego. Przychody z opłat zastępczych zasilają Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej i mogą być przeznaczone na dofinansowanie zadań służących poprawie efektywności energetycznej. Jak zaprezentowano na rysunku 4, począwszy od roku 2005, wpływy do kasy NFOŚiGW z tytułu opłaty zastępczej zwiększały się i w roku 2013 przekroczyły łączną kwotę 2 mld zł. Jest to równoznaczne z faktem, że koszty zakupu energii dla odbiorcy końcowego w latach 2005-2013 mógł być o ponad 2 mld niższy.

Rysunek 4

Przychody z tytułu opłaty zastępczej za niezrealizowany obowiązek udziału energii odnawialnej w całkowitej ilości sprzedanej energii elektrycznej [tys. zł]



Źródło: opracowanie własne na podstawie raportu URE z 2013 roku.

Należy przy tym zauważyć, że odbiorcy końcowi energii nie mają wpływu na intensywność inwestycji w rozwój OZE oraz na wypełnienie obowiązków z tytułu udziału energii odnawialnej. Spożytkowanie opłaty zastępczej na inwestycje w nowe moce źródeł odnawialnych lub *smart grid* byłby elementem pobudzającym rynek inwestorów¹⁰. Tymczasem wpływy z opłaty były skierowane na dotacje audytów efektywności energetycznej. Nowa ustawa o odnawialnych źródłach energii¹¹, wprowadziła dodatkowo system subsydiowania mikroinstalacji na zasadach prosumenckich, czyli obowiązku zakupu energii wytworzonej w mikroinstalacji po określonej ustawowo cenie¹². Taka forma subsydiowania wpłynie na wzrost ceny energii w perspektywie kilku lat. Aktualnie problemem w realizacji odkupu energii wytwarzanej w mikroinstalacji mogą być sieciowe ograniczenia techniczne.

Podsumowanie

Szacowany koszt zakupu uprawnień do emisji dwutlenku węgla w sektorze energetyki elektrycznej w latach 2013 i 2014, przy średniej cenie uprawnień na poziomie 5 EU/Mg, wyniósł ponad 1 mld zł. Oznacza to, że tylko z tytułu konieczności zakupu uprawnień do emisji koszt wytworzenia 1 MWh energii wzrósł o około 7 zł/MWh. Cena uprawnień do emisji EUA na giełdzie EEX ulegała w latach 2013-2014 wahaniom od poziomu od 3 euro/ Mg, CO₂ do 7 euro/ Mg, CO₂.

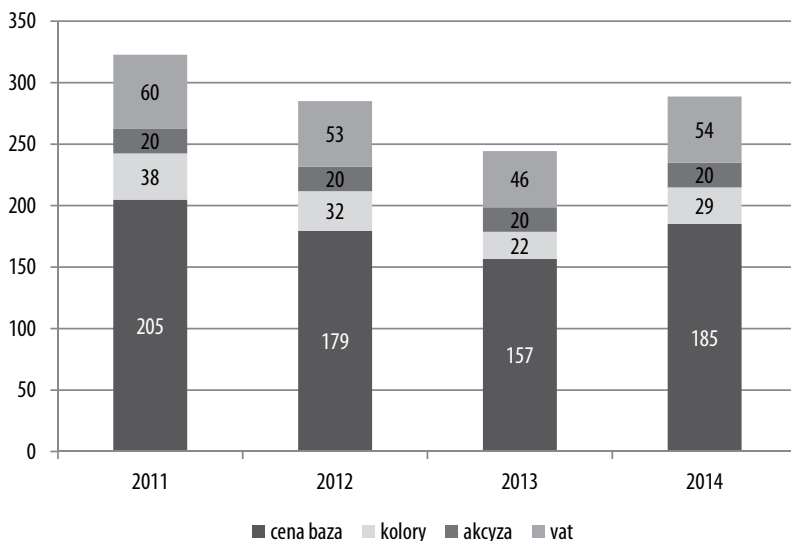
W kolejnych latach, z uwagi na sukcesywne ograniczanie puli przydzielonych na lata 2013-2020 darmowych uprawnień do emisji, należy oczekiwać dalszego sukcesywnego wzrostu cen energii. Dodatkowo, na negatywne zmiany w podaży uprawnień nakłada się agresywnie wdrażana w Unii Europejskiej polityka dekarbonizacji. Narzędziem ograniczania wzrostu ceny energii jest zmiana polityki fiskalnej w obszarze energetyki. Analizując strukturę ceny sprzedaży energii elektrycznej w Polsce w latach 2011-2014, prezentowaną na rysunku 5, można zauważyć, że udział podatków stanowi około 50%. Decyzja o ograniczeniu przychodu z podatków od sprzedaży energii dla energochłonnych odbiorców mogłoby ograniczyć koszt produkcji w branżach energochłonnych.

¹⁰ *Smart grid* – inteligentne sieci elektroenergetyczne, w których istnieje komunikacja między wszystkimi uczestnikami rynku energii mająca na celu dostarczanie usług energetycznych zapewniając obniżenie kosztów i zwiększenie efektywności oraz zintegrowanie rozproszonych źródeł energii, w tym także energii odnawialne.

¹¹ Ustawa z dnia 20 lutego 2015 r. o odnawialnych źródłach energii (Dz.U. 2015, poz. 478).

¹² Mikroinstalacja – instalacja odnawialnego źródła energii o łącznej mocy zainstalowanej elektrycznej nie większej niż 40 kW, przyłączona do sieci elektroenergetycznej o napięciu znamionowym niższym niż 110 kV lub o mocy osiągalnej cieplnej w skojarzeniu nie większej niż 120 kW.

Rysunek 5
Struktura ceny energii elektrycznej w latach 2011-2014 [zł]



Źródło: opracowanie własne na podstawie raportów miesięcznych notowań TGE.

Formą kompensaty wzrostu kosztów zakupu uprawnień do emisji może być różnicowanie podatku akcyzowego oraz podatki VAT w zależności od energochłonności przedsiębiorstwa oraz udziału kosztów zakupu energii w kosztach produkcji. W przypadku obniżenia akcyzy, niższe wpływy do budżetu skompensuje rosnącą cenę sprzedaży energii oraz proporcjonalnie wyższy, co do wartości, podatek VAT należy podkreślić, że przy zachowaniu konkurencyjności polskiego rynku przychody z VAT i akcyzy mają szansę rosnąć z tytułu zwiększonego zużycia energii w przemyśle.

Elastyczne podejście do obu podatków oraz obniżenie stawek podatku poprzez ich różnicowania może okazać się skuteczną metodą ochrony rynku wewnętrznego w Polsce. W przeciwnym wypadku, mając na uwadze dalszą realizację scenariusza *mapy drogowej 2050*, Polsce może grozić radykalny wzrost cen energii, a co za tym idzie wzrost kosztów produkcji, ubóstwo energetyczne oraz przenoszenie produkcji poza granice naszego kraju.

Literatura

- Excise duty tables. Part II – Energy products and Electricity. In accordance with the Energy Directive (Council Directive 2003/96/EC) Including: Natural Gas, Coal and Electricity, 2011*
- Rozporządzenie Ministra Finansów z dnia 26 kwietnia 2004 r. w sprawie zwolnień od podatku akcyzowego (Dz. U. 2004, nr 97 poz. 966)
- Ustawa z dnia 6 grudnia 2008 r. o podatku akcyzowym (Dz. U. nr 3 poz. 11 z późn. zm.)
www.tge.pl
- Ustawa z dnia 20 lutego 2015 r. o odnawialnych źródłach energii (Dz. U. 2015, poz. 478)
- Zielona Księga *Ramy polityki w zakresie energii i klimatu do roku 2030*, s. 12; Bruksela 27 marca 2013; COM(2013) 169 final.



Aldona Harasimowicz

ROLA REGIONALNEGO PROGRAMU OPERACYJNEGO WOJEWÓDZTWA PODLASKIEGO W KSZTAŁTOWANIU ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO REGIONU

Aldona Harasimowicz, dr – Politechnika Białostocka

adres korespondencyjny:

Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska

ul. Wiejska 45A, 15-351 Białystok

e-mail: a.harasimowicz@pb.edu.pl

ROLE OF THE REGIONAL OPERATIONAL PROGRAMME OF THE PODLASKIE VOIVODESHIP IN SHAPING OF THE ENVIRONMENT OF THE REGION

SUMMARY: The article discusses the problems of podlaskie region development, in the context of the opportunities given by the membership of the European Union. The subject is one of the instruments stimulating regional development – Regional Operational Program, where its impact is limited to the environmental aspects in podlaskie voivodeship. The projects on environmental protection in the region, implemented under this program during the 2007-2013 financial perspective were analyzed. The study used a descriptive and comparative analysis.

KEYWORDS: natural environment, regional development, EU funds

Wstęp

Rozwój każdego terytorium jest złożonym i wieloaspektowym procesem. Próba kompleksowej oceny poziomu i dynamiki zachodzących w danej przestrzeni zjawisk wymaga między innymi odniesienia się do podstawowych płaszczyzn rozwoju – społecznej, ekonomicznej i przyrodniczej. Obecnie świadome i planowe kształtowanie przestrzeni zarówno w wymiarze lokalnym, regionalnym czy krajowym odbywa się w owych trzech wymiarach, co uwidacznia się w koncepcjach rozwoju zrównoważonego.

Przeźren przyrodnicza jest postrzegana współcześnie jako bardzo istotny zasób i to nie tylko w odniesieniu do działalności gospodarczej, ale przede wszystkim jako podstawa kształtowania jakości życia człowieka. Wyrazem dbałości o uwzględnianie kwestii przyrodniczych w procesach rozwoju są między innymi strategie rozwoju tworzone na wszystkich poziomach – krajowym, regionalnym i lokalnym – uwzględniające przyrodniczą płaszczyznę rozwoju. Instrumenty programowe stały się znaczącym narzędziem w kształtowaniu konkurencyjności poszczególnych obszarów, stąd też ważna staje się ich „konstrukcja”, tak aby efektywnie wyznaczały pożądane kierunki rozwoju.

Celem niniejszego artykułu jest odniesienie się do ekologicznej płaszczyzny rozwoju regionalnego przez zbadanie środowiskowych przedsięwzięć podejmowanych na obszarze województwa podlaskiego w ramach Regionalnego Programu Operacyjnego 2007 – 2013. Realizacja celu wymagała przeanalizowania materiałów, dokumentów oraz danych statystycznych związanych z projektami unijnymi wspieranymi z Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego dla powyższego programu operacyjnego. Umożliwiło to wskazanie specyfiki i skali inwestycji środowiskowych w badanym regionie będących efektem wykorzystania wybranych środków unijnych dla budowy potencjału ekologicznego województwa podlaskiego.

Środowisko przyrodnicze jako jedna z płaszczyzn rozwoju regionu

Środowisko przyrodnicze jest czynnikiem wpływającym na zaspokojenie części potrzeb, stanowi otoczenie życia człowieka (determinuje jakość życia), jest też aspektem uwzględnianym w wyznawanych wartościach czy sposobach egzystencji. Pełni wiele funkcji, nazywanych również użytecznościami¹. To właśnie z tych funkcji wynika znaczenie płaszczyzny ekologicznej jako ważnej składowej rozwoju poszczególnych regionów. W literaturze przedmiotu funkcje środowiska przyrodniczego dzielone są często na dwie podstawowe grupy, czyli

¹ H. Kruk, *Przyrodnicza konkurencyjność regionów*, Toruń 2010, s. 166-167.

funkcje gospodarcze i pozagospodarcze (biologiczne). Rola środowiska w życiu człowieka ma jednak szerszy wymiar, stąd niejednokrotnie mówi się o trzeciej grupie użyteczności środowiska: kulturowo-cywilizacyjnej.

Funkcja biologiczna jest związana z powstaniem i wspieraniem procesów życiowych, a więc dostarczaniem podstawowych zasobów – na przykład wody, powietrza, pokarmu, przestrzeni, niezbędnych do istnienia wszystkich organizmów. Funkcje gospodarcze środowiska polegają, po pierwsze, na dostarczaniu surowców, energii i przestrzeni niezbędnych do organizowania oraz prowadzenia działalności, a po drugie, na asymilowaniu i neutralizowaniu ubocznych skutków działalności człowieka². Natomiast funkcja kulturowo-cywilizacyjna (społeczna) odnosi się do znaczenia przestrzeni ekologicznej w rozwoju, nie tyle pojedynczego człowieka, co całych społeczności. Środowisko przyrodnicze jest tu postrzegane jako rodzaj dziedzictwa będącego z jednej strony efektem rozwoju cywilizacyjnego, a z drugiej ten rozwój warunkującego.

Poszczególne funkcje środowiska przyrodniczego są względem siebie konkurencyjne, co najbardziej uwidacznia się pomiędzy funkcjami biologicznymi i gospodarczymi (nadmierna eksploatacja środowiska dla celów gospodarczych znacząco ogranicza jego rolę biologiczną). Konkurencyjność ta widoczna jest również pomiędzy poszczególnymi funkcjami gospodarczymi, na przykład między funkcją zapewnienia miejsca pod składowanie odpadów i ich naturalną biodegradację oraz dostarczaniem surowców a zapewnieniem przestrzeni pod osiedlanie się i warunków wypoczynku³.

Innym problemem w zakresie gospodarowania zasobami przyrodniczymi jest ich ograniczoność względem istniejących potrzeb. Ograniczoność zasobów względem potrzeb jest co prawda podstawowym założeniem leżącym u podstaw gospodarowania i dokonywania wyborów ekonomicznych, jednak w odniesieniu do środowiska przyrodniczego ma to szczególny wydźwięk. Wynika to przede wszystkim z nieodnawialności części zasobów przyrodniczych, a więc z bezpowrotnej ich utraty.

Środowisko naturalne jest niejednokrotnie traktowane jako najważniejszy element regionu, ponieważ jest ono nośnikiem zasobów o podstawowym znaczeniu dla procesów rozwojowych (na przykład woda, ukształtowanie terenu, krajobraz, warunki klimatyczno-pogodowe). Zróżnicowanie komponentów naturalnych może ułatwić, utrudnić, a nawet wykluczyć prowadzenia wybranych form działalności gospodarczych, tym samym determinuje kształt przestrzeni społeczno-gospodarczej. Identyfikacja i analiza właściwości środowiska naturalnego regionu stanowi punkt wyjścia w procesie programowania rozwoju⁴. Waga poszczególnych elementów środowiska przyrodniczego ulega zmianom wraz z rozwojem cywilizacyjnym i technologicznym. Jednak czynniki przy-

² M. Łąguna, M. Witkowska-Dąbrowska, *Ekonomiczne podstawy zarządzania środowiskiem i zasobami naturalnymi*, Białystok 2005, s. 10-11.

³ A. Bernaciak, W.M. Gaczek, *Ekonomiczne aspekty ochrony środowiska*, Poznań 2002, s. 15-16.

⁴ E. Szafranek, *Determinanty konkurencyjności regionów. Ujęcie teoretyczne i empiryczne*, Opole 2010, s. 38-39.

rodnicze są nieustannie traktowane jako jedne z najważniejszych uwarunkowań rozwoju i konkurencyjności regionalnej.

Należy jednak zauważyć, że współczesne ekologiczne czynniki rozwoju poszczególnych przestrzeni to nie tylko zasoby naturalne (woda, gleby, ukształtowanie terenu, klimat, krajobraz), ale także postęp w zakresie ochrony środowiska, racjonalizacja gospodarowania zasobami środowiska przyrodniczego, świadomość i kultura ekologiczna społeczeństwa, postęp w edukacji ekologicznej, skuteczność stosowania ekonomicznych i pozaekonomicznych instrumentów ochrony środowiska⁵. Tak więc, kształtowanie rozwoju regionu w zakresie płaszczyzny przyrodniczej odnosi się do bardzo różnorodnych działań, które powinny być uwzględniane przez politykę regionalną.

Jak zauważa E. Mazur, „podstawowym warunkiem prawidłowej gospodarki środowiskiem przyrodniczym jest odpowiednie planowanie wszelkiego rodzaju przedsięwzięć oraz zapewnienie w budżecie państwa odpowiednich środków na ich realizację”⁶. Upodmiotowienie regionów w Polsce, jakie miało miejsce po reformie terytorialnej w 1999 roku, spowodowało, że samorządy regionalne stały się jednostkami kształtującymi procesy rozwojowe na swoim terenie. Jednocześnie integracja Polski ze strukturami Unii Europejskiej dostarczyła regionom nowych instrumentów wspierania rozwoju regionalnego – funduszy pomocowych.

Regionalny Program Operacyjny Województwa Podlaskiego jako instrument rozwoju regionalnego

Program operacyjny jest dokumentem przedkładanym przez państwo członkowskie i przyjętym przez Komisję, określającym strategię rozwoju wraz ze spójnym zestawem priorytetów, które mają być osiągnięte z pomocą danego funduszu unijnego⁷. Programy te można tworzyć dla całego kraju (krajowe programy operacyjne), regionu (regionalne programy operacyjne), makroregionu (programy operacyjne obejmujące kilka regionów) lub sektora gospodarki (sektorowe programy operacyjne).

Regionalny Program Operacyjny (RPO) stanowi średniookresowy plan rozwoju przygotowywany przede wszystkim dla pozyskania środków z Funduszu Strukturalnych. Jest to dokument o charakterze operacyjnym, określający główne kierunki rozwoju województwa w danej perspektywie finansowej. W swej strukturze RPO składa się z części diagnostycznej, analizy SWOT, priorytetów podejmowanych działań wraz z uzasadnieniem ich wyboru i komplementarno-

⁵ W. Kosiedowski, *Wprowadzenie do teorii i praktyki rozwoju regionalnego i lokalnego*, w: W. Kosiedowski (red.), *Samorząd terytorialny w procesie rozwoju regionalnego i lokalnego*, Toruń 2005, s. 25.

⁶ E. Mazur, *Środowisko przyrodnicze. Zagrożenie, ochrona i kształtowanie*, Szczecin 2004, s. 191.

⁷ Rozporządzenie Rady (WE) nr 1083/2006 z dnia 11 lipca 2006 r. ustanawiające przepisy ogólne dotyczące Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego, Europejskiego Funduszu Społecznego oraz Funduszu Spójności i uchylające rozporządzenie (WE) nr 1260/1999, art. 2.

ści, ram finansowych oraz systemu realizacji programu⁸. Regionalne Programy Operacyjne są dokumentami służącymi realizacji strategii rozwoju poszczególnych województw, a ich celem jest podnoszenie konkurencyjności regionalnej oraz promowanie rozwoju zrównoważonego w regionach.

Regionalny Program Operacyjny Województwa Podlaskiego 2007-2013 (RPO WP) konstruowany był zgodnie z istniejącymi uwarunkowaniami regionu – społecznymi, gospodarczymi, finansowymi, infrastrukturalnymi i środowiskowymi oraz z uwzględnieniem Strategii Rozwoju Województwa Podlaskiego do roku 2020. Głównym celem, do realizacji którego miał przyczynić się program jest wzrost gospodarczy regionu odbywający się przy poszanowaniu i zachowaniu dziedzictwa przyrodniczego oraz kulturowego regionu. Wobec tak sformułowanego celu, wśród sześciu podstawowych obszarów wsparcia przewidzianych w programie, znalazł się priorytet dotyczący środowiska przyrodniczego – V oś priorytetowa: *Rozwój infrastruktury ochrony środowiska*.

Działania podejmowane w ramach tej oś priorytetowej powinny być związane z zachowaniem dziedzictwa środowiska naturalnego przez inwestycje infrastrukturalne o zasięgu regionalnym i lokalnym zmniejszające negatywne skutki cywilizacji. Chodzi tu przede wszystkim o przedsięwzięcia:

- minimalizujące ilości zanieczyszczeń;
- poprawiające jakość wód powierzchniowych i podziemnych;
- minimalizujące ilość wytwarzanych odpadów oraz wprowadzające systemy ich odzyskiwania i unieszkodliwiania;
- powodujące wzrost wykorzystywania niekonwencjonalnych źródeł energii;
- poprawiające stan infrastruktury technicznej na obszarach słabiej rozwiniętych.

Współfinansowanie ze środków unijnych inwestycji na rzecz środowiska przyrodniczego w województwie podlaskim ma przyczynić się do utrzymania jego wysokiej jakości. Jest to istotne z tej racji, że walory ekologiczne regionu są uważane za jego ważny atut i czynnik rozwoju. Przy czym wysokiej jakości środowisko przyrodnicze nie jest tu traktowane jedynie jako samoistny cel rozwojowy, ale głównie jako element warunkujący wysoką jakość życia na obszarze województwa, a także przewaga zwiększająca możliwości wzrostu konkurencyjnej gospodarki regionu – szczególnie jej „zielonych” sektorów.

Środowiskowe przedsięwzięcia realizowane w ramach Regionalnego Programu Operacyjnego Województwa Podlaskiego 2007-2013

Na terenie województwa podlaskiego w ramach RPO 2007-2013 zrealizowanych zostało 1240 przedsięwzięć o łącznej wartości 5 126 105 923,73 zł, z tego 60% stanowiło dofinansowanie. Wśród tych projektów inwestycje realizowane z priorytetu *Rozwój infrastruktury ochrony środowiska* stanowiły 18% liczby

⁸ A. Nowakowska, *Podstawy polityki regionalnej*, w: J. Chądzyński, A. Nowakowska, Z. Przygodzki, *Region i jego rozwój w warunkach globalizacji*, Warszawa 2007, s. 212.

wszystkich projektów programu – czyli 224 przedsięwzięcia⁹. Wartość wszystkich przedsięwzięć środowiskowych wyniosła 622 196 394,84 zł (12,1% wartości przedsięwzięć całego RPO), natomiast kwota dofinansowania, którą otrzymali tu beneficjenci stanowiła 60,05% wartości projektów (376 226 002,06 zł). W przeliczeniu na jednego mieszkańca województwa podlaskiego wielkość wsparcia dla infrastruktury środowiska z programu wyniosła tylko 313,86 zł (tabela 1), podczas gdy ogólny poziom dofinansowania przypadający na jednego mieszkańca regionu z RPO WP to 2 581,09 zł.

Przestrzenny rozkład przedsięwzięć z zakresu ochrony środowiska realizowany w województwie podlaskim z RPO jest zróżnicowany. Różnice te widoczne są zarówno w odniesieniu do liczby projektów, jak też do ich wartości całkowitej czy wielkości otrzymanego dofinansowania (tabela 1).

Tabela 1
Projekty realizowane w powiatach w ramach rozwoju infrastruktury ochrony środowiska z RPO WP 2007-2013

| Powiat | Liczba projektów | Wartość projektów [zł] | Wartość dofinansowania [zł] | Wartość dofinansowania na osobę [zł] | Liczba gmin powiatu realizująca projekty środowiskowe / liczba gmin w powiecie |
|------------------|------------------|------------------------|-----------------------------|--------------------------------------|--|
| Augustowski | 12 | 25 580 699,12 | 19 616 086,58 | 327,63 | 7/7 |
| Białostocki | 31 | 91 294 798,50 | 46 945 064,57 | 325,13 | 13/16 |
| Miasto Białystok | 26 | 53 900 613,46 | 40 585 089,11 | 137,61 | x |
| Bielski | 13 | 32 609 185,06 | 22 064 758,42 | 380,05 | 5/8 |
| Grajewski | 18 | 36 893 485,43 | 24 373 490,14 | 495,14 | 6/6 |
| Hajnowski | 18 | 30 448 051,20 | 18 982 493,81 | 412,81 | 8/9 |
| Kolneński | 6 | 35 808 205,83 | 15 698 809,85 | 393,18 | 2/6 |
| Łomżyński | 5 | 10 159 147,02 | 5 626 866,49 | 107,86 | 5/10 |
| Miasto Łomża | 5 | 19 550 069,74 | 7 145 158,25 | 113,75 | x |
| Moniecki | 14 | 34 774 204,79 | 23 552 217,53 | 555,67 | 6/7 |
| Sejneński | 4 | 9 501 977,69 | 6 145 020,07 | 293,14 | 3/5 |
| Siemiatycki | 13 | 61 496 206,87 | 40 407 974,64 | 853,24 | 8/9 |
| Sokółski | 14 | 49 916 668,04 | 26 795 944,07 | 376,73 | 9/10 |
| Suwalski | 12 | 52 135 366,28 | 25 711 978,46 | 713,75 | 8/10 |
| Miasto Suwałki | 10 | 18 689 443,41 | 13 362 968,01 | 192,54 | x |
| Wysokomazowiecki | 20 | 56 091 047,71 | 37 171 643,38 | 628,39 | 7/10 |
| Zambrowski | 3 | 3 347 221,69 | 2 040 438,68 | 45,43 | 3/5 |
| Razem | 224 | 622 196 394,84 | 376 226 002,06 | 313,86 | x |

Źródło: opracowanie własne na podstawie: www.podlaskiedotacje.pl [16-12-2014].

⁹ Jeżeli poszczególne projekty były realizowane przez tego samego beneficjenta jako części większego przedsięwzięcia (na przykład w kilku gminach) zostały one uznane jako jedna inwestycja.

Największa liczba zrealizowanych inwestycji środowiskowych miała miejsce w powiecie białostockim oraz w mieście Białystok (łącznie 57 projektów). Wydaje się więc, że dla liczby podejmowanych przedsięwzięć ma znaczenie wielkość i potencjał gospodarczy miasta, a dokładniej aglomeracji miejskiej utworzonej z Białegostoku i jego najbliższego otoczenia – widoczną liczbę beneficjentów stanowili tu bowiem przedsiębiorcy. Najmniej przedsięwzięć mających na celu rozwój infrastruktury środowiska zrealizowano w powiecie zambrowskim, sejneńskim, łomżyńskim, kolneńskim oraz mieście Łomża.

Powiaty, na terenie których dofinansowano najwięcej projektów środowiskowych cechowały się także najwyższymi łącznymi wartościami bezwzględными tychże przedsięwzięć. Należy jednak zauważyć, że suma nakładów ponoszona przez beneficjentów na realizację projektów w poszczególnych jednostkach terytorialnych nie tylko była zależna od liczby dofinansowanych przedsięwzięć, ale również od charakteru inwestycji – w powiatach sokólskim, siemiatyckim i suwalskim mniejsza liczba projektów generowała relatywnie znaczące wartości przedsięwzięć. W przypadku dwóch ostatnich powiatów miało to odzwierciedlenie także w średniej wartości projektu środowiskowego realizowanego na ich obszarze, która to była jedną z najwyższych (średnia wartość projektu środowiskowego realizowanego z RPO WP w powiecie siemiatyckim wyniosła 4 730 477,45 zł, a w powiecie suwalskim 4 344 613,86 zł). Natomiast w powiecie kolneńskim pomimo podjęcia zaledwie 6 projektów z zakresu ochrony środowiska, ich średnia jednostkowa kapitałochłonność okazała się największa w regionie (5 968 034,00 zł przy analogicznej średniej dla województwa 2 777 662,48 zł).

Wyraźne zróżnicowanie przestrzenne wykorzystania środków pomocowych dostępnych w ramach RPO WP widoczne jest także w wielkości dofinansowania realizowanych przedsięwzięć. Średnia wartość dofinansowania z programu na osobę w podlaskim na inwestycje środowiskowe w latach 2007-2013 wyniosła 313,86 zł. Najwięcej środków na mieszkańca przypadło na powiaty: siemiatycki – 853,24 zł, suwalski – 713,75 zł, wysokomazowiecki – 628,39 zł. Najniższy poziom środków pomocowych na osobę miał miejsce w powiecie zambrowskim – 45,43 zł, łomżyńskim – 107,86 zł, mieście Łomża – 113,75 zł oraz mieście Białystok – 137,61 zł. Jak pokazuje przykład Białegostoku, czy też powiatu białostockiego, uwzględnienie potencjału demograficznego poszczególnych obszarów w odniesieniu do otrzymanego wsparcia w ramach RPO WP może wskazać relatywnie niewielki wkład środków unijnych w ochronę środowiska, pomimo największej liczby zrealizowanych projektów i jednej z najwyższych łącznych wartości tychże przedsięwzięć.

Z punktu wspierania rozwoju na płaszczyźnie środowiskowej istotna jest nie tylko sama liczba i wielkość zrealizowanych przedsięwzięć, ale także ich rodzaj. Największa liczba projektów z zakresu ochrony środowiska dofinansowanych w ramach RPO w podlaskim dotyczyła energii odnawialnych – 54,9% wszystkich projektów środowiskowych (w tym 38,1% ogółu projektów środowiskowych dotyczyła energii słonecznej, 9,3% energii hydroelektrycznej, geotermicznej i pozostałej, 5,6% biomasy, 1,9% energii wiatrowej). Udział inwestycji obejmujących efektywność energetyczną, produkcję skojarzoną i zarządzanie energią wyniósł

14,9% wszystkich projektów środowiskowych, z czego blisko 63% projektów w ramach tego priorytetu dotyczyła termomodernizacji. Przedsięwzięcia mające na celu zapobieganie zagrożeniom naturalnym i technologicznym stanowią 10,2% wszystkich projektów ochrony środowiska, z zakresu gospodarki odpadami komunalnymi i przemysłowymi 8,8%, a dotyczące oczyszczania ścieków 3%. Pozostałe działania podejmowane w ramach programu dotyczyły gospodarki i zaopatrzenia w wodę pitną (1,4% wszystkich projektów ochrony środowiska), promowania bioróżnorodności i ochrony przyrody (0,9%), jakości powietrza (0,05%). Inne działania na rzecz ochrony środowiska realizowane poprzez RPO WP stanowiły 5,1% projektów środowiskowych podjętych w regionie podlaskim.

W odniesieniu do kapitałochłonności poszczególnych rodzajów inwestycji najwyższą średnią wartością projektu odznaczały się inwestycje podnoszące jakość powietrza (15 215 301,90 zł), inwestycje w energię odnawialne – biomasę (10 631 990,68 zł), energię wiatrową (8 784 851,33 zł), projekty z zakresu oczyszczania ścieków (7 740 156,57 zł) oraz gospodarki i zaopatrzenia w wodę pitną (6 159 890,34 zł). Relatywnie najniższe średnie wartości przedsięwzięć środowiskowych dotyczyły promowania bioróżnorodności (555 798,08 zł), innych działań na rzecz ochrony środowiska (1 071 132,45 zł), energii odnawialnych – hydroelektrycznej, geotermicznej (1 105 600,28 zł), a także gospodarki odpadami komunalnymi (1 300 822,91 zł). W przypadku pozostałych priorytetów średni koszt projektu kształtował się następująco: zapobieganie zagrożeniom 3 567 185,95 zł, energii słonecznej 2 227 664,42 zł, efektywności energetycznej 2 097 212,27 zł.

Zgodnie z zasadami funkcjonowania funduszy strukturalnych poziom dofinansowania w regionach najsłabszych może wynieść nawet 85% kosztów kwalifikowalnych projektu. Nie oznacza to jednak, że wszystkie przedsięwzięcia będą dofinansowane w takim stopniu, udział środków unijnych zależy od liczby i rodzaju przedsięwzięć, a także typu beneficjenta. Największe wsparcie wśród inwestycji środowiskowych z RPO WP otrzymały inwestycje w jakość powietrza – średnio 84,40% kosztów kwalifikowalnych, gospodarkę odpadami komunalnymi i przemysłowymi – 78,15%, energii odnawialnej hydroelektrycznej i geotermicznej – 77,34%. Najmniejsze wsparcie uzyskały projekty w zakresie energii odnawialnej: wiatrowej (39,8%) i biomasy (40,62%), zapobieganiu zagrożeniom (41,14%). Dofinansowanie pozostałych przedsięwzięć ochrony środowiska ustalono średnio na poziomie 53,36% kwalifikowalnych kosztów projektów z zakresu efektywności energetycznej, 56,92% dla gospodarki i zaopatrzenia w wodę pitną, 59,77% dla energii słonecznej, 62,65% dla oczyszczania ścieków, 65,3% dla promowania bioróżnorodności i ochrony przyrody oraz 66,55% przy innych działaniach na rzecz ochrony środowiska.

Analiza udziału RPO WP we wspieraniu przyrodniczej płaszczyzny rozwoju regionu wymaga uwzględnienia także charakteru podmiotów, które realizowały przedsięwzięcia ochrony środowiska z udziałem środków pomocowych. Spośród

217 beneficjentów¹⁰ realizujących tego typu działania najliczniejszą grupę stanowiły jednostki samorządu terytorialnego – gminy i powiaty były projektodawcami w 122 przedsięwzięciach. Przedsiębiorcy otrzymali wsparcie w 53 inwestycjach, natomiast ośrodki zdrowia uczestniczyły w 19 projektach, instytucje, organizacje i podmioty publiczne (inne niż jednostki samorządu terytorialnego) były beneficjentami w 18 przypadkach, a uczelnie wyższe zrealizowały 2 projekty środowiskowe. Organizacje pozarządowe (stowarzyszenia) i religijne otrzymały wsparcie w 3 przedsięwzięciach.

Jednostki samorządu terytorialnego podejmując inwestycje środowiskowe współfinansowane z RPO WP skupiały się przede wszystkim na efektywności energetycznej (odnawialnych źródłach energii oraz termomodernizacji). Pozostałe działania dotyczyły zapobiegania zagrożeniom (poprawa bezpieczeństwa), składowania lub gospodarki odpadami, infrastruktury i gospodarki wodno-ściekowej, ochrony przyrody, poprawy bazy edukacyjnej oraz rekultywacji środowiska miejskiego. Inwestycje środowiskowe przedsiębiorców wspierane przez środki unijne w całości związane były z odnawialnymi źródłami energii, natomiast ośrodki zdrowia podejmowały projekty w zakresie efektywności energetycznej (energii odnawialnej i termomodernizacji) oraz gospodarki odpadami. Największą różnorodnością inwestycji cechowały się instytucje, organizacje i inne podmioty publiczne – podejmowane działania miały związek z charakterem poszczególnych podmiotów, stąd obecny był tu cały przekrój rodzajowy projektów. Organizacje religijne uzyskały środki pomocowe z programu na odnawialne źródła energii i termomodernizację, a organizacje pozarządowe na projekty edukacyjne.

Uwzględniając średni poziom współfinansowania w ramach RPO WP inwestycji środowiskowych najwyższy udział środków pomocowych w projektach otrzymały samorządy terytorialne – średnio 73,5% kosztów kwalifikowalnych projektów oraz ośrodki zdrowia – 68,47%. Relatywnie najniższy poziom wsparcia z programu przypadł przedsiębiorcom – 40,92% poniesionych kwalifikowanych wydatków inwestycyjnych.

Podsumowanie

Realizacja RPO WP w latach 2007-2013 w odniesieniu do środowiska przyrodniczego regionu pozwala na wskazanie następujących spostrzeżeń. Przedsięwzięcia w potencjał środowiskowy regionu niemal w całości dotyczyły inwestycji twardych, inwestycje miękkie – odnoszące się do podnoszenia edukacji i świadomości ekologicznej stanowiły marginalną część projektów (zważywszy na to, iż część projektów kwalifikowanych jako edukacyjne skupiała się na przykład na remontach czy termomodernizacji obiektów edukacyjnych).

¹⁰ Liczba beneficjentów różni się od liczby projektów z uwagi na to, że w przypadku niektórych przedsięwzięć ten sam podmiot realizował działania traktowane w mapach dotacji jako odrębne projekty (do jednego podmiotu mógł być przypisany więcej niż jeden projekt).

W ujęciu rodzajowym i podmiotowym możliwość dofinansowania projektów z programu jest stosunkowo duża, jednak analiza zrealizowanych inwestycji wskazuje na dominację priorytetu szeroko pojętej efektywności energetycznej, przy jednoczesnym największym udziale beneficjentów publicznych. Świadczy to o tym, iż w dużej mierze za ochronę środowiska przyrodniczego województwa odpowiedzialne były samorządy terytorialne oraz inne jednostki publiczne.

Wykorzystanie programu regionalnego w ochronie środowiska podlaskiego wskazuje na nierównomierny rozkład przestrzenny zarówno pod względem liczby i wartości projektów, jak też wielkości dofinansowania czy rodzaju beneficjentów – nie wszystkie obszary i podmioty wykorzystują w pełni istniejące możliwości wsparcia przedsięwzięć środowiskowych. Pomocnym byłaby więc identyfikacja przyczyn powyższej sytuacji, choć z dotychczasowych doświadczeń wynika, że mogą oddziaływać tu trzy podstawowe bariery – finansowa, mentalna oraz administracyjna (stosunkowo duża złożoność i skomplikowanie procedury ubiegania się dofinansowanie i rozliczania projektu).

Konstrukcja RPO WP na lata 2014-2020 utrzymuje przyjęte wcześniej kierunki oddziaływania na przyrodniczą przestrzeń regionu. Wśród proponowanych priorytetów programu dwa mają bezpośrednie odniesienie do ochrony środowiska – wspieranie gospodarki niskoemisyjnej oraz ochrona środowiska i racjonalne gospodarowanie jego zasobami. Ponadto, w proces oddziaływania na sferę ekologiczną województwa podlaskiego ma zostać włączona większa liczba podmiotów – chodzi tu przede wszystkim o zwiększenie rodzaju beneficjentów mogących ubiegać się o wsparcie inwestycji środowiskowych w ramach programu. Pula przewidywanych środków z nowego RPO przeznaczona na projekty ekologiczne kształtuje się na poziomie około 21% wszystkich jego zasobów. Należy spodziewać się, że RPO będzie w najbliższych latach istotnym instrumentem wspierania przekształceń i podnoszenia jakości środowiska przyrodniczego w województwie podlaskim.

Literatura

- Bernaciak A., Gaczek W.M., *Ekonomiczne aspekty ochrony środowiska*, Poznań 2002
- Kosiedowski W., *Wprowadzenie do teorii i praktyki rozwoju regionalnego i lokalnego*, w: *Samorząd terytorialny w procesie rozwoju regionalnego i lokalnego*, W. Kosiedowski (red.), Toruń 2005
- Kruk H., *Przyrodnicza konkurencyjność regionów*, Toruń 2010
- Łaguna M., Witkowska-Dąbrowska M., *Ekonomiczne podstawy zarządzania środowiskiem i zasobami naturalnymi*, Białystok 2005
- Mazur E., *Środowisko przyrodnicze. Zagrożenie, ochrona i kształtowanie*, Szczecin 2004
- Nowakowska A., *Podstawy polityki regionalnej*, w: J. Chądzyński, A. Nowakowska, Z. Przygodzki, *Region i jego rozwój w warunkach globalizacji*, Warszawa 2007
- Rozporządzenie Rady (WE) nr 1083/2006 z dnia 11 lipca 2006 r. ustanawiające przepisy ogólne dotyczące Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego, Europejskiego Funduszu Społecznego oraz Funduszu Spójności i uchylające rozporządzenie (WE) nr 1260/1999
- Szafranek E., *Determinanty konkurencyjności regionów. Ujęcie teoretyczne i empiryczne*, Opole 2010
www.podlaskiedotacje.pl



Janina Piekutin

FUNDUSZE UNII EUROPEJSKIEJ JAKO ELEMENT WSPOMAGAJĄCY W DZIAŁANIACH DOTYCZĄCYCH OCHRONY ŚRODOWISKA WODNEGO PODLASIA NA OBSZARACH WIEJSKICH

Janina Piekutin, dr – Politechnika Białostocka

adres korespondencyjny:

Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska

ul. Wiejska 45a, 15-351 Białystok

e-mail: jpiekutin@pb.edu.pl

AN UNION FUNDS AS SUPPORTING ELEMENT OF ACTIONS ON WATER ENVIRONMENT PROTECTION PODLASIE IN RURAL AREAS

SUMMARY: Polish accession to the European Union has given Poland an access to many supporting mechanisms which came out of the Common Policy. We received financial support in the form of EU funds for environment protection and agriculture. Between 2004-2006 the “Plan of Rural Area Development” was implemented, its priority was the reconstruction and modernization of substantial elements of the water drainage facilities. After 2006 the Program of continuation was established, to continue the investments activities started between 2004-2006, as a “Rural development Program for 2007-2013” (pol. PROW), a sort of complementation of activities in agricultural water resources management.

In 2008 the Regional Inspectorate for Environmental Protection in Białystok has performed an assessment of 52 rivers in Podlasie in terms of water quality in 69 gauging-control section. The results showed that: 7.8% of water is in good ecological condition (II class), 51.6% are in moderate ecological condition (III class), 3.1% is in low ecological condition (IV class). Among researched uniform parts of water there was no water in bad ecological condition (V class).

The objective of this work is the assessment of impact of the investments financed by Rural development Program, on surface water quality in Podlasie. This article is also up to present the financial support of EU, aimed to increase the investments for the environmental protection.

KEYWORDS: surface water, EU funds, environment protection

Wstęp

Fundusze z UE dostępne dla obszarów wiejskich można pozyskiwać zarówno w ramach instrumentów finansowych Wspólnej polityki rolnej, polityki spójności (POIiŚ) oraz regionalnych (Regionalne programy operacyjne). Program Rozwoju Obszarów Wiejskich (PROW) na lata 2007-2013 jest kontynuacją instrumentów wdrażanych w latach 2004-2006 w ramach PROW oraz Sektorowego Programu Operacyjnego. Na działanie PROW 2007-2013 przeznaczone było 17,2 mld euro, z czego ponad 13,2 mld euro pochodziło z budżetu Europejskiego Funduszu Rolnego na rzecz Rozwoju Obszarów Wiejskich (EFRROW), a kolejne 4 mld stanowiły krajowe środki publiczne. Celem polityki PROW 2007-2013 były skompresowane w czterech osiach priorytetowych. Oś nr 2 i 3 dotyczyły poprawy środowiska naturalnego i obszarów wiejskich¹. Pomoc była udzielana w zakresie gospodarki wodno-ściekowej (w szczególności zaopatrzenia w wodę, odprowadzania i oczyszczania ścieków, w tym systemów kanalizacji ściekowej lub kanalizacji zagrodowej), tworzenia systemu zbioru, segregacji, wywozu odpadów komunalnych, wytwarzania lub dystrybucji energii ze źródeł odnawialnych.

Polska, jako członek Unii Europejskiej, musi co do jakości środowiska naturalnego, odpowiadać europejskim standardom. Chroniąc zasoby wodne, nasz kraj może liczyć na dofinansowania w ramach inwestycji związanych z ochroną środowiska.

Województwo podlaskie jest częścią kraju, gdzie rolnictwo jest dominującą gałęzią gospodarki a program Rozwoju Obszarów Wiejskich daje szansę na wyrównanie zaległości związanych z jakością rolnictwa w stosunku do pozostałej części kraju² oraz niwelowaniu negatywnych wpływów na środowisko wodne.

Negatywne oddziaływanie rolnictwa na jakość wód powierzchniowych wynika z bardzo wielu przyczyn. Należy do nich między innymi nieprawidłowe przechowywanie i dystrybucja nawozów, nieprawidłowo wykonywana uprawa gleby, nawożenie w niewłaściwych dawkach i terminach, nieumiejętne postępowanie ze środkami ochrony roślin, zanieczyszczenie wody powstają również w czasie wypasania i pojenia zwierząt, te działania wpływają ujemnie na jakość wód. Substancje powstające w gospodarstwie rolnym w sposób bezpośredni lub pośredni przez wymywanie, a następnie przemieszczanie z gleb, dostają się do wód powierzchniowych. Stosując nadmiernie nawozy mineralne, a w szczególności azotowe i potasowe przy niedoborze magnezu powoduje wyłączenie części stosowanych nawozów z obiegu biologicznego i przenikanie ich do wód podziemnych, skąd mogą trafić do wód powierzchniowych. Zakwaszenie gleby zaś

¹ P. Gołos, J. Kamieniecka i in., *Prognoza oddziaływania na środowisko projektu Programu Rozwoju Obszarów Wiejskich na lata 2007-2013*, Warszawa 2006, s. 91-102.

² J. Pawełek, T. Bergel, *Wybrane ekologiczne aspekty struktury zużycia wody w gospodarstwach wiejskich*, „Inżynieria Rolnicza” 2002 nr 3(36), s. 253-265.

powoduje uwalnianie z nich nadmiernych ilości składników szkodliwych dla roślin na przykład glinu, magnezu, jak również przyczyniają się do wzrostu mobilności i dostępności metali ciężkich dla roślin. Uwolnione pierwiastki przyczyniają się do zanieczyszczenia wód, jak również mogą toksycznie oddziaływać na różnego rodzaju mikroorganizmy odpowiedzialne za prawidłowy kierunek i kinetykę przemian biochemicznych.

Innym rodzajem nawozów, które są dość powszechnie stosowane w rolnictwie do nawożenia gleb, są nawozy organiczne gnojówka i obornik³. Oba te nawozy należy dawkować w odpowiedniej ilości, ponieważ ich nadmiar stanowi zagrożenie dla środowiska, mianowicie stwarzają zagrożenie wymywania azotu, fosforu i potasu do wód. Nadmierna w stosunku do norm (Dz. U. 2007 nr 61, poz. 417) zawartość azotanów i azotynów w wodzie do picia jest szkodliwa dla zdrowia, a ponadto powoduje ograniczenie jej przydatności i podwyższa koszty uzdatniania wody. W Polsce ilość azotanów wymywanych z pól uprawnych wynosi około 10-15 kg N z ha rocznie, a z użytków zielonych – 5 kg. Z terenów wiejskich odprowadza się do wód i do środowiska glebowego około 1/4 wszystkich ścieków w kraju⁴. Zanieczyszczenia wód azotanami pochodzenia rolniczego występują w regionach o dużej koncentracji produkcji zwierzęcej oraz intensywnej produkcji roślinnej. Taka intensywna produkcja powoduje, że odpływ jednostkowy azotu i fosforu do wód jest od 2 do 3 razy większy niż z miejsc obejmujących uprawy polowe⁵.

Istnieje wiele czynników, które mogłyby doprowadzić do poprawy jakości wód na obszarach wiejskich. Należą do nich: poprawa infrastruktury technicznej na wsiach przez wstawianie zbiorników do przechowywania nawozów naturalnych, wylewanie płyt gnojowych, ogólne rozwinięcie sieci kanalizacyjnej i wodociągowej na wsiach oraz zwiększenie nakładów na budowę oczyszczalni ścieków.

W artykule przedstawiono zmianę jakości wody powierzchniowej jako jeden z wyznaczników wynikających z inwestycji w gospodarkę wodno-ściekową na terenach wiejskich w wyniku wykorzystania środków finansowych z PROW 2007-2013.

Materiały i metody

Do opracowania i porównania zaobserwowanych zmian jakości wody na analizowanym terenie wykorzystano materiały źródłowe z przeprowadzonych badań przez Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Białymstoku (WIOŚ) w ramach monitoringu operacyjnego i diagnostycznego w latach 2005-2007 oraz dane statystyczne związane z ochroną środowiska. Ze względu na brak

³ E. Kaca, L. Łabędziński, Z. Miatkowski, *Jakość wód powierzchniowych obszarów wiejskich Pomorza Zachodniego*, „Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych” 2001 nr 476, s. 141-371.

⁴ *Ochrona środowiska 2005*, Warszawa 2006.

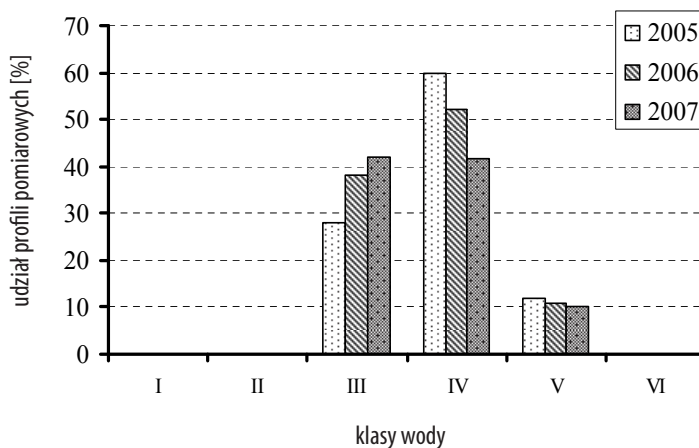
⁵ *Raport o stanie środowiska województwa podlaskiego w latach 2004-2006*, Białystok 2007; *Raport o stanie środowiska województwa podlaskiego w latach 2007-2009*, Białystok 2009.

danych gromadzonych w statystyce publicznej dotyczącej modernizacji układów uzdatniających wodę i oczyszczających ścieków na naszym terenie posłużono się danymi uzyskanymi z Urzędu Marszałkowskiego i Agencji Rozwoju i Modernizacji Rolnictwa dotyczącymi inwestycji finansowanych z zakresu ochrony środowiska ze źródeł PROW 2004-2006 i PROW 2007-2013 w przeliczeniu na liczbę osób podłączonych do sieci wodociągowej/kanalizacyjnej w okresie od 1 maja 2004 roku do 31 grudnia 20013 roku.

Wyniki i dyskusja

Według danych z WIOŚ w Białymstoku⁶ w ogólnej klasyfikacji brak jest wód o bardzo dobrej i dobrej jakości (I i II klasy czystości) na terenie województwa podlaskiego (rysunek 1).

Rysunek 1
Zmiana ogólnej klasyfikacji rzek w okresie 2005-2007 w województwie podlaskim



Źródło: Raport o stanie środowiska województwa podlaskiego w latach 2004-2006, Białystok 2007; badania własne.

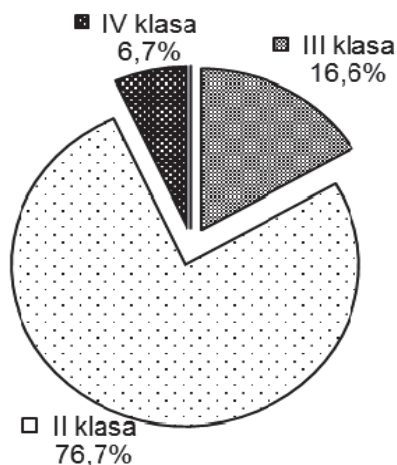
Wody zadawalającej jakości (III klasa czystości) wystąpiły w 37% zbadanych profili, o niezadawalającej jakości (IV klasa czystości) w 52% profilach i 11% profili zbadanych złej jakości (V klasa czystości).

Dane przedstawione na rysunku 2 i 3 jednoznacznie wskazują na poprawę jakości wód powierzchniowych na terenie województwa podlaskiego.

⁶ Ibidem; J. Piekutin, *Ocena zanieczyszczenia wód powierzchniowych na terenie woj. podlaskiego w świetle wykorzystania środków unijnych*, w: D. Kiełczewski, B. Dobrzańska (red.), *Ekologiczne problemy zrównoważonego rozwoju*, Białystok 2009, s. 145-153.

Rysunek 2

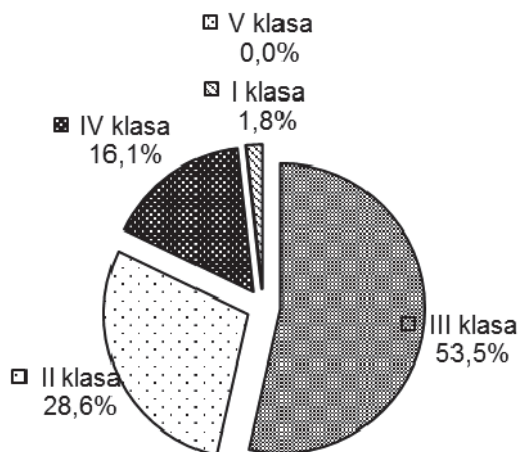
Stan ekologiczny jednolitych części wód w 2008-2010 roku w województwie podlaskim



Źródło: Raport o stanie środowiska województwa podlaskiego w latach 2011-2012, Białystok 2013.

Rysunek 3

Stan ekologiczny jednolitych części wód w 2010-2012 roku w województwie podlaskim



Źródło: Raport o stanie środowiska województwa podlaskiego w latach 2009-2010, Białystok 2011.

W okresie 2004-2007 zbudowano lub zmodernizowano urządzenia do odprowadzania i oczyszczania ścieków w wyniku czego wzrosła liczba osób korzystających z kanalizacji. W 2000 roku podłączonych do kanalizacji w województwie podlaskim było około 56% ludności, a w 2007 roku około 62,4%. W wyniku budowy lub modernizacji urządzeń zaopatrzenia w wodę i pobór wody zwiększyła się liczba osób podłączonych do sieci rozdzielczej wodociągowej o 4,32%; przyrost o 706 osób. Od 2000 roku zaobserwowano stale zwiększający się odsetek ludności województwa podlaskiego korzystającej z oczyszczalni. W roku 2007 dokonano najwięcej inwestycji związanych z gospodarką wodną stosunku do dwóch pozostałych lat i wynosił 62% wykorzystanych na ten cel dotacji. W przypadku gospodarki ściekowej inwestycje były bardziej zrównoważone w ciągu tych trzech lat i wynosiły 43% w ciągu każdego roku⁷. W ciągu 20 lat, dzięki wsparciu WFOŚiGW w Białymstoku, wybudowano i zmodernizowano ponad 2 tys. oczyszczalni ścieków, podłączono dla użytkowników ponad 1000 km sieci kanalizacji sanitarnej i wodociągu 500 km.

Dodatkowe źródło finansowe wykorzystywane do modernizacji lub budowy infrastruktury związanej z gospodarką wodno-ściekową przedstawiono w tabeli 1. Na podstawie danych zauważono, że podpisywanych umów jest mniej, ale są zawierane na większe kwoty.

Tabela 1
Projekty unijne wsparte środkami własnymi WFOŚiGW w Białymstoku

| Projekty unijne wsparte środkami własnymi WFOŚiGW w Białymstoku | | | |
|---|-------------|------------------------|---------------------|
| Rok | Liczba umów | Kwoty z umów [tys. zł] | Wyplacono [tys. zł] |
| 2009 | 4 | 3224 | 3002 |
| 2010 | 53 | 35743 | 23714 |
| 2011 | 17 | 12447 | 19093 |
| 2012 | 11 | 12160 | 10594 |
| Razem | 85 | 65574 | 56403 |

Źródło: Informator Wojewódzkiego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej, Białystok 2013.

Program Operacyjny Infrastruktura i Środowisko Oś priorytetowa I: Gospodarka wodno-ściekowa umożliwił realizowanych ośmiu projektów sięgających prawie 215 mln zł, a łączna wartość dofinansowania z Funduszu Spójności wyniosła 106 mln zł.

Program Operacyjny Infrastruktura i Środowisko na lata 2007-2013 jest również istotnym wsparciem przy inwestycjach w ochronę środowiska. Tabela 2 przedstawia pozyskane fundusze przez gminy lub miejskie przedsiębiorstwa na Podlasiu, które zainwestowały w działania związane z gospodarką wodno-ściekową i odpadową. Działania te przyczyniają się do istotnego ograniczenia zanieczyszczeń dostających się do środowiska wodnego.

⁷ Raport o stanie ... 2007; Raport o stanie... 2009.

Tabela 2

Projekty z województwa podlaskiego dofinansowane w ramach I i II priorytetu Programu Infrastruktura i Środowisko

| L.p | Tytuł Projektu | Koszt całkowity projektu | Dofinansowanie z Funduszu Spójności |
|-----|---|--------------------------|-------------------------------------|
| 1 | Budowa systemu gospodarki odpadami komunalnymi dla miasta Łomża i okolicznych gmin – etap 1 | 37,60 | 17,37 |
| 2 | Modernizacja oczyszczalni ścieków i rozwój infrastruktury wodno-kanalizacyjnej w Suwałkach – etap 1 | 14,43 | 7,94 |
| 3 | Kompleksowe rozwiązanie gospodarki wodno-ściekowej w Kolnie | 23,95 | 10,36 |
| 4 | Biebrzański system gospodarki odpadami – etap 2 | 51,57 | 21,95 |
| 5 | Rozbudowa infrastruktury ochrony środowiska na ulicach w Bielsku Podlaskim | 11,46 | 5,63 |
| 6 | Rozbudowa i modernizacja gospodarki wodno-ściekowej w mieście Hajnówka – etap 1 | 9,33 | 4,31 |
| 7 | Budowa Zakładu Przetwarzania i Unieszkodliwiania Odpadów w Czerwonym Borze, Gmina Zambrów | 24,39 | 13,74 |
| 8 | Modernizacja oczyszczalni ścieków i rozwój infrastruktury wodno-kanalizacyjnej w Suwałkach – etap 2 | 42,17 | 24,74 |

Źródło: Program Operacyjny Infrastruktura i Środowisko 2012 [mln zł].

Wnioski

Niedostatek urządzeń kanalizacyjnych był i niejednokrotnie nadal jest przyczyną występujących na obszarach wiejskich zanieczyszczeń gruntów i wód. Skażenia te pojawiają się najczęściej na terenach o zwartej zabudowie i wysokim stopniu zwodociągowania oraz wyposażenia mieszkań w instalacje wodociągowe. Ilość biogenów dopływających do wód z obszarów wiejskich jest trudna do oszacowania ze względu na zróżnicowanie poziomu sanitacji wsi, koncentracji oraz intensywności produkcji zwierzęcej i roślinnej⁸.

Na podstawie danych zaobserwowano, że wspieranie rozwoju infrastruktury ochrony środowiska ze środków PROW 2007-2013 korzystnie wpływa na rozwiązywanie problemów gospodarki wodno-ściekowej na terenach wiejskich. Przyczynia się to w szczególności do zapewnienia zaopatrzenia w wodę pitną o wysokiej jakości oraz do poprawy czystości rzek i jezioro oraz lasów⁹. Uporządkowanie gospodarki wodno-ściekowej na terenach wiejskich generalnie niesie za sobą poprawę w gospodarowaniu zasobami wodnym i zmniejszenie wielkości ładunku zanieczyszczeń odprowadzanych do wód ze źródeł punktowych. Pamię-

⁸ E. Sapek, *Rozpraszanie fosforu pochodzącego z rolnictwa i potencjale zagrożenia dla środowiska*, „Zeszyty Problematyczne Postępów Nauk Rolniczych” 2001 nr 476, s. 269-280.

⁹ *Prognoza oddziaływania na środowisko Programu Operacyjnego „Infrastruktura i Środowisko na lata 2007-2013”*, Warszawa 2006, s. 3-7.

tać jednak należy, że podłączenie gospodarstw do wodociągu powoduje znaczący wzrost poboru wody, a tym samym i ilości ścieków. Niezbędne jest dostrzeganie tej zależności przy wspieraniu budowy wodociągu w ramach opisywanego działania oraz na monitoringu i właściwym rolniczym wykorzystaniu płynnych odchodów zwierzęcych¹⁰.

Planowane inwestycje z zakresu infrastruktury ochrony środowiska nie są łączone z działaniami edukacyjnymi. Ogranicza to ich pozytywny wpływ na środowisko i świadomość społeczeństwa¹¹. Ich połączenie mogłoby z jednej strony przyczynić się do ograniczenia zużycia zasobów, a poprzez zmniejszony strumień zanieczyszczeń wpływać na ograniczenie wydatków na ochronę środowiska.

Literatura

20 lat w trosce o środowisko, Białystok 2013

Gołos P., Kamieniecka J. i in., *Prognoza oddziaływania na środowisko projektu Programu Rozwoju Obszarów Wiejskich na lata 2007-2013*, Warszawa 2006

Informator Wojewódzkiego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w Białymstoku, Białystok 2013

Kaca E., Łabędziński L., Miatkowski Z., *Jakość wód powierzchniowych obszarów wiejskich Pomorza Zachodniego*, „Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych” 2001 nr 476

Kistowski M., *Regionalny model zrównoważonego rozwoju i ochrony środowiska Polski a strategie rozwoju województw*, Gdańsk–Poznań 2003

Ochrona środowiska 2005, Warszawa 2006

Pawełek J., Bergel T., *Wybrane ekologiczne aspekty struktury zużycia wody w gospodarstwach wiejskich*, „Inżynieria Rolnicza” 2002 nr 3(36)

Piekutin J., *Ocena zanieczyszczenia wód powierzchniowych na terenie woj. podlaskiego w świetle wykorzystania środków unijnych*, w: D. Kiełczewski, B. Dobrzańska (red.), *Ekologiczne problemy zrównoważonego rozwoju*, Białystok 2009

Poskrobko B., Kozłowski S. (red.), *Zrównoważony rozwój. Wybrane problemy teoretyczne i implementacja w świetle dokumentów Unii Europejskiej. Studia nad zrównoważonym rozwojem*, t. 1, Białystok-Warszawa 2005

Prognoza oddziaływania na środowisko Programu Operacyjnego „Infrastruktura i Środowisko na lata 2007-2013”, Warszawa 2006

Program Operacyjny Infrastruktura i Środowisko na półmetku w województwie podlaskim, Wojewódzki Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej, Białystok 2011

Program Operacyjny Infrastruktura i Środowisko wersja 3.0, Ministerstwo Rozwoju Regionalnego, Warszawa 2011

Raport o stanie środowiska województwa podlaskiego w latach 2004-2006, Białystok 2007

Raport o stanie środowiska województwa podlaskiego w latach 2007-2009, Białystok 2009

Raport o stanie środowiska województwa podlaskiego w latach 2010-2011, Białystok 2011

Raport o stanie środowiska województwa podlaskiego w latach 2012-2013, Białystok 2013

¹⁰ J. Wiśniewski, D.J. Gwiazdowski, *Ochrona przyrody*, Poznań 2004.

¹¹ M. Kistowski, *Regionalny model zrównoważonego rozwoju i ochrony środowiska Polski a strategie rozwoju województw*, Gdańsk–Poznań 2003; J. Pawełek, T. Bergel, op. cit., s. 253-265.

Rozporządzenie Rady (WE) nr 1698/2005 z dnia 20 września 2005 r. w sprawie wsparcia rozwoju obszarów wiejskich przez Europejski Fundusz Rolny na rzecz Rozwoju Obszarów Wiejskich (EFRROW), Dz. Urz. UE nr L 277/1 z 21.10.2005 r.

Sapek E., *Rozpraszanie fosforu pochodzącego z rolnictwa i potencjale zagrożenia dla środowiska*, „Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych” 2001 nr 476

Wiśniewski J., Gwiazdowski D.J., *Ochrona przyrody*, Poznań 2004

www.stat.gov.pl

Malwina Lemkowska

ROLA UBEZPIECZEŃ GOSPODARCZYCH W INDEMNIFIKACJI PIERWOTNYCH SZKÓD ŚRODOWISKOWYCH

Malwina Lemkowska, dr – Uniwersytet Ekonomiczny w Poznaniu

adres korespondencyjny:

Katedra Ubezpieczeń

al. Niepodległości 10, 61-875 Poznań

e-mail: malwina.lemkowska@ue.poznan.pl

THE ROLE OF INSURANCE IN INDEMNIFICATION AGAINST PRIMARY ENVIRONMENTAL DAMAGE

SUMMARY: Insurance no doubt are one of the most (or even the most) effective mean of indemnification against environmental damage. The role of insurance sector is not restricted only to financing environmental risks, but it appears at all stages to build and introduce the environmental management macro system. Moreover, the indemnification through insurance should be subordinated to the main purpose of the system, i.e. environmental damage prevention. Proper preparation of insurance contracts could enhance positive attitude towards environmental risk. Voluntary commercial environmental insurance which are offered on the competitive market, do not give the insurer the opportunity to use the quasi – regulatory instruments, for example to impose an obligation of conforming environmental standards by the insurance company, as a contract precondition. The preventive function of insurers' actions could be better knowledge of the non-competitive market. Compulsory insurance could improve the quasi-regulatory role of insurance, but only in case when the insurer could deny to conclude a contract if any environmental standards are not met. The indemnification from environmental losses connected strictly with environmental prevention could work if the principle of mutuality would be applied, for example by mutual insurers, or by group of individuals' insurance, and also funds realizing a concept of takaful (islamic insurance).

KEYWORDS: environmental insurance, environmental damage, environmental damage indemnification

Wstęp

Koncepcja zrównoważonego rozwoju społeczeństwa staje się paradygmatem współczesnych czasów. Wykonawcza siła tego paradygmatu wyznaczana jest jednak najczęściej aktualną sytuacją gospodarczą. Osiąga to szczególnie wymiar na poziomie mikrosystemów i mezosystemów, gdzie kategorie czysto ekonomiczne wiodą często prym nad społecznymi i środowiskowymi¹. Uważa się, że zrównoważony rozwój to wyzwanie, filozofia działania, która powinna wyznaczać kierunek ciągłego doskonalenia². Działania i inicjatywy podejmowane na szczeblu makroekonomicznym powinny – w tym aspekcie – wytyczać kierunki rozwoju i wzmacniać przedsięwzięcia na szczeblach niższych systemu gospodarczego.

Dążenie do zrównoważenia rozwoju gospodarczego zakłada konieczność uwzględniania w procesie gospodarowania aspektów środowiskowych i społecznych³. Ich identyfikacja w zakresie środowiskowym, to jest określenie obszarów potencjalnego oddziaływania na środowisko, powinna poprzedzać ocenę siły i zakresu tego oddziaływania. To z kolei stanowi punkt wyjścia dla projektowania działań prewencyjnych, represyjnych i naprawczych w zakresie możliwych do wystąpienia szkód środowiskowych z uwzględnieniem aspektu finansowania tych działań i wyznaczeniem podmiotów odpowiedzialnych za ich realizację. Wyżej opisane działania współtworzą system zarządzania ryzykiem środowiskowym, który może być stanowiony na wszystkich poziomach gospodarowania, począwszy od mikro-mikro, przez mikro-, mezo-, makroekonomiczny i w końcu globalny⁴.

Celem poniższego opracowania jest odpowiedź na pytanie: jaką rolę w makrosystemie zarządzania ryzykiem środowiskowym odgrywa system (mezosystem) ubezpieczeń gospodarczych⁵? Indemnifikacja realizowana przez mechanizm ubezpieczenia rozumiana jest szeroko jako obietnica kompensacji szkody (funkcja ochrony ubezpieczeniowej) i faktyczna jej kompensacja (funkcja kom-

¹ Por: J. Żuchowski, *Jakość jako główna determinanta osiągnięcia celów zrównoważonego rozwoju*, w: J. Łańcucki (red.), *Rola znormalizowanych systemów zarządzania w zrównoważonym rozwoju*, Poznań 2011, s. 58, 61.

² *Ibidem*, s. 59.

³ Definicje zrównoważonego rozwoju, zob. między innymi: *United Nations General Assembly Report of the World Commission on Environment and Development* (Brundtland Report), A/RES/42/187, 11 December 1987, www.un.org [21.01.2014]; J. Żuchowski, *op. cit.*, s. 59; J. Łańcucki, *Trzy filary zrównoważonego rozwoju. Metrologia, ocena zgodności, normalizacja*, w: J. Łańcucki (red.), *Znormalizowane systemy zarządzania*, Poznań 2010, s. 13; art. 3 pkt 50 ustawy – Prawo ochrony środowiska (t.j. Dz. U. 2013, poz. 1232).

⁴ Wyróżnienie poziomów systemu gospodarczego, zob.: M. Gorynia, *Teoria i polityka regulacji mezosystemów a transformacja postsocjalistycznej gospodarki polskiej*, „Zeszyty Naukowe Akademii Ekonomicznej w Poznaniu” 1995 seria II, nr 141, s. 6, 18.

⁵ Czynnikiem wyróżniającym mezosystem ubezpieczeń gospodarczych z makrosystemem zarządzania ryzykiem środowiskowym będzie w dalszej analizie umowa ubezpieczenia, jako instrument transferu pokrycia finansowych skutków realizacji ryzyka na ubezpieczyciela lub inna forma zaangażowania podmiotu wykonującego działalność ubezpieczeniową (w rozumieniu ustawy z dnia 22 maja 2003 r. o działalności ubezpieczeniowej, Dz. U. nr 124, poz. 1151).

pensacyjna ubezpieczeń gospodarczych). W celu zidentyfikowania i opisanie szczegółowej roli ubezpieczeń gospodarczych wyodrębniono cztery obszary jej potencjalnej realizacji:

- 1) organizowanie systemu zarządzania ryzykiem środowiskowym;
- 2) finansowanie systemu;
- 3) pierwotne przejście finansowych skutków realizacji ryzyka środowiskowego;
- 4) wtórne przejście finansowych skutków realizacji ryzyka środowiskowego, z założeniem nadrzędnego znaczenia obszaru pierwszego, jako determinującego atrybuty kolejnych.

Dla rozwiązania problemu badawczego będą wykorzystane dwa rodzaje czynności badawczych, czyli opis i wyjaśnianie, oparte na dedukcji jako metodzie wnioskowania logicznego.

Organizowanie systemu zarządzania ryzykiem środowiskowym

Obszar organizowania systemu obejmuje dwa główne poziomy: ustawodawczy i wykonawczy, a nadto poziom koncepcyjny, realizowany często na szczeblu globalnym przez organizacje międzynarodowe, przy uwzględnieniu faktu, że instrumentarium tego poziomu jest ograniczone – nie pozwala zwykle na podejmowanie decyzji wiążących. Najistotniejsza rola ustawodawcza przypada zatem poziomowi makrosystemu, czyli poszczególnym państwom, czy też wspólnotom (Unia Europejska). Ich funkcja polega przede wszystkim na określeniu: co jest szkodą środowiskową, w jaki sposób i kiedy należy ją naprawić, kto jest zobowiązany do zapobiegania jej zaistnieniu, kto jest zobowiązany do podjęcia działań represyjnych i naprawczych, kto – w końcu – powinien finansowo za nią odpowiadać. Ustawodawstwa poszczególnych państw (wspólnot) stopniowo, ale w sposób coraz bardziej zdecydowany wprowadzają rozwiązania o charakterze prewencyjnym, czy represyjnym, a nadto regulują obowiązek naprawy szkód środowiskowych, finansowo obarczając nim podmioty zanieczyszczające w myśl „zasady zanieczyszczający płaci”. Jednocześnie ustawodawca europejski konsekwentnie nie decyduje się na przyjęcie rozwiązań jednolitych w obszarze organizacji finansowania naprawy tych szkód dla wszystkich państw członkowskich⁶. W szczególności narzucanie sztywnych (w tym obowiązkowych) rozwiązań ubezpieczeniowych uznawane jest za niesłuszne. Stanowisko to wspierane jest przez przedstawicieli ubezpieczycieli, a wspomniane rozwiązanie traktowane raczej jako czynnik blokujący rozwój skutecznego i stabilnego rynku ubezpie-

⁶ Zob.: art. 14 dyrektywy 2004/35/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 21 kwietnia 2004 r. w sprawie odpowiedzialności za środowisko w odniesieniu do zapobiegania i zaradzenia szkodom wyrządzonym środowisku naturalnemu (Dz. U. WE L 143/56 z 30.04.2004); *Report from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions, under Article 14(2) of Directive 2004/35/CE on the environmental liability with regard to the prevention and remedying of environmental damage*, COM(2010)581 final, Brussels 2010, s. 8.

czeń środowiskowych⁷. Jedynie nieliczne państwa członkowskie zdecydowały się na organizację systemu ubezpieczeń obowiązkowych, upatrując prawdopodobnego zwiększenia powszechności ochrony ubezpieczeniowej. Polski ustawodawca, pozostając w zgodzie z krajową doktryną⁸ zrezygnował z nakładania obowiązku ubezpieczenia, nie ryzykując tym samym utrwalania niskiej świadomości ubezpieczeniowej i postawy braku przezorności u podmiotów odpowiedzialnych za powstanie szkód środowiskowych⁹.

Ustawodawczy poziom organizowania determinuje zakres swobody decyzyjnej na etapie wykonawczym. Wobec powyższego, organizacja finansowania naprawy szkód środowiskowych pozostaje – w przeważającej mierze – na poziomie mezosystemu i mikrosystemu i koncentruje się wokół takich zagadnień jak: świadomość środowiskowa i prawna podmiotów oddziałujących na środowisko oraz dostępność produktów finansowych predestynowanych do zabezpieczania finansowej odpowiedzialności tych podmiotów. Przedstawiciele sektora ubezpieczeń mogą partycypować w organizowaniu systemu zarządzania środowiskowego na wszystkich poziomach¹⁰. Ramowa, legislacyjna organizacja systemu pozostawia jednak szczególnie duże *spectrum* możliwych inicjatyw dla organizacji na polu wykonawczym. Pożądane jest w tym obszarze zaangażowanie zarówno podmiotów potencjalnie mogących wyrządzić szkodę w środowisku, jak i podmiotów predestynowanych do przejmowania – w drodze transakcji rynkowych – finansowych konsekwencji powstania odpowiedzialności za taką szkodę¹¹. Katalog możliwych rozwiązań pozostaje otwarty, ponieważ ze względu na innowacyjność, która jest immanentną cechą rynków finansowych, powstają coraz to nowe narzędzia kwalifikujące się do realizacji funkcji indemnifikacji szkód środowiskowych.

Pozabezpieczeniowe rozwiązania finansowania szkód środowiskowych

Wyniki badania rynku przeprowadzonego na zlecenie Komisji Europejskiej w 2009 roku wskazują na pięć grup pozabezpieczeniowych produktów finansowych

⁷ Zob.: *CEA Comments on the BioIS Study on The Implementation of The Environmental Liability Directive and Related Financial Security Issues*, CEA NLI-ENV-10-015, 2010, s. 3.

⁸ Por. E. Kowalewski (red.), *Stan prawny ubezpieczeń obowiązkowych w Polsce*, Toruń 2013, s. 5 i przytoczona tam literatura.

⁹ Por.: M. Kawiński, *Ubezpieczenia w rozwoju społeczno-gospodarczym Polski*, „Wiadomości Ubezpieczeniowe” 2013, numer specjalny 2, s. 33.

¹⁰ Przykładem powyższego jest chociażby uczestnictwo Europejskiego Urzędu Nadzoru Ubezpieczeń i Pracowniczych Programów Emerytalnych (EIOPA) na poziomie 2 i 3 ustawodawczej procedury Lamfalussy’ego w Unii Europejskiej.

¹¹ Ubezpieczenie wydaje się najbardziej odpowiednim instrumentem gospodarczym do przejmowania finansowych konsekwencji realizacji ryzyka i jest wymieniane w pierwszej kolejności w art. 14 dyrektywy 2004/35/WE. Niemniej w powoływanym tam pojęciu „innych instrumentów finansowych” mieści się również szereg nieubezpieczeniowych rozwiązań rynków kapitałowych.

wych, które wspierają organizacje w procesie naprawy szkód środowiskowych¹². Są to fundusze celowe, listy kredytowe, gwarancje bankowe, poręczenia i porozumienia depozytowe.

Nieubezpieczeniowa propozycja rynku finansowego nie dostarcza jednak zadowalającego rozwiązania problemu indemnifikacji. Większość wskazanych instrumentów wymaga dużego wstępnego zaangażowania finansowego lub wysokiej wiarygodności kredytowej podmiotu potencjalnie odpowiedzialnego, przez co staje się niedostępna dla wielu niskokapitałowych organizacji.

Stabilna i odpowiednio silna sytuacja majątkowa jest też podstawą emisji instrumentów finansowych wystawianych przez same podmioty potencjalnie odpowiedzialne z tytułu sprawstwa szkód środowiskowych. Stąd nie odgrywają na rynku istotnej roli obligacje ekologiczne (na wzór katastroficznych), czy też środowiskowe instrumenty pochodne.

W obliczu niedostępności, czy ograniczonej dostępności rozwiązań rynków finansowych jest rozważane uruchamianie funduszy publicznych, finansowanych z obowiązkowych składek, które na skutek cech obligatoryjności zobowiązania publicznoprawnego noszą znamiona obowiązku podatkowego¹³. Koncepcja ta nie uzyskuje jednak powszechnego uznania. Wskazywane są dwa podstawowe zagadnienia podważające jej słuszność. Po pierwsze, są to nierozwiązane trudności organizacyjne takiego funduszu, czyli kto powinien być jego uczestnikiem, na jakim szczeblu powinien być zorganizowany (unijnym, czy krajowym), jakie szkody powinny być pokrywane z funduszu (w przekroju rodzajowym i ilościowym). Po drugie, wątpliwości budzi antyprewencyjny charakter funduszy finansowanych *ex ante*¹⁴. Stoi on w opozycji do koncepcji zrównoważonego rozwoju, a także celu dyrektywy 2004/35/WE¹⁵. Instrumenty finansujące zapobieganie i naprawianie szkód powinny wzmocnić rolę kontroli fizycznej ryzyka (prewencji i represji).

Powyższe krytyczne uwagi nie przesadzają o nieużyteczności narzędzi nieubezpieczeniowych w procesie finansowania szkód. Wątpliwa jest ich skuteczność, jako instrumentu pierwotnego finansowania¹⁶, niemniej podstawowe zarzuty (czyli dostępność jedynie dla podmiotów silnych finansowo, czy też antyprewencyjne działanie) mogą tracić na znaczeniu przy konstruowaniu rynku wtórnego finansowania. Wydaje się więc uzasadnione rekomendowanie stworzenia takiego systemu, w którym bezpośrednie funkcje finansowania pozostaną

¹² Bio Intelligence Service, European Commission, *Study on the Implementation effectiveness of the Environmental Liability Directive (ELD) and Related Financial Security Issues, Final Report*, November 2009, s. 68 – 71.

¹³ *Ibidem*, s. 71.

¹⁴ Por.: N. Hellberg, *2nd ELD Stakeholder Conference, Group A – Financial Security*, German Insurance Association – GDV, Brussels, 11 June 2013, www.europa.eu [29.01.2014].

¹⁵ Por.: B. Rakoczy, *Odpowiedzialność za szkodę w środowisku. Dyrektywa 2004/35/WE Parlamentu Europejskiego i Rady. Komentarz*, Toruń 2010, s. 19.

¹⁶ Pojęcie „pierwotne finansowanie” jest tu stosowane *per analogiam* w stosunku do określenia „pierwotne przejęcie/transfer ryzyka”. Chodzi o bezpośrednie przejmowanie od sprawcy finansowych skutków odpowiedzialności za szkodę środowiskową przez określony podmiot.

w kompetencji sektora ubezpieczeń, pośrednio natomiast będą realizowane przez pozaubezpieczeniowe rynki finansowe oraz fundusze publiczne. Prawdopodobne jest też, że przyszłość systemu będzie się opierała na hybrydzie rozwiązań ubezpieczeniowych i inicjatyw podejmowanych z udziałem organizacyjno – kapitałowym podmiotów odpowiedzialnych za naprawianie szkód środowiskowych. Rozwiązania takie będą uzupełnieniem luki, którą z pewnością wytworzy rynek komercyjny zmagając się – przynajmniej w krótkim i średnim okresie – z barierami ubezpieczalności ryzyka.

Ubezpieczenia komercyjne w systemie zarządzania ryzykiem środowiskowym

Rozwiązania oparte wyłącznie na niezależnym rynku ubezpieczeniowym grupują się w dwóch kategoriach. Pierwsza, to dobrowolne ubezpieczenie odpowiedzialności za szkody środowiskowe. Atrybuty tej kategorii można wyeksponować najwyraźniej przez analizę porównawczą z ubezpieczeniami obowiązkowymi (drugą kategorią rozwiązań). Dobrowolność ma swoje konotacje zarówno po stronie podmiotów potencjalnie zobowiązanych do naprawy szkód środowiskowych, jak i po stronie samych ubezpieczycieli. W tym pierwszym przypadku, to stopień świadomości prawnej i ubezpieczeniowej, stopień przezorności, możliwości finansowe i inne subiektywne czynniki będą przesądzały o skłonności do zawierania umów ubezpieczenia przez predysponowane do tego podmioty. W tym drugim przypadku dobrowolność oznacza z jednej strony swobodę kontraktową w zakresie kształtowania produktów ubezpieczenia (zakresu ochrony, ewentualnych wyłączeń, zasad *underwritingu*, taryf składek), z drugiej dobrowolność w obszarze przyjmowania ryzyka do ubezpieczenia. Brak przymusu ubezpieczenia pozbawia zakłady ubezpieczeń instrumentarium quasi-legislacyjnego¹⁷, co przez niektórych postrzegane jest pozytywnie (ich zdaniem kompetencje legislacyjne powinny pozostawać w gestii organów ustawodawczych¹⁸),

¹⁷ Dysponowanie przez ubezpieczyciela instrumentarium quasi-legislacyjnym jest uwarunkowane konstrukcją ubezpieczeń obowiązkowych, w tym przede wszystkim kwestią usankcjonowania bądź nie przymusu zawarcia umowy ubezpieczenia po stronie zakładu ubezpieczeń, a także uzależnienia wydawania zezwolenia na pewne rodzaje działalności od zawarcia wymaganej umowy. Prewencyjne oddziaływanie będzie możliwe jedynie w sytuacji ujednoczenia wymagań, jakie stawiają ubezpieczyciele potencjalnym ubezpieczającym.

¹⁸ Por. N. Hellberg, ELD Stakeholder Workshop, Financial Security, *Mandatory vs. Voluntary Insurance Solution, Brussels*, 8. November 2011, s. 7, www.europa.eu [31-01-2014]. Należy zauważyć, że polskie rozwiązania prawne, czyli brak możliwości odmowy objęcia podmiotu ochroną, pozbawia ubezpieczycieli instrumentarium quasi-legislacyjnego. Nałożenie na potencjalnych ubezpieczających jakichkolwiek obowiązków (na przykład wdrożenie systemu zarządzania zgodnego z normą ISO 14001), jako warunku wstępnego do zawarcia umowy ubezpieczenia, pozostaje w tym wypadku jedynie kompetencją ustawodawcy, por.: M. Lemkowska, *System zarządzania środowiskowego ISO 14001:2004 a ubezpieczenia ryzyka środowiskowego – próba oceny relacji*, w: J. Łańcucki (red.), *Rola znormalizowanych*, s. 166 i nast.

przez innych przeciwnie¹⁹ (ubezpieczyciel ma ograniczoną możliwość realizowania swoich funkcji prewencyjnych). Zasada dobrowolności, choć dość jednoznacznie oceniana przez doktrynę wyżej niż przymus ubezpieczeniowy, skutkuje pewnymi niedoskonałościami rynku. Braki zarówno po stronie popytowej, jak i podażowej czynią system nieszczelnym. Poza ochroną pozostają bowiem podmioty, które nie wyrażą woli ubezpieczenia, a także te, na których popyt nie odpowie stosowna oferta rynkowa (zbyt duże prawdopodobieństwo realizacji szkody, zbyt duża potencjalna szkoda, brak podstaw kalkulacji składki)²⁰.

Ograniczenie luk możliwe jest przez odpowiednio realizowane działania organów władzy publicznej z jednej strony oraz przez organizacyjne zwiększanie pojemności ubezpieczeniowej przez zakłady ubezpieczeń z drugiej. Szczególny nacisk położyć należy na konsekwentne egzekwowanie zasady zanieczyszczający płaci. W długim okresie zwiększy to świadomość prawną podmiotów oraz ich przezorność finansową. Pozytywne efekty pozwolą ubezpieczycielom kreować korzystniejsze produkty ubezpieczeniowe (w relacji cena/zakres ochrony) przez możliwość zbudowania bardziej homogenicznych portfeli ubezpieczeniowych.

Likwidowanie luk pozostające w gestii sektora ubezpieczeń koncentrować się powinno na budowaniu struktur nieformalnej czy formalnej kooperacji. Inicjatywy w tym względzie powinny pochodzić zarówno z dołu (od indywidualnych ubezpieczycieli kreujących odpowiedź na zgłaszany popyt), przez zrzeszenia zakładów ubezpieczeń, jak i z góry – inicjatywy podejmowane przez państwo. Brak zainteresowania takimi działaniami ze strony rynku, powinien być kompensowany inspirującą (w tym edukacyjną) aktywnością państwa. Współpraca może przybierać różne formy: począwszy od kreowania modelowych niewiązanych warunków ubezpieczeń środowiskowych²¹, czy też porozumień koasekuracyjnych zawieranych *ad hoc* (na potrzeby konkretnego podmiotu szukającego ochrony), jak i pooli ubezpieczeniowych, czyli porozumień trwałych przeznaczonych do kreowania ochrony ubezpieczeniowej w konkretnym obszarze rynku, po kontrakty reasekuracyjne (wtórne ubezpieczenie). Wobec ewentualnej niewystarczającej oferty rynkowej warta uwagi jest reasekuracja wspierana udziałem funduszy publicznych. Nie stanowi ona finansowania szkód nadwyżkowych (niepokrytych przez system ubezpieczeń gospodarczych) z funduszy celowych państwa, a zakłada wbudowanie mechanizmu ubezpieczeniowego w finansowanie, co za tym idzie kalkulację udziału w funduszu reasekuracyjnym (składkę reasekuracyjną) opartej na metodach aktuarialnych z uwzględnieniem parametrów wnoszonego ryzyka. Taki system (w przeciwieństwie do funduszy nieubezpie-

¹⁹ Por.: D. Porrini, *Law and Economics of Environmental Insurance* (editorial), "The Geneva Papers" 2008 nr 33, s. 272.

²⁰ Problem taki może powstać niezależnie od tego, czy system ubezpieczenia jest dobrowolny czy przymusowy. Niektórzy wręcz zaznaczają, że przymus ubezpieczenia – ze względu na ograniczenie innowacyjności, ograniczenia funkcjonalności *underwritingu* – zniechęci ubezpieczycieli do kreowania oferty i spowoduje ich wycofanie się z rynku. Por. N. Hellberg, op. cit., s. 6-8.

²¹ Inspirującym rozwiązaniem jest tu inicjatywa niemiecka, tak zwanych wzorcowych warunków ubezpieczenia *Muster-Bedingungsstruktur* opracowana przez zrzeszenie ubezpieczycieli niemieckich *Gesamtverband der Deutschen Versicherungswirtschaft*.

zeniowych), nie osłabia prewencyjnej funkcji ubezpieczeń gospodarczych. Niemniej należy przewidzieć jego międzynarodowy charakter z uwagi na znaczenie odpowiedniego poziomu dywersyfikacji ryzyka dla skuteczności i efektywności systemu. Trudna okazuje się forma organizacyjna takiego przedsięwzięcia. Każdorazowo bowiem ostatecznym podmiotem odpowiedzialnym finansowo (w sytuacji niewłaściwego skonstruowania funduszu ubezpieczeniowego/reasekuracyjnego) są udziałowcy, czy członkowie towarzystwa ubezpieczeń społecznych (TUW), (czyli w danej sytuacji państwa tworzące system). Konsekwencją powyższego jest subwencjonowanie gospodarek bardziej środowiskowo szkodowych przez te środowiskowo bezpieczniejsze. Wobec znacznego zróżnicowania stopnia prewencji środowiskowej w różnych państwach, rozwiązanie takie może stać się kontrowersyjne, a nawet nieakceptowalne, pomimo skrupulatnej polityki *underwritingu* i wiązania wysokości składki z wielkością wnoszonego ryzyka.

Aktywność organizacyjna podmiotów ryzyka – towarzystwa ubezpieczeń wzajemnych

Nie sposób ocenić, na ile wskazane w punkcie poprzednim działania będą podejmowane wystarczająco odpowiedzialnie i stanowczo oraz na ile poprawią one znaczenie rynku dobrowolnych komercyjnych ubezpieczeń środowiskowych. O ile jednak bierność, czy brak zainteresowania omawianym obszarem po stronie podaźowej można rekompensować aktywnością zabezpieczającą samych podmiotów potencjalnie odpowiedzialnych za szkody środowiskowe, o tyle to drugie jest bezwarunkowym filarem jakiegokolwiek systemu zarządzania ryzykiem środowiskowym. Świadomość ubezpieczeniowa i prawna, przezorność finansowa, wsparta przez aktywność edukacyjną państwa może doprowadzić do powstania systemu hybrydowego, w którym podmioty odpowiedzialne za szkody środowiskowe będą wykorzystywały mechanizm ubezpieczenia w procesie samoorganizowania metod finansowania ryzyka środowiskowego. Wydaje się nie do przecenienia *know-how* sektora ubezpieczeń, a także jego zasoby kapitałowe przy organizacji takich rozwiązań.

Poddane inicjatywie organizacyjnej podmiotów zainteresowanych ochroną, a jednocześnie oparte na tradycyjnej, w ubezpieczeniach, ideę wzajemności są towarzystwa ubezpieczeń wzajemnych. Klasyczna postać TUW zakłada w przeważającej części tożsamość kapitałodawców i ubezpieczonych. Ewolucja rynku dowodzi jednak możliwość rozbudowywania struktury własnościowej o podmioty zewnętrzne względem ubezpieczonych członków TUW. Podmiotami podnoszącymi wysokość kapitału zakładowego (do poziomu wymaganego przepisami prawa) mogą być komercyjne zakłady ubezpieczeń bądź państwo. Zasada wzajemności realizowana w towarzystwach ubezpieczeń wzmacnia zasadę prewencji ubezpieczeń gospodarczych. Podczas, gdy problemy kalkulacji składki dopasowanej do wielkości wnoszonego ryzyka są często barierą w procesie reali-

zacji funkcji prewencji, a hazard motywacyjny wydaje się być immanentną cechą ubezpieczeń komercyjnych, zasada wzajemności przejawiająca się między innymi w sposobie zarządzania funduszem ubezpieczeniowym (dopłaty członków ubezpieczonych w przypadku gdy szkodowość przekracza wstępnie założoną, bądź odwrotnie zwrot w sytuacji szkodowości niższej niż przewidywana) wzmacnia zainteresowanie członków ubezpieczonych wielkością zgłaszanych szkód i motywuje do podejmowania działań zapobiegających powstaniu szkód środowiskowych²².

Literatura przedmiotu podnosi, że TUW najskuteczniej realizuje funkcje prewencyjne, jeśli działa na rynku niekonkurencyjnym²³. Rynek konkurencyjny osłabia możliwość oddziaływania indywidualnych ubezpieczycieli na zachowania środowiskowe ubezpieczonych. Walka konkurencyjna, przejawiająca się przede wszystkim w polityce cenowej, nie skłania uczestników rynku do egzekwowania – przez pryzmat podstawowych zasad *underwritingu* – zachowywania oczekiwanych standardów środowiskowych. System oparty na powyższych zasadach nie realizuje funkcji prewencyjnej, a nadto nie jest skuteczny dla zapewnienia finansowania naprawy szkód środowiskowych. Oczekiwania cenowe nabywców produktów ubezpieczeniowych na rynku konkurencyjnym, prowadzą do sytuacji, w której świadczona ochrona ubezpieczeniowa ma wymiar niepełny, a często wręcz iluzoryczny²⁴.

Uważa się, że rynki ubezpieczeń środowiskowych krajów rozwiniętych osiągnęły już znaczną dojrzałość. Jednak pomimo względnie rozbudowanej oferty produktowej, dostosowanej do obowiązujących regulacji prawnych, i tu poza ochroną pozostaje nadal wiele rodzajów ryzyka środowiskowego. Jeszcze większym wyzwaniem jest projektowanie rozwiązań środowiskowych w krajach rozwijających się, w tym w Polsce. Oferta rynku ubezpieczeniowego jest tam „skąpa” i często niedostosowana do aktualnych regulacji prawnych. Niski stan świadomości ubezpieczeniowej nie pozwala podmiotom korzystającym ze środowiska ocenić stopnia ochrony ubezpieczeniowej, którą nabyli na rynku komercyjnym i w związku z powyższym pozostają oni niejednokrotnie niedoubezpieczeni. Takie uwarunkowania sprzyjają rozwojowi wzajemności ubezpieczeniowej i jednocześnie generowaniu wymienionych wyżej korzyści zbudowania dużego podmiotu ubezpieczeniowego, wyposażonego w skuteczne instrumenty realizacji funkcji prewencyjnej ubezpieczeń.

²² Por.: P. Benett, *Governing environmental risk: regulation, insurance and moral economy*, "Progress in Human Geography" 1999 t. 2, nr 23, s. 198-199, 201, 204.

²³ Por.: P. Benett, *Anti-Trust? European Competition Law and Mutual Environmental Insurance*, "Economic Geography" 2000 t. 1, nr 76, s. 50.

²⁴ D.M. Minoli, J.N.B. Bell, *Insurer perception of environmental management systems regarding insurance for pollution*, "Journal of Environmental Assessment Policy and Management" 2002 t. 3, nr 4, s. 357, 359.

Aktywność organizacyjna podmiotów ryzyka – innowacyjne sposoby inkorporowania zasady wzajemności

Innowacyjność rynku, stale zwiększająca się ekspozycja na ryzyko, rosnąca świadomość środowiskowa i wreszcie aktywność państwa mogą wzmacniać różny form organizacyjnych procesu finansowania następstw realizacji ryzyka opartych na zasadzie wzajemności. Na szczególną uwagę zasługują formy, które łączą korzyści płynące z zasady wzajemności z innowacyjnym rozwojem rynku komercyjnego. Przykładem powyższego jest choćby mechanizm nabywania produktu ubezpieczeniowego przez grupy podmiotów indywidualnych, który został zastosowany między innymi w ubezpieczeniach rolnych (w połączeniu z ubezpieczeniami indeksowymi) w krajach afrykańskich. Badania wykazały, że zastosowanie tej konstrukcji znacznie zwiększyło zakres świadczonej ochrony ubezpieczeniowej w ujęciu podmiotowym²⁵. Warte rozważenia jest zastosowanie takiego rozwiązania w procesie zarządzania ryzykiem środowiskowym, zwłaszcza w branżach postrzeganych jako umiarkowanie zagrażające środowisku naturalnemu. Cechują się one bowiem względnie niską świadomością (w porównaniu do zakładów wysokiego ryzyka) i mniejszą przezornością ubezpieczeniową. Proponowana forma ubezpieczenia pozwala czerpać korzyści z konkurencyjnego rynku ubezpieczeń, wykorzystać *know-how* specjalistów, z jednoczesnym wdrożeniem samodyscypliny prewencyjnej grupy wynikającej z realizacji idei wzajemności. Samodyscyplina ta generowana jest z faktu wpływu braku podejmowania działań represyjnych i prewencyjnych na wysokość składki ubezpieczeniowej kalkulowanej dla grupy i obciążającej – według ustalonego algorytmu – wszystkich jej członków. Działanie kolektywne może w takich sytuacjach sprzyjać budowaniu innowacyjnych rozwiązań podnoszenia standardów środowiskowych przedsiębiorstw z wykorzystaniem pozytywnych efektów skali.

Sztynny świat tradycji ubezpieczeniowej w krajach rozwiniętych ogranicza organizacyjno-prawną formę realizacji zasady wzajemności do towarzystw ubezpieczeń wzajemnych. Innowacyjność rynków młodych pozwala jednak na wzmacnianie tej zasady również w innych formach organizacyjnych, choćby przez – wypracowany przez świat muzułmański – model wzajemnych gwarancji *takaful*. Konstrukcja ta, powstała na gruncie przekonań religijnych i społecznych świata islamu (solidarności społecznej, współpracy i wzajemnego wspomagania), po wyeliminowaniu elementów o wymiarze *stricte* religijnym, może realizować połączone funkcje ubezpieczeń komercyjnych i wzajemnych w wielu obszarach działalności człowieka. *Takaful* przewiduje wyraźne oddzielenie kapitału akcjonariuszy od środków ubezpieczających²⁶. Właściciele kapitału (akcjonariusze komercyjnych zakładów ubezpieczeń) są operatorami funduszu opartego na

²⁵ Por.: S. Dercon, R.V. Hill, D. Clarke, I. Outes-Leon, A.S. Taffesse, *Offering rainfall insurance to informal insurance groups: Evidence from a field experiment in Ethiopia*, "Journal of Development Economics" 2014 nr 106, s. 132-133.

²⁶ Szerzej na temat genezy i charakterystyk konstrukcji *takaful*; zob.: R. Kurek, *Muzułmańskie ubezpieczenia na życie*, „Wiadomości Ubezpieczeniowe” 2010 nr 2, s. 134-138.

wzajemności, za co otrzymują wynagrodzenie (stałe lub zmienne – uzależnione od wypracowanego zysku). Straty techniczne (wynikające ze szkodowości przewyższającej w swym wymiarze finansowym wielkość zebranego funduszu) obciążają uczestników programu. Rozwiązanie to łączy *know-how* instytucji finansowej w zakresie zarządzania funduszami z zasadą wzajemności (relatywnie wzmacniającą skłonność do prewencji) realizowaną w procesie budowy i dystrybucji środków funduszu.

Największy problem – w odniesieniu do ostatnich dwóch proponowanych rozwiązań – stanowi opracowanie algorytmu uczestnictwa członków grupy w składce przekazywanej zakładowi ubezpieczeń (ubezpieczenie grupy), czy składce budującej fundusz wzajemności (mechanizm oparty na modelu *takaful*). Choć kalkulacja składki jest czynnością kwalifikowaną przypisaną działalności ubezpieczeniowej, to w omawianych rozwiązaniach uczestnictwo ubezpieczyciela w tym procesie jest ograniczone tylko do kwotowania grupowego. Wypracowanie zasad indywidualnego udziału finansowego w budowaniu funduszu wymaga natomiast konsensusu uczestników systemu, który może być trudny do osiągnięcia z jednej strony, z drugiej jednak zwiększy presję na zmniejszenie negatywnego oddziaływania na środowisko indywidualnych podmiotów.

Finansowanie systemu; pierwotne i wtórne przejmowanie finansowych konsekwencji realizacji ryzyka środowiskowego

Wyżej przedstawiony katalog form organizacyjnych systemu zarządzania ryzykiem środowiskowym nie jest zamknięty. Rynki budują nieustannie nowe rozwiązania. Każde z nich powinno być analizowane pod kątem skuteczności realizacji funkcji przypisywanych budowanemu systemowi, czyli przede wszystkim funkcji prewencji oraz funkcji finansowania działań zapobiegawczych i naprawczych podejmowanych w związku z powstaniem konkretnych szkód środowiskowych. Równoległe do powyższego podjąć należy kroki definiujące płatników (podmioty finansujące) tegoż systemu.

Przy realizacji zasady zanieczyszczający płaci funkcja finansowania systemu jest w różnym zakresie formalnie i faktycznie podzielona między podmioty oddziałujące na środowisko a państwo²⁷. Formalny podział przypisuje *de lege lata* finansową odpowiedzialność sprawcom szkód. Legalne zasady odpowiedzialno-

²⁷ Należy wyraźnie rozróżnić funkcję finansowania systemu od funkcji finansowania skutków realizacji ryzyka środowiskowego. Jedynie w niektórych sytuacjach (czyli finansowania nadwyżek szkód, które nie zostały skompensowane przez trzon systemu zarządzania ryzykiem środowiskowym) funkcje te przejawiają się tak samo. Ubezpieczyciele na mocy zawieranych umów finansują skutki realizacji ryzyka środowiskowego. Te same umowy z kolei zobowiązują ubezpieczających do opłacania składek i tym samym finansowania systemu zarządzania ryzykiem środowiskowym. Co do zasady fundusz powstały ze zgromadzonych składek powinien wystarczyć na pokrycie zobowiązań ubezpieczycieli. Jedynie w sytuacji błędnej kalkulacji składki (niedoszacowania) funkcje finansowania systemu przejmuje ubezpieczyciel.

ści zostawiają jednak margines finansowej odpowiedzialności państwa (na przykład brak winy przy przewidzianej odpowiedzialności na zasadzie winy). Faktyczne finansowe obciążenie finansów publicznych powstaje – niezależnie od zakresu formalnej odpowiedzialności – w sytuacjach takich jak niezidentyfikowanie sprawcy, nieskuteczna egzekucja, czy brak możliwości egzekucji przeciwko sprawcy.

Pomimo tego, że zasada zanieczyszczający płaci powinna, obok realizacji funkcji prewencyjnej, odciążać budżet publiczny w procesie zapobiegania i naprawy szkód środowiskowych, wydaje się – w niektórych przypadkach – słuszne współuczestniczenie państwa w finansowaniu systemu przez subwencjonowanie składek ubezpieczeniowych, czy też wprowadzanie ulg podatkowych, zwłaszcza na niedojrzałym rynku ubezpieczeniowym²⁸.

Budowanie funduszu przez podmioty odpowiedzialne za szkody środowiskowe może z kolei przybierać dwojaką postać, w zależności od tego, czy jest to fundusz ubezpieczeniowy (komercyjny, wzajemny), czy też fundusz publiczny. W tym pierwszym przypadku, zasadą – w różnym stopniu w praktyce stosowaną – jest, jak najwierniejsze, dopasowanie składki do wysokości wnoszonego ryzyka. W drugim z kolei, finansowanie przybierając formę *quasi*-podatku, nie przewiduje indywidualizacji wnoszonych wkładów.

Wydaje się, że żaden makrosystem zarządzania środowiskowego, nie jest w stanie znieść całkowicie – przynajmniej potencjalnej – finansowej odpowiedzialności państwa. Ubezpieczyciele przewidują z góry granice swojego udziału w indemnifikacji wszelkich szkód. Fundusz celowy z kolei, może okazać się niewystarczający. Nadwyzkowa finansowa odpowiedzialność państwa będzie przybierała wówczas charakter formalny, czyli wtórne przejęcie finansowych konsekwencji realizacji ryzyka (reasekuracja), bądź nieformalny – przy założeniu, coraz bardziej społecznie uświadamianej – bezwzględnej konieczności naprawy szkód środowiskowych oraz przy założeniu wyczerpania wszelkich innych – przewidzianych w systemie – źródeł finansowania, będzie dochodziło do obciążenia budżetu publicznego. Sytuacja taka jest tym bardziej możliwa, że – w związku z permanentną ewolucją techniczną i technologiczną gospodarki – wielkość szkód środowiskowych jest nieprzewidywalna. Każda niepubliczna część systemu posiada limity ich finansowania, stąd niezbędne jest potencjalne zaangażowanie środków publicznych.

Finansowanie systemu jest pochodną przyjętych, na poziomie regulacyjnym i rynkowym, zasad organizacyjnych. Podobnie rzecz wygląda z przypisaniem ról poszczególnym podmiotom systemu w zakresie pierwotnego i wtórnego przejmowania finansowych konsekwencji realizacji ryzyka. Przy założeniu, że podmiotem ryzyka odpowiedzialności finansowej jest korzystający ze środowiska, wszelkie formy przeniesienia tej odpowiedzialności na innego uczestnika syste-

²⁸ Badania jednak wykazują, że nawet znaczne subwencjonowanie składek ubezpieczeniowych nie zawsze przynosi spodziewane efekty w zakresie zwiększania powszechności ubezpieczeń. Por.: M. Kawiński, op. cit., s. 33.

mu, noszą znamiona pierwotnego przeniesienia ryzyka²⁹. Wtórny przeniesieniem ryzyka będą zaś dalsze sposoby jego dywersyfikacji. Przy założeniu powyższego, system ubezpieczeń gospodarczych może realizować swoją rolę w zarządzaniu ryzykiem środowiskowym przede wszystkim na pierwszym szczeblu transferu (pierwotne przeniesienie ryzyka) przez ubezpieczenia środowiskowe, wtórna dywersyfikacja realizowana jest wówczas bądź to przez rynek reasekuracyjny, bądź rynek kapitałowy, czy też – w szczególnych przypadkach – państwo. W sytuacji, gdy pierwotny transfer ryzyka środowiskowego odbywa się przez instrumenty rynku kapitałowego, ubezpieczyciele odgrywają jedynie ograniczoną rolę w indemnifikacji szkód środowiskowych, głównie przez paletę produktów ubezpieczeń finansowych.

Podsumowanie

Naprawianie szkód środowiskowych jest – we współczesnych uwarunkowaniach społeczno-gospodarczych – niepodważalną koniecznością. Uznany paradygmat zrównoważonego rozwoju wytycza jasno określony cel wszystkim podmiotom korzystającym – w różnym zakresie – ze środowiska. Wobec powyższego nie ulega wątpliwości, że jednym z najpoważniejszych zadań stojących przed współczesnym społeczeństwem jest zorganizowanie skutecznego systemu zarządzania ryzykiem środowiskowym na poziomie wyższym niż mikroekonomiczny. Przeprowadzona analiza wyraźnie wskazuje, że mechanizm ubezpieczeń gospodarczych jest w sposób szczególny predestynowany do aktywnego uczestnictwa w tym systemie. Sektor ubezpieczeń może i powinien uczestniczyć zarówno w organizowaniu tego systemu, jak i w procesie pierwotnego i wtórnego przejęcia finansowych skutków realizacji ryzyka środowiskowego. Szczególnego znaczenia nabiera fakt, że ubezpieczenia gospodarcze oprócz swojej pierwotnej funkcji ochrony ubezpieczeniowej, realizują funkcję prewencji, stanowią *eo ipso* silne wsparcie dla realizacji postulatów koncepcji zrównoważonego rozwoju. Nie bez znaczenia jest również to, że mechanizm ubezpieczenia nie jest zarezerwowany jedynie dla zewnętrznych – względem podmiotu ryzyka – instytucji ubezpieczeniowych. Wydaje się, że wobec barier subiektywnej i obiektywnej ubezpieczalności ryzyka środowiskowego w komercyjnych zakładach ubezpieczeń, należy wspierać rozwój indywidualnej i zbiorowej inicjatywy podmiotów ryzyka w opracowywaniu metod zastosowania mechanizmu ubezpieczenia – w jego tradycyjnym bądź innowacyjnym wymiarze instytucjonalnym (towarzystwa ubezpieczeń wzajemnych, wzajemne gwarancje na wzór *takaful*, inne formy realizacji zasady wzajemności ubezpieczeniowej). Przedsięwzięcia takie wymagają jednak dostępu do *know-how* specyficznego dla sektora ubezpieczeń oraz

²⁹ Choć najczęściej w literaturze określenie to rezerwowane jest dla ubezpieczeń, wtórne przejęcie ryzyka z kolei dla reasekuracji, wydaje się, że – w dobie rynkowej ewolucji instrumentów zarządzania ryzykiem – nic nie stoi na przeszkodzie, żeby pojęcia te rozszerzyć na inne metody transferu finansowej odpowiedzialności.

wsparcia organizacyjnego i nierzadko finansowego (współfinansowanie systemu, czy pokrywanie finansowych skutków realizacji ryzyka środowiskowego przez ich pierwotne lub wtórne przejście) ze strony państwa. Szerokie wykorzystanie ubezpieczeń w indemnifikacji szkód środowiskowych będzie o tyle możliwe, o ile zostanie zainicjowana i konsekwentnie wdrażana idea międzysektorowej współpracy na dwóch płaszczyznach: płaszczyźnie relacji sektora ubezpieczeń i sektorów reprezentujących podmioty ryzyka oraz na poziomie kooperacji między sektorem publicznym i prywatnym. Badania przeprowadzone na zlecenie Komisji Europejskiej pokazują wyraźnie, że wprowadzie komercyjny sektor ubezpieczeń deklaruje pokrycie dla większości typów finansowych skutków realizacji szkód środowiskowych (kosztów podstawowych, uzupełniających, kompensacyjnych środków zaradczych oraz strat przejściowych) w różnych elementach środowiska, to jednak deklaracja ta niekoniecznie przekłada się na akceptowalność warunków takich ubezpieczeń ze strony podmiotów ryzyka, a ponadto ogranicza się do szkód wyrządzonych przez sektory uznawane za relatywnie bezpieczne. Indemnifikacja szkód środowiskowych powstałych choćby w związku ze stosowaniem organizmów genetycznie modyfikowanych, zarządzaniem odpadami, stosowaniem środków chemicznych w rolnictwie pozostaje wciąż sporym wyzwaniem organizacyjnym dla przedstawicieli podmiotów ryzyka, prywatnego sektora ubezpieczeń i państwa³⁰.

Literatura

- Benett P., *Anti-Trust? European Competition Law and Mutual Environmental Insurance*, "Economic Geography" 2000 t. 1, nr 76
- Benett P., *Governing environmental risk: regulation, insurance and moral economy*, "Progress in Human Geography" 1999 t. 2, nr 23
- CEA *Comments on the BioIS Study on The Implementation of The Environmental Liability Directive and Related Financial Security Issues*, CEA NLI-ENV-10-015, 2010
- Dercon S., Hill R.V., D. Clarke, I. Outes-Leon, A.S. Taffesse, *Offering rainfall insurance to informal insurance groups: Evidence from a field experiment in Ethiopia*, "Journal of Development Economics" 2014 nr 106
- Dyrektywa 2004/35/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 21 kwietnia 2004 r. w sprawie odpowiedzialności za środowisko w odniesieniu do zapobiegania i zaradzania szkodom wyrządzonym środowisku naturalnemu (Dz. U. WE L 143/56 z 30.04.2004)
- Gorynia M., *Teoria i polityka regulacji mezosystemów a transformacja postsocjalistycznej gospodarki polskiej*, „Zeszyty Naukowe Akademii Ekonomicznej w Poznaniu” 1995 seria II, nr 141
- Hellberg N., *2nd ELD Stakeholder Conference, Group A – Financial Security*, German Insurance Association – GDV, Brussels, 11 June 2013, www.europa.eu
- Hellberg N., *ELD Stakeholder Workshop, Financial Security, Mandatory vs. Voluntary Insurance Solution*, Brussels, 8. November 2011, www.europa.eu [31.01.2014]
- Bio Intelligence Service, European Commission, *Study on the Implementation effectiveness of the Environmental Liability Directive (ELD) and Related Financial Security Issues, Final Report*, November 2009
- Kawiński M., *Ubezpieczenia w rozwoju społeczno-gospodarczym Polski*, „Wiadomości Ubezpieczeniowe” 2013, numer specjalny 2

³⁰ Bio Intelligence Service, op. cit., s. 58.

- Kowalewski E. (red.), *Stan prawny ubezpieczeń obowiązkowych w Polsce*, Toruń 2013
- Kurek R., *Muzułmańskie ubezpieczenia na życie*, „Wiadomości Ubezpieczeniowe” 2010 nr 2
- Lemkowska M., *System zarządzania środowiskowego ISO 14001:2004 a ubezpieczenia ryzyka środowiskowego – próba oceny relacji*, w: J. Łańcucki (red.), *Rola znormalizowanych systemów zarządzania w zrównoważonym rozwoju*, Poznań 2011
- Łańcucki J., *Trzy filary zrównoważonego rozwoju. Metrologia, ocena zgodności, normalizacja*, w: J. Łańcucki (red.), *Znormalizowane systemy zarządzania*, Poznań 2010
- Minoli D.M., Bell J.N.B., *Insurer perception of environmental management systems regarding insurance for pollution*, “Journal of Environmental Assessment Policy and Management” 2002 nr 4, t. 3
- Porrini D., *Law and Economics of Environmental Insurance* (editorial), “The Geneva Papers” 2008 nr 33
- Rakoczy B., *Odpowiedzialność za szkodę w środowisku. Dyrektywa 2004/35/WE Parlamentu Europejskiego i Rady. Komentarz*, Toruń 2010
- Report from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions, under Article 14(2) of Directive 2004/35/CE on the environmental liability with regard to the prevention and remedying of environmental damage*, COM(2010)581 final, Brussels 2010
- United Nations General Assembly Report of the World Commission on Environment and Development* (Brundtland Report), A/RES/42/187, 11 December 1987, www.un.org (21.01.2014)
- Ustawa z dnia 22 maja 2003 r. o działalności ubezpieczeniowej (Dz. U. nr 124, poz. 1151)
- Obwieszczenie Marszałka Sejmu Rzeczypospolitej Polskiej z dnia 26 sierpnia 2013 r. w sprawie ogłoszenia jednolitego tekstu ustawy – Prawo ochrony środowiska (t.j. Dz. U. 2013, poz. 1232)
- Żuchowski J., *Jakość jako główna determinanta osiągania celów zrównoważonego rozwoju*, w: J. Łańcucki (red.), *Rola znormalizowanych systemów zarządzania w zrównoważonym rozwoju*, Poznań 2011

STUDIA I MATERIAŁY

STUDIES
AND MATERIALS

Jacek Marcinkiewicz • Tomasz Poskrobko

WPŁYW ELEKTROWNI WIATROWYCH NA PERCEPCJĘ KRAJOBRAZU W ŚWIETLE BADAŃ EMPIRYCZNYCH

Jacek Marcinkiewicz, dr – Uniwersytet w Białymstoku
Tomasz Poskrobko, dr inż. – Uniwersytet w Białymstoku

adres korespondencyjny:
Wydział Ekonomii i Zarządzania
ul. Warszawska 63, 15-062 Białystok
e-mail: kpeirg@uwb.edu.pl

IMPACT OF WIND FARMS ON THE PERCEPTION OF THE LANDSCAPE IN THE LIGHT OF EMPIRICAL STUDY

SUMMARY: Climate protection has become one of the biggest challenges in the European Union. Feasibility of this challenge depends, inter alia, on renewable energy development. In Poland, one of the most popular sources of renewable energy is wind power. However, its further development depends on the barriers, both institutional and social. The aim of this article is to present and discuss the results of research, conducted by the authors, concerning the impact of wind turbines on the landscape perception and research on the relationship between the assessment of the impact of wind farms on the landscape and the assessment of their influence on the value of the estate. The survey was conducted on a group of twelve hundred people in the Puck, Suwalki, Żuromin and Elk district.

KEYWORDS: wind farms, landscape, value of the estate

Wstęp

Ochrona klimatu i walka z globalnym ociepleniem stała się jednym z największych wyzwań Unii Europejskiej. Problem ten nierozdzielnie wiąże się ze zrównoważonym rozwojem systemów energetycznych, w tym również z rozwojem energetyki wiatrowej. Polityka klimatyczno-energetyczna Unii Europejskiej opiera się na celach i zobowiązaniach wynikających z Ramowej konwencji ONZ w sprawie zmian klimatu, Protokołu z Kioto, Protokołu z Marrakeszu oraz Strategii rozwoju Unii Europejskiej *Europa 2020. Strategia na rzecz inteligentnego i zrównoważonego rozwoju sprzyjającego włączeniu społecznemu*¹. Dokument ten jest obecnie jednym z najważniejszych filarów strategii energetyczno-klimatycznej Unii Europejskiej. Stawia on sobie za cel: utrzymanie przewagi konkurencyjnej dzięki rozwiązaniom technologicznym przyjaznym środowisku, co zapewni efektywne korzystanie z zasobów w całej gospodarce, przeciwdziałanie zmianom klimatu przez znaczne ograniczenie emisji gazów cieplarnianych oraz osiągnięcie poziomu 20% wykorzystania odnawialnych źródeł energii (OZE). Tak określone cele strategiczne znalazły odzwierciedlenie w pakiecie energetyczno-klimatycznym, czyli pakiecie dyrektyw i decyzji służących ich realizacji. Konkretyzację strategii rozwoju UE stanowi, zaproponowana przez Komisję Europejską, Koncepcja gospodarki niskoemisyjnej. W dokumentach unijnych pojęcie gospodarki niskoemisyjnej jest definiowane przez cel, do osiągnięcia którego dąży Wspólnota. W takim ujęciu gospodarka niskoemisyjna jest stanem, w którym Unia Europejska dokona redukcji emisji GHG o 80–95% w stosunku do 1990 roku. Przyjęta ścieżka zakłada redukcję emisji na poziomie 1% rocznie do 2020 roku, 1,5% rocznie w latach 2020–2030 i 2% w latach 2030–2050. Możliwość realizacji tak postawionych celów zależy między innymi od rozwoju odnawialnych źródeł energii.

W Polsce jednym z najpopularniejszych źródeł OZE jest energetyka wiatrowa. Według danych Urzędu Regulacji Energetyki na koniec września 2013 roku umieszczono w Polsce 795 instalacji wiatrowych o łącznej mocy 3082 MW. W większości są to duże farmy zlokalizowane w północno-zachodniej części kraju. Według danych Europejskiego Stowarzyszenia Energetyki Wiatrowej, przyrost mocy elektrowni wiatrowych w 2012 roku wyniósł w Polsce 880 MW. Polska została zakwalifikowana jako jeden z 12 głównych rynków zbytu turbin wiatrowych na świecie (kraje instalujące turbiny o mocy między 0,5 a 2,5 GW)². Z drugiej jednak strony, rozwój energetyki wiatrowej jest związany z szeregiem barier, zarówno prawnoinstytucjonalnych, jak i o podłożu społecznym. Według badań

¹ *Komunikat Komisji Europa 2020. Strategia na rzecz inteligentnego i zrównoważonego rozwoju sprzyjającego włączeniu społecznemu*, KOM(2010) 2020, s. 16-17.

² *Energetyka wiatrowa w Polsce, Raport*, listopad 2013, www.reo.pl [28-05-2015].

ankietowych przeprowadzonych w 2013 roku³ konflikty ze społecznościami lokalnymi znalazły się na 7 pozycji wśród ważnych barier rozwoju sektora energetyki wiatrowej. Konflikty te wynikają z kilku przenikających się wzajemnie aspektów, wśród których do najważniejszych zaliczyć należy: pogorszenie jakości środowiska akustycznego, dewastację jakości krajobrazu oraz, wynikające z poprzednich problemów, obawy o spadek wartości nieruchomości.

Celem artykułu jest prezentacja i dyskusja wyników badań, przeprowadzonych przez autorów, dotyczących percepcji elektrowni wiatrowych w kontekście ich wpływu na krajobraz oraz badań dotyczących relacji między oceną wpływu na krajobraz a oceną wpływu na wartość nieruchomości.

Autorzy postawili dwie główne tezy. Pierwsza: ludzie negatywnie oceniają wpływ elektrowni wiatrowych na krajobraz. Druga: w opinii ludzi elektrownie wiatrowe zmniejszają wartość ekonomiczną zlokalizowanych w pobliżu nieruchomości. Dodatkowo postawiono tezę, że istnieją rozbieżności w percepcji elektrowni wiatrowych w zależności od tego, czy elektrownie takie znajdują się w pobliżu miejsca zamieszkania. Założono bowiem, że osoby na co dzień obcujące z widokiem „wiatraków”, będą miały inną ocenę niż osoby mieszkające na terenach, gdzie elektrownie wiatrowe nie występują. Kolejna teza zakłada, że turystyczny charakter rejonu może mieć wpływ na percepcję wpływu elektrowni wiatrowych na krajobraz, ponieważ krajobraz stanowi znaczący walor turystyczny. Założono również, że percepcja turbin wiatrowych zależy od takich czynników, jak wiek, płeć i wykształcenie.

Metodyka badań

W badaniach zdecydowano się na celowy dobór próby, wybierając cztery powiaty: pucki, suwalski, żuromiński oraz ełcki. Głównym motywem wyboru powiatów był fakt występowania w nich zarówno skupisk elektrowni wiatrowych (farm wiatrowych), jak i pojedynczych turbin rozproszonych na terenie powiatu. Zdaniem autorów, realna obecność elektrowni wiatrowych może wpłynąć na ich percepcję w odniesieniu do krajobrazu oraz w odniesieniu do oceny wpływu na wartość nieruchomości. Aby się o tym przekonać, autorzy obok trzech powiatów w których dość licznie występują elektrownie wiatrowe (czyli powiaty: pucki, żuromiński i suwalski) wybrali również jeden powiat kontrolny bez takich elektrowni – powiat ełcki.

Kolejnym kryterium wyboru powiatów była ich atrakcyjność turystyczna. Założono bowiem, że ludzie mieszkających na terenach, gdzie turystyka jest istotną gałęzią gospodarki regionu, będą bardziej wyczuleni na problemy jakości krajobrazu. W tym przypadku próbę kontrolną stanowił powiat żuromiński, w którym turystyka jest rozwinięta w marginalnym stopniu. Pozostałe powiaty,

³ *Bariery rozwoju energetyki wiatrowej ze szczególnym uwzględnieniem aspektów akceptacji społecznej*, Warszawa 2013.

pucki, suwalski oraz ełcki, charakteryzują się wysokimi walorami turystycznymi, wynikającymi z cech przyrodniczo-krajobrazowych. Północne i wschodnie granice powiatu puckiego wyznacza linia brzegowa Bałtyku, a od południa i południowego zachodu granicę stanowią knieje Puszczy Darzłubskiej, wody Jeziora Żarnowieckiego i wzgórze morenowe. Powiat ełcki położony na Mazurach charakteryzuje się dwoma typami krajobrazu. Część północna i wschodnia jest mocno pofałdowana, z licznymi kotlinami morenowymi wypełnionymi jeziorami. W części środkowej i południowej teren przechodzi w Równię Augustowską. Powiat suwalski to region przejściowy między Pojezierzem Mazurskim a Pojezierzem Litewskim, ale zaliczony do tego drugiego oraz Równinę Augustowską. Cechuje go bardzo urozmaicona polodowcowa rzeźba terenu, z licznymi wzniesieniami i zagłębieniami morenowymi.

Badania przeprowadzono na grupie 1200 osób metodą CATI (wspomagany komputerowo wywiad telefoniczny). Wywiady z respondentami były przeprowadzane w pierwszym kwartale 2015 roku, przez wyspecjalizowaną w badaniach sondażowych firmę.

Zadano dwa pytania:

Pytanie 1. Jaki Pana/Pani zdaniem jest wpływ elektrowni wiatrowych na krajobraz?

- niekorzystny;
- korzystny;
- nie mają wpływu.

Pytanie 2. Czy Pana / Pani zdaniem elektrownie wiatrowe:

- zmniejszają wartość nieruchomości (cen domów, działek, etc.) położonych w ich sąsiedztwie;
- zwiększają wartość nieruchomości (cen domów, działek, etc.) położonych w ich sąsiedztwie;
- nie mają wpływu na wartość nieruchomości (cen domów, działek, etc.) położonych w ich sąsiedztwie?

Dodatkowo każdemu z respondentów zadano pytania o wiek, płeć oraz wykształcenie. W badaniach ankietowych respondenci podawali rzeczywisty wiek (konkretną liczbę lat). Najmłodsza osoba spośród ankietowanych miała 18 lat, a najstarsza 83 lata. W dalszej analizie zdecydowano się jednak dokonać agregacji do trzech grup wiekowych, ludzie młodzi (18-34 lata), ludzie w średnim wieku (35-49 lat) oraz ludzie starsi (50 i więcej lat). W przypadku wykształcenia zastosowano cztery kategorie: wykształcenie podstawowe, zawodowe, średnie i wyższe, ale z uwagi na nieliczną grupę osób z wykształceniem podstawowym, połączono dwie pierwsze kategorie.

Wyniki badań poddano analizie statystycznej. Analizując próbę pod względem dwóch niemierzalnych (jakościowych) cech poddano sprawdzeniu ich związek statystyczny. W tym celu zebrane informacje zestawiono w tablicę korelacyjną cech X i Y. Jako cechę X potraktowano odpowiedzi udzielone na pytanie 1, jako cechę Y potraktowano odpowiedzi na pytania z metryczki (wiek, płeć, wykształcenie, powiat) lub odpowiedź udzieloną na pytanie 2. Badając związek wymienionych cech posłużono się pojęciem niezależności stochastycznej, definiowanej za pomocą równania:

$$\hat{n}_{ij} = \frac{n_{i\bullet} \cdot n_{\bullet j}}{n} \quad (1)$$

gdzie:

\hat{n}_{ij} – liczebność teoretyczna;

$n_{i\bullet}$ – liczebność danego wiersza (liczba osób wskazujących w ankiecie dany wariant cechy X);

$n_{\bullet j}$ – liczebność danej kolumny (liczba osób wskazujących w ankiecie dany wariant cechy Y);

n – liczebność łączna (1200 osób objętych badaniem).

Liczebności teoretyczne można uznać za „sztucznie wykreowane” (oparto na powyższym równaniu) wartości liczbowe, które miałyby miejsce w przypadku niezależności stochastycznej cech. Z porównania liczebności empirycznych z teoretycznymi autorzy wnioskowali o sile zależności cech. Im większe różnice zaobserwowano między liczebnościami empirycznymi a liczebnościami teoretycznymi, tymi silniejszy był związek badanych cech.

Wykorzystano również statystykę chi-kwadrat (χ^2) według formuły:

$$\chi^2 = \sum_{i=1}^k \sum_{j=1}^r \frac{(n_{ij} - \hat{n}_{ij})^2}{\hat{n}_{ij}} \quad (2)$$

Opierając się na statystyce χ^2 obliczono miary stopnia zależności badanych cech – współczynniki Yule’a i Cziprowa, które posłużyły autorom do oceny siły związku badanych cech jakościowych. Do obliczenia współczynnika Yule’a posłużono się wzorem:

$$\phi = \sqrt{\frac{\chi^2}{n}} \quad (3)$$

Do obliczenia współczynnika Cziprowa posłużono się wzorem:

$$T_{xy} = T_{yx} = \sqrt{\frac{\chi^2}{n\sqrt{(k-1)(r-1)}}} \quad (4)$$

gdzie:

k – liczba wariantów cechy X;

r – liczba wariantów cechy Y.

Wykonano także nieparametryczny test istotności. Jako hipotezę zerową przyjęto niezależność badanych cech wobec hipotezy alternatywnej zakładającej ich istotny statystycznie związek. Przyjęto, że obliczona statystyka posiada asymptotyczny rozkład χ^2 o $(k-1)(r-1)$ stopniach swobody. Dla wyznaczonej wartości statystyki χ^2 odczytano wartość prawdopodobieństwa prawostronnego zwaną poziomem istotności α . Jeśli poziom istotności był mniejszy niż 0,05 wówczas podjęto decyzję, aby hipotezę zerową o niezależności cech odrzucić, co oznacza istotny statystycznie ich związek⁴.

⁴ Zob.: J. Greń, *Statystyka matematyczna. Modele i zadania*, Warszawa 1975, s. 130-132; S. Ostasiewicz, Z. Rusnak, U. Siedlecka, *Statystyka. Elementy teorii i zadania*, Wrocław 2001, s. 300.

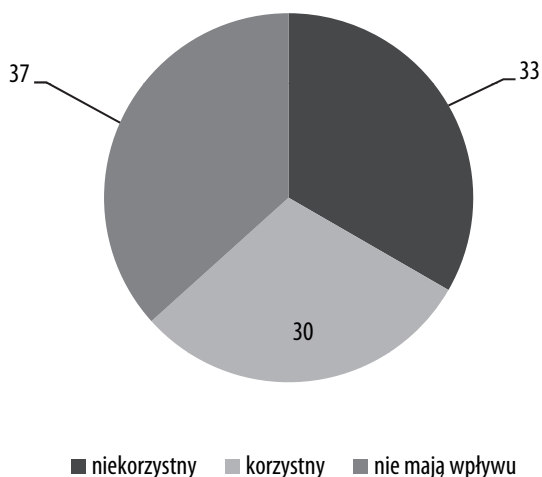
Wyniki badań i dyskusja

Ocena wpływu na krajobraz

Ocena wpływu elektrowni wiatrowych na krajobraz jest niestety niejednoznaczna, co oznacza, że nie da się potwierdzić tezy o negatywnej percepcji elektrowni wiatrowych na krajobraz. Opinie respondentów na ten temat rozłożyły się dość równomiernie. Generalnie podobna liczba ankietowanych stwierdza, że wpływ jest niekorzystny (33%), jak i że jest korzystny (30%). Nieco więcej respondentów (37%) ocenia, że elektrownie wiatrowe nie mają żadnego wpływu na krajobraz (rysunek 1). Niejednoznaczność opinii respondentów stanowiła zachętę do przeprowadzenia pogłębionej analizy zagadnienia, z uwzględnieniem metryczki osób poddanych badaniu. Autorzy pod uwagę wzięli takie czynniki jak płeć, wiek, wykształcenie oraz miejsce zamieszkania delimitowane do obszaru powiatu.

Rysunek 1

Wpływ elektrowni wiatrowych na krajobraz w świetle odpowiedzi respondentów [n=1200]



Analizując zależności między odpowiedziami na pytanie 1 a charakterystyką respondentów (metryczką), można przedstawić kilka ciekawych wniosków.

Wiek

W pierwszej grupie wiekowej (18-34 lata) znalazło się 371 ankietowanych, w drugiej (35-49 lat) 307, a w trzeciej (ponad 50 lat) 522 osoby. Rozkład udzielonych odpowiedzi w zależności od wieku przedstawiono w tabeli 1.

Tabela 1

Zależność między wiekiem a stanowiskiem odnośnie wpływu elektrowni wiatrowych na krajobraz

| Jaki Pana/Pani zdaniem jest wpływ elektrowni wiatrowych na krajobraz? | 18-34 lata | 35-49 lat | Ponad 50 lat | Łącznie udzielonych odpowiedzi |
|---|-------------|-------------|--------------|--------------------------------|
| Niekorzystny | 112 (123,7) | 105 (102,3) | 183 (174) | 400 |
| Korzystny | 112 (111,3) | 87 (92,1) | 161 (156,6) | 360 |
| Nie mają wpływu | 147 (136) | 115 (112,6) | 178 (191,4) | 440 |
| Łącznie udzielonych odpowiedzi | 371 | 307 | 522 | 1200 |

W nawiasach wyliczone liczebności teoretyczne.

Obserwowane różnice między liczebnościami teoretycznymi i empirycznymi są niewielkie. W związku z tym należy stwierdzić, że nie istnieje statystycznie istotna relacja między wiekiem respondentów a ich percepcją elektrowni wiatrowych w odniesieniu do jakości krajobrazu ($\chi^2=3,92$; $\alpha=0,42$). Miernika Yula i Czuprowa wykazują bardzo słaby związek analizowanych cech ($\varphi=0,006$, $T=0,04$). Wynika z tego, że otrzymane wyniki nie potwierdzają przypuszczeń autorów oraz obiegowej opinii, że wraz z wiekiem rośnie przekonanie o negatywnym wpływie elektrowni wiatrowych na krajobraz.

Płeć

W badaniach sprawdzono statystyczną zależność między płcią a rozkładem odpowiedzi na pytanie 1. W badaniach uczestniczyło 634 kobiety oraz 566 mężczyzn. Wyniki zestawiono w tabeli 2.

Tabela 2

Zależność między płcią a stanowiskiem odnośnie wpływu elektrowni wiatrowych na krajobraz

| Jaki Pana/Pani zdaniem jest wpływ elektrowni wiatrowych na krajobraz? | Kobieta | Mężczyzna | Łącznie udzielonych odpowiedzi |
|---|-------------|-------------|--------------------------------|
| Niekorzystny | 219 (211,3) | 181 (188,7) | 400 |
| Korzystny | 215 (190,2) | 145 (169,8) | 360 |
| Nie mają wpływu | 200 (232,5) | 240 (207,5) | 440 |
| Łącznie udzielonych odpowiedzi | 634 | 566 | 1200 |

W nawiasach wyliczone liczebności teoretyczne.

Z analizy wynika, że można zaobserwować związek między płcią a postrzeganiem wpływu elektrowni wiatrowych na jakość krajobrazu. Używając mierników Yula i Czuprowa związek ten należałoby sklasyfikować jako bardzo słaby ($\varphi=0,12$; $T=0,1$), ale z uwagi na dużą liczebność próby należy go uznać za istotny statystycznie ($\chi^2=17,06$; $\alpha=0,0001$).

Pogłębiona analiza danych wskazuje na największe rozbieżności wśród osób deklarujących brak wpływu elektrowni wiatrowych na krajobraz. Kobiety w większym zakresie mają sprecyzowane poglądy. Oznacza to, że w ich percepcji wpływ na krajobraz jest częściej bądź negatywny bądź pozytywny, a rzadziej niż wynikałoby to z liczebności teoretycznej deklarują brak takiego wpływu. Mężczyźni przeciwnie – częściej niż kobiety deklarują brak wpływu elektrowni wiatrowych na krajobraz. Wnioski te zdają się potwierdzać powszechną opinię, że mężczyźni przywiązują mniejszą wagę do walorów estetycznych otoczenia, w tym walorów środowiska, kobiety zaś są bardziej wyczulone na zmiany w krajobrazie powodowane elektrowniami wiatrowymi.

Wykształcenie

W pytaniu o wykształcenie ankietowanym przedstawiano cztery warianty odpowiedzi: wykształcenie podstawowe, zawodowe, średnie oraz wyższe. W analizie zdecydowano się jednak połączyć pierwsze dwie kategorie, ze względu na niewielką liczbę osób z wykształceniem podstawowym (95 osób) i zawodowym (180 osób), w relacji do pozostałych grup. Dzięki temu uzyskano w miarę zbliżone liczebności w każdej z kategorii. Zdaniem autorów, połączenie takie jest dopuszczalne. Kategorie te można traktować jako spójne, uwzględniając fakt, że osoby z obu grup nie posiadają egzaminu dojrzałości. W tabeli 3 zestawiono wyniki.

Tabela 3
Zależność między wykształceniem a stanowiskiem odnośnie wpływu elektrowni wiatrowych na krajobraz

| Jaki Pana/Pani zdaniem jest wpływ elektrowni wiatrowych na krajobraz? | Podstawowe i zawodowe | Średnie | Wyższe | Łącznie udzielonych odpowiedzi |
|---|-----------------------|-----------|-------------|--------------------------------|
| Niekorzystny | 85 (91,7) | 161 (170) | 154 (138,3) | 400 |
| Korzystny | 88 (82,5) | 164 (153) | 108 (124,5) | 360 |
| Nie mają wpływu | 102 (82,5) | 185 (153) | 153 (124,5) | 440 |
| Łącznie udzielonych odpowiedzi | 275 | 510 | 415 | 1200 |

W nawiasach wyliczone liczebności teoretyczne.

Z analizy wynika, że nie istnieje statystycznie istotna, relacja między wykształceniem respondentów a ich percepcją elektrowni wiatrowych w odniesieniu do jakości krajobrazu ($\chi^2=6,12$; $\alpha=0,19$). Mierniki Yula i Czuprowa wykazują bardzo słaby związek analizowanych cech ($\varphi=0,07$, $T=0,05$). Zaobserwowano jednak nieznaczne różnice między rozkładem teoretycznym a liczebnościami empirycznymi w grupie osób z wyższym wykształceniem. W rozkładzie empirycznym więcej osób uważa że wpływ elektrowni jest niekorzystny. Analogicznie mniej osób w tej grupie postrzega ten wpływ jako korzystny.

Autorzy artykułu zakładali, że istnieje istotna zależność między wykształceniem i percepcją elektrowni wiatrowych, czyli wraz ze wzrostem wykształcenia będzie się pogłębiać tendencja do negatywnej oceny wpływu elektrowni wiatrowych na krajobraz. Tymczasem zaobserwowano jedynie nieznaczny wzrost takiej tendencji jedynie wśród osób z wyższym wykształceniem. Być może problem nie tkwi w samym poziomie wykształcenia, a w kierunku (na przykład osoby z wykształceniem technicznym będą miały nastawienie pozytywne, a osoby z wykształceniem socjologicznym negatywne). Wymaga to jednak przeprowadzenia dokładnych badań empirycznych.

Powiaty

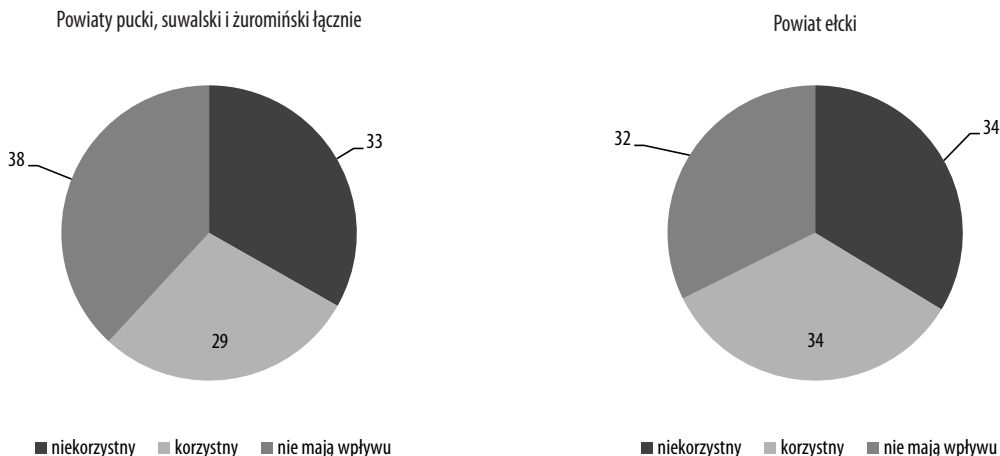
Jednym z podstawowych założeń badania, było przekonanie, że istnieje zależność między lokalizacją elektrowni w pobliżu miejsca zamieszkania a oceną ich wpływu na krajobraz. Autorzy założyli, że osoby mieszkające w powiatach, w których zlokalizowane są takie instalacje, a przez to obcujący z ich widokiem częściej niż inni mieszkańcy Polski, będą inaczej oceniać wpływ na krajobraz. Wydawało się, że ich ocena będzie bardziej realna, wszak oparta o doświadczenia empiryczne, a nie tylko teoretyczne „gdybanie”. Porównując zagregowane dane otrzymane z badań w powiatach suwalskim, puckim i żuromińskim, z danymi z powiatu kontrolnego (rysunek 2) wyłania się pewna interesująca, choć niezbyt silna zależność. Zarówno w powiecie kontrolnym, jak i w pozostałych powiatach odsetek osób deklarujących negatywny wpływ na krajobraz jest bardzo podobny (34% w powiecie ełckim oraz 33% w pozostałych powiatach). Zmieniają się natomiast relacje między oceną korzystną (34% w ełckim oraz 29% w pozostałych powiatach) oraz relacje między deklaracjami o braku wpływu (32% w ełckim oraz 38% w pozostałych powiatach). Zaobserwowany efekt „przechodzenia” z deklaracji pozytywnych od obojętnych, można tłumaczyć tym, że dla osób nie-obcujących na co dzień z widokiem masztów turbin wiatrowych, mogą się one pozytywnie kojarzyć z nowoczesnością i rozwojem obszaru. Natomiast osoby na co dzień obcujące ze elektrowniami wiatrowymi, przyzwyczyły się do zmian w krajobrazie i stanowi to dla nich pewną normę. Być może działa tu, opisywany przez psychologów, efekt zakotwiczenia związany z heurystykami wydawania sądów⁵. Oczywiście wniosek taki jest jedynie przypuszczeniem naukowym, a nie stwierdzeniem faktu, a jego udowodnienie bądź falsyfikacja wymagają przeprowadzenia badań empirycznych.

Biorąc pod uwagę tezę że turystyczny charakter powiatu może wpływać na percepcję ludzi, zestawiono dane tak by tym razem powiat żuromiński stanowił grupę kontrolną. Uzyskane wyniki przedstawia rysunek 3. Generalnie wnioski są analogiczne jak poprzednio. Nie zaobserwowano żadnej różnicy w odsetku wypowiedzi stwierdzających negatywny wpływ elektrowni wiatrowych na krajobraz. Również w tym przypadku zmieniają się relacje między oceną korzystną

⁵ Szerzej: A. Tversky, D. Kahneman, *Judgment under uncertainty: Heuristics and biases*, "Science" 1974 nr 185, s. 1124–1131.

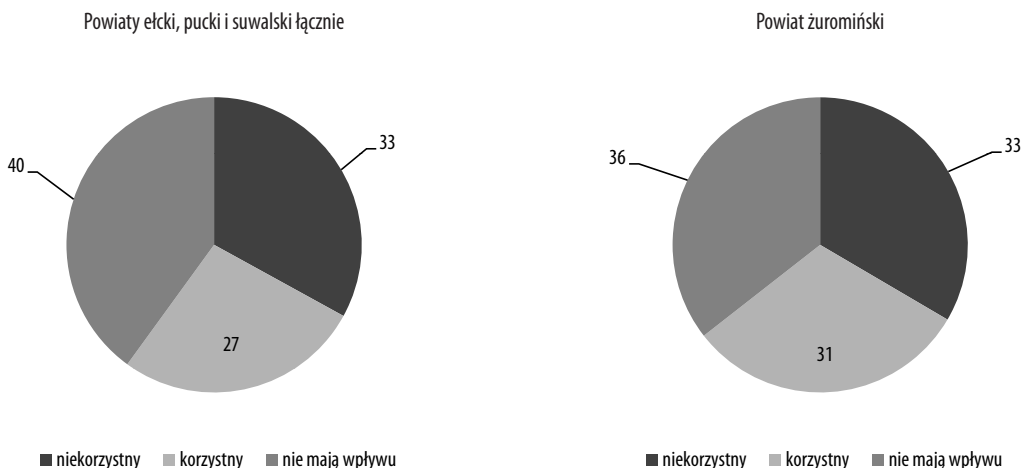
Rysunek 2

Wpływ elektrowni wiatrowych na krajobraz w świetle odpowiedzi respondentów w powiecie ełckim [n=300] i pozostałych powiatach [n=900]



Rysunek 3

Wpływ elektrowni wiatrowych na krajobraz w świetle odpowiedzi respondentów w powiecie żuromińskim [n=300] i pozostałych powiatach [n=900]



(31% w powiecie żuromińskim oraz 27% w pozostałych powiatach) oraz relacje między deklaracjami o braku wpływu (36% w powiecie żuromińskim oraz 40% w pozostałych powiatach). Oznacza to, że tu także można zaobserwować zjawisko „przechodzenia” z deklaracji pozytywnych od obojętnych.

Niejednoznaczności otrzymanych wyników skłoniła autorów do szczegółowej analizy rozkładu odpowiedzi w poszczególnych powiatach. Rozkłady te przedstawione zostały w tabeli 4. Szczegółowa analiza ujawniła dość niespodziewane zależności, które wyraźnie sugerują, że lokalizacja wiatraków na terenie powiatu (lub jej brak) oraz czynnik atrakcyjności turystycznej, nie mają tak istotnego znaczenia jak początkowo zakładano. Szczegółowa analiza doprowadziła autorów do wniosku, że muszą jednak istnieć inne czynniki, które w znacznie większym stopniu decydują o percepcji elektrowni wiatrowych w kontekście jakości krajobrazu w poszczególnych powiatach.

Tabela 4

Zależność między miejscem zamieszkania a stanowiskiem odnośnie wpływu elektrowni wiatrowych na krajobraz

| Jaki Pana/Pani zdaniem jest wpływ elektrowni wiatrowych na krajobraz? | Powiat ełcki | Powiat pucki | Powiat suwalski | Powiat żuromiński | Łącznie udzielonych odpowiedzi |
|---|--------------|--------------|-----------------|-------------------|--------------------------------|
| Niekorzystny | 101 (100) | 48 (100) | 152 (100) | 99 (100) | 400 |
| Korzystny | 102 (90) | 122 (90) | 55 (90) | 81 (90) | 360 |
| Nie mają wpływu | 97 (110) | 130 (110) | 93 (110) | 120 (110) | 440 |
| Łącznie udzielonych odpowiedzi | 300 | 300 | 300 | 300 | 1200 |

W nawiasach wyliczone liczebności teoretyczne.

Biorąc pod uwagę niezagregowane odpowiedzi (każdy powiat oddzielnie) można zauważyć, że wpływ lokalizacji na rozkład odpowiedzi jest istotny statystycznie ($\chi^2=90,3$; $\alpha<0,001$; $\varphi=0,27$; $T=0,18$). Autorzy zakładali, że zostaną zaobserwowane istotne różnice między powiatami kontrolnymi (ełckim oraz żuromińskim) oraz pozostałymi powiatami, wynikające z lokalizacji lub jej braku elektrowni wiatrowych oraz z atrakcyjności turystycznej (lub jej braku). Wyniki empiryczne nie potwierdziły jednak tej tezy. Zaobserwowano natomiast rozbieżności między liczebnościami teoretycznymi i empirycznymi dla powiatów suwalskiego i puckiego. Mieszkańcy Suwalszczyzny zdecydowanie częściej stwierdzają, że elektrownie wiatrowe wywierają niekorzystny wpływ na krajobraz niż mieszkańcy pozostałych powiatów. Jednocześnie zdecydowanie rzadziej niż w innych powiatach deklarują korzystny wpływ na krajobraz. Odwrotną sytuację można zaobserwować w powiecie puckim. Tam zdecydowanie więcej, niż w innych powiatach, jest zwolenników pozytywnego wpływu elektrowni na krajobraz, a mniej osób deklarujących negatywny wpływ.

Opisane powyżej rozbieżności między odpowiedziami udzielanymi w powiecie puckim i suwalskim stanowią podstawę do uznania, że powiat jest czynnikiem najsilniej wpływającym na percepcję elektrowni wiatrowych na krajobraz. Niestety, rozbieżności te nie powstają tam, gdzie pierwotnie autorzy badania zakładali. W związku z tym, autorom nasunęło się kilka hipotez, które mogą stanowić potencjalne wyjaśnienie problemu tak znacznych różnic.

Po pierwsze, nie można jednoznacznie wykluczyć czynnika, jakim jest atrakcyjność turystyczna regionu. Należy bowiem wziąć pod uwagę, że powiat pucki ma silną pozycję turystyczną, o czym świadczą mogą wysokie wskaźniki rozwoju turystycznego, na przykład 258,94 miejsca noclegowego na 1000 ludności lub 15421,87 udzielonych noclegów na 1000 ludności⁶. Być może Morze Bałtyckie jest na tyle silnym atraktorem turystycznym, że niweluje ono potencjalny negatywny wpływ elektrowni wiatrowych na krajobraz. Powiat suwalski jest z kolei rejonem, który dopiero staje się popularny turystycznie (analogicznie: 28,44 miejsca noclegowe na 1000 ludności oraz 1196,37 udzielonych noclegów na 1000 ludności⁷). Niezbyt wysoki popyt turystyczny, w połączeniu z niskim przeciętnym wynagrodzeniem wynoszącym 76,7% przeciętnego miesięcznego wynagrodzenia brutto w relacji do średniej krajowej (dla porównania w powiecie puckim 86,7%)⁸ może sprawiać, że większa jest obawa o jakość krajobrazu stanowiącego, obok jezior, kluczowy dla tego obszaru atraktor turystyczny. Tezie tej przeczą jednak nieco wyniki otrzymane w powiecie ełckim, który pod względem sytuacji turystycznej i dochodów mieszkańców plasuje się bliżej powiatu suwalskiego (9,5 miejsca noclegowe na 1000 ludności, 798,39 udzielonych noclegów na 1000 ludności, oraz 79,6%, przeciętnego miesięcznego wynagrodzenia brutto w relacji do średniej krajowej⁹), gdzie percepcja elektrowni wiatrowych nie jest tak negatywna jak w powiecie suwalskim.

Po drugie, należy uwzględnić czynniki historyczno-instytucjonalne. Historycznie uwarunkowany rozwój regionalny Polski spowodował, że wyodrębniły się obszary, które w literaturze przedmiotu nazywa się biegunami rozwoju cywilizacyjno-gospodarczego¹⁰. Uwidaczniające się obecnie różnice międzyregionalne, nie są jedynie efektem polityki społeczno-gospodarczej Polski ostatnich 25, czy też 50 lat. Mają one *de facto* swój początek w czasach rozbiorów, które wycisnęły piętno na poszczególnych ziemiach państw zaborczych. Najczęściej polaryzacja regionalna w Polsce w tym kontekście ukazywana jest poprzez różnice ekonomiczne, zróżnicowanie rozwoju infrastruktury czy też zjawiska demograficzne. Jednak owo zapóźnienie dotyczy również obszaru kulturowo-społecznego. Być może różnice w percepcji elektrowni wiatrowych wpisują się w ów proces. Spośród wszystkich analizowanych powiatów, jedynie powiat znajdował się w granicach zaboru rosyjskiego, a pozostałe powiaty znajdowały się pod panowaniem Prus. Być może różnice kulturowe sprawiają, że ludzie mieszkający w powiecie suwalskim są wychowani w kulturze większego poszanowania do przyrody i krajobrazu lub są większymi tradycjonalistami, którzy mniej chętnie akceptują zmiany w ich otoczeniu.

⁶ Dane za rok 2014, *Bank Danych Lokalnych*, www.stat.gov.pl [28-05-2015].

⁷ Ibidem.

⁸ Ibidem.

⁹ Ibidem.

¹⁰ J. Skodlarski, *Zarys historii gospodarczej Polski*, Łódź 2000, s. 238.

Wpływ na krajobraz a wpływ na wartość nieruchomości

Analizie poddano również zależność między wpływem elektrowni wiatrowych na krajobraz a wpływem na wartość nieruchomości położonych w sąsiedztwie. Założono bowiem, że krajobraz jest dobrem rzadkim, posiadającym wartość ekonomiczną. Jest to założenie powszechne wśród ekonomistów środowiska¹¹. W związku z tym autorzy spodziewali się otrzymać statystycznie istotną zależność między stwierdzeniami o niekorzystnym wpływie na krajobraz oraz zmniejszeniem wartości nieruchomości położonych w sąsiedztwie elektrowni wiatrowych. Z udzielonych przez respondentów odpowiedzi wynika, że istnieje zakładana przez autorów zależność ($\chi^2=158,7$; $\alpha<0,001$; $\varphi=0,26$; $T=0,36$).

Tabela 5

Zależność między stanowiskiem odnośnie wpływu elektrowni wiatrowych na krajobraz a ocena zmiany wartości nieruchomości

| Jaki Pana/Pani zdaniem jest wpływ elektrowni wiatrowych na krajobraz? | Pana / Pani zdaniem elektrownie wiatrowe: | | | |
|---|--|---|---|--------------------------------|
| | zmniejszają wartość nieruchomości położonych w sąsiedztwie | zwiększają wartość nieruchomości położonych w sąsiedztwie | nie mają wpływu na wartość nieruchomości położonych w sąsiedztwie | łącznie udzielonych odpowiedzi |
| Niekorzystny | 350 (256,3) | 11 (24,0) | 39 (119,7) | 400 |
| Korzystny | 164 (230,7) | 36 (21,6) | 160 (107,7) | 360 |
| Nie mają wpływu | 255 (282,0) | 25 (26,4) | 160 (131,6) | 440 |
| Łącznie udzielonych odpowiedzi | 769 | 72 | 359 | 1200 |

W nawiasach wyliczone liczebności teoretyczne.

Dodatkowo zaobserwować można jednak dość interesującą niespójność w udzielonych odpowiedziach. Autorzy spodziewali się, również proporcjonalnej zależności między stwierdzeniem, że elektrownie wiatrowe nie mają wpływu na krajobraz i deklaracją braku wpływu na cenę nieruchomości oraz analogicznie – między stwierdzeniem, że elektrownie korzystnie wpływają na krajobraz a deklaracją wzrostu wartości nieruchomości położonych w pobliżu elektrowni wiatrowych. Z badań empirycznych wyłania się jednak inny obraz rzeczywistości. Zdecydowanie więcej osób podziela opinię, że elektrownie wiatrowe mają niekorzystny wpływ na wartość nieruchomości położonych w sąsiedztwie (64,1%), niż opinię, że mają one niekorzystny wpływ na krajobraz (33,3%). Wynika to z faktu, że istnieje znacząca grupa respondentów, którzy deklarując korzystny wpływ na krajobraz jednocześnie są przekonani o niekorzystnym wpływie na wartość nieruchomości. Takich rozbieżnych odpowiedzi udzieliło 13,7% ankietowanych. Również wśród osób, które deklarują brak wpływu elektrowni na kra-

¹¹ Zob.: N.E. Bockstael, K.E. McConnell, *Environmental and Resource Valuation with Revealed Preferences. A Theoretical Guide to Empirical Models*, Netherlands 2007.

jobraz, część osób podzieliła pogląd o negatywnym wpływie na wartość nieruchomości (21,3%).

Takie, odbiegające od oczekiwanych, zachowania respondentów mogą wynikać z trzech przyczyn. Po pierwsze, w grę wchodzić może syndrom NIMBY (*Not In My Back Yard*), czyli zjawisko dość dobrze znane w problematyce inwestycji związanych z ochroną środowiska (na przykład składowiska odpadów, oczyszczalnie ścieków), w tym również w przypadku energetyki wiatrowej¹². Polega ono na wewnętrznej niespójności postaw osób, które z jednej strony wyrażają potrzebę ochrony środowiska *sensu largo*, z drugiej jednak wyrażają sprzeciw wobec pewnych inwestycji w swoim najbliższym sąsiedztwie. Można założyć, że osoby deklarujące korzystny wpływ na krajobraz (lub brak takiego wpływu) a jednocześnie deklarujące niekorzystny wpływ na nieruchomości położone w pobliżu elektrowni wiatrowych przejawiają opisywany syndrom, czyli w ich przekonaniu rozwój energetyki wiatrowej jest korzystny i potrzebny (na przykład ze względu na walkę z globalnym ociepleniem, lub wzrost niezależności energetycznej), jednak z drugiej strony obawiają się takich inwestycji w pobliżu własnych siedlisk.

Po drugie, utrata wartości nieruchomości w wyniku lokalizacji w ich pobliżu elektrowni wiatrowych może, w oczach respondentów, wynikać z innych przyczyn niż walory krajobrazowe. Poza estetycznymi, istnieją inne obawy związane z niekorzystnym oddziaływaniem takich elektrowni wiatrowych, do których z pewnością zaliczyć należy: hałas oraz efekt stroboskopowy generowane przez łopaty wirnika. Obawa przez tymi negatywnym efektami jest na tyle silna, że znacznie nie niweluje jej pozytywny odbiór elektrowni w krajobrazie.

Po trzecie, można również postawić dość kontrowersyjną, z punktu widzenia obecnego stanu wiedzy, hipotezę że w odniesieniu do elektrowni wiatrowych, nie istnieje silna zależność między jakością krajobrazu a jego wartością ekonomiczną. Nawet jeśli taka zależność istnieje, to jest ona na tyle słaba, że nie ujawnia się w zmianie oczekiwanej wartości nieruchomości.

Podsumowanie

Z przeprowadzonych przez autorów badań wynika, że wpływ elektrowni wiatrowych na krajobraz można określić jako umiarkowanie pozytywny, ponieważ ponad dwie trzecie respondentów stwierdziło, że wpływ ten nie jest negatywny (w tym jedna trzecia stwierdziła, że wpływ taki jest pozytywny). Tym samym należy odrzucić postawioną w artykule tezę, że „ludzie negatywnie oceniają wpływ elektrowni wiatrowych na krajobraz”. Warto jednak zwrócić uwagę, że generalizacja wniosków jest dość dyskusyjna. Badania wykazały bowiem, że mieszkańcy różnych obszarów Polski mają mocno zróżnicowane zdanie w tej kwestii

¹² Zob.: M. Wolsink, *Wind power and the NIMBY-myth: institutional capacity and the limited of public suport*, "Renewable Energy" 2000 nr 21, s. 49-64.

(istnieje istotna statystycznie zależność między lokalizacją na rozkładem odpowiedzi na pytanie 1). Autorom nie udało się jednoznacznie ustalić, jakie czynniki wpływają na zróżnicowanie opinii w kontekście przestrzennym. Zakładana teza, że zróżnicowanie to wynika z turystycznego charakteru regionu, gdzie walory krajobrazowe są przedmiotem szczególnego zainteresowania mieszkańców, okazała się w świetle badań, nieprawdziwa.

Potwierdzona została natomiast druga z postawionych tez „w opinii ludzi elektrownie wiatrowe zmniejszają wartość ekonomiczną zlokalizowanych w pobliżu nieruchomości.” Większość osób (64%) stwierdza, że elektrownie wiatrowe obniżają wartość nieruchomości zlokalizowanych w ich sąsiedztwie. Należy jednak zaznaczyć, że spadek tej wartości nie powinien być związany z utratą walorów krajobrazowych. Z badań wynika bowiem, że istnieje dość liczna grupa osób, które mimo, że nie dostrzegają niekorzystnego wpływu elektrowni wiatrowych na krajobraz, to deklarują spadek wartości nieruchomości położonych w ich pobliżu.

Autorom udało się również ustalić, jakie cechy badanych wpływają na percepcję krajobrazu. Z badań wynika, że jedynie wzrost wykształcenia prowadzi do nieznacznego wzrostu negatywnej oceny wpływu elektrowni wiatrowych na krajobraz. Pozostałe analizowane cechy, czyli płeć oraz wiek, nie mają statystycznie istotnego wpływu.

Przeprowadzone badania rzucają nowe światło na ocenę wpływ elektrowni wiatrowych na percepcję krajobrazu. Jednak z drugiej strony, autorzy przeprowadzając dyskusję wyników dostrzegli wiele nowych, spornych kwestii i w związku z tym postawili szereg hipotez badawczych. Ich wyjaśnienie może przyczynić się do lepszego zrozumienia powstających w Polsce społecznych problemów związanych z elektrowniami wiatrowymi, a to z kolei może mieć istotne znaczenie dla dynamiki rozwoju tego sektora energetyki odnawialnej.

Badania sfinansowano ze środków Narodowego Centrum Nauki w ramach projektu badawczego „Szacunek pozaśrodkowych korzyści i kosztów zewnętrznych modernizacji systemów energetycznych na poziomie lokalnym” (N N112 384840)

Literatura

Bank Danych Lokalnych, www.stat.gov.pl

Bariery rozwoju energetyki wiatrowej ze szczególnym uwzględnieniem aspektów akceptacji społecznej, Warszawa 2013

Bockstael N.E., McConnell K.E., *Environmental and Resource Valuation with Revealed Preferences. A Theoretical Guide to Empirical Models*, Netherlands 2007

Energetyka wiatrowa w Polsce, Raport, listopad 2013, www.reo.pl

Greń J., *Statystyka matematyczna. Modele i zadania*, Warszawa 1975

Komunikat Komisji Europa 2020. Strategia na rzecz inteligentnego i zrównoważonego rozwoju sprzyjającego włączeniu społecznemu, KOM(2010) 2020

Ostasiewicz S., Rusnak Z., Siedlecka U., *Statystyka. Elementy teorii i zadania*, Wrocław 2001

Skodlarski J., *Zarys historii gospodarczej Polski*, Łódź 2000

Tversky A., Kahneman D., *Judgment under uncertainty: Heuristics and biases*, "Science" 1974 nr 185

Wolsink M., *Wind power and the NIMBY-myth: institutional capacity and the limited of public support*, "Renewable Energy" 2000 nr 21

Piotr Idczak • Karol Mrozik

WYKORZYSTANIE DYNAMICZNEGO KOSZTU JEDNOSTKOWEGO DO OCENY EFEKTYWNOŚCI EKONOMICZNEJ ROZWIĄZAŃ KSZTAŁTUJĄCYCH RETENCJĘ ZLEWNI RZECZNEJ NA TERENACH ZURBANIZOWANYCH

Piotr Idczak, dr – Uniwersytet Ekonomiczny w Poznaniu

Karol Mrozik, dr – Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

adres korespondencyjny:

Katedra Europeistyki

ul. Powstańców Wielkopolskich 16, 61-895 Poznań

e-mail: piotr.idczak@ue.poznan.pl

DYNAMIC GENERATION COST INDICATOR IN EVALUATING PROCESS OF THE ECONOMIC EFFICIENCY OF THE INVESTMENTS PROJECTS SHAPING RIVER BASIN RETENTION IN URBAN AREAS

SUMMARY: The application of a dynamic generation cost indicator (DGC) as a method to evaluate the efficiency of investments, which allow to select an investment project with the lowest possible cost. The DGC indicator consist of investment costs at the stage of implementation, and operating costs, occurring throughout the period of the economic life of the project. The comparative analysis of the three alternative solutions was made on the example of the Skórzyńska catchment with the use of DGC indicator. It helped in the selection of the most optimal solution in social aspect. It has also shown that this method can be successfully used in the initial phase of the decision-making process in the selection of the most effective solutions which shape the retention capacity of the river catchment in urban areas.

KEYWORDS: cost-effectiveness, dynamic generation cost, retention, Skórzyńska catchment

Wstęp

Osiągnięcia założonych celów można dokonać stosując różne rozwiązania, niekiedy nawet bardzo odmienne pod względem przyjętego zakresu prowadzonych prac lub wybranej technologii. Rozwiązanie to powinno w sposób najbardziej optymalny doprowadzić do oczekiwanego rezultatu przy uwzględnieniu skuteczności w realizacji założonego celu, korzystności określającej łączne dodatnie korzyści netto, a także ekonomiczności wyrażonej relacją wartości uzyskanych efektów do nakładu czynników niezbędnych do ich uzyskania.

Kategorią umożliwiającą ocenę planowanych działań gospodarczych jest efektywność ekonomiczna. Jest wykorzystywana jako kryterium oceny działalności podejmowanych w różnych obszarach (zarówno na poziomie mikro, jak i makro) warunkując tym samym ich funkcjonowanie. Efektywność ekonomiczna jest zatem kategorią wykorzystywaną w procesie decyzyjnym do weryfikacji skuteczności i ekonomiczności planowanych bądź prowadzonych działań. Jest miarą korzyści netto dla społeczeństwa wynikających z realizacji określonego przedsięwzięcia¹.

Celem niniejszego artykułu jest przeprowadzenie oceny efektywności ekonomicznej na podstawie dynamicznego kosztu jednostkowego (*dynamic generation cost* – DGC) oraz wykazanie użyteczności tej metody przy doborze rozwiązań kształtujących retencję zlewni rzecznej na terenach zurbanizowanych. W ostatnich latach zaobserwowano (między innymi w warunkach Wielkopolski) nasilenie się zjawisk niekorzystnych, często nawet ekstremalnych, takich, jak susze i powodzie. Szczególnego znaczenia nabierają ze względu na powodowane straty powodzie miejskie, wywołane między innymi coraz szybszym odprowadzaniem (spływem) wód powierzchniowych związanym z rosnącym udziałem powierzchni nieprzepuszczalnych (uszczelnionych). Problem ten dotyczy zarówno obszary miast, jak i podlegających intensywnej suburbanizacji gmin wiejskich w bezpośrednim sąsiedztwie dużych miast, jak na przykład Poznań². Przeciwdziałanie tym zjawiskom wymaga zastosowania kompleksowych rozwiązań technicznych i nietechnicznych, które można zdefiniować jako zabiegi z zakresu małej retencji wodnej. Istotny jest przy tym wybór rozwiązań najbardziej optymalnych, czyli takich, które zapewnią nie tylko osiągnięcie założonego celu (poprawa zdolności retencyjnej), ale będą także generowały możliwie najniższe koszty z punktu wi-

¹ Zgodnie z teorią ekonomii dobrobytu korzyści netto dla społeczeństwa stanowią nadwyżkę korzyści nad kosztami społecznymi. K. Malik, *Ewaluacja polityki rozwoju regionu. Metody, konteksty i wymiary rozwoju zrównoważonego*, „Studia KPZK PAN”, z. 135, Warszawa 2011, s. 93.

² Więcej na ten temat zob.: Cz. Przybyła, J. Bykowski, K. Mroziak, M. Napierała, *Rola infrastruktury wodno-melioracyjnej w procesie suburbanizacji*, „Annual Set The Environment Protection” 2011 nr 13, s. 769-786; K. Mroziak, Cz. Przybyła, *Problemy zarządzania zasobami wodnymi w procesie suburbanizacji na przykładzie Poznańskiego Obszaru Metropolitalnego*, „Finanse Komunalne” 2012 nr 12, s. 37-48.

dzenia interesu społecznego (zarówno inwestycyjne, jak i eksploatacyjne). Dlatego w niniejszym artykule wykorzystując metodę DGC przeanalizowano trzy alternatywne rozwiązania, które w równym stopniu przyczyniają się do poprawy zdolności retencyjnych zlewni rzeki Skórczynki oraz wskazano rozwiązania najbardziej optymalne dla społeczeństwa.

Efektywność ekonomiczna a efektywność kosztowa planowanych przedsięwzięć

Analizę oceny efektywności ekonomicznej projektów publicznych można przeprowadzić wykorzystując następujące metody: analizę kosztów i korzyści (*cost benefit analysis*) oraz analizę efektywności kosztowej (*cost-effectiveness analysis*)³. Pierwsza z metod, pomimo swojej kompleksowości, ma jednak wiele ograniczeń. Wśród nich wymienić należy między innymi ograniczenia techniczne dotyczące trudności z wyceną kosztów i korzyści⁴, rozbieżność celów, które nie zawsze stawiają na pierwszym miejscu efektywność, brak dostępnych danych⁵ czy też odmienny zakres i specyfikę planowanych przedsięwzięć (projektów)⁶.

Druga z metod, analiza efektywności kosztowej, pozwala dokonywać porównań alternatywnych projektów o niepowtarzalnym wspólnym efekcie mogących różnić się wielkością oraz zakresem prowadzonych działań. Umożliwia przeprowadzenie analizy *ex-ante* i wskazanie rozwiązań o najniższym koszcie⁷. Od instytucji publicznych oczekuje się wydatkowania środków w sposób jak najlepszy, czyli osiągnięcia z danej ich ilości możliwie największego efektu⁸. Ponadto, ocena efektywności kosztowej ma istotne znaczenie dla efektywności ekonomicznej wydatkowania środków publicznych. Można sądzić, iż jej celem jest optymalizacja efektywności ekonomicznej z punktu widzenia szerokiej strategii rozwoju,

³ Więcej na ten temat zob.: Przewodnik do analizy kosztów i korzyści projektów inwestycyjnych, Komisja Europejska, Bruksela 2008; A. Becla, S. Czaja, A. Zielińska, *Analiza kosztów – korzyści w wycenie środowiska przyrodniczego*, Warszawa 2012.

⁴ Zob. przykładowo: M. Ligus, *Analiza porównawcza opłacalności finansowo-ekonomicznej technologii odnawialnych źródeł energii*, „Ekonomia i Środowisko” 2012 nr 2 (40), s. 90-109.

⁵ Więcej na ten temat zob.: A. Drobnia, *Zastosowanie analizy kosztów i korzyści w ocenie projektów publicznych*, Katowice 2002, s. 120-122; F. Piontek, *Metodyka oceny efektywności wydatkowania ekologicznych funduszy celowych*, „Rocznik Ochrony Środowiska” 1999 t. 1, s. 215-228; K. Malik, op. cit., s. 122.

⁶ Więcej na ten temat zob.: B. Kryk, *Rachunek sozoeconomiczny działalności gospodarczej na przykładzie energetyki zawodowej regionu szczecińskiego*, Szczecin 2003; eadem, *Gospodarowanie i zarządzanie środowiskiem*, Szczecin 2012; J. Famielec, *Straty i korzyści ekologiczne w gospodarce narodowej*, Warszawa 1999; K. Górka, B. Poskrobko, W. Radecki, *Ochrona środowiska*, Warszawa 2001.

⁷ E. Broniewicz, *Efektywność kosztowa jako jedna z metod ekonomicznej oceny polityki ekologicznej*, „Ekonomia i Środowisko” 2012 nr 3(43), s. 19-23.

⁸ T. Żylicz, *Skuteczność a efektywność*, „Aura – Ochrona Środowiska” 2006 nr 10.

a nie pojedynczego projektu⁹. Umożliwia bowiem wybór tych projektów, które z jednej strony zagwarantują osiągnięcie założonych celów przy możliwie najmniejszych nakładach finansowych¹⁰.

Ocena efektywności kosztowej na podstawie dynamicznego kosztu jednostkowego

Jedną z metod oceny efektywności kosztowej jest analiza dynamicznego kosztu jednostkowego. Metoda zestawia ze sobą zdyskontowane nakłady oraz zdyskontowane efekty (rezultaty) projektu i pokazuje jaki jest zdyskontowany koszt uzyskania jednostki rezultatu. Konstrukcja wskaźnika obejmuje nie tylko koszty inwestycyjne ponoszone w związku z realizacją projektu, ale również koszty eksploatacyjne wynikające z funkcjonowania (utrzymania) nieruchomości występujące w całym okresie gospodarczego życia obiektu¹¹. Może być zastosowana do oceny alternatywnych projektów, które zmierzają do osiągnięcia tego samego celu, czyli posiadają przede wszystkim wspólny i wyrażony ilościowo wskaźnik rezultatu.

$$DGC = P_R = \frac{\sum_{t=0}^n \frac{KI_t + KE_t}{(1+i)^t}}{\sum_{t=0}^n \frac{R_t}{(1+i)^t}}$$

gdzie:

KI_t – koszty inwestycyjne poniesione w roku t ;

KE_t – koszty eksploatacyjne poniesione w roku t ;

i – stopa dyskontowa;

t – rok analizy (przyjmuje wartości od 0 do n);

R – miara rezultatu wyrażona w jednostkach fizycznych uzyskiwanego w poszczególnych latach;

PR – cena za jednostkę fizyczną rezultatu projektu.

Dynamiczny koszt jednostkowy jest równy cenie, która pozwala na uzyskanie zdyskontowanych przychodów równych zdyskontowanym kosztom. Można

⁹ M. Molo, *Zasady oceny efektywności ekonomicznej realizowanych przedsięwzięć*, Ekspertyza przygotowana dla Urzędu Marszałkowskiego Województwa Małopolskiego, Kraków 2008, s. 11-15.

¹⁰ Więcej na temat efektywności kosztowej zob.: P. Idczak, K. Mroziak, *Ocena efektywności kosztowej rozwiązań kształtujących retencję zlewni rzecznej jako sposobu ograniczania zagrożenia powodziowego*, w: J. Potocki, J. Ładysz (red.), *Aktualne aspekty polityki społeczno-gospodarczej i przestrzennej*, „Prace Naukowe Uniwersytetu Ekonomicznego”, Wrocław 2014, s. 102-111.

¹¹ J. Dyduch, *Wykorzystanie dynamicznego kosztu jednostkowego w ocenie efektywności projektów ekologicznych*, „Prace Naukowe Uniwersytetu Ekonomicznego”, nr 289, Wrocław 2013, s. 141-142.

zatem sądzić, że metoda ta pokazuje techniczny koszt wytworzenia jednostki rezultatu projektu (zł/R). Uwzględnia zmienną wartość pieniądza w czasie (dyskonta) zarówno po stronie kosztów, jak i rezultatów, co oznacza, że pozwala scharakteryzować inwestycję w całym okresie jej funkcjonowania. Metoda ta z powodzeniem może być wykorzystywana do oceny projektów związanych z ochroną środowiska¹².

Metoda DGC jest szczególnie istotna z punktu widzenia niniejszej analizy, ponieważ ułatwia dokonanie wyboru rozwiązania pozwalającego na uzyskanie pożądanego rezultatu przy najniższym koszcie dla społeczeństwa. Jeśli zatem alternatywne projekty charakteryzują się identyczną miarą rezultaty, to w interesie społecznym jest wskazanie tej inwestycji, która posiada najniższą wartość wskaźnika dynamicznego kosztu jednostkowego¹³.

Zlewnia rzeki Skórzynki

Przedsięwzięciem o charakterze środowiskowym, które w niniejszym artykule poddane zostanie ocenie efektywności ekonomicznej jest projekt mający na celu poprawę zdolności retencyjnej zlewni rzeki Skórzynki w celu obniżenia zagrożenia powodzią miejskimi i lokalnymi podtopieniami. Zakres terytorialny prowadzonej analizy obejmuje zlewnię rzeki Skórzynki, zlokalizowaną w obrębie gmin wiejskich Tarnowo Podgórne i Dopiewo oraz miasta Poznań. Recypientem Skórzynki jest Potok Junikowski, który stanowi skalną część wód powierzchniowych o numerze W1007 (Warta od Kopli do Różanego Potoku). Jest to zlewnia, na której obserwuje się intensywne tempo zmian zagospodarowania terenu (dominujący kierunek to zamiana użytków rolnych na tereny zabudowane i zainwestowane). Obecnie tereny użytkowane rolniczo zajmują już tylko 31% zlewni. Z kolei tereny zabudowy mieszkaniowej wraz zabudową usługową i przemysłową, terenami komunikacyjnymi i kolejowymi zajmują 54% zlewni (rysunek 1). Skalę problemu potwierdza fakt, że zabudowa pojawia się także na gruntach wysokich klas obejmujących kompleksy rolniczej przydatności 1-5 i 8¹⁴. Obserwowany wzrost udziału terenów nieprzepuszczalnych prowadzi do podwyższenia i przyspieszenia spływu powierzchniowego, maksymalnych przepływów oraz tempa i wielkości odpływu, co przy niedostosowanym systemie odprowadzania (gromadzenia) wody deszczowej prowadzi do lokalnych podtopień i powodzi miejskich. W przypadku Skórzynki zjawisko takie obserwowano między innymi w sierpniu

¹² J. Rączka, *The cost-effectiveness analysis – a superior alternative to the cost-benefit analysis of environmental infrastructure investments*, European Commission, www.ec.europa.eu [02-07-2013].

¹³ Więcej na ten temat zob.: J. Rączka, *Analiza efektywności kosztowej w oparciu o wskaźnik dynamicznego kosztu jednostkowego*, NFOŚiGW www.nfosigw.gov.pl [20-06-2013].

¹⁴ Szczegółową charakterystykę zlewni Skórzynki zawiera monografia: K. Mroziak, Cz. Przybyła, *Mała retencja w planowaniu przestrzennym*, Poznań 2013, s.170-178.

2010 roku¹⁵. W celu ograniczenia negatywnych skutków zachodzących zmian niezbędna jest realizacja zadań z zakresu małej retencji wodnej, zarówno technicznych i nietechnicznych.

Analiza porównawcza rozwiązań kształtujących retencję zlewni rzeki Skórzynki na podstawie metody DGC

Z punktu widzenia niniejszej problematyki niezwykle istotne jest dokonanie oceny o charakterze prospektywnym, czyli sporządzenie rachunku *ex ante* determinującego dokonanie wyboru spośród trzech planowanych alternatywnych rozwiązań. W niniejszej pracy rozpatrywano następujące możliwości:

1. Budowa zbiornika małej retencji zlokalizowanego w dolnej części zlewni Skórzynki na terenie należącym do Lasów Państwowych Skarbu Państwa położonym pomiędzy ulicami Malwową i Chryzantemową w Poznaniu o powierzchni około 1,15 ha, który pozwoli na czasową retencję dopływu wody z deszczów nawalnych o objętości około 15 000 m³ (rysunek 1)¹⁶.
2. Podniesienie zdolności retencyjnej zlewni poprzez zastosowanie określonych zabiegów agrotechnicznych (między innymi agromelioracje (spulchnianie, oka agromelioracyjna, wsiewki poplonowe, uprawa konserwująca)¹⁷ (z zakresu metod nietechnicznych) na terenach użytkowanych rolniczo. W przypadku zlewni Skórzynki grunty predestynowane pod tego typu zabiegi zlokalizowane są w jej górnej części i obejmują około 28% całkowitej powierzchni zlewni. Zakłada się poprawę parametrów fizyko-wodnych gleb i uzyskanie dodatkowo 20 mm potencjału retencyjnego. W celu uzyskania zakładanego poziomu 15 000 m³ niezbędne jest zatem zastosowanie zabiegów agrotechnicznych na powierzchni 75 ha, co stanowi nieco ponad 7,2% powierzchni zlewni i 25% gruntów predestynowanych do tego typu zabiegów.
3. Wprowadzenie zdecentralizowanych systemów zagospodarowania wody deszczowej. Wprowadzenie systemów gromadzenia wody można zastosować zarówno w gospodarstwach domowych jak i przedsiębiorstwach. Dostępna jest szeroka gama rozwiązań technicznych o parametrach dostosowanych do powierzchni, z której zbierana jest deszczówka. Proponowane systemy (na przykład ogrodowe) umożliwiają wykorzystanie oczyszczonej i zebranej w zbiorniku podziemnym wody deszczowej do różnych celów, na przykład podlewania roślin, mycia powierzchni zewnętrznych i samochodów. Bardziej złożone systemy pozwalają na wykorzystywanie deszczówki także do celów domowych (splukiwanie toalet i pranie). W przypadku nadmiaru wody stosuje się dodatkowo systemy rozsączające, które mają szczególne znaczenie w przypadku opadów nawalnych. Okazuje się bowiem,

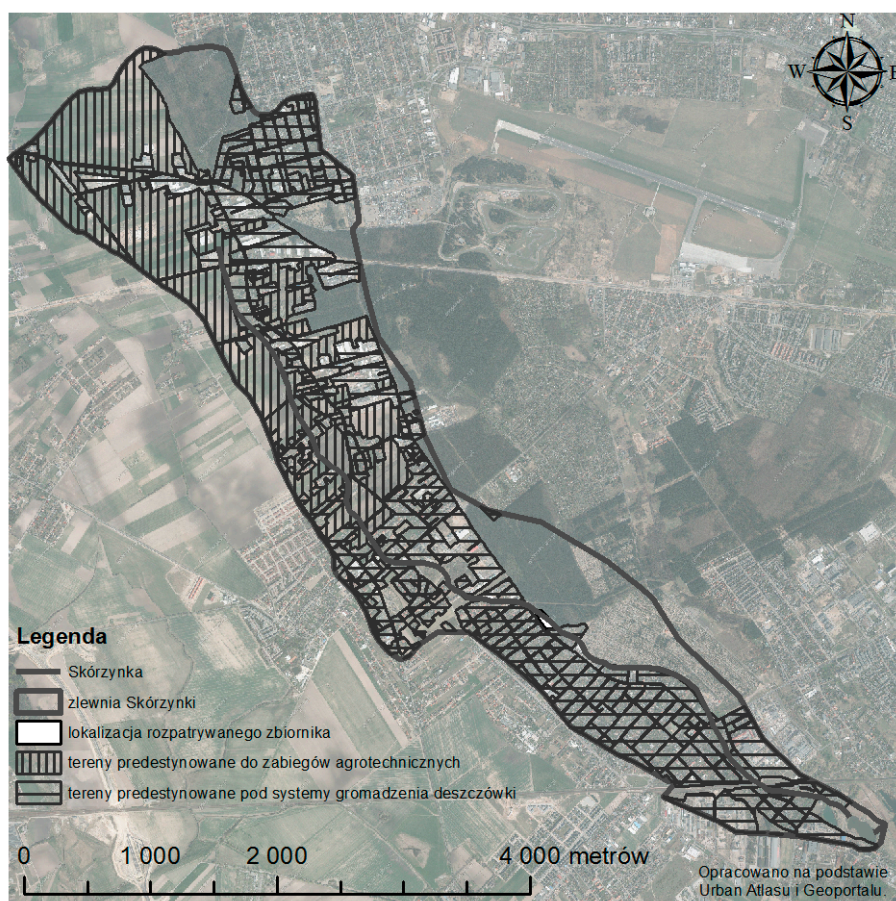
¹⁵ Ibidem.

¹⁶ Zgodnie z propozycją zawartą w ekspertyzie: Cz. Przybyła, K. Mrozik, *Ekspertyza dotycząca przyczyn podtopień nieruchomości zlokalizowanych wzdłuż cieków Skórzynka*, Poznań 2010.

¹⁷ Szerzej: K. Mrozik, Cz. Przybyła, *Mała retencja...*, s. 83-113.

że w praktyce zbiorniki na deszczówkę służącą celom domowym lub ogrodowym są zazwyczaj wypełnione. W analizie przyjęto, iż wszystkie rozwiązania będą równie skuteczne w osiągnięciu zasadniczego celu polegającego na poprawie retencji zlewni¹⁸, czego miarą rezultatu będzie ilość zretencjonowanej wody równa 15 000 m³. W tym celu założono realizację 150 systemów gromadzenia wody deszczowej w przedsiębiorstwach (produkcja, handel, logistyka i inne) o średniej zdolności retencyjnej 50 m³ i 1500 systemów gromadzenia wody deszczowej w indywidualnej zabudowie mieszkaniowej o przeciętnej zdolności gromadzenia wody wynoszącej 5 m³.

Rysunek 1
Obszar zlewni rzeki Skórzynki



¹⁸ Należy podkreślić, iż autorzy w tym miejscu abstrahują od innych celów możliwych do osiągnięcia przez każde z proponowanych rozwiązań.

Pierwsze z analizowanych rozwiązań to inwestycja o charakterze infrastrukturalnym, w ramach której przewiduje się wykonanie urządzeń wpustowych, spustowych oraz piętrzących mających na celu spiętrzenie wody oraz przetrzymanie jej w zbiorniku. Koszty inwestycyjne związane z budową takiego zbiornika oszacowano na poziomie 3 000 000,00 zł. Prawidłowe funkcjonowanie powstałej infrastruktury warunkowane będzie działaniami z zakresu bieżącego utrzymania nieruchomości. Ponoszone w tym celu koszty eksploatacyjne ustalono na poziomie 14 100,00 zł rocznie¹⁹.

W przypadku drugiego rozwiązania – metod nietechnicznych – w analizie założono, iż wykonywanie określonych zabiegów nastąpi przez bezpośrednich użytkowników (rolników) prowadzących uprawę na obszarze zlewni w drodze ustanowienia regulacji prawnych. Regulacje te zagwarantują obowiązek stosowania rekomendowanych zabiegów oraz jako formę rekompensacji za utraconą samodzielność decyzyjną w zakresie prowadzenia upraw zaoferując płatność środowiskową. Roczny koszt całkowity związany z wypłatą takich płatności środowiskowych oszacowano na poziomie 28 725,00 zł²⁰.

Trzecie rozwiązanie wiąże się z instalacją ogrodowego systemu zagospodarowania wody deszczowej ($V=1\text{m}^3$) wraz z dodatkowym systemem rozsączania wody ($V=4\text{m}^3$) na działkach z zabudową jednorodzinną. Z kolei dla terenów działalności gospodarczej przewiduje się również ogrodowe systemy zagospodarowania wody deszczowej ($V=5\text{m}^3$) oraz systemy rozsączania wody ($V=20\text{m}^3$) lub inne alternatywne rozwiązania decentralne. Przewidywany łączny koszt instalacji tego typu urządzeń na terenie analizowanej zlewni wynosi 19 500 000,00 zł. Natomiast poziom kosztów eksploatacyjnych zapewniających bieżące utrzymanie oszacowano na poziomie 3 000 000,00 zł.

Dokonując oceny efektywności kosztowej na podstawie dynamicznego kosztu jednostkowego przyjęto dalsze założenia:

- uwzględniono wartość pieniądza w czasie (dyskonto) i rezultatu;

¹⁹ Poziom kosztów eksploatacyjnych w tego typu inwestycjach określa się zazwyczaj w procentach nakładów inwestycyjnych. W kalkulacji uwzględniono średni jednostkowy koszt eksploatacji zbiornika retencyjnego, czyli 0,02 zł/m³, oraz jednostkowy wskaźnik strat spowodowanych zmniejszeniem zdolności wód do samooczyszczania, który wynosi 0,92 zł/m³. Dlatego do wyznaczenia łącznych kosztów eksploatacyjnych przyjęto wskaźnik równy 0,94 zł/m³. Uzyskany wynik jest iloczynem tego wskaźnika i objętości zbiornika. Za: R. Miłaszewski, *Metody określania kosztów środowiskowych i zasobowych spowodowanych użytkowaniem wód*, „Rocznik Ochrony Środowiska” 2009 t. 11, s. 351.

²⁰ Wysokość płatności środowiskowej oszacowano na podstawie płatności możliwych do uzyskania w ramach działania „Program rolno-środowiskowy” objętego Programem Rozwoju Obszarów Wiejskich na lata 2007–2013. Przyjęto średnią dla wariantów dostępnych w ramach pakietu 8 „ochrona gleb i wód”, czyli 383 zł/ha. Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 13 marca 2013 r. w sprawie szczegółowych warunków i trybu przyznawania pomocy finansowej w ramach działania „Program rolno-środowiskowy” objętego Programem Rozwoju Obszarów Wiejskich na lata 2007–2013 (Dz. U. 2013 poz. 361). Należy również zaznaczyć, iż ważnym założeniem prowadzonej analizy jest osiągnięcie tych samych rezultatów przez różne rozwiązania. Retencja na poziomie 15 tys. m³ możliwa jest do osiągnięcia na obszarze stanowiącym 25% powierzchni terenu predysponowanego do tego typu zabiegów. Oznacza to, iż płatność środowiskowa będzie przyznawana do 73 ha powierzchni zlewni.

- w analizie zastosowano ceny stałe;
 - jako okres analizy (równy okresowi gospodarczego życia projektu) przyjęto 30 lat;
 - w analizie uwzględniono nakłady inwestycyjne oraz koszty eksploatacyjne w przypadku zbiornika retencyjnego oraz koszt funkcjonowania płatności środowiskowych ponoszonych w całym okresie referencyjnym;
 - przyjęto stopę dyskontową na poziomie 5,5%²¹;
 - jako miarę rezultatu przyjęto m³ zretencjonowanej wody.
- Wyniki analizy porównawczej trzech alternatywach rozwiązań przedstawiono w tabeli 1.

Tabela 1
Analiza porównawcza trzech rozwiązań alternatywnych

| Lp. | Wyszczególnienie | ZMR Skórzynka | Zabiegi agrotechniczne | Systemy gromadzenia wody |
|-----|---|---------------|------------------------|--------------------------|
| 1 | Wskaźnik miary rezultatu [m ³] | 15 000 | | |
| 2 | Zdyskontowana miara rezultatu [m ³] | 229 996,50 | | |
| 3 | Wartość kosztów inwestycyjnych [zł] | 3 000 000,00 | - | 19 500 000,00 |
| 4 | Wartość kosztów eksploatacyjnych [zł/rok] | 14 100,00 | - | 3 000 000,00 |
| 5 | Wartość płatności środowiskowych [zł/rok] | | 28 725,00 | |
| 6 | Suma zdyskontowanych kosztów (inwestycyjnych i eksploatacyjnych)/ płatności środowiskowych [zł] | 3 204 925,81 | 446 206,83 | 63 101 235,51 |
| 7 | Wskaźnik dynamicznego kosztu jednostkowego [zł] | 13,93 | 1,94 | 274,36 |

Zgodnie z interpretacją dynamicznego kosztu jednostkowego uzyskane wartości w ostatnim wierszu tabeli 1 są ceną uzyskania jednej jednostki przyjętej miary rezultatu, czyli w analizowanym przypadku ceną zretencjonowania 1 m³ wody. Dokonując porównania należy stwierdzić, iż rozwiązaniem najbardziej optymalnym w poprawie zdolności retencyjnych zlewni rzeki Skórzynki jest rozwiązanie nr 2, czyli zastosowane wskazanych zabiegów agrotechnicznych na predysponowanym do tego celu obszarze. Rozwiązanie to będzie najbardziej efektywne z punktu widzenia interesu społecznego, ponieważ pozwoli na osiągnięcie założonego celu (poprawa zdolności gromadzenia i przetrzymywania wody) przy możliwie najniższym koszcie.

²¹ Zastosowano tutaj tak zwaną społeczną stopę dyskontową (*social discount rate*), która powinna uwzględniać społeczny punkt widzenia na sposób wyceny przyszłych korzyści i kosztów w stosunku do obecnych. Zgodnie z zaleceniem Komisji Europejskiej (w przypadku takich krajów jak Polska) poziom tej stopy w analizach ekonomicznych powinien wynieść 5,5%. Więcej na ten temat zob.: *Przewodnik...*, s. 62-65, 231-235.

Podsumowanie

Przeprowadzone w niniejszym artykule analizy wykazały, że metoda dynamicznego kosztu jednostkowego z powodzeniem może być wykorzystana w procesie podejmowania decyzji dotyczących wyboru najbardziej efektywnych rozwiązań kształtujących zdolności retencyjne zlewni rzecznej na obszarach zurbanizowanych. Specyficzne cechy tych obszarów (na przykład duża ilość powierzchni nieprzepuszczalnych, szybki spływ wód) warunkują możliwość zastosowania konkretnych rozwiązań, a tym samym utrudniają sporządzenie rachunku ekonomicznego (trudności w zakresie wyceny kosztów i korzyści). Metoda DGC skoncentrowana jest na celu, którym w tym przypadku jest osiągnięcie określonego poziomu retencji. Pozwala na porównanie i dokonanie selekcji przedsięwzięć najbardziej optymalnych, czyli takich, które zapewnią osiągnięcie założonego poziomu retencji i będą także generowały możliwie najniższe koszty zarówno na etapie wdrażania, jak i funkcjonowania.

Metoda dynamicznego kosztu jednostkowego koncentruje się na jednym celu nadrzędnym i temu celowi podporządkowany jest wybór rozwiązań optymalnych. Każde z rozwiązań analizowanych w artykule może prowadzić do realizacji również innych celów (identycznych lub odmiennych). Biorąc to pod uwagę należy stwierdzić, że analiza oparta na DGC ma ograniczone zastosowanie jako kompleksowa metoda wyboru rozwiązań prowadzących do osiągania wielu celów (na przykład zbiornik retencyjny może gromadzić wodę, ale również służyć dla celów rekreacyjno-sportowych). Może stanowić jednak punkt wyjściowy do prowadzenia dalszych analiz nad konkretnym rozwiązaniem, na przykład opierając się na analizie kosztów i korzyści.

Praca wykonana w ramach realizacji projektu badawczego Narodowego Centrum Nauki nr 2011/01/B/HS4/03298

Literatura

- Becla A., Czaja S., Zielińska A., *Analiza kosztów – korzyści w wycenie środowiska przyrodniczego*, Warszawa 2012
- Broniewicz E., *Efektywność kosztowa jako jedna z metod ekonomicznej oceny polityki ekologicznej*, „*Ekonomia i Środowisko*” 2012 nr 3(43)
- Drobniak A., *Zastosowanie analizy kosztów i korzyści w ocenie projektów publicznych*, Katowice 2002
- Dyduch J., *Wykorzystanie dynamicznego kosztu jednostkowego w ocenie efektywności projektów ekologicznych*, „*Prace Naukowe Uniwersytetu Ekonomicznego*”, nr 289, Wrocław 2013
- Famielec J., *Straty i korzyści ekologiczne w gospodarce narodowej*, Warszawa 1999
- Górka K., Poskrobko B., Radecki W., *Ochrona środowiska*, Warszawa 2001
- Idczak P., Mroziak K., *Ocena efektywności kosztowej rozwiązań kształtujących retencję zlewni rzecznej jako sposobu ograniczania zagrożenia powodziowego*, w: Potocki J., Ładysz J. (red.), *Aktualne aspekty polityki społeczno-gospodarczej i przestrzennej*, „*Prace Naukowe Uniwersytetu Ekonomicznego*”, Wrocław 2014

- Kryk B., *Gospodarowanie i zarządzanie środowiskiem*, Szczecin 2012
- Kryk B., *Rachunek sozoeconomiczny działalności gospodarczej na przykładzie energetyki zawodowej regionu szczecińskiego*, Szczecin 2003
- Ligus M., *Analiza porównawcza opłacalności finansowo-ekonomicznej technologii odnawialnych źródeł energii*, „Ekonomia i Środowisko” 2012 nr 2 (40)
- Malik K., *Ewaluacja polityki rozwoju regionu. Metody, konteksty i wymiary rozwoju zrównoważonego*, „Studia KPZK PAN”, z. 135, Warszawa 2011
- Miłaszewski R., *Metody określania kosztów środowiskowych i zasobowych spowodowanych użytkowaniem wód*, „Rocznik Ochrony Środowiska” 2009 t. 11
- Molo M., *Zasady oceny efektywności ekonomicznej realizowanych przedsięwzięć*, Ekspertyza przygotowana dla Urzędu Marszałkowskiego Województwa Małopolskiego, Kraków 2008
- Mrozik K., Przybyła Cz., *Mała retencja w planowaniu przestrzennym*, Poznań 2013
- Mrozik K., Przybyła Cz., *Problemy zarządzania zasobami wodnymi w procesie suburbanizacji na przykładzie Poznańskiego Obszaru Metropolitalnego*, „Finanse Komunalne” 2012 nr 12
- Piontek F., *Metodyka oceny efektywności wydatkowania ekologicznych funduszy celowych*, „Rocznik Ochrony Środowiska” 1999 t. 1
- Przewodnik do analizy kosztów i korzyści projektów inwestycyjnych*, Komisja Europejska, Bruksela 2008
- Przybyła Cz., Bykowski J., Mrozik K., Napierała M., *Rola infrastruktury wodno-melioracyjnej w procesie suburbanizacji*, „Annual Set The Environment Protection” 2011 nr 13
- Przybyła Cz., Mrozik K., *Ekspertyza dotycząca przyczyn podtopień nieruchomości zlokalizowanych wzdłuż cieku Skórzynka*, Poznań 2010
- Rączka J., *Analiza efektywności kosztowej w oparciu o wskaźnik dynamicznego kosztu jednostkowego*, www.nfosigw.gov.pl
- Rączka J., *The cost-effectiveness analysis – a superior alternative to the cost-benefit analysis of environmental infrastructure investments*, European Commission, www.ec.europa.eu
- Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 13 marca 2013 r. w sprawie szczególnych warunków i trybu przyznawania pomocy finansowej w ramach działania „Program rolnośrodowiskowy” objętego Programem Rozwoju Obszarów Wiejskich na lata 2007–2013 (Dz. U. 2013 poz. 361)
- Żylicz T., *Skuteczność a efektywność*, „Aura – Ochrona Środowiska” 2006 nr 10

Anna Siemieniuk • Joanna Szczykowska • Rafał Miłaszewski

EKONOMICZNE I EKOLOGICZNE ASPEKTY BUDOWY I FUNKCJONOWANIA MAŁEJ RETENCJI WODNEJ NA PODLASIU

Anna Siemieniuk, dr inż. – Politechnika Białostocka

Joanna Szczykowska, dr – Politechnika Białostocka

Rafał Miłaszewski, prof. dr hab. inż. – Politechnika Białostocka

adres korespondencyjny:

Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska

ul. Wiejska 45 B, 15-351 Białystok

e-mail: a.siemieniuk@pb.edu.pl

ECONOMIC AND ECOLOGICAL ASPECTS OF THE CONSTRUCTION AND OPERATION OF SMALL WATER RETENTION IN PODLASIE

SUMMARY: It should be taken into account, while creating programs for small water retention, that positive results may be obtained only in the case of clear water retention.

During construction of small water reservoirs, cost effectiveness of maintenance as well as quality of stream water inlet should be taken into account.

The article presents conditions of water retention in small reservoirs in the Podlaskie Voivodeship, forms of financing and their dependence of the type of investment. Soil quality and the use of land for agricultural purposes have an effect on the quality of water in the reservoir basin. This generates a cost increase brought by a need to reclaim the existing reservoirs.

KEYWORDS: small retention reservoirs, eutrophication

Wstęp

Przystąpienie Polski do Unii Europejskiej zmieniło podejście do budowy dużych i małych zbiorników wodnych. Za podstawowy cel obrano gospodarowanie wodą u źródła powstawania zasobów wodnych, czyli na terenach leśnych i rolniczych. Ma to decydujący wpływ na jakość i ilość tych zasobów. Doświadczenia wskazują, że nie zawsze dawał on dobre rezultaty¹.

Nowe podejście do gospodarki wodami wynika z postanowień ustawy – Prawo wodne, oraz zaleceń Ramowej Dyrektywy Wodnej Unii Europejskiej. W aktach tych zwraca się uwagę na potrzebę zarządzania gospodarką wodną na poziomie zlewni oraz dążenie do uzyskania „dobrego stanu ekologicznego wód” – jako głównego celu Ramowej Dyrektywy Wodnej Unii Europejskiej². Wynika on z wprowadzenia do polityki zasady zrównoważonego rozwoju i dotyczy głównie zaspokojenia zapotrzebowania na wodę ludności, rolnictwa i przemysłu, promowania zrównoważonego korzystania z wód, ochrony wód i ekosystemów znajdujących się w dobrym stanie ekologicznym. Dalsze działania wynikają z konieczności poprawy jakości wód i stanu ekosystemów zdegradowanych działalnością człowieka, a także obniżenia poziomu zanieczyszczenia wód podziemnych i zmniejszenia skutków powodzi i suszy.

Uwarunkowania retencjonowania wód

Programy małej retencji były tworzone głównie przez wojewódzkie zarządy melioracji i urzędów wodnych i przy ich planowaniu korzystano z wcześniejszych opracowań programów małej retencji, planów zagospodarowania przestrzennego gmin oraz innych dostępnych materiałów, takich jak różnego rodzaju ustawy, publikacje, artykuły czy rozporządzenia. Obejmowały one ustalenia aktualnych potrzeb budowy zbiorników oraz ich usytuowanie. Dla każdego zbiornika prowadzone jest oddzielne postępowanie, mające na celu uzasadnienie słuszności jego powstania. Podczas tworzenia programów istotną rolę miało wybranie odpowiedniej lokalizacji. W tym celu rozpatrywano zarówno aspekty przyrodnicze, jak i ekonomiczne oraz techniczne, a także jak najmniejszą ingerencję w środowisko. Przedstawiono również zarówno pozytywne, jak i niekorzystne wpływy, na które należałoby zwrócić uwagę przy opracowaniach projektowych. Program małej retencji wodnej dla województwa podlaskiego powstał w wyniku konkretnych przesłanek zaczerpniętych z wcześniejszych opracowań, a mianowicie:

- niedoboru wód powierzchniowych służących nawadnianiu terenów rolniczych;
- niesprzyjającego kształtowania się bilansu wodnego i występowania susz hydrologicznych;

¹ W. Mioduszeński, *Mała retencja. Ochrona zasobów wodnych i środowiska naturalnego. Poradnik*, Falenty 2003.

² W. Mioduszeński (red.), *Woda w krajobrazie rolniczym*, Falenty 2006.

- zanikania wartościowych zbiorowisk roślinności hydrofilnej;
- próby zapobiegania nadmiernym wahaniom stanów wód powierzchniowych;
- obniżenia poziomów wód podziemnych spowodowane powiększaniem się lejów depresyjnych na terenach dużych ujęć przemysłowych i komunalnych;
- zbyt szybkiego spływu wód powierzchniowych, który był przyczyną erozji gruntów;
- postępującej degradacji hydrotechnicznej i wodno-melioracyjnej;
- niedoboru zbiorników rekreacyjnych na terenie dużych miast³.

Każde działania, również te związane z gospodarką wodną podlegają pewnym prawom. Zgodnie z nimi, chcąc zrealizować jakiekolwiek przedsięwzięcie związane z wykonaniem zbiornika, bądź też budowlę o wysokości piętrzenia powyżej 1 metra, należy opracować odpowiednią dokumentację, w tym raport oddziaływania na środowisko i uzyskać wymagane zezwolenia.

Tryb postępowania obejmuje:

- sprawdzenie zgodności z miejscowym planem zagospodarowania przestrzennego;
- pozyskanie decyzji o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu w oparciu o koncepcję rozwiązań technicznych i wstępnego raportu oddziaływania na środowisko planowanej inwestycji;
- uzyskanie decyzji ustalającej warunki prowadzenia robót;
- uzyskanie pozwolenia wodnoprawnego na wykonanie i szczególne korzystanie z wód;
- uzyskanie decyzji o pozwoleniu na budowę⁴.

Każda budowla, nawet ta najmniejsza, jest wynikiem prac inżynierskich i powinna bazować na obowiązujących standardach. Realizując plany budowy obiektów hydrotechnicznych należy wziąć pod uwagę ich ewentualny, negatywny wpływ na środowisko oraz czy nie wyrządzą szkód na terenach podlegających osobom trzecim⁵.

Małe zbiorniki retencyjne są tworzone w celu magazynowania wody i umożliwiają dysponowanie nią. Jeśli chodzi o konstrukcję samego zbiornika, to musi ona uwzględniać jego funkcje i przeznaczenie, a także spełniać uwarunkowania związane z bezpieczeństwem. Dla mniejszych zbiorników wodnych, również ze względu na koszty, nie prowadzi się tak szczegółowych badań i studiów rozpoznawczych jak dla dużych zapór lub zbiorników. Jednak pewne prace, takie jak, rozpoznanie podłoża, obliczenia hydrauliczne, prace pomiarowe, ocena bilansu wodnego czy też wybranie odpowiedniej lokalizacji, muszą być wykonane⁶. Programy małej retencji powinny także uwzględnić: układ administracyjny, aktualną ewidencję obiektów już istniejących, zagospodarowanie zlewni, oraz harmonogram finansowy realizacji programu. Podczas projektowania i budowy zbiorni-

³ *Program małej retencji wodnej dla województwa białostockiego*, Warszawa 1996, udostępnione przez Wojewódzki Zarząd Melioracji i Urządzeń Wodnych w Białymstoku.

⁴ W. Mioduszewski, op. cit.

⁵ W. Mioduszewski, *Małe zbiorniki wodne*, Falenty 2006.

⁶ W. Mioduszewski, *Ochrona i kształtowanie zasobów wodnych w krajobrazie rolniczym*, Falenty 1999.

ków retencyjnych należy zdefiniować takie parametry jak charakterystyczne poziomy piętrzenia czy pojemność zbiorników⁷.

Tworząc programy małej retencji wodnej należy wziąć pod uwagę fakt, iż stosowne efekty osiągnie się jedynie przy retencionowaniu czystej wody. Dlatego też podczas wprowadzania programu w życie należy prowadzić działania mające na celu poprawę jakości wód odprowadzanych ze zlewni.

Oddziaływanie zbiorników małej retencji na środowisko

Ocena oddziaływania na środowisko obejmuje projekty inwestycyjne, konkretne rozwiązania projektowe, a także obiekty już istniejące lub ich zespoły⁸. Oddziaływanie zbiorników retencyjnych na środowisko należy oceniać w skali regionalnej i lokalnej, zarówno w aspekcie przyrodniczym, społecznym, jak i gospodarczym w trakcie budowy oraz eksploatacji.⁹

Niejednokrotnie zaznaczano pozytywny wpływ małych zbiorników wodnych na środowisko przyrodnicze oraz bilans wodny. Jednak istnieją sytuacje, w których budowa zbiorników może przynieść też szkody. Na obszarach cennych pod względem przyrodniczym taka ingerencja może przynieść więcej szkód niż pożytku. Czasami podwyższenie poziomu zwierciadła wód gruntowych może spowodować podtopienie pól uprawnych, lasów, sadów, czy zabudowań. Ponadto przegradzanie koryt rzecznych może zakłócać migrację ryb, dlatego w takich wypadkach należy wybudować przepławki, dzięki którym będą miały one możliwość pokonania stopnia wodnego¹⁰.

Wstępna ocena oddziaływania na środowisko obejmuje najistotniejsze elementy środowiska społeczno-gospodarczego i przyrodniczego. W ocenie przyrodniczej bierze się pod uwagę oddziaływanie na biocenozę, krajobraz, środowisko atmosferyczne, wody powierzchniowe, powierzchnię terenu a także zasoby kulturowe oraz historyczne. Ocena społeczno-gospodarcza obejmuje rozpoznanie efektów: gospodarczych (hodowla ryb, wykorzystanie produktywności gleb), turystyczno-rekreacyjnych oraz przeciwpowodziowych i przeciwpowozarowych. Przy ocenie wstępnej tworzona jest lista identyfikacji działań na poszczególne części środowiska. Następnie na jej podstawie stwierdza się brak lub występowanie oddziaływania na wymienione elementy w czasie budowy lub użytkowania. Wpływ obiektu na środowisko ocenia się w skali od -5 (ujemny wpływ na środowisko o największym nasileniu) do +5 (bardzo korzystny wpływ na środowisko), 0 punktów oznacza brak oddziaływania¹¹.

⁷ W. Depczyński, A. Szamowski, *Budowle i zbiorniki wodne*, Warszawa 1997.

⁸ W. Mioduszeński, *Mała retencja...*

⁹ W. Czamara, *Ocena oddziaływania zbiorników wodnych na środowisko*, „Gospodarka Wodna” 1997 nr 3.

¹⁰ W. Mioduszeński, *Ochrona i kształtowanie...*

¹¹ W. Mioduszeński, *Mała retencja...*

Budowa zbiorników małej retencji niesie ze sobą wiele konsekwencji, zarówno pozytywnych, jak i negatywnych. Dlatego przed rozpoczęciem realizacji przedsięwzięcia należy przeprowadzić analizę jego wpływu na środowisko. Zbiorniki wpływają na cechy hydrometryczne otoczenia, zwiększają wilgotność powietrza, mogą powodować wyparcie roślinności sucholubnej przez hydrofitową, zwiększają parowanie co wpływa na mikroklimat. Podsumowując warto wspomnieć o ewentualnych niekorzystnych efektach, takich jak zwiększenie erozji, emisji CO₂¹².

Możliwości finansowania inwestycji

Istotnym aspektem dotyczącym budowli retencyjnych jest opłacalność ekonomiczna przedsięwzięć. Wiele analiz ekonomicznych wykonanych w tym zakresie ukazuje nam ogromną przewagę małych inwestycji takich jak „mała retencja” nad dużymi zbiornikami retencyjnymi. Według danych przedstawionych przez Centrum Koordynacji Projektów Środowiskowych, koszt magazynowania 1 m³ wody w dużych zbiornikach wynosi od 15 do 40 zł, a w zbiornikach małej retencji wynosi on zaledwie 2-5 zł. „Mała retencja”, obok zdecydowanej przewagi w kontekście ekonomicznym, ma również wiele zalet w trudnym do wycenienia aspekcie środowiskowym¹³.

Większość zbiorników małej retencji na Podlasiu jest budowana jako obiekty wielofunkcyjne łączące szereg zadań – od zapewnienia niezbędnej ilości wody na potrzeby gospodarcze i hodowlę ryb przez ochronę przeciwpowodziową do wzrostu atrakcyjności przylegających terenów oraz ożywienie gminy pod względem turystycznym¹⁴. W związku z tym, w ostatnich latach, licząc od 2000 roku, istotnie wzrosło zapotrzebowanie na tego typu inwestycje w województwie podlaskim. Zbiorniki na terenie naszego województwa są rozmieszczone nierównomiernie, przy czym większość jest zlokalizowana w części południowej i środkowej. Najczęściej tego typu inwestycje są planowane i wykonywane wspólnym nakładem finansowym marszałka województwa, gminy, wojewódzkiego funduszu ochrony środowiska i Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska. Ponadto, inwestorem przedsięwzięcia może być wojewódzki zarząd melioracji i urządzeń wodnych. Mogą być one również realizowane w ramach Regionalnego Programu Operacyjnego Województwa Podlaskiego lub współfinansowane ze środków Unii Europejskiej Programu Rozwoju Obszarów Wiejskich. Koszty kwalifikowane realizacji inwestycji uzależnione są od wielu czynników, do których należą między innymi: koszty robót ziemnych i budowlano-montażowych (wraz z obsługą geodezyjną) związane z wielkością planowanego obiektu, zakup, dostawa i montaż

¹² *Program małej retencji...*

¹³ J. Michalak, Z. Nowicki, *Wyznaczanie zmian zasobów wód podziemnych w rejonach zbiorników małej retencji*, Warszawa 2009.

¹⁴ J. Szczukowska, A. Siemieniuk, J. Wiater, *Problemy ekologiczne zbiorników małej retencji na Podlasiu*, „Ekonomia i Środowisko” 2013 nr 4(47), s. 234-244.

materiałów i urządzeń, opracowanie dokumentacji, stanowiącej element realizowanej inwestycji i inne. Istnieją również koszty niekwalifikowane, takie jak przygotowanie inwestycji, w tym wykup gruntów wraz z odszkodowaniami oraz zadania uzupełniające bezpośrednio związane z inwestycją, do których należą między innymi zagospodarowanie terenu, ogrodzenia, drogi dojazdowe, koszty ponoszone z tytułu wynagrodzeń dla pracowników realizujących daną inwestycję.

Jako przykład może posłużyć inwestycja budowy zbiornika Otapy – Kiersnówek, zrealizowana w latach 2007–2008 w powiecie bielskim, której całkowity koszt wyniósł 3,5 mln zł. Zbiornik zlokalizowany jest w dolinie rzeki Nurzec, na jej prawym brzegu we wsi Kiersnówek. Powierzchnia zbiornika wyniosła 4,8 ha, przy powierzchni lustra wody 3,85 ha o pojemności 62 tys. m³ wody. Z kolei w powiecie hajnowskim w latach 2002–2003 wybudowano zbiornik wodny Repczyce o ogólnej powierzchni 13 ha, przy powierzchni lustra wody 10,69 ha i pojemności 205,46 tys. m³, którego koszt wyniósł 2,1 mln zł. W tym samym powiecie w roku 2007 wykonano kolejne dwa zbiorniki: Trywieża (gmina Hajnówka) o powierzchni lustra wody 0,26 ha i pojemności 3220 m³ za kwotę 276 tys. zł oraz w gminie Narewka o powierzchni lustra wody 1,3 ha i objętości retencjonowanej wody 19920 m³ w starorzeczu rzeki Narewka za kwotę 608 tys. zł. W latach 2007–2008 w powiecie białostockim w gminie Michałowo wykonano zbiornik o powierzchni 2,19 ha i pojemności 41 tys. m³ za kwotę 1,88 mln. zł. W Korycinie, powiat sokólski w latach 2001–2003 wybudowano zbiornik o powierzchni 6,8 ha, całkowitej pojemności 89 tys. m³ za kwotę 1,3 mln. zł. Natomiast za kwotę 5,45 mln zł we wsi Karpowicze (powiat sokólski, gmina Suchowola) w 2007 roku wykonano obiekt małej retencji o powierzchni lustra wody 4,95 ha i objętości retencjonowanej wody 76,8 tys. m³. Z kolei na rzece Łosośna w latach 2003–2004 zrealizowano inwestycję budowy zbiornika o powierzchni 3,84 ha i pojemności 52 970 m³ kosztem 1,9 mln zł.

Określanie wskaźników jednostkowych inwestycji

Efektywność kosztowa budowy zbiornika może być szacowana przy użyciu jednego z następujących wskaźników:

- WKJ – wskaźnik kosztu jednostkowego (koszt budowy jednego m² powierzchni zbiornika retencyjnego);
- WKE – wskaźnik kosztu uzyskania jednostki efektu ekologicznego (koszt budowy jednego m³ pojemności retencyjnej zbiornika).

W wymienionych przykładach realizacji budowy zbiorników małej retencji na terenie województwa podlaskiego wskaźniki kształtowały się w zakresach: WKJ od 19,1 tys. zł na m² (w Korycinie) do 110,1 tys. zł na m² (w Karpowiczach), natomiast WKE od 10,22 tys. zł na m³ (w Repczycach) do 85,71 tys. zł na m³ (w Trywieży).

W kontekście wydatkowanych pieniędzy należy zwracać szczególną uwagę na fakt, że długotrwała eksploatacja wielofunkcyjnych zbiorników przepływowych, nadmiernie obciążonych dopływającymi ze zlewni związkami biogennymi, może wpływać negatywnie na jakość cieków zasilających na odcinkach poniżej zbiorników. Jednak najważniejszym problemem ekologicznym omawianych zbiorników jest ich podatność na eutrofizację powodującą degradację walorów użytkowych¹⁵. W zbiornikach zaporowych od dawna upatrywało się także możliwości ich wykorzystania do poprawy stanu czystości wód przez nie przepływających. W zależności od czasu retencji wody, głębokości zbiornika i dopływających do niego ładunków, zbiorniki zaporowe mogą okresowo zatrzymywać nawet do 90% całkowitej ilości dopływającej do nich materii¹⁶. Doprowadzanie do zbiornika wód żyznych i bogatych w biogeny sprzyja ciąglemu zatrzymywaniu się tych substancji w czaszy akwenu i możliwości zwiększania się jego trofii, ponieważ zbiorniki wód stojących gromadzą, w formie osadów dennych, część materiału spływającego z terenu zlewni¹⁷. Eutrofizacja jest najistotniejszym antropogenicznym czynnikiem naruszającym prawidłowe funkcjonowanie ekosystemów wodnych. Im mniejszy zbiornik, tym większe obciążenie substancjami pochodzącymi ze zlewni. Największym zagrożeniem eutrofizacyjnym dla zbiorników oraz cieków odpływających są zwiększone wiosenne przepływy, kiedy oprócz zasilania ze zlewni dochodzi do wynoszenia fosforu deponowanego w osadach dennych zbiorników. W takiej sytuacji dochodzi do kumulowania negatywnego oddziaływania zlewni rolniczych na jakość wód małych zbiorników retencyjnych i rzek z nich wypływających. Podczas badań jednoznacznie stwierdzono, że zbiorniki retencyjne charakteryzujące się niewielką powierzchnią i pojemnością retencyjną, a także istotnymi różnicami parametrów morfometryczno-zlewniowych, są znacznie bardziej narażone na zagrożenie procesami eutrofizacji niż zbiorniki większe¹⁸. Masowy rozwój organizmów fitoplanktonowych (na przykład glonów), powodujący w powierzchniowej warstwie wody tak zwane zakwity i zmniejszający przezroczystość tej wody. W zbiorniku wzrasta przede wszystkim ilość sinic, okrzemek czy zielenic, które utrzymując się na powierzchni tworzą często kożuchy, czasowo uniemożliwiające rekreacyjne użytkowanie wody. Pojawienie się organizmów beztlenowych oraz powstawanie mułu jeziornego, prowadzi do powolnego wypływania zbiornika. Rolnicze użytkowanie terenu oraz jakość gleb w zlewni wpływa na pogorszenie stanu troficznego zbiorników małej retencji co w dalszej perspektywie niweczy nakład pracy i finansów poniesionych w celu realizacji przedsięwzięcia. Zmiany jakości wód w zbiornikach są

¹⁵ J.A. Camargo, A. Alonso, de la Puente M., *Eutrophication downstream from small reservoirs in mountain rivers of Central Spain*, "Water Research" 2005 t. 39, s. 3376-3384.

¹⁶ W. Galicka, A. Kruk, G. Zięba, *Bilans azotu i fosforu w zbiorniku Jeziorko*, „Nauka Przyroda Technologia” 2007 t. 1, nr 2(17).

¹⁷ M. Wiatkowski, R. Kasperek, *Ocena zamulania zbiornika wodnego Mściwojów*, w: H. Kasza, H. Klama (red.), *Zapobieganie zanieczyszczeniu, przekształcaniu i degradacji środowiska*, Bielsko-Biała 2007, s. 261-269.

¹⁸ A. Siemieniuk, J. Szczykowska, J. Wiater, *Sezonowe zmiany stanu troficznego zbiorników retencyjnych*, „Ekonomia i Środowisko” 2013 nr 2(45), s.107-116.

uwarunkowane w dużym stopniu sytuacją lokalną i mogą być różnokierunkowe, jednak jakość wody dopływającej do zbiornika ma podstawowe znaczenie.

Wnioski

1. Oprócz opłacalności ekonomicznej, wyrażanej wskaźnikami jednostkowymi realizowanej inwestycji budowy zbiornika małej retencji na terenach użytkowanych rolniczo, należy brać pod uwagę wskaźniki jakości wody dopływającej jak również parametry morfometryczno-zlewniowe.
2. Określanie stanu troficznego zbiorników retencyjnych oraz identyfikacja przyczyn ich degradacji są w pełni uzasadnione.
3. Zarówno wartość przyrodnicza, rekreacyjna, jak i gospodarcza tych obiektów powinna uzasadniać konieczność przeprowadzenia kontroli jakości ich wód ze względu na negatywne oddziaływanie zlewni rolniczych.
4. W związku z zatrzymywaniem się substancji biogennych w czaszy akwenu i wysycaniem się nimi osadów dennych właściwe wydaje się usuwanie ich co kilka lat.
5. Długotrwałe użytkowanie wielofunkcyjnych zbiorników małej retencji oraz dostawa związków biogennych ze zlewni, a także procesy wzbogacania wewnętrznego mogą w konsekwencji generować dodatkowe nakłady finansowe związane z ich kosztowną rekultywacją.

Artykuł powstał w ramach realizacji pracy statutowej prowadzonej w Katedrze Technologii w Inżynierii i Ochronie Środowiska Politechniki Białostockiej.

Literatura

- Camargo J.A., Alonso A., de la Puente M., *Eutrophication downstream from small reservoirs in mountain rivers of Central Spain*, "Water Research" 2005 t. 39
- Czamara W., *Ocena oddziaływania zbiorników wodnych na środowisko*, „Gospodarka Wodna” 1997 nr 3
- Depczyński W., Szamowski A., *Budowle i zbiorniki wodne*, Warszawa 1997
- Galicka W., Kruk A., Zięba G., *Bilans azotu i fosforu w zbiorniku Jezioro*, „Nauka, Przyroda Technologie” 2007 t. 1, nr 2(17)
- Michalak J., Nowicki Z., *Wyznaczanie zmian zasobów wód podziemnych w rejonach zbiorników małej retencji*, Warszawa 2009
- Mioduszewski W. (red.), *Woda w krajobrazie rolniczym*, Falenty 2006
- Mioduszewski W., *Mała retencja. Ochrona zasobów wodnych i środowiska naturalnego. Poradnik*, Falenty 2003
- Mioduszewski W., *Małe zbiorniki wodne*, Falenty 2006
- Mioduszewski W., *Ochrona i kształtowanie zasobów wodnych w krajobrazie rolniczym*, Falenty 1999
- Program małej retencji wodnej dla województwa białostockiego*, Warszawa 1996

- Siemieniuk A., Szczykowska J., Wiater J., *Sezonowe zmiany stanu troficznego zbiorników retencyjnych*, „*Ekonomia i Środowisko*” 2013 nr 2(45)
- Szczykowska J., Siemieniuk A., Wiater J., *Problemy ekologiczne zbiorników małej retencji na Podlasiu*, „*Ekonomia i Środowisko*” 2013 nr 4(47)
- Wiatkowski M., Kasperek R., *Ocena zamulania zbiornika wodnego Mściwojów*, w: Kasza H., Kłama H. (red.), *Zapobieganie zanieczyszczeniu, przekształcaniu i degradacji środowiska*, Bielsko-Biała 2007



Krystyna Rauba

OCENA GOTOWOŚCI DO ZAPŁATY ZA KORZYSTANIE Z SYSTEMU KANALIZACJI ZBIORCZEJ PRZEZ MIESZKAŃCÓW OBSZARÓW WIEJSKICH NA PRZYKŁADZIE GMINY ZBÓJNA

Krystyna Rauba, dr inż. – Politechnika Białostocka

adres korespondencyjny:

Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska

ul. Wiejska 45E, 15-351 Białystok

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

ASSESSMENT OF WILLINGNESS TO PAY FOR THE USE OF SEWERAGE SYSTEM BY THE RESIDENTS OF RURAL AREAS ON THE EXAMPLE OF ZBÓJNA MUNICIPALITY

SUMMARY: Construction and operation of such a system should contribute to improving the quality of surface water and groundwater in the studied municipalities and it will close the septic tanks and wastewater sanitation harmful to the environment of the transport fleet. You can use the contingent valuation method (CVM) based on the surveys and uses willingness to pay (WTP). Based on the analysis results it can be concluded that, in the municipality of social acceptability Zbójna that exist in the municipality of social acceptability for prices for the removal and treatment of sewage. On average, the maximum amount was 6 PLN/m³. A large part of the municipality residents declare their willingness to pay even higher amounts than the proposed levels (amount of 8-12 PLN/m³), which allows for full coverage of operating costs, depreciation, and even provide a service implementing the company's profit

KEYWORDS: willingness to pay, collective and individual sewage collection and treatment, household sewage treatment

Wstęp

Często stosowanym rozwiązaniem w zakresie oczyszczania ścieków w gospodarstwach domowych na terenach wiejskich o rozproszonej zabudowie są zbiorniki bezodpływowe (szamba). Duża część tych zbiorników nie spełnia wymagań w zakresie właściwego stanu technicznego, ponieważ są to zbiorniki w większości przypadków niewłaściwie zlokalizowane i nieszczelne, a zawartość ich przenika do gruntu lub wód powierzchniowych. Problem stanowi także wywóz zgromadzonych w nich ścieków, który często jest wykonywany przez firmy nieposiadające stosownych uprawnień. Oprócz tego, często sami użytkownicy dokonują wywozu ścieków na własne pola w celu rolniczego ich wykorzystania, co jest niezgodne z obowiązującymi przepisami.

Wprowadzanie zanieczyszczeń do wód powierzchniowych i ziemi może przyczynić się do pogorszenia jakości środowiska, jak również otaczającego go ekosystemu lądowego. Jednym z podstawowych celów działania gminy jest więc poprawa jakości środowiska.

Gmina planując politykę ochrony środowiska powinna być zainteresowana opinią lokalnej społeczności przy podejmowaniu decyzji o ewentualnym realizowaniu i finansowaniu inwestycji mających na celu poprawę jakości środowiska w gminie. Taką inwestycją może być budowa zbiorowego lub indywidualnego odprowadzania i oczyszczania ścieków.

Celem artykułu jest przedstawienie gotowości do zapłaty za usługę zbiorowego odprowadzania i oczyszczania ścieków na przykładzie mieszkańców gminy Zbójna.

Rozwiązania gospodarki ściekowej na terenach gmin wiejskich o budowie rozproszonej

Przy projektowaniu kanalizacji bezodpływowej bierze się pod uwagę nakłady inwestycyjne, które są znacznie niższe niż dla innych systemów kanalizacyjnych oraz koszty eksploatacyjne, które są bardzo wysokie ze względu na wzrastające koszty wywozu ścieków przez tabor asenizacyjny¹, bowiem koszt 1 m³ odprowadzanych ścieków z gospodarstw domowych przekracza często 10 zł².

Biorąc pod uwagę jednorazowy koszt wywozu zawartości szamba w granicach 50-100 zł, rocznie otrzymamy 2 500-5 000 zł. Koszty te zbliżone są do 10%

¹ M. Roman, M. Sikorski, A. Szpindor, *Wodno-ściekowa infrastruktura wsi*, „Gospodarka Komunalna, Seria Informacyjno-Poradnikowa” 1995 t. 6, s. 35.

² P. Błaszczak, J. Kamińska, *Zbiorniki bezodpływowe dla ścieków bytowych*, „Wodociągi i Kanalizacja” 2007 nr 3(37), s. 40-41.

wartości średnich zarobków w Polsce. Wysoka cena wywozu w stosunku do dochodów przeciętnej rodziny wiejskiej powoduje powszechny w Polsce zwyczaj odszczelniania szamb³.

Stosowanie szamba jest bardziej opłacalne wtedy, gdy jest użytkowane na krótki okres (do 3 lat)⁴.

Kanalizacja bezodpływowa polega na gromadzeniu powstających ścieków w szczelnych zbiornikach bezodpływowych, a następnie ich wywozie taborem asenizacyjnym do stacji zlewczej zlokalizowanej w najbliższej położonej oczyszczalni ścieków, przygotowanej do przyjęcia i skutecznego oczyszczania tych ścieków. Zbiorniki bezodpływowe stosowane są w przypadku braku sieci kanalizacyjnej na działkach mniejszych od 800-1000 m² oraz gdy wysoki poziom wody gruntowej nie daje możliwości zastosowania oczyszczalni ścieków.

Ścieki powstające w tych zbiornikach są zagęszczone i zagniwające, a przez to są wielokrotnie bardziej zanieczyszczone od dopływających do oczyszczalni kolektorem kanalizacyjnym. Wprowadzone do układu technologicznego oczyszczania ścieków, wpływają negatywnie na pracę oczyszczalni, zagrażając najbardziej wrażliwej części biologicznej. Dlatego oczyszczalnia, przyjmująca ścieki dowożone taborem asenizacyjnym, powinna być wyposażona w odpowiednie urządzenia kontrolno-monitorujące (stacje zlewcze) oraz w urządzenia łagodzące negatywny wpływ ścieków dowożonych na pracę oczyszczalni (zbiorniki wyrównawcze)⁵.

Konstrukcja zbiornika oraz materiały, z jakich jest wykonany powinny gwarantować jego całkowitą szczelność, dlatego musi być uszczelniony zarówno od wewnątrz, jak i od zewnątrz. Nieszczelne szambo stanowi bowiem studnię chłonną odprowadzającą nieoczyszczone ścieki do gruntu i wód podziemnych. Oprócz tego zbiornik musi mieć przewód wentylacyjny, tak zwaną wywiewkę wyprowadzającą gazy powstałe w zbiorniku w czasie procesów fermentacyjnych⁶.

Do budowy zbiorników wykorzystuje się żywice poliestrowe, tak zwane laminaty, zbrojone włóknem szklanym. Ich zaletą jest nieduży ciężar (zwłaszcza w porównaniu z betonowymi zbiornikami). Są one lekkie, ponieważ w zależności od pojemności ważą do 80 kg. Łatwo je również transportować i montować, a zbiornik można posadzić nawet w miejscu, do którego nie dotrze samochód czy dźwig. Przewóz takiego zbiornika jest tańszy i obniża koszty zakupu oraz instalacji. Laminat poliestrowo-szklany, z którego budowane są zbiorniki bezodpływowe, to materiał trwały i odporny na korozję, dzięki czemu zbiorniki nie wchodzi w reakcje z otoczeniem. Oprócz tego zaletą tych zbiorników jest to, że gdy przestają być potrzebne, na skutek doprowadzenia do działki kanalizacji, nie trzeba ich wyrzucać. Można je odstąpić innemu użytkownikowi, zbierać w nich

³ W. Ławacz, *Nowoczesne metody sanitacji – oczyszczalnie hydroponiczne*, „Wodociągi i Kanalizacja”, 2005 nr 1(10), s. 21-23.

⁴ *Przydomowe oczyszczalnie ścieków – poradnik dla mieszkańców wsi*, Warszawa 2003, s. 4.

⁵ R. Nowak, *Wybrane aspekty gospodarki ściekowej na terenach wiejskich*, „Zeszyty Naukowe Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska Politechniki Koszalińskiej” 2005 nr 22, s. 473-486.

⁶ P. Rosen, *Przydomowe oczyszczalnie ścieków*, Warszawa 2002, s. 19-21.

deszczówkę (po oczyszczeniu zbiornika), bądź wykorzystać jako osadnik w przydomowej oczyszczalni ścieków.

Według rozporządzenia z dnia 12 kwietnia 2002 r.⁷ w sprawie warunków jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie zbiorniki bezodpływowe powinny być umieszczone w odległości nie mniejszej niż 5 m od okien i drzwi budynku mieszkalnego oraz 2 m od działki sąsiedniej i 15 m od ujęcia wody. Wymagany jest również dobry dojazd, który umożliwiłby opróżnianie zbiorników. Oprócz tego, zbiorniki te powinny mieć dno i ściany nieprzepuszczalne, szczelne przykrycie z zamykanym otworem do usuwania zgromadzonych ścieków i osadów oraz odpowietrzanie, wyprowadzone co najmniej 0,5 m nad powierzchnię terenu.

Nie istnieją żadne ograniczenia co do wielkości zbiorników. Producenci proponują zbiorniki jedno lub wielokomorowe o pojemności od 2 do 30 m³, a nawet większe. Czynną pojemność zbiornika bezodpływowego określa się na podstawie zużycia wody przy założeniu, że 100% zużytej wody jest odprowadzana do zbiornika oraz, że zbiornik ten jest opróżniany przez wóz asenizacyjny raz w tygodniu. Z tego też względu pojemność szczelnego zbiornika nie przekracza 10 m³. Zalecane jest częste opróżnianie zbiornika, aby nie dochodziło do zagniwania ścieków, co jest korzystne dla właścicieli posesji i oczyszczalni ścieków odbierającej wywożone nieczystości⁸.

Ze względu na uciążliwość i narażanie użytkowników na wiele niewygód stosowanie zbiornika bezodpływowego ma wiele wad, do których możemy zaliczyć:

- ograniczenie korzystania z wody z obawy o jego przelanie się;
- uciążliwości związane z przykrymi zapachami w trakcie wybierania szamba;
- obecność przykrych zapachów wydostających się z otworu wentylacyjnego;
- skażenie wód gruntowych przez nieuczciwych użytkowników, którzy zakładają tak zwane dzikie sączki, bądź wywożą ścieki nielegalnie⁹.

Kanalizacja bezodpływowa powinna być stosowana na terenach nieuzbrojonych jako rozwiązanie docelowe lub przejściowe, do chwili podłączenia gospodarstw do zbiorczych urządzeń kanalizacyjnych lub do przydomowych oczyszczalni ścieków¹⁰.

Do przydomowej oczyszczalni ścieków powinny być doprowadzane ścieki socjalno-bytowe z kuchni, łazienki, wc oraz innych pomieszczeń mieszkalnych. Nie powinny do niej trafiać wody opadowe, powierzchniowe (z dachów, podwórek i innych), woda z basenów i innych zbiorników o objętości większej niż 1 m³ oraz substancje chemiczne. Działka powinna spełniać określone przepisami wymagania. W pierwszym przypadku ważne jest, gdzie znajdzie się osadnik wstępny. Nie może znajdować się bliżej niż 2 m od granicy lub od drogi. Zgodnie z rozporządzeniem z dnia 12 kwietnia 2002 r. minimalna odległość od rur

⁷ Rozporządzenia Ministra Infrastruktury z dnia 12 kwietnia 2002 r. w sprawie warunków jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie (Dz. U. 2002, nr 75, poz. 690 z późn. zm.).

⁸ P. Błaszczyk, J. Kamińska, *Zbiorniki bezodpływowe dla ścieków bytowych*, „Wodociągi i Kanalizacja” 2007 nr 3(37), s. 40-41.

⁹ P. Rosen, op. cit.

¹⁰ M. Roman, M. Sikorski, A. Szpindor, op. cit., s. 31-36.

z gazem i wodą to 1,5 m, a od studni – 15 m. Pomimo tego, że koszty budowy oczyszczalni biologicznej są dużo wyższe niż szamba, znacznie tańsza jest jej późniejsza eksploatacja. Jedynym większym wydatkiem jest usuwanie zanieczyszczeń z osadnika wstępnego (raz na 1,5 roku). Łączne, roczne koszty obsługi oczyszczalni to około 500-600 zł¹¹. Budowę przydomowych oczyszczalni ścieków można także dofinansować z funduszy unijnych.

Oprócz tego przydomowe oczyszczalnie ścieków są znacznie bardziej przyjazne dla środowiska niż szamba. Zanieczyszczenia usuwane są z wykorzystaniem naturalnych procesów biologicznych. Rozkładają się do nieszkodliwych związków mineralnych.

Gospodarka ściekowa w gminie Zbójna

Gmina Zbójna położona jest w powiecie łomżyńskim pomiędzy rzekami: Narwią, Pisą i Szkwą. Obszar gminy obejmuje 19 sołectw. Powierzchnia gminy wynosi 18 577 ha. Mieszkańcy gminy są zaopatrywani w wodę z sieci wodociągowej, z wodociągów zagrodowych i studni kopanych. Na terenie gminy znajduje się jedno ujęcie wód, zlokalizowane we wsi Zbójna. W gminie Zbójna na 19 wsi tylko 3 są zwodociągowane. Znaczna część domów jednorodzinnych nie jest podłączona do zbiorczych systemów kanalizacyjnych, ze względu na rozproszony charakter osadnictwa. Ścieki socjalno-bytowe, związane z funkcjonowaniem gospodarstw domowych, stanowią 90-95% konsumowanej wody. Ścieki na obszarze gminy gromadzone są w zbiornikach bezodpływowych, a następnie wywożone taborem asenizacyjnym do położonej kilkadziesiąt kilometrów dalej oczyszczalni ścieków w Łomży¹².

W gminie Zbójna na 975 gospodarstw domowych większość mieszkańców posiada szamba (94%). Tylko 6% mieszkańców gminy posiada przydomowe oczyszczalnie ścieków. W wyniku rozmów z mieszkańcami gminy o możliwości dofinansowania z Unii Europejskiej budowy przydomowych oczyszczalni ścieków około 4% mieszkańców zdecydowało się na budowę naturalnej roślinno-stawowej oczyszczalni ścieków.

Roślinno-stawowa oczyszczalnia ścieków opiera się na wielostopniowych procesach oczyszczania ścieków na drodze mechanicznej, biologicznej i chemicznej. Wymienione procesy przebiegają w osadniku gnilnym oraz filtrze roślinnym o pionowym przepływie ścieków. Tak oczyszczone ścieki są doczyszczane w stawie denitryfikacyjnym. Staw jest siedliskiem bytowania wielu gatunków roślin i zwierząt wodno-bagiennych. W wyniku intensywnych procesów samooczyszczania doprowadzane ścieki do stawu denitryfikacyjnego są w takim stopniu oczyszczone, że umożliwiają w nim również życie i rozwój różnych gatunków ryb. Nadmiar wody ze stawu odprowadzany jest do gruntu lub zagospodarowany

¹¹ www.traidenis-pol.com [04-03-2015].

¹² www.zbojna.powiatlomzynski.pl [11-12-2014].

do nawadniania terenów wokół oczyszczalni. Osadnik gnilny spełnia funkcję mechaniczną, polegającą na oddzieleniu od ścieków świeżych, dopływających do osadnika, zawiesiny opadającej oraz części pływających oraz funkcję biologiczną, polegającą na fermentowaniu w warunkach beztlenowych osadów, które osadzać się będą na dnie osadnika. Dzięki procesom fermentacji zmniejszać się zarówno ilość osadu w osadniku, jak i następuje jego beztlenowa stabilizacja. Przefermentowany osad w zależności od wielkości osadnika wywożony jest do najbliższej oczyszczalni ścieków lub komunalnego składowiska odpadów.

Głównym elementem technologicznym oczyszczalni jest filtr roślinny o powierzchni czynnej równej $16,0 \text{ m}^2$. W filtrze następuje proces oczyszczania ścieków. Zachodzi tu bowiem redukcja związków organicznych (ponad 90%), nityfikacja azotu amonowego, częściowo denityfikacja oraz usuwanie organizmów chorobotwórczych. Ponadto w filtrze zachodzi biologiczno-chemiczne usuwanie fosforu. Procesy biologiczne w filtrze roślinnym wspomagane są przez nasadzoną roślinność wodno-bagienną.

Trzecim obiektem technologicznym jest staw denityfikacyjny o powierzchni czynnej 22 m^2 i pojemności części użytkowej wynoszącej około $6,5 \text{ m}^3$ wody. Staw obsadzony jest jedną roślinnością wodno-bagienną, a rośliny wspomagają procesy doczyszczania zachodzące w stawie. Główne zadanie stawu polega na usuwaniu azotu azotanowego na drodze denityfikacji w osadach dennych. Oprócz tego usuwane są pozostałe związki organiczne, związki fosforu oraz bakterie chorobotwórcze. Natomiast nadmiar wody odpływa przez skarpy do gruntu.

Natomiast około 3% mieszkańców gminy zdecydowało się na budowę przydomowej oczyszczalni drenażowej z osadnikiem. System oczyszczania, oparty na drenażu, posiada dwa główne składniki, osadnik oraz drenaż rozsączający. W osadniku zachodzą zjawiska sedymentacji i flotacji, które powodują oddzielenie substancji lekkich (oleje, tłuszcze) od substancji opadających na dno zbiornika. Gromadzony osad z czasem należy wybrać wozem asenizacyjnym (raz na 12-18 miesięcy). Z osadnika, przez filtr, wypływają ścieki wstępnie podczyszczone, które następnie doczyszczane są w drenażu. Kolejnym elementem jest studzienka drenażowa, stanowiąca punkt rozpoczęcia drenażu. W zależności od rodzaju studzienki można podłączyć od 2 do 5 ciągów drenażowych (standardowo stosowane są 3 ciągi). Rury drenażowe układane są na podsypce ze żwiru płukanego o frakcji 16-32 mm. Drenaż od góry osłonięty jest geowłókniną, która zatrzymując piasek umożliwia przesączanie wód opadowych. W obszarze podsypki wytwarza się błona biologiczna, która przy dostępie powietrza umożliwia zajście procesu doczyszczania. Kluczowe znaczenie ma wentylacja, której wlot jest na końcu drenażu, natomiast wylot powinien być wyprowadzony ponad kalenicę budynku. Proces oczyszczania kończy się na poziomie 1,5 m pod poziomem drenażu.

Koszt naturalnej roślinno-stawowej oczyszczalni ścieków wyniósł 2600 zł, zaś biologicznej 3000 zł. Gmina dostała dofinansowanie na przydomowe oczyszczalnie ścieków z Unii Europejskiej w wysokości 2000 zł¹³.

W latach 2009-2010 w gminie Zbójna została przeprowadzona ocena społecznej akceptowalności przedsięwzięcia, jakim jest realizacja i eksploatacja systemów zbiorowego odprowadzania i oczyszczania ścieków. O wyborze gminy, jako obiektu badań, zdecydował brak na jej obszarze systemów zbiorowego odprowadzania i oczyszczania ścieków.

Metoda badania gotowości do zapłaty za korzystanie z systemu kanalizacji zbiorczej przez mieszkańców gminy Zbójna

Gmina podejmując decyzję o realizacji inwestycji, jakim jest budowa zbiorczego lub indywidualnego systemu odprowadzania i oczyszczania ścieków opiera się na dwóch kryteriach: technicznym oraz ekonomicznym. Kryterium techniczne określa warunki, które muszą zostać spełnione dla określonego rodzaju kanalizacji oraz oczyszczalni ścieków. Jednakże niektóre rozwiązania, mimo że zapewniają spełnienie wymagań ekologicznych, nie mogą zostać zrealizowane ze względu na drugie kryterium, a mianowicie kryterium ekonomiczne.

Dlatego też oprócz tych dwóch kryteriów bardzo ważne jest też kryterium społeczne, w którym istotne znaczenie, zwłaszcza przy realizacji inwestycji publicznych, ma opinia społeczeństwa. Ocena społecznej akceptowalności realizowanych przedsięwzięć ma istotne znaczenie zwłaszcza w odniesieniu do budowy systemu zbiorowego odprowadzania i oczyszczania ścieków, gdyż są to inwestycje kosztowne, a okres ich eksploatacji wynosi kilkadziesiąt lat.

Do poznania opinii mieszkańców w kwestii realizacji i eksploatacji systemów zbiorowego oczyszczania ścieków można posłużyć się metodą wyceny warunkowej (CVM – ang. *Contingent Valuation Method*). Opiera się ona na badaniach ankietowych przeprowadzanych wśród respondentów zainteresowanych danym dobrem lub usługą. Badacz może zadać ankietowanemu pytanie w postaci:

- WTP (ang. *Willingness To Pay*), czyli o to, ile są w stanie zapłacić za dostęp do danego dobra lub usługi,

lub

- WTA (ang. *Willingness to Accept*), czyli o to, ile są skłonni przyjąć za tolerowanie niekorzystnych zmian w badanym elemencie lub ograniczenie dostępu do niego.

Ogólnie przyjmuje się, że WTP służy do szacunku wartości przedsięwzięć proekologicznych lub zysków środowiskowych, a WTA do określenia strat ekologicznych wynikających z emisji zanieczyszczeń do środowiska¹⁴.

¹³ Informacje uzyskane z Urzędu Gminy w Zbójnej.

¹⁴ A. Graczyk, *Ekologiczne koszty zewnętrzne. Identyfikacja, szacowanie, internalizacja*, Białystok 2005, s. 42-49.

Metoda CVM ma wiele zalet, które przemawiają za stosowaniem jej w ramach wyceny dóbr i usług środowiskowych, jest bowiem jedyną metodą, za pomocą której można dokonać szacunków wartości pozaużytkowych, które w ekonomii nie były przez długi czas badane¹⁵.

Metoda wyceny warunkowej znalazła zastosowanie na przykład do wyceny rzadkich i zagrożonych gatunków roślin i zwierząt¹⁶, czy też do wyceny działań mających na celu zmniejszenie zagrożenia powodziowego¹⁷.

Badania ankietowe oparte o pytania WTP przeprowadzono na przykład we Francji. Dotyczyły one gotowości do zapłaty za poprawę jakości wody w rzekach. Przeprowadzone badania wykazały, że przemysł i rolnictwo nie ponoszą kosztów wynikających z zanieczyszczenia zasobów wodnych. Natomiast największy udział w wydatkach na ochronę wód mają gospodarstwa domowe. Każda z grup wyraziła gotowość do zapłaty za poprawę jakości wód rzecznych w maksymalnej łącznej wysokości 200 mln euro. Zadeklarowana kwota nie pozwala jednak na pokrycie kosztów generowanych przez gospodarstwa domowe (500 mln euro) oraz rolnictwo (230 mln euro)¹⁸.

Metodę wyceny warunkowej wykorzystały greckie gminy Lappaion, Georgiopolis i Krionerida do uzyskania informacji ile mieszkańcy są skłonni poświęcić, by zachować czyste wody morskie. Kwestionariusz do badań został zaprojektowany, by ujawnić preferencje gotowość do zapłaty (WTP) mieszkańców za oczyszczanie ścieków. Uzyskane informacje miały być pomocne gminom przy planowaniu polityki taryf za ścieki, a w przypadku nie wyrażenia gotowości do zapłaty za oczyszczanie ścieków, projekt nie zostałby zrealizowany. Gminy ustaliły, że przy średnim zużyciu wody 123,32 m³, średnia opłata powinna wynosić 23,3 euro, która w porównaniu ze średnią WTP (44,06 euro) i medianą WTP (33,26 euro) jest dużo niższa¹⁹.

Badania oparte na metodzie wyceny warunkowej przeprowadzono także w Polsce. Przykładowe badania prowadzono w Instytucie Nauk Rolniczych w Zamościu, gdzie podjęto wstępne badania wartości środowiska przyrodniczego. W ankietach były zawarte pytania dotyczące: zanieczyszczenia środowiska przyrodniczego przez odpady stałe i płynne, kosztów pozbywania się zanieczyszczeń, a także gotowości do zapłacenia określonej sumy za możliwość przyłączenia gospodarstwa domowego do sieci kanalizacyjnej oraz utrzymania czystości otacza-

¹⁵ I. Bateman, I. Langford, *Non-users Willingness to pay for a national park: an application and critique of contingent valuation method*, "Regional Studies" 1997 t. 31, nr 6.

¹⁶ J. Loomis, D. White, *Economic Benefits of Rare and Endangered Species: Summary and Meta-Analysis*, "Ecological Economics" 1996 nr 18, s. 197-206.

¹⁷ L. Shabman, K. Stephenson, *Searching for the Correct Benefits Estimate: Empirical Evidence for Alternative Perspective*, "Land Economics" 1996 t. 72, nr 4; T. Liziński, *Problemy zarządzania ryzykiem w kształtowaniu przestrzeni polderowej na przykładzie delty Wisły*, Falenty 2007, s. 139.

¹⁸ *Analiza zwrotu kosztów lub ekonomiczny cykl wody*, Agence De L'eau Seine-Normandie, Materiały Seminarium w Karnicy, 30-31 sierpnia 2005.

¹⁹ M. Geniusz i in., *Estimation of willingness to pay for wastewater treatment*, Greece 2005.

jącego środowiska przyrodniczego. Wysokość zadeklarowanych kwot mieściła się w granicach od 5 zł do 20 zł²⁰.

Godne uwagi są także badania Warszawskiego Ośrodka Ekonomii Ekologicznej, w którym została przeprowadzona wycena bagien biebrzańskich. Respondentom zadano pytanie o gotowość do zapłacenia za ochronę terenów bagiennych. W drugim badaniu szacowano wartość wody oligoceńskiej, kierując pytania WTP do obywateli (pobierających bezpłatnie wodę w Warszawie z ogólnie dostępnych studzienek) i analizując ich koszty „podróży” do punktów poboru wody.²¹

Najbardziej znane jest jednak badanie „bałtyckie”, w którym określono gotowość mieszkańców Polski do zapłaty za powstrzymanie eutrofizacji Morza Bałtyckiego. Respondentom przedstawiono jako efekt podjętych działań zmniejszenie liczby zamkniętych kąpielisk oraz odnowę życia w morzu. Badania przeprowadzono w dwóch etapach, jako badanie pilotażowe oraz badanie główne. W badaniu pilotażowym wzięło udział 1166 respondentów. Zadeklarowali oni średnio gotowość do zapłaty kwoty 40,74 zł na osobę w ciągu roku. Natomiast w badaniu głównym wzięło udział 1162 osoby, które wyraziły gotowość do zapłaty w średniej wysokości 169 zł na osobę w ciągu roku²².

Za pomocą metody wyceny warunkowej określono również społeczną wartość efektu rekultywacji Jeziora Ełckiego. Pomyślnie wyniki rekultywacji północnego plosa Jeziora Ełckiego spowodowały, że aż 68% respondentów byłaby skłonna zapłacić za poprawienie stanu jeziora (od 2 do 5 zł/ miesiąc)²³.

Metodę wyceny warunkowej zastosowano również w województwie lubelskim w gminie Łukowa. Celem badań było ustalenie, jak wysoko mieszkańcy badanej gminy cenią walory środowiska przyrodniczego. Oprócz tego, zapoznano się z opiniami i oczekiwaniami mieszkańców dotyczącymi zrównoważonego rozwoju, ich postawy wobec problemów ochrony środowiska, postrzegania zagrożeń środowiska i sposobów przeciwdziałania, a także odpowiedzialności za stan środowiska. W formularzu zawarte były pytania dotyczące postępowania z odpadami stałymi i płynnymi, kosztów ich usuwania, minimalizacji wpływu gospodarstw na środowisko naturalne oraz gotowości do ponoszenia opłat na rzecz ochrony środowiska. Z przeprowadzonych badań wynika, że respondenci na rzecz ochrony środowiska miesięcznie gotowi byli płacić kwotę minimalną 5 zł, średnią 15,90 zł, zaś maksymalną 50 zł. Gotowość płacenia przez mieszkańców gminy Łukowa tak wysokiej kwoty może świadczyć o wysokiej świadomości eko-

²⁰ I. DeJesus, A. Baryła, *Wycena środowiska przyrodniczego i ocena cenności ekologicznej*, w: T. M. Łaguna, M. Witkowska-Dąbrowska (red.), *Ekonomiczne podstawy zarządzania środowiskiem i zasobami naturalnymi*, Białystok 2005, s. 120-129.

²¹ J. Śleszyński, *Ekonomiczne problemy ochrony środowiska*, Warszawa 2000.

²² T. Żylicz i in., *Contingent Valuation of Eutrophication damage in the Baltic Sea Region*. CSERGE, Working Paper, GEC 95-03, 1995; R.K. Turner i in., *Managing Nutrient Fluxes and Pollution in the Baltic: An Interdisciplinary Simulation Study*. CSERGE, Working Paper, GEC 97-17, Norwich 1997; A. Markowska, T. Żylicz: *Costing an International Public Good: The Case of the Baltic Sea*, Warszawa 1996.

²³ H. Manteuffel-Szoega, E. Kubicka, *Makroekonomiczna efektywność rekultywacji jeziora, w: Uwarunkowania i mechanizmy zrównoważonego rozwoju*, Białystok 2007, s. 265-274.

logicznej oraz o docenianiu przez tę grupę respondentów zasad zrównoważonego rozwoju²⁴.

Zastosowanie metody wyceny warunkowej podjęto także w analizie kosztów i korzyści dla wdrożenia dyrektywy Unii Europejskiej 91/271/EWG, w sprawie oczyszczania ścieków komunalnych. Badania ankietowe zostały przeprowadzone przy współpracy z Centrum Badania Opinii Publicznej (CBOS). W kontekście analizy kosztów i korzyści przedstawiono gotowość do zapłaty za poprawę jakości wód powierzchniowych w Polsce do poziomu, który odpowiadałby stanowi po wdrożeniu dyrektywy o oczyszczaniu ścieków komunalnych, czyli do takiego, gdzie w większości wód obecnie silnie zanieczyszczonych, będzie można się kąpać i łowić ryby. Oprócz tego zbadano również gotowość do zapłacenia za zagwarantowanie wysokiej jakości wody w kranie w całej Polsce.

Koszty wdrożenia dyrektywy przyjęto na poziomie 35,38 mld zł. Średnia miesięczna gotowość do zapłacenia za komponent związany z wodami powierzchniowymi została oszacowana na 6,51 zł. Jeżeli przyjąć, że jest to wartość reprezentatywna dla grupy gospodarstw podłączonych do systemu wodociągów i kanalizacji i zakładając, że takich gospodarstw było około 8,2 mln, to można oszacować kwoty korzyści z wdrożenia dyrektywy na około 640 mln zł. Do kwoty korzyści, która została oszacowana na podstawie pytania o WTP za zagwarantowanie lepszej jakości wód powierzchniowych została dodana deklarowana gotowość do zapłacenia za podłączenie do wodociągów i kanalizacji. W badanej próbie średnia wynosiła 372,99 zł.

Wariant analizy kosztów i korzyści z uwzględnieniem WTP za czystsza wodę w kranie i podłączenia do wodociągów daje wskaźniki pozytywne, gdyż wartość korzyści nieznacznie przewyższa wartość kosztów. Nie ma on jednak uzasadnienia praktycznego, ponieważ lepsze oczyszczanie ścieków nie przekłada się bezpośrednio na uzyskanie czystszej wody w kranach. Pomimo tego, że czystsze wody powierzchniowe spowodują obniżenie kosztów uzdatniania wody to, aby osiągnąć cel zauważalnego polepszenia jakości wody pitnej, należałoby przede wszystkim uwzględnić koszty związane z procesami pozyskiwania i uzdatniania wody²⁵.

W 2007 roku zostało przeprowadzone badanie wyceny jakości wody powierzchniowej i kranowej w postaci wywiadów indywidualnych przez profesjonalny ośrodek badania opinii publicznej na reprezentatywnej grupie dorosłych mieszkańców miast w Polsce.

Przeprowadzone badania gotowości respondentów do zapłaty za poprawę jakości wody kranowej i powierzchniowej pokazują, iż więcej osób zadeklarowało, że poprawa jakości wody kranowej przyniesie im korzyść, niż osób, które to samo stwierdziły w przypadku poprawy jakości wód powierzchniowych.

²⁴ B. Kościak, A. Kowalczyk-Jusko, K. Kościak, *Taksacja skutków zmian w środowisku przyrodniczym w gminie Łukowa*, w: *Studia ekologiczno-krajobrazowe w programowaniu rozwoju zrównoważonego. Przegląd polskich doświadczeń u progu integracji z Unią Europejską*, Gdańsk 2004, s. 99-105.

²⁵ A. Markowska, *Zastosowanie metody wyceny warunkowej w analizie kosztów i korzyści*, „*Ekonomia i Środowisko*” 2006 nr 2 (30), s. 57-67.

Badania wykazały także, że wraz z wiekiem malała gotowość respondentów do zapłaty za poprawę jakości wody kranowej. Przeciętnie, z każdym rokiem, ankietowane osoby były gotowe zapłacić o 0,20 zł mniej. Gotowość do zapłaty za poprawę jakości wód powierzchniowych wyniosła 14,04 zł na miesiąc. Ważny okazał się natomiast indywidualny dochód netto, ponieważ wraz ze wzrostem dochodu o 100 zł gotowość badanych osób rosła o 0,60 zł. Wyższą gotowość do płacenia deklarowały również osoby posiadające małe dzieci. Różnica w gotowości do zapłaty między gospodarstwami z małymi dziećmi i bez wynosiła około 7,10 zł. Natomiast osobom, którym przeszkadzał zapach wody gotowe były zapłacić o 2,80 zł więcej od osób, którym ten zapach nie przeszkadzał²⁶.

Przeprowadzone badania nad metodą wyceny warunkowej pokazują, że zarówno w Polsce, jak i na świecie zrealizowano opierając się na metodzie badania związane z zasobami wodnymi. Natomiast niewiele jest badań dotyczących oczyszczania ścieków. Zrealizowane do tej pory badania nad wyceną różnych elementów środowiska, w tym wodnego, potwierdzają przydatność metody CVM do określania wartości dóbr środowiskowych. Metoda badania gotowości do zapłaty pozwala także odzwierciedlić wartość, jaką społeczeństwo przypisuje określonemu elementowi środowiska i działaniom na rzecz poprawy ich jakości. Można zatem stwierdzić, że metoda ta może stać się także narzędziem badania społecznej akceptowalności działań gminy na rzecz rozwiązania problemu ścieków, także poprawy jakości wód podziemnych i powierzchniowych.

Rezultaty przeprowadzonych badań ankietowych opierających się na pytaniu o WTP mogą być wykorzystane jako instrument wspomagający proces podejmowania decyzji przez władze gminy przy określaniu polityki opłat za odprowadzanie ścieków. Uzyskane bowiem tą metodą informacje pozwolą na określenie, ile lokalna społeczność jest w stanie zapłacić za korzystanie z usługi zbiorowego oczyszczania ścieków.

Kwestionariusz do badań został tak zaprojektowany, żeby ujawnić preferencje i gotowość do zapłaty mieszkańców za korzystanie z oczyszczalni ścieków komunalnych. Ankieta została podzielona na trzy części.

Pierwsza część zawierała wstępne pytania, które pozwoliły na ocenę poziomu wiedzy respondentów z zakresu problematyki gospodarki ściekowej w gminie.

Druga część ankiety zawierała pytania dotyczące sposobów i problemów związanych z usuwaniem ścieków z gospodarstw domowych, znajomości problemów związanych z zanieczyszczeniem wód na terenie gminy, jak również zainteresowania respondentów rozwojem sieci kanalizacyjnej. Respondentom zadano także pytania o koszt odprowadzania ścieków oraz o częstotliwość opróżniania zbiorników bezodpływowych (w przypadku ich posiadania przez respondenta). Przed zadaniem pytania, respondenci zostali zapytani, czy zgadzają się na budowę oczyszczalni ścieków, która mogłaby w sposób znaczący zredukować zanieczyszczenia w ściekach odprowadzanych z terenu gminy. Było to pytanie WTP i czy byliby skłonni zapłacić kwotę zaproponowaną w kwestionariuszu. Respon-

²⁶ A. Bartczak, *Wycena korzyści z poprawy jakości wody kranowej i powierzchniowej w Polsce*, „Ekonomia i Środowisko” 2010 nr 2(38), s. 124-141.

dentom, którzy zaakceptowali zaproponowaną kwotę, zaproponowano na podstawie wskaźników kosztów jednostkowych następujące wysokości cen za ścieki (tabela 1):

1. Cena uwzględniająca obecny średni koszt usuwania ścieków (poziom I).
2. Cena uwzględniająca koszty eksploatacji systemu usuwania i oczyszczania ścieków (poziom II).
3. Cena umożliwiająca pokrycie kosztów eksploatacji i amortyzacji systemu (poziom III).
4. Cena uwzględniająca koszty eksploatacji, amortyzacji oraz zysk przedsiębiorstwa zapewniającego usługę (poziom IV).

Tabela 1
Poziomy cen za ścieki ustalone dla gminy Zbójna [zł/m³]

| Gmina | Średni koszt usuwania ścieków ze zbiorników bezodpływowych Cena dla poziomu I | Zbiorczy system odprowadzania ścieków | | |
|--------|--|---------------------------------------|----------------------|---------------------|
| | | Cena dla poziomu II | Cena dla poziomu III | Cena dla poziomu IV |
| Zbójna | 4,50 | 4,59 | 5,86 | 7,03 |

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych uzyskanych z Urzędu Gminy Zbójna.

Dla respondentów, którzy wyrazili gotowość do zapłaty zaproponowanej kwoty przygotowano pytanie o wyższą cenę za odprowadzanie i oczyszczanie ścieków. W przypadku, gdy respondenci nie wybrali żadnej z proponowanych cen, mogli sami zaproponować maksymalną kwotę, którą byliby skłonni zapłacić za odprowadzanie ścieków.

Ostatnia część kwestionariusza dotyczyła danych osobowych i ogólnej charakterystyki socjoekonomicznej ankietowanych takiej, jak: płeć, wiek, dochód, wykształcenie.

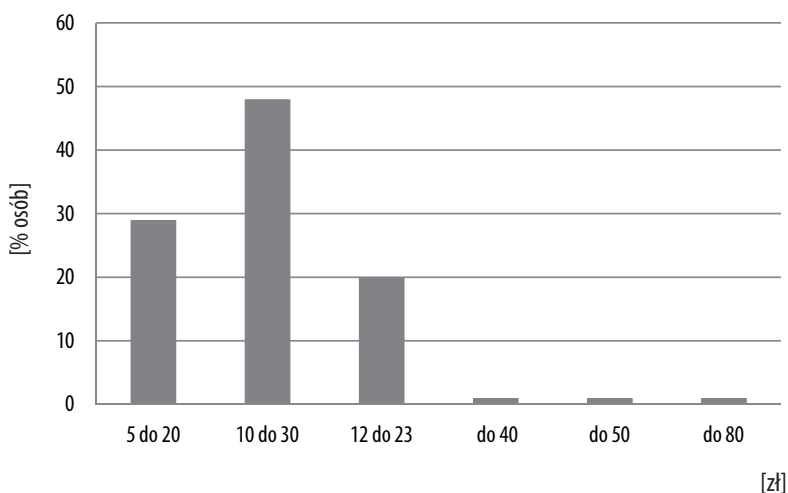
Analiza badań ankietowych

Badanie gotowości do zapłaty (WTP) zostało przeanalizowane na podstawie o 100 ankiet przeprowadzonych metodą wywiadu bezpośredniego w gminie Zbójna. Analizę statystyczną uzyskanych wyników przeprowadzono wykorzystując program STATISTICA.

Na pytanie o problem zanieczyszczenia środowiska na terenie gminy aż 95% ankietowanych odpowiedziało, że jest tym problemem zainteresowana i wyraża niepokój o stan jakości wód na terenie gminy. Do najczęstszych problemów, powodujących zanieczyszczenie wód i pogarszanie się jakości wody do picia, mieszkańcy gminy zaliczyli nieszczelność zbiorników bezodpływowych, oraz niekontrolowane zrzuty ścieków do wód i na pola.

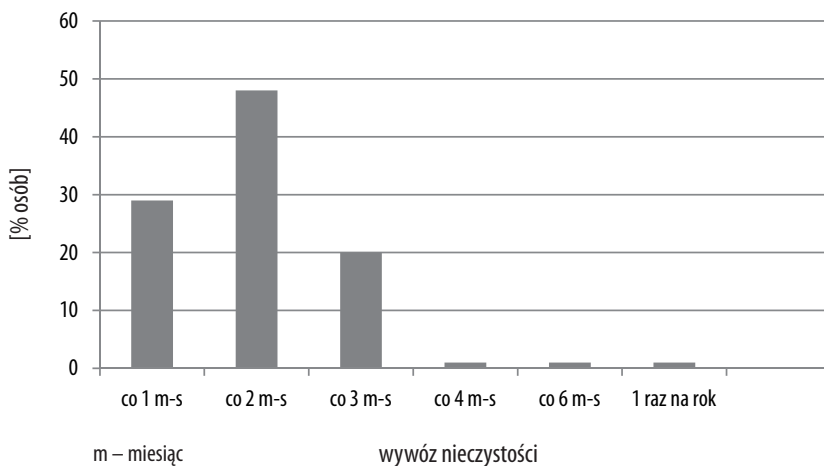
Procentowy udział osób płacących określone kwoty za wywóz nieczystości taborem asenizacyjnym przedstawiono na rysunku 1, a na rysunku 2 pokazano częstotliwość wywozu nieczystości płynnych.

Rysunek 1
Opłaty za wywóz nieczystości taborem asenizacyjnym



Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 2
Częstotliwość wywozu nieczystości taborem asenizacyjnym przez mieszkańców gminy Zbójna



Źródło: opracowanie własne.

Jak wynika z danych przedstawionych na rysunkach 1 i 2, wywóz nieczystości taborem asenizacyjnym odbywa się następująco:

- 29% ankietowanych zleca wywożenie ścieków raz w miesiącu ponosząc koszt w wysokości od 5 zł/m³ do 20 zł/m³;
- 48% respondentów zleca wywożenie ścieków raz na 2 miesiące ponosząc koszt w wysokości od 9 zł/m³ do 30 zł/m³;
- 20% ankietowanych zleca wywożenie ścieków raz na 3 miesiące ponosząc koszt w wysokości od 12 zł/m³ do 23 zł/m³;
- 1% respondentów zleca wywożenie ścieków raz na 4 miesiące ponosząc koszt w wysokości około 40 zł/m³;
- 1% ankietowanych zleca wywożenie ścieków raz na 6 miesięcy ponosząc koszt w wysokości około 50 zł/m³;
- 1% respondentów zleca wywożenie ścieków raz na rok ponosząc koszt w wysokości około 80 zł/m³.

Tak rzadkie wywożenie nieczystości płynnych przez mieszkańców gminy może świadczyć o tym, że odprowadzają oni nielegalnie ścieki do wód lub do ziemi. Może o tym świadczyć także odnotowane w gminie pogorszenie się jakości wody przeznaczonej do picia. Rozwiązaniem może być budowa zbiorczego lub indywidualnego systemu odprowadzania i oczyszczania ścieków. 98% respondentów wyraziło zgodę na budowę oczyszczalni ścieków uważając, że budowa urządzeń do oczyszczania ścieków poprawi jakość zasobów wodnych na terenie gminy, jak również przyczyni się do zwiększenia jej atrakcyjności turystycznej.

Dokonano także oceny gotowości do zapłaty mieszkańców gminy za zbiorowe odprowadzanie i oczyszczanie ścieków, które może przyczynić się do zmniejszenia negatywnego wpływu na jakość środowiska w gminie oraz poprawienie standardu życia mieszkańców.

Analizując dane uzyskane w wyniku przeprowadzonych badań ankietowych w gminie Zbójna stwierdzono, że gotowość do zapłaty za usługę zbiorowego oczyszczania i odprowadzania ścieków na określonych poziomach cen zaproponowanych w kwestionariuszu badań zadeklarowało:

- na I poziomie 10,10% respondentów;
- na II poziomie 38,38% respondentów;
- na III poziomie 17,18% osób;
- na IV poziomie 34,34% ankietowanych.

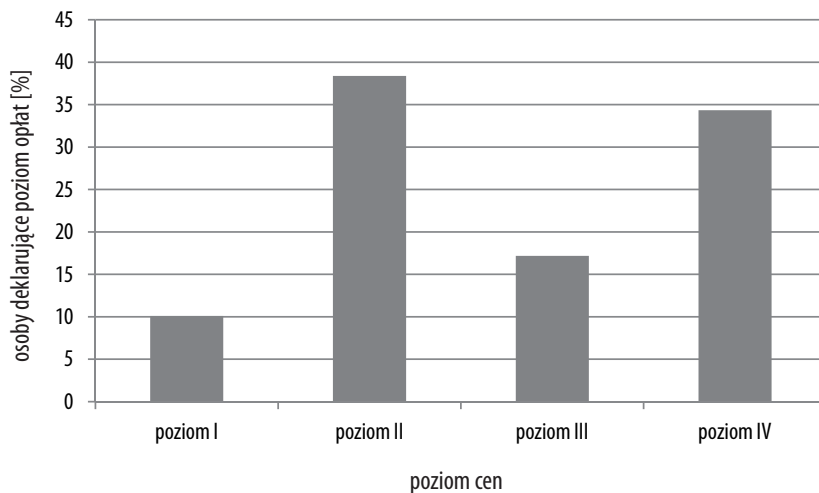
Analizę gotowości do zapłaty za usługę zbiorowego odprowadzania i oczyszczania ścieków na określonych poziomach cen w gminie Zbójna przedstawiono na rysunku 3.

Na podstawie analizy uzyskanych wyników można stwierdzić, że w gminie Zbójna istnieje społeczna akceptowalność cen za usuwanie i oczyszczanie ścieków, ponieważ około 35% mieszkańców gminy zadeklarowało poziom zapewniający pełny zwrot kosztów świadczenia tej usługi.

Oprócz tego przeanalizowano stawki, jakie zaproponowali respondenci za usługę zbiorowego odprowadzania i oczyszczania ścieków. Najniższą proponowaną stawką (pomijając 0 zł) w gminie Zbójna była kwota 4 zł/m³, którą zadeklarowało 8% respondentów, najwyższą w wysokości 12 zł/m³ zadeklarowało 5%

Rysunek 3

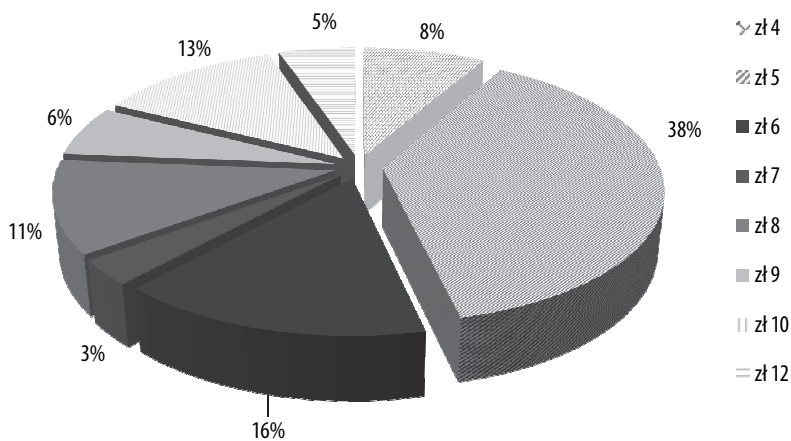
Gotowość do zapłaty za usługę zbiorowego odprowadzania i oczyszczania ścieków na określonych poziomach cen w gminie Zbójna



Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 4

Proponowane kwoty opłat za usługę zbiorowego odprowadzania i oczyszczania ścieków przez mieszkańców gminy Zbójna [zł]



Źródło: opracowanie własne.

respondentów. Przeciętnie kwota maksymalna wyniosła 6 zł/m³. Około 39% badanych osób zaproponowało kwotę 5 zł/m³, zaś 32% zaproponowało kwotę w granicach 8-10 zł/m³ (rysunek 4).

Znaczna część mieszkańców gminy deklaruje chęć płacenia kwot nawet wyższych niż proponowane poziomy (kwoty 8-12 zł/m³), co pozwala na pełne pokrycie kosztów eksploatacji, amortyzacji, a nawet zapewnienie zysku przedsiębiorstwa realizującego usługę.

Przeprowadzone badania wykazały, że osoby w średnim wieku i starsze są gotowe zapłacić za usługi zbiorowego oczyszczania ścieków, natomiast osoby młodsze nie deklarują chęci płacenia. Może to być spowodowane problemami migracyjnymi młodych ludzi ze wsi do miast. Młodzież chce przenieść się do większych miast lub zagranicę w celu znalezienia lepszej pracy, a osoby starsze chciałyby mieć rozwiązane problemy oczyszczania ścieków na swoim terenie. Być może osoby starsze posiadają większe oszczędności. Ponadto bezrobocie wśród osób młodych, wyższe jest bezrobocie, a szczególnie w tej części Polski. Nie zanotowano natomiast istotnych różnic w deklarowanych kwotach biorąc pod uwagę płeć oraz wykształcenie mieszkańców gminy.

Podsumowanie

Pomimo tego, że sieć kanalizacyjna w Polsce jest z roku na rok coraz bardziej rozbudowywana, wciąż wiele gospodarstw domowych znajduje się na terenach nieskanalizowanych. Dla mieszkańców gmin często jedynym dostępnym sposobem odprowadzenia ścieków są zbiorniki bezodpływowe, zwłaszcza gdy nie istnieją warunki do montażu zbiorczej lub przydomowej oczyszczalni ścieków. Problem stanowi także wywóz zgromadzonych w nich ścieków, który jest wykonywany przez firmy bez stosownych uprawnień. Oprócz tego, często sami użytkownicy dokonują wywozu ścieków na własne pola w celu rolniczego ich wykorzystania, co jest niezgodne z obowiązującymi przepisami.

Zmniejszenie negatywnego wpływu na jakość środowiska w gminie, przez ograniczenie liczby zbiorników bezodpływowych i objęcie jak największej liczby mieszkańców zbiorowym systemem oczyszczania oraz odprowadzania ścieków, jest zadaniem gminy. Pozwala to na ograniczenie ładunków zanieczyszczeń przedostających się z nieszczelnych szamb do cieków wodnych bądź ziemi oraz podniesie standard życia mieszkańców.

Badania przeprowadzone w gminie Zbójna pokazały, że większość mieszkańców wyraża zgodę na realizację kanalizacji. Budowa i eksploatacja takiego systemu przyczyni się do poprawy jakości wód powierzchniowych i podziemnych na terenie badanej gminy oraz pozwoli na likwidację zbiorników bezodpływowych i uciążliwego dla środowiska transportu tych ścieków taborem asenizacyjnym. W obecnej sytuacji gmina proponuje mieszkańcom także inne rozwiązanie problemu ścieków, jakim jest budowa przydomowych oczyszczalni ścieków. Jednakże niewielu mieszkańców wykazało zainteresowanie przystąpieniem realizacji

takiego projektu. Tylko około 9% mieszkańców gminy posiada przydomowe oczyszczalnie ścieków, w tym 5% naturalną roślinno-stawową oczyszczalnię ścieków, a 4% przydomową oczyszczalnię drenażową z osadnikiem

Większość ankietowanych ma świadomość, jak ważne jest zastąpienie dotychczas istniejących sposobów gromadzenia ścieków, jakim są zbiorniki bezodpływowe, urządzeniami do zbiorowego bądź indywidualnego oczyszczania ścieków. Dlatego też respondenci deklarowali kwoty za korzystanie z kanalizacji w wysokości zapewniającej pokrycie kosztów jej funkcjonowania.

Literatura

- Analiza zwrotu kosztów lub ekonomiczny cykl wody*, Agence De L'eau Seine-Normandie, Materiały Seminarium w Karnity, 30-31 sierpnia 2005
- Bartczak A., *Wycena korzyści z poprawy jakości wody kranowej i powierzchniowej w Polsce*, „Ekonomia i Środowisko” 2010 nr 2(38)
- Bateman I., Langford I., *Non-users Willingness to pay for a national park: an application and critique of contingent valuation method*, “Regional Studies” 1997 t. 31, nr 6
- Błaszczak P., Kamieńska J., *Zbiorniki bezodpływowe dla ścieków bytowych*, „Wodociągi i Kanalizacja” 2007 nr 3(37)
- Dejesus I., Baryła A., *Wycena środowiska przyrodniczego i ocena cenności ekologicznej*, w: T. M. Łaguna, M. Witkowska-Dąbrowska (red.), *Ekonomiczne podstawy zarządzania środowiskiem i zasobami naturalnymi*, Białystok 2005
- Geniusz M. i in., *Estimation of willingness to pay for wastewater treatment*, Department of Economics, Greece 2005
- Graczyk A., *Ekologiczne koszty zewnętrzne. Identyfikacja, szacowanie, internalizacja*, Białystok 2005
- Kościk B., Kowalczyk-Jusko A., Kościk K., *Taksacja skutków zmian w środowisku przyrodniczym w gminie Łukowa*, w: *Studia ekologiczno-krajobrazowe w programowaniu rozwoju zrównoważonego. Przegląd polskich doświadczeń u progu integracji z Unią Europejską*, Gdańsk 2004
- Liziński T., *Problemy zarządzania ryzykiem w kształtowaniu przestrzeni polderowej na przykładzie delty Wisły*, Falenty 2007
- Loomis J., White D., *Economic Benefits of Rare and Endangered Species: Summary and Meta-Analysis*, “Ecological Economics” 1996 nr 18
- Ławacz W., *Nowoczesne metody sanitacji – oczyszczalnie hydroponiczne*, „Wodociągi i Kanalizacja” 2005 nr 1(10)
- Manteuffel-Szoega H., Kubicka E., *Makroekonomiczna efektywność rekultywacji jeziora*, w: *Uwarunkowania i mechanizmy zrównoważonego rozwoju*, Białystok 2007
- Markowska A., Żylicz T., *Costing an International Public Good: The Case of the Baltic Sea*, Warszawa 1996
- Markowska A., *Zastosowanie metody wyceny warunkowej w analizie kosztów i korzyści*, „Ekonomia i Środowisko” 2006 nr 2(30)
- Nowak R., *Wybrane aspekty gospodarki ściekowej na terenach wiejskich*, „Zeszyty Naukowe Wydz. Budownictwa i Inżynierii Środowiska Politechniki Koszalińskiej” 2005 nr 22
- Przydomowe oczyszczalnie ścieków – poradnik dla mieszkańców wsi*, Warszawa 2003
- Roman M., Sikorki M., Szpindor A., *Wodno-ściekowa infrastruktura wsi*, „Gospodarka Komunalna, Seria Informacyjno-Poradnikowa” 1995 t. 6
- Rosen P., *Przydomowe oczyszczalnie ścieków*, Warszawa 2002

Rozporządzenia Ministra Infrastruktury z dnia 12 kwietnia 2002 r w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie (Dz. U. 2002, nr 75, poz. 690 z późn. zm.)

Shabman L., Stephenson K., *Searching for the Correct Benefits Estimate: Empirical Evidence for Alternative Perspective*, "Land Economics" 1996 t. 72, nr 4

Śleszyński J., *Ekonomiczne problemy ochrony środowiska*, Warszawa 2000

Turner R.K. i in., *Managing Nutrient Fluxes and Pollution in the Baltic: An Interdisciplinary Simulation Study*. CSERGE, Working Paper, GEC 97-17, Norwich 1997

www.traidenis-pol.com

www.zbojna.powiatlomzynski.pl

Żylicz T. i in., *Contingent Valuation of Eutrophication damage in the Baltic Sea Region*, CSERGE, Working Paper, GEC 95-03, 1995



Kamil Witaszek • Agnieszka Anna Pilarska • Krzysztof Pilarski

WYBRANE METODY WSTĘPNEJ OBRÓBK SUROWCÓW ROŚLINNYCH STOSOWANYCH DO PRODUKCJI BIOGAZU

Kamil Witaszek, mgr inż. – Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

Agnieszka Anna Pilarska, dr inż. – Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

Krzysztof Pilarski, dr inż. – Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

adres korespondencyjny:

Instytut Technologii Żywności Pochodzenia Roślinnego

ul. Wojska Polskiego 31, 60-624 Poznań

e-mail: pilarska@up.poznan.pl

SELECTED METHODS OF VEGETABLE RAW MATERIAL PRE-TREATMENT USED IN BIOGAS PRODUCTION

SUMMARY: An agricultural waste substrates such as rape straw, hay, corn stover, or other types of green fodder (grass residues) are not utilized in many farms and go to the waste, which finally goes to the soil. Therefore, it is very important to appropriately manage these substrates, for example, in methane fermentation process for the biogas production. During the process of methane fermentation in agricultural biogas plant, mentioned biomass substrates are decomposed only in a small extent. The low biodegradability of straw and grasses is related to their chemical structure. The composition of this materials includes cellulose and hemicellulose compounds surrounded with the lignin polymers (hence, in the literature the name of lignocellulosic biomass is used), which is not digested in this form by enzymes of the methane bacteria.

It is assumed that a suitable technological pretreatment of the batch (by micronization or steam explosion) may significantly improve the methane fermentation process with little additional energy and cost inputs.

The aim of the study is to discuss the impact of selected pretreatment technologies of vegetable raw material plant for the production of biogas and to provide energy and economic balance of the proposed methods. Studies were conducted basing of foreign literature reports (in Poland not yet published research in the field of mechanical and thermal pre-treatment of plant biomass) and also based on knowledge and own research.

KEYWORDS: biogas, anaerobic digestion, lignocellulosic biomass, pretreatment

Wstęp

Fermentacja metanowa (FM) jest procesem biologicznym, w którym bakterie metanowe rozkładają materię organiczną w warunkach beztlenowych. Produktem końcowym tego procesu jest biogaz (CH_4 50-75% i CO_2 25-50%)¹. Główna korzyść wynikająca z fermentacji beztlenowej, to ograniczenie emisji metanu ze składowisk odpadów (szacuje się, że metan dwudziestokrotnie silniej oddziałuje na ocieplenie klimatu niż dwutlenek węgla)². W systemie FM metan jest spalany w silnikach kogeneracyjnych, produkujących energię elektryczną i ciepłą³.

Fermentację metanową można podzielić na cztery etapy. Pierwszym etapem jest proces hydrolizy, w którym enzymy wytwarzane przez bakterie hydrolityczne, rozkładają białka, lipidy i węglowodany do aminokwasów, kwasów tłuszczowych o długich łańcuchach i cukrów. Drugim etapem jest faza zakwaszania (kwasogenezą), podczas której bakterie kwasotwórcze ze związków powstałych podczas hydrolizy, wytwarzają lotne kwasy tłuszczowe (kwas masłowy, octowy i propionowy) oraz dwutlenek węgla, wodór i etanol. W kolejnym etapie, zwanym acetogenezą, przy udziale bakterii kwasotwórczych (octowych) powstaje kwas octowy, wodór i dwutlenek węgla. W ostatnim etapie – metanogenezie – z kwasu octowego i wodoru wytwarzany jest produkt finalny, czyli biogaz⁴.

Podczas fermentacji metanowej w typowej biogazowni rolniczej, substraty roślinne, takie jak na przykład: słoma rzepakowa, siano, słoma kukurydziana, czyli substraty lignocelulozowe, w niewielkim stopniu ulegają rozkładowi⁵. Spowodowane jest to tym, że substraty te składają się z ligniny, która otacza celulozę i hemicelulozę (rysunek 1). Struktura ta bardzo mocno ogranicza ich zdolność do biodegradacji⁶. Celulozy i hemicelulozy są łatwo rozkładane przez bakterie beztlenowe i mogą być przekształcone w biometan. Lignina natomiast jest

¹ J.C. Frigon, S.R. Guiot, *Biomethane production from starch and lignocellulosic crops: a comparative review*, „Biofuels, Bioproducts and Biorefining” 2010 nr 4, s. 447-458; A. Kowalczyk-Juśko, *Potencjał surowców do produkcji biogazu na terenie gminy Łaszczów*, „Ekonomia i Środowisko” 2011 nr 2, s. 139-157.

² A.K. Wota, *Aspekty wyboru lokalizacji dla biogazowni rolniczych*, „Ekonomia i Środowisko” 2011 nr 2, s. 215-225; K. Pilarski, J. Dach, A. Pilarska, *Preferred directions of agricultural the farm implements with wastes biofuels*, „Agricultural, Horticultural and Forest Engineering” 2010 nr 3, s. 5-7.

³ D. Januszewski, *Oszacowanie wielkości powierzchni zasiewów pod kukurydzę przeznaczoną na pozyskanie kiszonki do produkcji biogazu rolniczego w Polsce*, „Ekonomia i Środowisko” 2013 nr 2, s. 51-58.

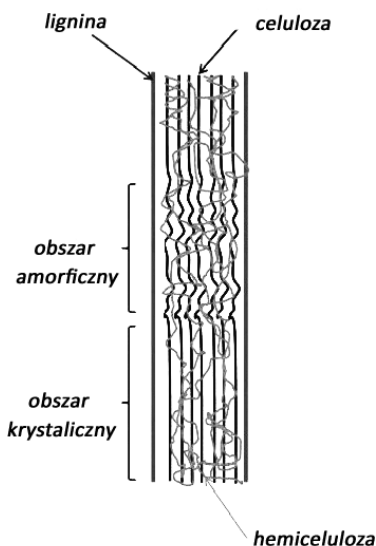
⁴ A. Pilarska i in., *Impact of additives on biogas efficiency of sewage sludge*, „Agricultural Engineering” 2014 nr 3, s. 139-148.

⁵ A. Pilarska i in., *Preliminary research on thermal treatment of maize silage on biogas production*, „Science Nature Technologies” 2015 nr 2, s. 1-11.

⁶ C. Sambusiti i in., *A comparison of different pre-treatments to increase methane production from two agricultural substrates*, „Applied Energy” 2013 nr 104, s. 62-70.

materiałem nietrawionym przez enzymy hydrolityczne, przez co nie dochodzi do jej degradacji⁷.

Rysunek 1
Włókno lignocelulozowe



Źródło: na podstawie: M. Tong, L.H. Smith, P.L. McCarty, *Methane fermentation of selected lignocellulosic materials*, "Biomass" 1990 nr 21, s. 239-255.

Spośród czterech grup bakteryjnych, bakterie metanowe uważane są za najbardziej wrażliwe na zmiany warunków środowiskowych, takich jak temperatura, pH i stężenie inhibitorów, również tempo ich namnażania jest najwolniejsze. Z powodu wymienionych czynników metanogeneza jest uważana za etap, który ogranicza szybkość procesu FM⁸. Natomiast w przypadku materiałów stałych, w tym biomasy lignocelulozowej, gdzie istnieje trudność już na poziomie rozkładu wielkocząsteczkowych substancji organicznych, to właśnie hydroliza jest uważana za etap ograniczający szybkość procesu FM⁹. Dlatego zakłada się, że odpowiednia obróbka technologiczna wsadu (mikronizacja, ekstruzja, *steam explosion*) może w znaczący sposób podnieść wydajność fermentacji, przy niewielkich dodatkowych nakładach energetycznych i kosztowych, związanych ze

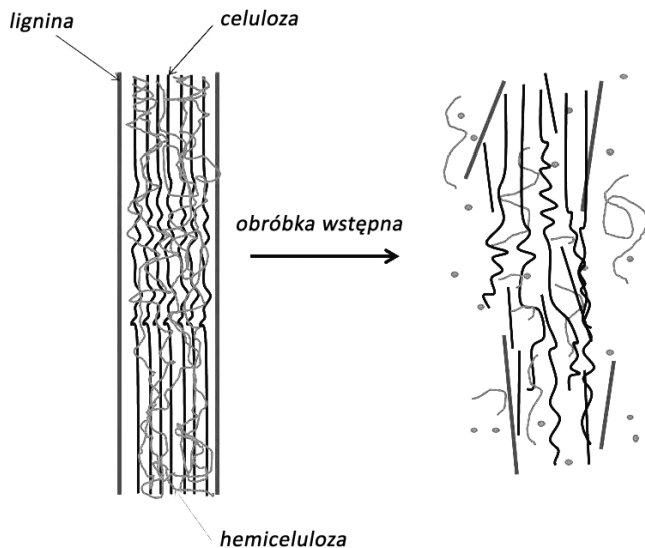
⁷ M. Tong, L.H. Smith, P.L. McCarty, *Methane fermentation of selected lignocellulosic materials*, "Biomass" 1990 nr 21, s. 239-255.

⁸ K. Witaszek, K. Pilariski, W. Czekąła, R. Mazur, *Rules for selection of substrates for agricultural biogas plants*, „Instal” 2013 nr 5, s. 14-16.

⁹ D.G. Cirne, A. Lehtomäki, L. Björnsson, L.L. Blackall, *Hydrolysis and microbial community analyses in two-stage anaerobic digestion of energy crops*, "Journal of Applied Microbiology" 2007 nr 103, s. 516-527.

wstępnym przetwarzaniem surowca. Określone metody obróbki przyczyniają się do dezintegracji ligniny, dzięki czemu bakterie metanowe uzyskują dostęp do celulozy, a przede wszystkim do hemicelulozy (rysunek 2). Dodatkowo w wysokiej temperaturze i ciśnieniu następuje hydroliza lipidów, białek i węglowodanów, a także hemicelulozy oraz celulozy.

Rysunek 2
Włókno lignocelulozowe podane obróbce



Źródło: na podstawie: L. Kratky, T. Jirout, *Biomass size reduction machines for enhancing biogas production*, "Chemical Engineering&Technology" 2011 nr 34, s. 391-399.

Metody pretreatmentu substratów biogazowych

Mikronizacja

Mikronizacja (rozdrabnianie) jest jednym w procesów, szeroko stosowanym w przemyśle rolno-spożywczym. Proces ten należy do operacji mechanicznych o znacznym jednostkowym zużyciu energii. Na przykład podczas rozdrabniania pasz treściwych zabieg mikronizacji pochłania około 70% energii wykorzystanej w całym procesie produkcyjnym¹⁰.

Cząstki po mikronizacji mają rozmiary kilku mikrometrów lub nawet nanometrów średnicy. Proces ten jest wykorzystywany w przemyśle farmaceutycznym do produkcji leków, a w przemyśle rolniczym, przy produkcji pasz lub

¹⁰ M. Opielak, *Rozdrabnianie materiałów w przemyśle rolno-spożywczym*, Lublin 1996, s. 4.

w procesie spalania biomasy. Dzięki niemu dochodzi do zwiększenia całkowitej powierzchni cząstek mikronizowanego materiału, zmniejszenia stopnia krystaliczności celulozy oraz stopnia polimeryzacji celulozy¹¹. Umożliwia to, w przypadku leków lub pasz, zwiększenie wchłaniania leku lub paszy przez organizm. Natomiast mikronizacja biomasy pozwala intensyfikować proces jej spalania.

Rozdrabnianie biomasy może być realizowane za pomocą młynów palcowych, kulowych, koloidalnych, fluidalno-strumieniowych, wibracyjnych, śrutowników (rozdrabniaczy) oraz wyłaczarek. Wybór maszyny do rozdrabniania zależy od zawartości wilgoci w surowcu. Młyny palcowe, fluidalno-strumieniowe, śrutowniki (rozdrabniacze) są stosowane do rozdrabniania biomasy suchej (zawartości wilgoci do 10-15%), podczas gdy młyny koloidalne i wyłaczarki nadają się tylko do rozdrabniania materiałów o zawartości wilgoci powyżej 15-20%. Młyny kulowe i wibracyjne mogą być używane zarówno do suchych jak i wilgotnych materiałów¹².

Głównym zadaniem wyżej opisanego procesu jest całkowita dezintegracja struktury komórkowej, a więc uzyskanie bardzo małych cząstek (nawet poniżej 50 µm). W procesie mikronizacji powstają cząsteczki o różnych wielkościach. Przykładowo, po zmikronizowaniu siana uzyskano następujące wielkości cząstek:

- około 60% ziarna o wielkości poniżej 0,71 mm;
- około 30% ziarna o wielkości 0,71-1,25 mm;
- około 10% ziarna o wielkości powyżej 1,25 mm.

Naukowcy stwierdzili wzrost produkcji metanu wraz ze zmniejszeniem się wielkości cząstek (od 30 do 0,088 mm) surowca (słoma pszeniczna, słoma ryżowa, liście mirabilisa i skoszonej trawy), ale dla cząstek o rozmiarach między 0,088 i 0,40 mm nie zanotowano znacznych różnic w wydajności biometanowej¹³. Dla owsa, o wielkości cząstek 0,5, 1 i 2 cm, nie stwierdzono wpływu rozdrobnienia na wydajność biogazu, a w przypadku siana i koniczyny najlepszym stopniem rozdrobnienia był 1 cm¹⁴. Zmniejszenie wielkości cząstek w czasie zbioru plonów korzystnie wpływało na proces zakiszania materiału oraz wydajność biogazu¹⁵. Przez zmniejszenie wielkości cząstek wyłoków z łądy trzciny cukrowej i włókien kokosowych z 5 mm do mniej niż 0,85 mm zwiększono wydajność metanu o 30%¹⁶. Przez zastosowanie mielenia mechanicznego zwiększono wydajność biometanu z konopi (wzrost produkcji biometanu o 15%), okazało się

¹¹ L. Kratky, T. Jirout, *Biomass size reduction machines for enhancing biogas production*, "Chemical Engineering & Technology" 2011 nr 34, s. 391-399.

¹² Ibidem.

¹³ S.K. Sharma, I.M. Mishra, M.P. Sharma, J.S. Saini, *Effect of particle size on biogas generation from biomass residues*, "Biomass" 1988 nr 17, s. 251-263.

¹⁴ P. Kaparaju i in., *Co-digestion of energy crops and industrial confectionery by-products with cow manure: batch scale and farm-scale evaluation*, "Water Science and Technology" 2002 nr 45, s. 275-280.

¹⁵ C. Herrmann, M. Heiermann, C. Idler, A. Prochnow, *Particle size reduction during harvesting of crop feedstock for biogas production I: effects on ensiling process and methane yields*, "Bio-Energy Research" 2012 nr 5, s. 926-936.

¹⁶ A.K. Kivaisi, S. Eliapenda, *Pretreatment of bagasse and coconut fibres for enhanced anaerobic degradation by rumen microorganisms*, "Renew Energy" 1994 nr 5, s. 791-795.

jednak, że mielenie mechaniczne jest procesem bardziej energochłonnym niż obróbka parowa¹⁷. Zmniejszenie wielkości cząstek stałych odpadów komunalnych doprowadziło do wzrostu wydajności metanu oraz skrócenia czasu trwania fermentacji metanowej¹⁸.

Z drugiej strony zbyt duże rozdrobnienie materiału może doprowadzić do obniżenia produkcji biogazu. Naukowcy udowodnili, że największe rozdrobnienie (1,4-2,0 mm) w przypadku makuchów słonecznika pozwala uzyskać najwyższą wydajność metanu w porównaniu z rozdrobnieniem na poziomie 0,36-0,55 mm oraz 0,71-1,0 mm¹⁹. Przyczyną tego może być różny skład chemiczny poszczególnych frakcji cząstek, który może być spowodowany przez proces rozdrabniania. Nadmierne rozdrobnienie może również prowadzić do nadprodukcji lotnych kwasów tłuszczowych, co prowadzi do spowolnienia lub w skrajnych przypadkach do zatrzymania produkcji metanu²⁰. Poziom rozdrobnienia powinien być skorelowany z optymalną wydajnością wzrostu bakterii w procesie fermentacji metanowej.

Zaletą rozdrabniania mechanicznego jest to, że podczas tego procesu nie są wytwarzane inhibitory fermentacji (furfural i hydroksymetylofurfural – HMF), co pozwala na wykorzystanie tego procesu do produkcji biometanu i etanolu. Jednakże rozdrabnianie mechaniczne jest jedną z najbardziej kosztownych procesów wstępnej obróbki biomasy na biopaliwa; jest to związane z znacznym zużyciem energii przez urządzenia rozdrabniające. Na przykład, do uzyskania takiego samego rozmiaru cząstek, zapotrzebowanie energetyczne obróbki mechanicznej jest o 70% większe niż eksplozji parowej²¹. Energochłonność obróbki biomasy lignocelulozowej zależy od jej właściwości (gęstości, wilgotności oraz składu chemicznego)²², typu maszyny i jej charakterystyki oraz początkowych i końcowych wielkości cząstek.

Ekstruzja

Urządzenie, w którym następuje ekstruzja to ekstruder. Zbudowany jest z metalowego cylindra, który posiada własny system ogrzewania i chłodzenia. Wewnątrz cylindra obraca się ślimak, który jest kluczowym elementem urządze-

¹⁷ E. Kreuger i in., *Bioconversion of industrial hemp to ethanol and methane: the benefits of steam pretreatment and co-production*, "Bioresource Technology" 2011 nr 102, s. 3457-3465.

¹⁸ J.P. Delgenés, V. Penaud, R. Moletta, *Pretreatments for the enhancement of anaerobic digestion of solid wastes*. Chapter 8 *Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes*, Londyn 2002, s. 201-228.

¹⁹ M.A. de la Rubia, V. Fernandez-Cegri, F. Raposo, R. Borja, *Influence of particle size and chemical composition on the performance and kinetics of anaerobic digestion process of sunflower oil cake in batch mode*, "Biochemical Engineering Journal" 2011 nr 58-59, s. 162-167.

²⁰ K. Izumi i in., *Effects of particle size on anaerobic digestion of food waste*, "International Biodeterioration and Biodegradation" 2010 nr 64, s. 601-608.

²¹ M.T. Holtzappple, A.E. Humphrey, J.D. Taylor, *Energy requirements for the size reduction of poplar and aspen wood*, "Biotechnology and Bioengineering" 1989 nr 33, s. 207-210.

²² L. Kratky, T. Jirout, *Biomass size reduction machines for enhancing biogas production*, "Chemical Engineering & Technology" 2011 nr 34, s. 391-399.

nia. Dzięki niemu możliwe jest mieszanie, ściskanie i przesuwanie się materiału do przodu. W nowoczesnych rozwiązaniach technicznych jest zastosowany nie jeden, ale dwa ślimaki obracające się w jednym cylindrze.

W zależności od wysokości temperatury proces ekstruzji można podzielić na trzy rodzaje:

- ekstruzja na zimno – surowiec w tym procesie jest mieszany i formowany w temperaturze 50-60°C;
- ekstruzja niskotemperaturowa – surowiec w tym procesie jest mieszany i formowany w temperaturze 60-120°C;
- ekstruzja typu HTST (*High Temperature Short Time*) – surowiec w tym procesie jest mieszany i formowany w temperaturze 150-200°C.

Ciśnienie w procesie ekstruzji waha się od kilku do kilkudziesięciu MPa, a czas przebywania materiału w ekstruderze wynosi od kilkudziesięciu sekund do kilku minut²³.

Ekstruzja jest przede wszystkim stosowna do produkcji żywności, tak zwanych ekspandowanych wyrobów przekąskowych, na przykład chrupek kukurydźdżianych. Jest to proces mechaniczno-techniczny polegający na tym, że surowiec (węglowodanowy, białkowy) w dość krótkim czasie zostaje poddany działaniu sił mechanicznych (siły ścinające), wysokiej temperatury i zmieniającego się ciśnienia²⁴. Na skutek działania tych czynników następuje rozerwanie ściany komórkowej roślin lignocelulozowych, przez co materiał zmienia się w plastyczną masę. Podczas ekstruzji dochodzi również do depolimeryzacji celulozy, hemicelulozy, ligniny oraz białka²⁵. Podczas tego procesu dochodzi również do degradacji termicznej cukrów i aminokwasów oraz następuje zmniejszenie rozmiaru cząstek, co zwiększa pole powierzchni biomasy, a tym samym zwiększa wydajność hydrolyzy i szybkość procesu FM²⁶.

Naukowcy dowiedli, że poddana ekstruzji biomasa rolnicza, taka jak słoma, trawa oraz obornik charakteryzuje się zwiększoną wydajnością biogazową. Produkcja metanu w tym przypadku zwiększyła się po 28 dniach FM, w przypadku trawy o 70%, słomy o 62%, a obornika o 27%, a po 90 dniach FM produkcja metanu zwiększyła się w przypadku słomy o 11%, trawy o 9%, a obornika o 18%²⁷. Ekstruzja biomasy rolnej lignocelulozowej takiej, jak kukurydza, życica wielokwiatowa i słoma ryżowa oraz ich mieszanek doprowadziła do wzrostu produkcji metanu od 8 do 13% w porównaniu z materiałami niepoddany procesowi

²³ A. Pęksa, *Ekstruzja jako metoda produkcji wyrobów ekspandowanych*, Wrocław 2011.

²⁴ M.E. Camire, *Chemical changes during extrusion cooking: recent advances*, w: F. Shahidi, C.-T. Ho, N. van Chuyen (red.), *Process-induced chemical changes in food*, Plenum Press, New York 1998, s. 109-121.

²⁵ C. Karunanithy, K. Muthukumarappan, *Influence of extruder temperature and screw speed on pretreatment of corn stover while varying enzymes and their ratios*, "Applied Biochemistry and Biotechnology" 2010 nr 162, s. 264-279.

²⁶ Y. Zheng, J. Zhao, F. Xu, Y. Li, *Pretreatment of lignocellulosic biomass for enhanced biogas production*, "Progress in Energy and Combustion Science" 2014 nr 42, s. 35-53.

²⁷ M. Hjorth, K. Gränitz, A.P.S. Adamsen, H.B. Møller, *Extrusion as a pretreatment to increase biogas production*, "Bioresource Technology" 2011 nr 102, s. 4989-4994.

ekstruzji. Efektywność energetyczna ekstruzji (stosunek produkcji energii do zużycia energii) wyniosła w tym przypadku aż 8,0²⁸. Obróbkę wstępną jaką jest ekstruzja, można stosować również dla frakcji organicznej odpadów komunalnych w celu zwiększenia wydajności biogazowej²⁹. Zwiększenie ciśnienia w ekstruderze poprzez zmniejszenie rozmiaru dyszy otworu wylotowego pozwala na zwiększenie wydajności biogazu³⁰. Ponadto, dobrym rozwiązaniem jest dostarczanie zewnętrznego źródła ciepła, które może przyczynić się również do zwiększenia wydajności metanu z ekstrudowanych materiałów³¹.

Podobnie jak w innych metodach termicznej obróbki substratów, w procesie ekstruzji mogą powstawać inhibitory. W określonych warunkach, takich jak wysokie ciśnienie i temperatura, tworzy się furfural oraz fenole powstające z rozkładu cukrów i ligniny. Skutkuje to zmniejszeniem wydajności biometanowej substratów poddanych obróbce termicznej. Dlatego bardzo ważne jest umiejętne dobranie odpowiednich parametrów procesu ekstruzji³².

Steam explosion

Pod pojęciem *steam explosion* (wybuch parowy) lub inaczej autohydrolizy rozumie się proces obróbki termicznej i ciśnieniowej materiału roślinnego. *Steam explosion* przeprowadza się w specjalnym zbiorniku ciśnieniowym. Wymagane warunki do przebiegu tego procesu, to temperatura i ciśnienie w zakresie 160–260°C i 0,69–4,83 MPa. Wsad jest poddawany takim warunkom od kilku sekund do kilku minut, a następnie zostaje rozluźniony wybuchowo³³. Również ważne jest to, aby na każdy kilogram materiału roślinnego przypadły 2 kilogramy wody. Dzięki takiemu działaniu otrzymujemy materiał o ciastowatej konsystencji, co jest bardzo ważne w przypadku zdolności do pompowania niektórych wsadów używanych w biogazowniach na przykład kiszzonek różnych roślin. W tych warunkach, hemicelulozy hydrolizują do cukrów prostych, również lignina przekształca się w pewnym stopniu, co pozwala na większą biodegradację materiału lignocelulozowego.

Wybuch parowy jest metodą używaną do obróbki wstępnej różnego rodzaju biomasy w celu zwiększenia produkcji biometanu, takich jak: słoma kukurydza-

²⁸ M. Simona, A. Gianfranco, G. Jody, B. Paolo, *Energetic assessment of extrusion as pre-treatment to improve the anaerobic digestion of agricultural lignocellulosic biomasses*, 2013; www.ramiran.net [08-07-2014].

²⁹ D. Novarino, M.C. Zanetti, *Anaerobic digestion of extruded OFMSW*, "Bioresource Technology" 2012 nr 104, s. 44-50.

³⁰ C. Brückner, D. Weiss, U. Mildner, *Mundgerechtere bakterienkost*, „Bauern. Zeitung” 2007 nr 36, s. 48-49.

³¹ X. Zhan i in., *Ethanol production from supercritical-fluid-extrusion cooked sorghum*, "Industrial Crops Products" 2006 nr 23, s. 304-310.

³² B.A. Williams, A.F.B. van der Poel, H. Boer, S. Tamminga, *The effect of extrusion conditions on the fermentability of wheat straw and corn silage*, "Journal of the Science of Food and Agriculture" 1997 nr 74, s. 117-124.

³³ Y. Sun, J.J. Cheng, *Hydrolysis of lignocellulosic materials for ethanol production: a review*, "Bioresource Technology" 2002 nr 83, s. 1-11.

na, miscanthus, cedr japoński, wierzba i brzoza, odpady z przemysłu spożywczego: cytrusy, pulpa ziemniaczana oraz wodorosty³⁴. Autohydroliza okazała się skuteczną metodą obróbki słomy pszenicznej. Wydajność metanu w przypadku słomy poddanej procesowi *steam explosion* była wyższa w stosunku do słomy pszenicznej nie poddanej obróbce³⁵. Naukowcy stwierdzili również, że biowłókna, resztki biomasy oddzielone od przefermentowanej gnojowicy, poddane obróbce parą wodną o temperaturze 180°C przez 15 minut (bez dodatku kwasu lub wstępnego moczenia) uzyskały wzrost wydajności o 29% w porównaniu z biowłóknami nie poddanymi obróbce termicznej³⁶. Rośliną, która zwiększą uzysk metanu po obróbce termicznej jest także sitowie. Uzysk metanu sitowia poddanego *steam explosion* był o 24% wyższy niż w przypadku sitowia niepoddanego obróbce wstępnej. Warunki procesu: ciśnienie pary wodnej 1,72 MPa, czas przebywania materiału w zbiorniku ciśnieniowym 8,14 minut, wilgotność materiału 11%³⁷.

Obróbka *steam explosion* jest uważana za jedną z najbardziej skutecznych technologii obróbki wstępnej substratów takich, jak drewno czy odpady rolnicze, w tym substraty lignocelulozowe, w skali laboratoryjnej, jak i rzeczywistej³⁸. Zaletą wstępnej obróbki parą jest niskie zużycie energii oraz zmniejszenie ilości odpadów i kosztów związanych z ich recyklingiem³⁹.

Podobnie jak w innych metodach termicznej obróbki substratów, w procesie *steam explosion* mogą powstawać inhibitory. W określonych warunkach, takich jak wysokie ciśnienie i temperatura, tworzą się takie związki jak furfural oraz fenole powstające z rozkładu cukrów i ligniny. Skutkuje to zmniejszeniem wydajności biometanowej substratów poddanych obróbce termicznej. Dlatego bardzo ważne jest umiejętne dobranie odpowiednich parametrów procesu *steam explosion*⁴⁰.

Stwierdzono również, że bakterie anaerobowe w FM są bardziej odporne na inhibitory takie, jak furfural, HMF oraz związki fenolowe niż mikroorganizmy

³⁴ Y. Zheng, J. Zhao, F. Xu, Y. Li, *Pretreatment of lignocellulosic biomass for enhanced biogas production*, "Progress in Energy and Combustion Science" 2014 nr 42, s. 35-53.

³⁵ A. Bauer, P. Bosch, A. Friedl, T. Amon, *Analysis of methane potentials of steam-exploded wheat straw and estimation of energy yields of combined ethanol and methane production*, "Journal of Biotechnology" 2009 nr 142, s. 50-55.

³⁶ E. Bruni, A.P. Jensen, I. Angelidaki, *Comparative study of mechanical, hydrothermal, chemical and enzymatic treatments of digested biofibers to improve biogas production*, "Bioresource Technology" 2010 nr 101, s. 8713-8717.

³⁷ J. Wang i in., *Anaerobic digestibility and fiber composition of bulrush in response to steam explosion*, "Bioresource Technology" 2010 nr 101, s. 6610-6614.

³⁸ A. Bauer i in., *Analysis of methane yields from energy crops and agricultural by-products and estimation of energy potential from sustainable crop rotation systems in EU-27*, "Clean Technologies and Environmental" 2010 nr 12, s. 153-161.

³⁹ X. Li i in., *Optimization of steam-pretreatment conditions for corn stover using response surface methodology*, w: R.C. Sun, S.Y. Fu (red.), "Research progress in paper industry and biorefinery (4TH ISETPP)" 2010 nr 1-3, s. 790-793.

⁴⁰ Y. Zheng, J. Zhao, F. Xu, Y. Li, *Pretreatment of lignocellulosic biomass for enhanced biogas production*, "Progress in Energy and Combustion Science" 2014 nr 42, s. 35-53.

biorące udział w produkcji wodoru lub etanolu⁴¹. Po okresie aklimatyzacji bakterie beztlenowe przystosowały się do warunków FM słomy pszenicznej i były w stanie strawić inhibitory (furfural, HMF). Niestety, w przypadku ekstrahowanych związków fenolowych bakterie metanowe nie były w stanie strawić tych inhibitorów, co skutkowało obniżaniem wydajności biometanowej słomy pszenicznej⁴².

Analiza techniczno-ekonomiczna obróbki wstępnej

Analiza techniczno-ekonomiczna jest użytecznym narzędziem do przeprowadzenia badania rentowności i efektywności procesu obróbki wstępnej substratów lignocelulozowych. Zastosowanie analizy techniczno-ekonomicznej daje możliwość porównania metod obróbki oraz ich optymalizacji pod kątem zmniejszenia zużycia energii oraz zwiększenia wydajności biometanowej. Obróbka *steam explosion* substratów takich jak świerk, salix (drewno twarde), słoma kukurydziana oraz słoma przeznaczonych do produkcji etanolu jest ekonomicznie opłacalna⁴³. Z drugiej strony produkcji biogazu w Holandii z substratów odpadów bez wsparcia ze strony rządu jest nieopłacalna⁴⁴. W przypadku obróbki wstępnej biomasy lignocelulozowej do produkcji biogazu, według naszej wiedzy, jest bardzo mało doniesień literaturowych mówiących o aspektach ekonomicznych.

Bardzo ważne jest, aby nie skupiać się tylko na wydajnościach biogazowych substratów poddanych obróbce oraz na dynamice procesu fermentacji metanowej tychże substratów. Należy również w każdym przypadku dokonać analizy ekonomicznej procesu obróbki oraz fermentacji metanowej. Można tego dokonać za pomocą poniższych wzorów⁴⁵:

Ilość energii elektrycznej uzyskana z biomasy:

$$E_b = WEM \cdot n \cdot V_{CH_4} \cdot M_b \quad (1)$$

gdzie:

E_b – wartość energetyczna biomasy (kWh, MJ);

⁴¹ N. Belay, R. Boopathy, G. Voskuilen, *Anaerobic Transformation of furfural by Methanococcus deltae (Delta) LH*, "Applied and Environmental Microbiology" 1997 nr 63, s. 2092-2094.

⁴² F.B. Castro, P.M. Hotten, E.R. Ørskov, M. Rebeller, *Inhibition of rumen microbes by compounds formed in the steam treatment of wheat straw*, "Bioresource Technology" 1994 nr 50, s. 25-30.

⁴³ A. Ekman, O. Wallberg, E. Joelsson, P. Börjesson, *Possibilities for sustainable biorefineries based on agricultural residues – A case study of potential strawbased ethanol production in Sweden*, "Applied Energy" 2012 nr 102, s. 299-308; P. Sassner, M. Galbe, G. Zacchi, *Techno-economic evaluation of bioethanol production from three different lignocellulosic materials*, "Biomass Bioenergy" 2008 nr 32, s. 422-430.

⁴⁴ S.A. Gebrezgabher, M.P.M. Meuwissen, B.A.M. Prins, A.G.J.M.O. Lansink, *Economic analysis of anaerobic digestion-a case of green power biogas plant in The Netherlands*, "NJAS – Wageningen Journal of Life Sciences" 2010 nr 57, s. 109-115.

⁴⁵ H. Uellendahl i in., *Energy balance and cost-benefit analysis of biogas production from perennial energy crops pretreated by wet oxidation*, "Water Science and Technology" 1998 nr 58, s. 1841-1847.

- WEM – wartość energetyczna metanu $9,94 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$ ($5,8 \text{ MJ}\cdot\text{m}^{-3}$);
 V_{CH_4} – przyrost ilości metanu po obróbce ($\text{m}^3\cdot\text{Mg}^{-1}$);
 M_b – masa biomasy (dziennie, miesięcznie, rocznie) (Mg);
 n – sprawność elektryczna silnika kogeneracyjnego (energia elektryczna) 32-48,7%;
 n – sprawność cieplna silnika kogeneracyjnego (energia cieplna) 43-62%.

Zużycie energii elektrycznej przez maszynę:

$$E_m = \frac{P}{W} \quad (2)$$

gdzie,

- E_m – energia elektryczna pobrana przez maszynę [$\text{kWh}/\text{Mg}^{-1}$];
 P – moc maszyny [kW];
 W – wydajność maszyny [Mg/h^{-1}].

Natomiast bilans ekonomiczny obliczamy według następującego wzoru:

$$E_b - E_m > 0 \quad \text{bilans ekonomiczny dodatni} \quad (3)$$

$$E_b - E_m < 0 \quad \text{bilans ekonomiczny ujemny} \quad (4)$$

Gdy różnica energii uzyskanej z biomasy oraz energii pobranej przez maszynę do wstępnej obróbki jest większa od zera, wtedy obróbka jest ekonomicznie opłacalna. Natomiast, gdy różnica energii uzyskanej z biomasy oraz energii pobranej przez maszynę do wstępnej obróbki jest mniejsza od zera, wówczas mamy do czynienia z obróbką wstępną ekonomicznie nieopłacalną.

W dotychczas ukazanych publikacjach naukowych, poruszających kwestie zastosowania obróbki wstępnej substratów roślinnych, w większości przypadków są opisywane wyłącznie wyniki badań dotyczące wydajności produkcji biogazu. Tylko w nielicznych pracach jest prezentowany bilans energetyczny procesu, brakuje natomiast typowo ekonomicznych kalkulacji. Należy wziąć jednak pod uwagę, że potencjalne obliczenia ekonomiczne dokonywane przez zagranicznych naukowców, nie będą miały przełożenia na warunki panujące na polskim rynku biogazowym.

Jedno z literaturowych opracowań bilansu energetycznego⁴⁶, zostało wykonane dla mieszanek składających się z: kiszonki ze słomy ryżowej (SR), kiszonki z kukurydzy (KK) oraz kiszonki z pszenżyta (KP). Analizowanie próby zawierały różną zawartość kiszonki ze słomy ryżowej: 10% (SR10) oraz 30% (SR30). Pozostałą część stanowiły: kiszonka z kukurydzy oraz kiszonka z pszenżyta. Do realizacji procesu ekstruzji użyto ekstruder MSZB-74E, napędzany silnikiem o mocy 74 kW.

⁴⁶ S. Menardo, V. Cacciatorea, P. Balsaria, *Batch and continuous biogas production arising from feed varying in rice straw volumes following pre-treatment with extrusion*, "Bioresource Technology" 2015 nr 180, s. 154-161.

Efektywność energetyczną procesu ekstruzji wyznaczono dokonując uproszczonego bilansu energetycznego (tabela 1).

Tabela 1
Bilans energetyczny obróbki wstępnej mieszanek ze słoma ryżową

| Substrat | Energia obróbki wstępnej [kWh _{el} ·Mg ⁻¹ ś.m.] | Przyrost energii po obróbce wstępnej [kWh _{el} ·Mg ⁻¹ ś.m.] | Bilans energetyczny procesu [kWh _{el} ·Mg ⁻¹ ś.m.] |
|----------|--|--|---|
| SR 10 | 10,1 | 40,2 | 30,1 |
| SR 30 | 12,4 | 13,4 | 1,0 |

Energia elektryczna do wstępnej obróbki SR 10 wyniosła 10,1 kWh_{el}·Mg⁻¹ ś.m. oraz 12,4 kWh_{el}·Mg⁻¹ ś.m. – dla SR 30. Przyrost energii elektrycznej po zastosowaniu ekstruzji wyniósł 40,2 kWh_{el}·Mg⁻¹ ś.m. i 13,4 kWh_{el}·Mg⁻¹ ś.m., odpowiednio dla SR 10 oraz SR 30. Bilans energetyczny całego procesu był dodatni: 30,1 kWh_{el}·Mg⁻¹ ś.m., dla SR 10 i zaledwie 1,0 kWh_{el}·Mg⁻¹ ś.m., dla SR 30. Przy założeniu, że cena 1 kWh_{el} na rynku energii w Polsce wynosi 0,55 zł, zysk wynikający z zastosowania ekstruzji jako obróbki wstępnej wyniesie dla SR 10 – 16,5 zł, a dla SR 30 – 0,55 zł.

Autor pracy zaznacza jednak, że dla większej zawartości kiszonki ze słomy ryżowej bilans energetyczny jest ujemny, skutkiem większych nakładów energetycznych na obróbkę.

Z kolei inne opracowanie bilansu energetycznego²⁹ zamieszczone w literaturze, zostało wykonane dla: słomy jęczmiennej oraz życicy wielokwiatowej. Do przeprowadzenia procesu ekstruzji użyto ekstruder MSZ B55e, napędzany silnikiem o mocy 55 kW. W tym przypadku przyrost energii procesu, czyli różnica między przyrostem energii po obróbce a energią poniesioną na obróbkę wstępnej substratów, wyniosła odpowiednio dla słomy jęczmiennej 68%, dla życicy wielokwiatowej 47%.

Dokonanie w niniejszej pracy szerszego bilansu ekonomicznego dla innych przykładów zastosowania obróbki wstępnej w procesie fermentacji metanowej substratów roślinnych jest trudne, ze względu na niestabilny rynek zielonych i żółtych certyfikatów oraz system aukcyjny, który zostanie wdrożony po uchwaleniu ustawy o odnawialnych źródłach energii.

Podsumowanie

Fermentacja jest wydajnym procesem biochemicznym, pozwalającym na produkcję biogazu z biomasy. Wydajność FM w głównym stopniu uzależniona jest od rodzaju materiału wejściowego. Przykładowo, fermentacja metanowa melasy czy odpadów rzeźnych jest bardziej skuteczna niż fermentacja biomasy lignocelulozowej, ze względu na złożoność lignocelulozy. W związku z tym, obróbka

technologiczna wsadu (mikronizacja, ekstruzja, *steam explosion*) jest powszechnie stosowana w celu dezintegracji ligniny oraz zwiększenia wydajności biogazu. Wstępna obróbka materiału powoduje zmniejszenie krystaliczności celulozy, zwiększenie dostępnej powierzchni aktywnej dla bakterii metanowych oraz zmniejszenie zawartości ligniny.

Należy również zaznaczyć, że nie wszystkie metody obróbki wstępnej zwiększają wydajność biogazową obrabianego substratu. Proces FM nie wymaga aż takich wyspecjalizowanych warunków przebiegu obróbki wstępnej, jak na przykład proces produkcji bioetanolu. Jest to związane z tym, że bakterie biorące udział w FM mają większą tolerancję na inhibitory powstające w procesie obróbki wstępnej biomasy. Dlatego też, obróbka wstępna w przypadku FM może być bardziej opłacalna pod względem ekonomicznym z punktu widzenia zastosowań przemysłowych.

Nadal potrzebna jest kontynuacja badań naukowych, które określiłyby związki między zdolnością do biodegradacji biomasy a jej właściwościami strukturalnymi i składem chemicznym. Należy również skupić się na badaniach mikrobiologicznych bakterii anaerobowych, które są odpowiedzialne za trawienie biomasy lignocelulozowej poddanej obróbce wstępnej oraz określić wpływ różnych metod obróbki wstępnej na populacje mikroorganizmów w kolejnych etapach FM. Ważne są także dalsze badania dotyczące opłacalności ekonomicznej systemów FM z obróbką wstępną substratów.

Pracę zrealizowano w ramach grantu badawczego NCN nr N N313 432539: „Ocena wartości nawozowej i wpływu na glebę pulpy pofermentacyjnej powstającej w procesie wytwarzania biogazu z wykorzystaniem różnych substratów organicznych”.

Literatura

- Bauer A., Bosch P., Friedl A., Amon T., *Analysis of methane potentials of steam-exploded wheat straw and estimation of energy yields of combined ethanol and methane production*, "Journal of Biotechnology" 2009 nr 142
- Bauer A. i in., *Analysis of methane yields from energy crops and agricultural by-products and estimation of energy potential from sustainable crop rotation systems in EU-27*, "Clean Technologies and Environmental" 2010 nr 12
- Belay N., Boopathy R., Voskuilen G., *Anaerobic Transformation of furfural by Methanococcus deltae (Delta) LH*, "Applied and Environmental Microbiology" 1997 nr 63
- Brückner C., Weiss D., Mildner U., *Mundgerechtere bakterienkost*, „Bauern. Zeitung” 2007 nr 36
- Bruni E., Jensen A.P., Angelidaki I., *Comparative study of mechanical, hydrothermal, chemical and enzymatic treatments of digested biofibers to improve biogas production*, "Bioresource Technology" 2010 nr 101
- Camire M.E., *Chemical changes during extrusion cooking: recent advances*, w: F. Shahidi, C.-T. Ho, N. van Chuyen (red.), *Process-induced chemical changes in food*, Plenum Press, New York 1998
- Castro F.B., Hotten P.M., Ørskov E.R., Rebeller M., *Inhibition of rumen microbes by compounds formed in the steam treatment of wheat straw*, "Bioresource Technology" 1994 nr 50

- Cirne D.G., Lehtomäki A., Björnsson L., Blackall L.L., *Hydrolysis and microbial community analyses in two-stage anaerobic digestion of energy crops*, "Journal of Applied Microbiology" 2007 nr 103
- de la Rubia M.A., Fernandez-Cegri V., Raposo F., Borja R., *Influence of particle size and chemical composition on the performance and kinetics of anaerobic digestion process of sunflower oil cake in batch mode*, "Biochemical Engineering Journal" 2011 nr 58-59
- Delgenés J.P., Penaud V., Moletta R., *Pretreatments for the enhancement of anaerobic digestion of solid wastes*. Chapter 8 *Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes*, Londyn 2002
- Ekman A., Wallberg O., Joelsson E., Börjesson P., *Possibilities for sustainable biorefineries based on agricultural residues – A case study of potential strawbased ethanol production in Sweden*, "Applied Energy" 2012 nr 102
- Frigon J.C., Guiot S.R., *Biomethane production from starch and lignocellulosic crops: a comparative review*, "Biofuels, Bioproducts and Biorefining" 2010 nr 4
- Gebrezgabher S.A., Meuwissen M.P.M., Prins B.A.M., Lansink A.G.J.M.O., *Economic analysis of anaerobic digestion – a case of green power biogas plant in The Netherlands*, "NJAS – Wageningen Journal of Life Sciences" 2010 nr 57
- Herrmann C., Heiermann M., Idler C., Prochnow A., *Particle size reduction during harvesting of crop feedstock for biogas production I: effects on ensiling process and methane yields*, "Bio-Energy Research" 2012 nr 5
- Hjorth M., Gränitz K., Adamsen A.P.S., Møller H.B., *Extrusion as a pretreatment to increase biogas production*, "Bioresource Technology" 2011 nr 102
- Holtzapple M.T., Humphrey A.E., Taylor J.D., *Energy requirements for the size reduction of poplar and aspen wood*, "Biotechnology and Bioengineering" 1989 nr 33
- Izumi K. i in., *Effects of particle size on anaerobic digestion of food waste*, "International Biodegradation and Biodegradation" 2010 nr 64
- Januszewski D., *Oszacowanie wielkości powierzchni zasiewów pod kukurydzę przeznaczoną na pozyskanie kiszonki do produkcji biogazu rolniczego w Polsce*, „Ekonomia i Środowisko” 2013 nr 2
- Kaparaju P. i in., *Co-digestion of energy crops and industrial confectionery by-products with cow manure: batch scale and farm-scale evaluation*, "Water Science and Technology" 2002 nr 45
- Karunanithy C., Muthukumarappan K., *Influence of extruder temperature and screw speed on pretreatment of corn stover while varying enzymes and their ratios*, "Applied Biochemistry and Biotechnology" 2010 nr 162
- Kivaisi A.K., Eliapenda S., *Pretreatment of bagasse and coconut fibres for enhanced anaerobic degradation by rumen microorganisms*, "Renew Energy" 1994 nr 5
- Kowalczyk-Juśko A., *Potencjał surowców do produkcji biogazu na terenie gminy Łaszczów*, „Ekonomia i Środowisko” 2011 nr 2
- Kratky L., Jirout T., *Biomass size reduction machines for enhancing biogas production*, "Chemical Engineering & Technology" 2011 nr 34
- Kreuger E. i in., *Bioconversion of industrial hemp to ethanol and methane: the benefits of steam pretreatment and co-production*, "Bioresource Technology" 2011 nr 102
- Li X. i in., *Optimization of steam-pretreatment conditions for corn stover using response surface methodology*, w: Sun R.C., Fu S.Y. (red.), "Research progress in paper industry and biorefinery (4TH ISETPP)" 2010 nr 1-3
- Menardo S., Cacciatorea V., Balsaria P., *Batch and continuous biogas production arising from feed varying in rice straw volumes following pre-treatment with extrusion*, "Bioresource Technology" 2015 nr 180
- Novarino D., Zanetti M.C., *Anaerobic digestion of extruded OFMSW*, "Bioresource Technology" 2012 nr 104
- Opielak M., *Rozdrabnianie materiałów w przemyśle rolno-spożywczym*, Lublin 1996
- Pęksa A., *Ekstruzja jako metoda produkcji wyrobów ekspandowanych*, Wrocław 2011

- Pilarska A. i in., *Impact of additives on biogas efficiency of sewage sludge*, "Agricultural Engineering" 2014 nr 3
- Pilarska A. i in., *Preliminary research on thermal treatment of maize silage on biogas production*, "Science Nature Technologies" 2015 nr 2
- Pilarski K., Dach J., Pilarska A., *Preferred directions of agricultural the farm implements with wastes biofuels*, "Agricultural, Horticultural and Forest Engineering" 2010 nr 3
- Sambusiti C. i in., *A comparison of different pre-treatments to increase methane production from two agricultural substrates*, "Applied Energy" 2013 nr 104
- Sassner P., Galbe M., Zacchi G., *Techno-economic evaluation of bioethanol production from three different lignocellulosic materials*, "Biomass Bioenergy" 2008 nr 32
- Sharma S.K., Mishra I.M., Sharma M.P., Saini J.S., *Effect of particle size on biogas generation from biomass residues*, "Biomass" 1988 nr 17
- Simona M., Gianfranco A., Jody G., Paolo B., *Energetic assessment of extrusion as pre-treatment to improve the anaerobic digestion of agricultural lignocellulosic biomasses*, 2013
- Sun Y., Cheng J.J., *Hydrolysis of lignocellulosic materials for ethanol production: a review*, "Biore-source Technology" 2002 nr 83
- Tong M., Smith L.H., McCarty P.L., *Methane fermentation of selected lignocellulosic materials*, "Biomass" 1990 nr 21
- Uellendahl H. i in., *Energy balance and cost-benefit analysis of biogas production from perennial energy crops pretreated by wet oxidation*, "Water Science and Technology" 1998 nr 58
- Wang J. i in., *Anaerobic digestibility and fiber composition of bulrush in response to steam explosion*, "Bioresource Technology" 2010 nr 101
- Williams B.A., van der Poel A.F.B., Boer H., Tamminga S., *The effect of extrusion conditions on the fermentability of wheat straw and corn silage*, "Journal of the Science of Food and Agriculture" 1997 nr 74
- Witaszek K., Pilarski K., Czekala W., Mazur R., *Rules for selection of substrates for agricultural biogas plants*, "Instal" 2013 nr 5
- Wota A.K., *Aspekty wyboru lokalizacji dla biogazowni rolniczych*, „Ekonomia i Środowisko” 2011 nr 2
- www.ramiran.net
- Zhan X. i in., *Ethanol production from supercritical-fluid-extrusion cooked sorghum*, "Industrial Crops Products" 2006 nr 23
- Zheng Y., Zhao J., Xu F., Li Y., *Pretreatment of lignocellulosic biomass for enhanced biogas production*, "Progress in Energy and Combustion Science" 2014 nr 42

Grażyna Łaska • Bożena Nazaruk

ZASTOSOWANIE ROŚLIN ENERGETYCZNYCH W GOSPODARCE ŚCIEKOWEJ I OSADOWEJ

Grażyna Łaska, dr hab. prof. nzw. – Politechnika Białostocka

Bożena Nazaruk, mgr inż. – Politechnika Białostocka

adres korespondencyjny:

Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska

15-351 Białystok ul. Wiejska 45E

e-mail: bozena.naz@wp.pl

THE USE OF ENERGY CROPS IN THE WASTEWATER AND SLUDGE MANAGEMENT

SUMMARY: The continuous increase in amount of sludge produced will soon force us to look for new ways of utilization of this waste. The variety of methods for sludge disposal depends on its quality, and especially the risk of distribution of hazardous substances to the environment. One of the possible methods for the sludge utilization may be the use of it for natural soil reclamation in degraded areas. The importance of the energy crops in the processes of environment purification must be underlined. Wetland treatment methods are examples of “green” technologies, which are building sustainable development.

KEYWORDS: sludge, energy crops, sewage treatment plant, wastewater management

Wstęp

Rozwój systemów kanalizacji oraz wzrost liczby oczyszczalni ścieków powoduje zwiększenie masy osadów ściekowych, które stają się problemem ekologicznym, technicznym oraz ekonomicznym. Zagospodarowanie powstających na terenie oczyszczalni osadów ściekowych jest konieczne, ponieważ zgodnie z polskim ustawodawstwem składowanie osadów ściekowych po 1 stycznia 2016 roku będzie niemożliwe. Obecnie końcowym etapem przeróbki osadów ściekowych w oczyszczalniach jest ich mechaniczne odwodnienie, a następnie składowanie¹. Zmiana w ustawodawstwie wymusza konieczność poszukiwania nowych metod ich racjonalnego wykorzystania. Jedną z możliwości zagospodarowania osadów jest wykorzystanie przyrodnicze, za czym przemawiają korzystne właściwości nawozowe osadu. Wybór metody unieszkodliwiania osadów uzależniony jest od ich jakości, a zwłaszcza od obecności substancji niebezpiecznych dla środowiska.

Rośliny uprawiane na cele energetyczne

Podstawowymi cechami, którymi powinny charakteryzować się rośliny przeznaczone do plantacyjnej uprawy dla celów energetycznych są: wysoka wartość opałowa biomasy, duży plon biomasy, odporność roślin na choroby i szkodniki, umiarkowane wymagania siedliskowe². Zalecanymi gatunkami roślin energetycznych na obszarze Polski są między innymi: wierzba wiciowa (*Salix viminalis* L.), ślaziowiec pensylwański (*Sida hermaphrodita* (L.) Rusby), słonecznik bulwiasty (*Helianthus tuberosus* L.), trawy wieloletnie czyli miskant olbrzymi (*Miscanthus gigantea*), miskant cukrowy (*Miscanthus sacchariflorus* (Maxim.) Hack), spartina preriowa (*Spartina pectinata*), palczatka Gerarda (*Andropogon gerardi*), topola (*Populus*), robinia akacja (*Robinia pseudoacacia* L.), róża energetyczna (*Rosa multiflora* War.)³.

W procesie oczyszczania środowiska jest wykorzystywana fitoremediacja, czyli naturalna zdolność niektórych gatunków roślin do akumulacji metali ciężkich⁴. W ostatnich latach coraz większą uwagę przywiązuje się do roślin wydających duży plon użytkowej biomasy. Rośliny te akumulują przeciętne ilości metali w tkankach, ale całkowite pobranie metali w ogromnym plonie biomasy może być porównywalne lub nawet przewyższać efekt działania roślin hiperakumula-

¹ J. Bień i in., *Kierunki zagospodarowania osadów w Polsce po roku 2013*, „Inżynieria i Ochrona Środowiska” 2011 nr 14, t. 4, 375–384.

² B. Kościuk (red.), *Rośliny energetyczne*, Lublin 2003.

³ Z. Krzyżowska, *Wsparcie dla roślin uprawianych na cele energetyczne. Biomasa dla elektroenergetyki i ciepłownictwa: szanse i problemy*, Warszawa 2007, s. 5-11.

⁴ A. Karczewska, *Perspektywy zastosowania fitoremediacji w rekultywacji gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi*, „Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych” 2003 nr 25/26, s. 27-54.

torów⁵. Rośliny selekcionowane do fitoremediacji powinny odznaczać się tolerancją wobec toksycznych substancji, posiadać duże zdolności pobierania i akumulacji substancji w użytkowej biomase oraz wydawać duży plon biomasy.

W grupie roślin o potencjale fitoremediacyjnym wymienia się większość roślin uprawianych do celów energetycznych, zarówno przetwarzanych na paliwa płynne lub gazowe (rzepak, kukurydza, zboża na ziarno), jak też spalanych dla uzyskania energii cieplnej albo elektrycznej (zboża na słomę, wierzba, topola, ślazier, miskant i inne). Efekt fitoremediacyjny zależy od wyboru odmian (klonów) roślin i właściwości podłoża, w tym zdolności retencji wody i zasobności w składniki pokarmowe⁶.

Gospodarka ściekowa i osadowa

Zgodnie z ustawą z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach⁷ przez komunalne osady ściekowe rozumie się pochodzący z oczyszczalni ścieków osad z komór fermentacyjnych oraz innych instalacji do oczyszczania ścieków komunalnych oraz innych ścieków o składzie zbliżonym do składu ścieków komunalnych. Ilość powstających osadów uzależniona jest od zawartości zanieczyszczeń w ściekach, technologii oczyszczania oraz stopnia rozkładu substancji organicznych w procesie stabilizacji.

W 2013 roku w Polsce 3264 oczyszczalnie ścieków komunalnych obsługiwały 70% ludności kraju (w miastach 93%, na wsiach jedynie 35%), (tabela 1). Tylko 509 miast i 659 gmin wiejskich było obsługiwanych przez nowoczesne oczyszczalnie ścieków z podwyższonym usuwaniem biogenów. W obiektach tych oczyszczono 1041 hm³ ścieków, co stanowi 83% ścieków odprowadzonych siecią kanalizacyjną z miast i wsi. W 2013 roku ilość wytworzonych komunalnych osadów ściekowych wyniosła 540,3 tys. Mg s.m.⁸. Według Krajowego planu gospodarki odpadami (KPGO) 2014 prognozowana na rok 2015 ilość osiągnie poziom 662 tys. Mg s.m.

W 2013 roku przeciętne zużycie wody przez gospodarstwa domowe wyniosło 30,9 m³ na 1 mieszkańca, przy czym w miastach było to 34,0 m³, a na wsiach – 26,3 m³. W porównaniu z 2012 rokiem, pomimo wzrostu liczby ludności korzystającej z sieci wodociągowej, zużycie wody przez gospodarstwa domowe spadło o 0,3 m³. Wskaźnik ten dla miast wahał się od 39,4 m³ na 1 mieszkańca w województwie mazowieckim do 29,3 m³ w podlaskim, a na terenach wiejskich od 35,2 m³ w województwie wielkopolskim do 16,8 m³ w województwie małopolskim⁹.

W 2013 roku z gospodarstw domowych odprowadzono siecią kanalizacyjną około 912 hm³ ścieków, z czego około 88% stanowiły ścieki odprowadzone z te-

⁵ M. Greger, *Metal availability and bioconcentration in plants*, Berlin 1999, s. 1-27.

⁶ B. Kościak (red.), op. cit.

⁷ Dz. U. 2013, poz. 21.

⁸ *Ochrona środowiska*, Warszawa 2014.

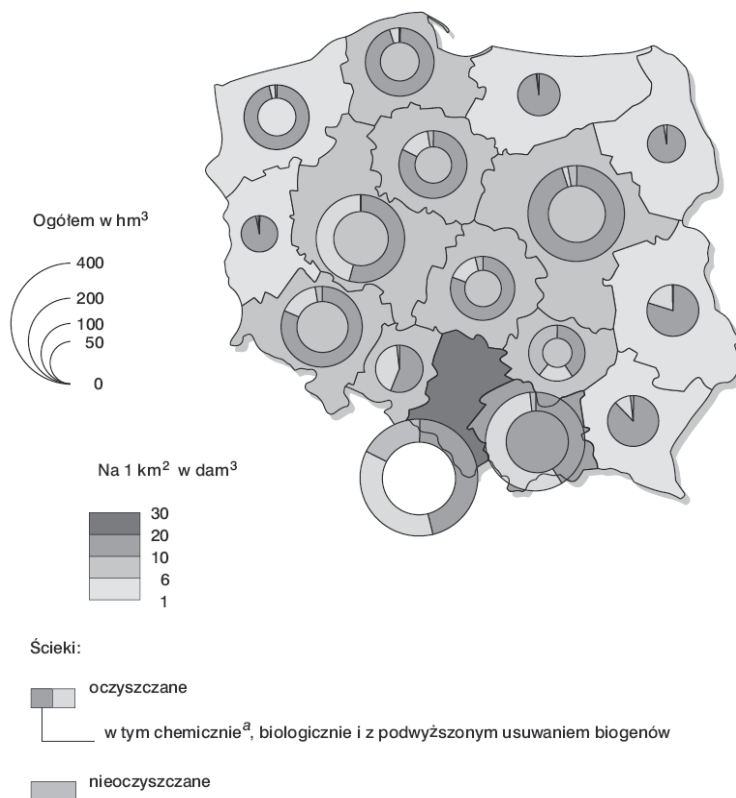
⁹ Ibidem.

Tabela 1
Oczyszczalnie ścieków w 2013 roku

| Wyszczególnienie | Ogółem | Mechaniczne | Chemiczne | Biologiczne | Z podwyższonym usuwaniem biogenów |
|---|--------|-------------|-----------|-------------|-----------------------------------|
| Oczyszczalnie ścieków przemysłowych | | | | | |
| Liczba | 1032 | 324 | 97 | 565 | 46 |
| Przepustowość [dam^3/d] | 5920 | 4074 | 884 | 839 | 122 |
| Oczyszczalnie ścieków komunalnych | | | | | |
| Liczba | 3264 | 39 | - | 2405 | 820 |
| Przepustowość [dam^3/d] | 8835 | 7 | - | 1436 | 7392 |
| Ludność korzystająca z oczyszczalni ścieków w ludności ogółem [%] | 70,3 | 0,1 | - | 14,2 | 56,0 |

Źródło: *Ochrona środowiska*, Warszawa 2014.

Rysunek 1
Ścieki przemysłowe i komunalne wymagające oczyszczenia według województw w 2013 roku



Źródło: *Ochrona środowiska*, Warszawa 2014.

renów miejskich. Największy przyrost w długości sieci kanalizacyjnej zaobserwowano w miastach województw: świętokrzyskiego, opolskiego i mazowieckiego, gdzie długość sieci zwiększyła się ponaddwukrotnie, oraz województwa łódzkiego – wzrost o prawie 90%. Na terenach wiejskich najbardziej znaczący przyrost w długości sieci kanalizacyjnej odnotowano w województwach: podkarpackim – 40%, śląskim – 39%, oraz podlaskim – 30%¹⁰. Ilość powstających ścieków przemysłowych i komunalnych wymagających oczyszczenia w 2013 roku jest bardzo zróżnicowana w poszczególnych województwach na terenie naszego kraju (rysunek 1).

Wybór metody unieszkodliwiania osadów uzależniony jest od ich jakości, w tym szczególnie od obecności substancji niebezpiecznych dla środowiska. Wykorzystanie osadów w rolnictwie jest jedną z najlepszych metod recyklingu komunalnych osadów ściekowych. Z uwagi na bogactwo składników nawozowych w osadach ściekowych, powinno się dążyć do przywrócenia tych składników do środowiska, szczególnie w sytuacji, kiedy coraz częściej obserwuje się deficyt substancji organicznej w glebie. Jednak dla dużych oczyszczalni ścieków droga do rolniczego wykorzystania jest praktycznie zamknięta, czego przyczyną jest najczęściej ponadnormatywna zawartość metali ciężkich oraz zanieczyszczenia sanitarne¹¹.

W rozporządzeniu Ministra Środowiska w sprawie komunalnych osadów ściekowych¹² określono warunki, jakie muszą być spełnione przy wykorzystywaniu osadów ściekowych, dawki tych osadów, które można stosować na gruntach oraz zakres, częstotliwość i metody referencyjne badań osadów oraz gruntów, na których osady mają być stosowane. Obecnie osady z większości polskich oczyszczalni spełniają wymogi rozporządzenia. Jednak przewidywane zaostżenia norm dotyczących rolniczego wykorzystania osadów (projekt dyrektywy osadowej), prawdopodobnie spowodują ograniczenia w stosowaniu osadów.

Zgodnie z Krajowym planem gospodarki odpadami, Polska będzie dążyła do zwiększenia ilości komunalnych osadów ściekowych przekształcanych metodami termicznymi oraz maksymalizacji stopnia wykorzystania substancji biogenych zawartych w osadach przy jednoczesnym spełnieniu wszystkich wymogów dotyczących bezpieczeństwa sanitarnego, chemicznego oraz środowiskowego.

W 2013 roku w Polsce wytworzono 540,3 tys. ton osadów ściekowych, z czego jedynie 40% osadów zagospodarowano, a pozostałą część osadów składowano. W województwie podlaskim w 2013 roku wytworzono 16,1 tys. ton osadów ściekowych, z czego jedynie 36% osadów wykorzystano (głównie rolniczo), a pozostałą część składowano¹³. Analiza stanu gospodarki osadami ściekowymi od 2000 roku wskazuje na znaczny wzrost masy wytworzonych osadów (od 359,8 tys. ton w 2000 roku do 540,3 tys. ton w 2013 roku). Zmienia się natomiast spo-

¹⁰ Ibidem.

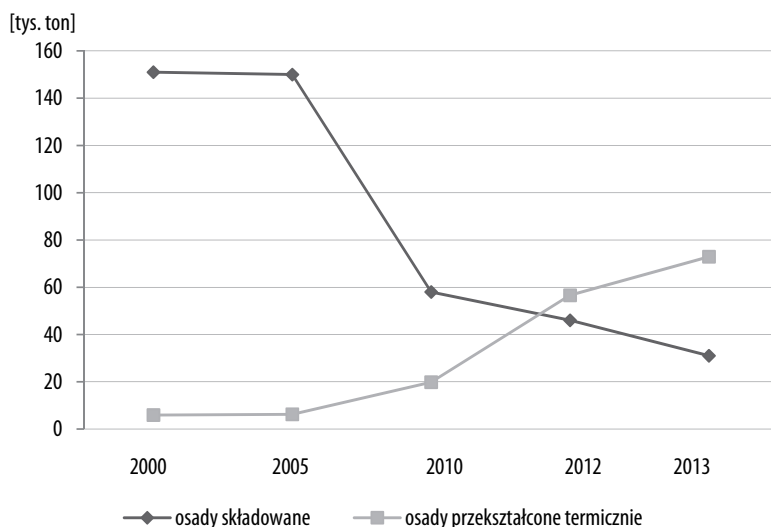
¹¹ W. Niemiec, P. Sobolewska, T. Jasiński, *Wybrane możliwości przyrodniczego zagospodarowania osadów ściekowych*, „Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej” 2007 nr 240, s. 63-72.

¹² Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 13 lipca 2010 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych (Dz. U. nr 137, poz. 924).

¹³ *Ochrona środowiska*, Warszawa 2014.

Rysunek 2

Sposób wykorzystania osadów ściekowych w latach 2000-2013



Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GUS-u.

sób zagospodarowania osadów, w 2000 roku jedynie 5,9 tys. ton osadów przekształcono termicznie, a w 2013 roku 72,9 tys. ton¹⁴. Zaobserwowano również znaczny spadek ilości składowanych osadów ściekowych z 151,6 tys. ton w 2000 roku do 31,4 tys. ton w 2013 roku (rysunek 2).

Często ze względu na ponadnormatywne zawartości metali ciężkich oraz obecność patogenów, wyklucza się zastosowanie komunalnych osadów ściekowych w rolnictwie. Dlatego realne wydaje się wykorzystanie osadów ściekowych do rekultywacji gleb terenów zdegradowanych. W 2013 roku w Polsce powierzchnia gruntów zdewastowanych i zdegradowanych wynosiła 61958 km, z czego tylko 2638 km zreultywowano bądź zagospodarowano¹⁵.

W województwie podlaskim w 2013 roku powierzchnia gruntów zdewastowanych i zdegradowanych wynosiła 2764 km, z czego jedynie 102 km poddano procesom rekultywacji bądź zagospodarowania. Gospodarka rolna w regionie północno-wschodniej Polski coraz powszechniej wykorzystuje osady ściekowe poddawane niskonakładowym metodom przeróbki. Na takie działanie ma wpływ: specyfika regionu, właściwości i charakter powstających osadów, duża ilość gleb o małej zawartości próchnicy, przewaga małych i średnich oczyszczalni ścieków komunalnych i mleczarskich, w których powstające osady zawierają niewielkie ilości metali ciężkich¹⁶.

¹⁴ Ibidem.

¹⁵ Ibidem.

¹⁶ D. Boruszko, *Intensyfikacja niskonakładowych metod przeróbki komunalnych osadów ściekowych*, „Inżynieria Ekologiczna” 2011 nr 25, s. 190.

Sposoby utylizacji osadów ściekowych z wykorzystaniem roślin energetycznych

Alternatywą dla małych oczyszczalni ścieków są oczyszczalnie ścieków z udziałem roślin¹⁷. Roślinne oczyszczalnie ścieków można zdefiniować jako ekosystemy bagiennie sztucznie tworzone w celu oczyszczania lub podczyszczania wód. Za oczyszczanie odpowiada złożony kompleks, jakim jest woda, podłoże mineralne, obumarłe części roślin, żywe rośliny, ogromna liczba mikroorganizmów oraz zwierzęta¹⁸. Metoda utylizacji osadów ściekowych z wykorzystaniem roślin energetycznych polega na wykorzystaniu roślin bagiennych zwanych makrofitami do odwadniania i mineralizacji osadu. Zdolność roślin makrofitycznych (trzcina pospolita, pałka wąskolistna i szerokolistna, wierzba wiklina) polega na tworzeniu mikrostref tlenowych i natlenianiu wewnętrznej masy roślin¹⁹. Trzciny adaptują się do wegetacji na podłożu mineralnym i czerpią składniki odżywcze bezpośrednio z warstw doprowadzanych osadów. Odpowiednio doprowadzane dawki osadów umożliwiają ich rozkład biochemiczny przez mikroorganizmy heterotroficzne bytujące w strefie korzeniowej roślin. Procesy tlenowe pozwalają na znacznie szybszy rozkład materii organicznej²⁰. Odwadnianie w systemie poletek osadowych zasiedlonych trzcina pospolitą przebiega z prędkością 300 razy większą niż w przypadku konwencjonalnych poletek. Utylizowany osad ulega również mineralizacji, co łączy się ze znacznym zmniejszeniem jego objętości i umożliwia oszczędności, gdyż laguny trzcinowe mogą być eksploatowane przez wiele lat bez corocznego usuwania osadu. Wieloletnie składowanie masy osadu porośniętego kłęczami trzciny zmieszanego z masą obumarłych części roślin powoduje wytworzenie warunków podobnych do pracujących w przyrodzie kompostowej, co w znacznym stopniu zmniejsza liczbę bakterii chorobotwórczych i jaj pasożytów naturalnie występujących w osadzie świeżym²¹. Oczyszczalnie trzcinowe są uznawane przez wielu specjalistów w dziedzinie roślinnych systemów oczyszczania ścieków za najdoskonalsze, z uwagi na ich głęboki pełen kanałów powietrznych układ korzeniowy. W przeciwieństwie do najczęściej stosowanych systemów drenażowych, filtrów piaskowych, które w miarę upływu czasu stopniowo jednak ulegają zarastaniu i zapychaniu się, oczyszczalnie trzcinowe, z każdym sezonem wegetacyjnym rozrastają się coraz bardziej i penetrując podłoże zapewniają w miarę upływu czasu coraz większą zdolność oczyszczania. W ich obumarłych resztkach pod warstwą śniegu, zimą, tętni życie i odby-

¹⁷ M. Gołąb, W. Nocoń, R. Michalski, *Hydrobotaniczne oczyszczanie ścieków*, „LAB Laboratoria, Aparatura, Badania” 2012 nr 17, t. 4, s. 6-10.

¹⁸ T. Betgier i in., *Roślinne oczyszczalnie ścieków przewodnik dla gmin*, Kraków 2004.

¹⁹ A. Jucherski, A. Walczowski, *Wpływ wybranych makrolitów na skuteczność oczyszczania ścieków w stokowych złożach filtracyjnych gruntowo-roślinnych*. Prace własne ITP, Falenty 2012.

²⁰ E. Gasparikova i in., *Evaluation of anaerobic-aerobic wastewater treatment plant operations*, „Polish Journal of Environmental Studies” 2005 nr 14, t. 1, s. 29-34.

²¹ M. Chomczyńska, A. Wysocka, *Wpływ osadów ściekowych na środowisko gruntowo-wodne w warunkach upraw energetycznych*, „Chemia i Inżynieria Ekologiczna” 2007 nr 14, t. 8, s. 773-780.

wa się ciągły proces utleniania i redukowania ścieków²². Oczyszczalnie hydrobotaniczne mogą być wykorzystywane do oczyszczania: ścieków deszczowych spływających ze zlewni zurbanizowanych, wód kopalnianych, odcieków ze składowisk odpadów, ścieków ze stacji paliw, doczyszczania ścieków oczyszczonych w konwencjonalnej oczyszczalni ścieków²³. Wśród argumentów przemawiających na korzyść tego typu rozwiązań do najistotniejszych należą: prostota sposobu wykonania, wysoki stopień usuwania biogenów, niewrażliwość na nierównomierny dopływ ścieków. Możliwymi wadami oczyszczalni roślinnych może być uciążliwość odorowa przy nieprawidłowej eksploatacji osadników gnilnych, stosunkowo długi czas, po jakim oczyszczalnia uzyskuje pełną sprawność oraz konieczność kontrolowania sprawności dopływu, jak i odpływu ścieków.

Podsumowanie

Ciągły wzrost masy powstających osadów ściekowych powoduje konieczność poszukiwania nowych i racjonalnych metod ich wykorzystania. Wybór metody unieszkodliwiania osadów uzależniony jest od ich jakości, w tym szczególnie od obecności substancji niebezpiecznych dla środowiska. Jedną z możliwości zagospodarowania osadów ściekowych jest wykorzystanie przyrodnicze do rekultywacji gleb terenów zdegradowanych.

Należy podkreślić znaczenie roślin energetycznych w procesie oczyszczania środowiska. Hydrofitowe metody oczyszczania ścieków to przykłady „zielonej” technologii, przyjaznej środowisku i zapewniającej zrównoważony rozwój. Oczyszczalnie hydrobotaniczne mają szansę trwale wpisać się w krajobraz naszego kraju i znacząco poprawić stan gospodarki wodno-ściekowej.

W kontekście tak sformułowanych celów uprawy roślin energetycznych, niezbędne są prace nad wyselekcjonowaniem odmian roślin gwarantujących wysokie i wyrównane plony biomasy, a także odmian o znacznie wyższych zdolnościach fitoekstrakcji metali ciężkich. Przy zauważalnym obecnie wzroście powierzchni terenów odłogowanych uprawa roślin na cele energetyczne i wykorzystanie ich do oczyszczania ścieków wydaje się być dobrym pomysłem na usuwanie problemowego odpadu.

Literatura

- Betgier T. i in., *Roślinne oczyszczalnie ścieków przewodnik dla gmin*, Kraków 2004
Bień J. i in., *Kierunki zagospodarowania osadów w Polsce po roku 2013*, „Inżynieria i Ochrona Środowiska” 2011 nr 14, t. 4
Boruszko D., *Intensyfikacja niskonakładowych metod przeróbki komunalnych osadów ściekowych*, „Inżynieria Ekologiczna” 2011 nr 25

²² M. Szymura, T. Szymura, A. Dunajski, T. Bergier, *Oczyszczalnie roślinne jako rozwiązanie problemów ścieków w obiektach zabudowy rozproszonej*, Wrocław 2010.

²³ H. Obarska-Pempkowiak, M. Gajewska, E. Wojciechowska, *Zastosowanie hydrofitowej metody oczyszczania ścieków na świecie i w Polsce*, „Gaz, Woda i Technika Sanitarna” 2012 nr 2.

- Chomczyńska M., Wysocka A., *Wpływ osadów ściekowych na środowisko gruntowo-wodne w warunkach upraw energetycznych*, „Chemia i Inżynieria Ekologiczna” 2007 nr 14, t. 8
- Gasparikova E. i in., *Evaluation of anaerobic-aerobic wastewater treatment plant operations*, “Polish Journal of Environmental Studies” 2005 nr 14, t. 1
- Gołąb M., Nocoń W., Michalski R., *Hydrobotaniczne oczyszczanie ścieków*, „LAB Laboratoria, Aparatura, Badania” 2012 nr 17, t. 4
- Greger M., *Metal availability and bioconcentration in plants*, Berlin 1999
- Jucherski A., Walczowski A., *Wpływ wybranych makrolitów na skuteczność oczyszczania ścieków w stokowych złożach filtracyjnych gruntowo-roślinnych*. Prace własne ITP, Falenty 2012
- Karczewska A., *Perspektywy zastosowania fitoremediacji w rekultywacji gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi*, „Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych” 2003 nr 25/26
- Kościuk B. (red.), *Rośliny energetyczne*, Lublin 2003
- Krzyżowska Z., *Wsparcie dla roślin uprawianych na cele energetyczne. Biomasa dla elektroenergetyki i ciepłownictwa: szanse i problemy*, Warszawa 2007
- Niemiec W., Sobolewska P., Jasiński T., *Wybrane możliwości przyrodniczego zagospodarowania osadów ściekowych*, „Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej” 2007 nr 240
- Obarska-Pempkowiak H., Gajewska M., Wojciechowska E., *Zastosowanie hydrofitowej metody oczyszczania ścieków na świecie i w Polsce*, „Gaz, Woda i Technika Sanitarna” 2012 nr 2
- Ochrona środowiska*, Warszawa 2014
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 13 lipca 2010 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych (Dz. U. nr 137, poz. 924)
- Szymura M., Szymura T., Dunajski A., Bergier T., *Oczyszczalnie roślinne jako rozwiązanie problemów ścieków w obiektach zabudowy rozproszonej*, Wrocław 2010
- Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach (Dz. U. 2013, poz. 21)



Gabriela Jaglarz • Agnieszka Generowicz

CHARAKTERYSTYKI ENERGETYCZNE ODPADÓW KOMUNALNYCH PO PROCESACH ODZYSKU I RECYKLINGU

Gabriela Jaglarz, mgr inż. – Politechnika Krakowska

Agnieszka Generowicz, dr hab. inż. – Politechnika Krakowska

adres korespondencyjny:

Instytut Inżynierii Ciepłej i Ochrony Powietrza

ul. Warszawska 24, 31-155 Kraków

e-mail: g.jaglarz@gmail.com

ENERGY CHARACTERISTICS OF THE MUNICIPAL WASTE AFTER RECOVERY AND RECYCLING PROCESSES

SUMMARY: Waste management has become one of the main problems in the management of the environment in recent years. Many years of neglect and implementation of the provisions of the European Union have caused the need for urgent changes in this sector. Applied modifications of the law in relation to the existing provisions require continuous monitoring of technological parameters of waste, in terms of their suitability for different processes like recovery, recycling or disposal. The application of these processes may change the humidity and calorific value, and hence build up the difficulty in successive sequences waste treatment, and thus adaptation of the system to the binding legislation. The purpose of the article was to present the ways of waste treatment in such a way which would reduce as much as possible their amount and harmfulness, and that the technological process to be viable, and the waste management system in accordance with the binding law.

KEYWORDS: waste management, recycling, management of the environment

Wstęp

Określone cele i priorytety w obszarze gospodarki odpadami to jeden z głównych priorytetów polityki ekologicznej Unii Europejskiej (UE), zapisanych i realizowanych według programów działań. Według nich głównymi zadaniami mającymi na celu realizację skutecznej i efektywnej gospodarki odpadami są:

- zapobieganie powstawania odpadów;
- wykorzystanie odpadów jako zasobów surowców i energii;
- oddzielenie tempa wzrostu ilości wytwarzanych odpadów od tempa wzrostu gospodarczego;
- ograniczenie składowania odpadów.

Najistotniejszą regulacją prawną UE w zakresie gospodarki odpadami jest dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/98/WE z dnia 19 listopada 2008 r. w sprawie odpadów oraz uchylająca niektóre dyrektywy¹. Ustanawia ona ramy prawne dotyczące postępowania z odpadami, określa podstawowe cele gospodarki odpadami. Jej głównym celem jest ochrona środowiska i zdrowia ludzkiego przez zapobieganie negatywnemu wpływowi gospodarowania odpadami, ograniczenie ilości wytwarzanych odpadów komunalnych. Promuje zachowania proekologiczne i ma na celu zbliżenie państw członkowskich do „społeczeństwa recyklingu” w celu odzyskania i poddania recyklingowi jak największej ilości odpadów.

Jako kraj członkowski UE, Polska również musi realizować postanowienia Unii w tym zakresie. Powstają więc kolejne regulacje prawne zakładające redukcję strumienia odpadów przez ich jak największe wykorzystanie w procesach odzysku i recyklingu oraz bezpieczne unieszkodliwienie pozostałości, zachowując bezpieczeństwo środowiskowe, opłacalność ekonomiczną oraz jak największą akceptację społeczną. Głównymi regulacjami prawnymi zawierającymi przepisy dotyczące zasad prawidłowego postępowania z odpadami w naszym kraju są:

- ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach²;
- ustawa z dnia 25 stycznia 2013 r. o zmianie ustawy o utrzymaniu czystości i porządku w gminach³.

Celem nowelizacji było uszczelnienie systemu gospodarowania odpadami komunalnymi, zmniejszenie ilości odpadów komunalnych, dotychczas kierowanych na składowiska odpadów jako nieprzetworzone, prowadzenie skutecznej selektywnej zbiórki odpadów „u źródła”, likwidacja nielegalnych wysypisk oraz budowa profesjonalnych instalacji do odzysku, recyklingu i unieszkodliwiania odpadów komunalnych. Istotą wprowadzonych regulacji było wzmocnienie

¹ Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives (Dz. U. UE. L.08.312.3).

² (Dz. U. 2013 poz. 21).

³ (Dz. U. 2013 poz. 228).

funkcji gminy jako zarządzającej odpadami, które powstają na jej terenie. Jako narzędzie ekonomiczne dla gmin została wprowadzona tak zwana opłata za gospodarowanie odpadami obciążająca mieszkańców, a uzyskane w ten sposób pieniądze gmina jest zobowiązana przeznaczyć na odbieranie, transport, zbieranie, odzysk oraz unieszkodliwiania odpadów komunalnych, tworzenie i utrzymanie punktów selektywnego zbierania odpadów komunalnych, a także na obsługę administracyjną tego systemu. Do obowiązków gmin należy również budowa, utrzymanie i eksploatacja regionalnych instalacji do przetwarzania odpadów komunalnych. Wszelkie te działania mają na celu zwiększenie ilości odpadów przetworzonych, w taki sposób, aby jak najmniejszy strumień trafiał ostatecznie na składowisko odpadów.

Celem artykułu jest przedstawienie możliwości takiego przetwarzania zmieszanych odpadów komunalnych, aby w jak największym stopniu zmniejszyć ich ilość i szkodliwość, a proces taki był technologicznie uzasadniony.

Charakterystyka energetyczna i właściwości odpadów komunalnych w Polsce w aspekcie możliwości ich przetwarzania

W 2012 roku zebrano w Polsce 9,6 mln ton odpadów komunalnych. Podstawowym sposobem postępowania z nimi było deponowanie ich na zorganizowanych składowiskach. W 2012 roku unieszkodliwiono przez składowanie 62% ogólnej ilości zebranych odpadów. Unieszkodliwieniu termicznemu w zakładach termicznego przekształcania poddano zaledwie około 51 tys. ton odpadów komunalnych (co stanowi 0,9% wszystkich odpadów zebranych), unieszkodliwieniu biologicznemu w kompostowniach – 214 tys. ton (niecałe 4%). Zmieszane odpady komunalne stanowiły blisko 90% wszystkich zebranych odpadów komunalnych (8,6 mln ton). Polska jest na jednym z ostatnich miejsc w UE, jeżeli chodzi o energetyczne wykorzystanie odpadów⁴.

Tabela 1

Kryteria dopuszczania odpadów do składowania na składowisku odpadów innych niż niebezpieczne i obojętne

| Parametr | Wartość graniczna |
|--------------------------------|------------------------------|
| Ogólny węgiel organiczny (TOC) | 5% suchej masy |
| Strata przy prażeniu (LOI) | 8% suchej masy |
| Ciepło spalania | maksimum 6 MJ/kg suchej masy |

Składowanie bez przetworzenia jest w zasadzie niemożliwe w świetle zapisów rozporządzenia Ministra Gospodarki z dnia 8 stycznia 2013 r. w sprawie kryteriów oraz procedur dopuszczania odpadów do składowania na składowi-

⁴ Rocznik statystyczny. Ochrona Środowiska, Warszawa 2013.

skach odpadów danego typu⁵, które narzuca kryteria dopuszczenia odpadów do składowania na składowisku odpadów innych niż niebezpieczne i obojętne (tabela 1). Należy pamiętać, że nie każdy rodzaj i technologia przetwarzania odpadów umożliwi później ich zdeponowanie na składowisku.

Parametry przytoczone w tabeli 1 stanowią wartości graniczne, przy których odpady mogą być składowane. Dla prowadzenia procesu termicznego istotne są właściwości energetyczne: wartość opałowa, ciepło spalania, wartości, wilgotność odpadów, zawartość części palnych oraz niepalnych. Przeciętnie wartość opałowa odpadów w polskich aglomeracjach wynosi zazwyczaj ponad 9 MJ/kg, a w dużych miastach średnio około 6-7 MJ/kg. Wysoka wartość opałowa wynika z obecności odpadów wysokoenergetycznych takich, jak tworzywa sztuczne (22÷42 MJ/kg), makulatura (15÷26 MJ/kg), drewno (18÷20 MJ/kg) oraz tekstylia (~16 MJ/kg). Ich segregacja u źródła może znacznie zmienić strukturę odpadów i ich właściwości. Wysegregowanie i przetworzenie frakcji odpadów organicznych również znacznie zmieni charakterystyki energetyczne odpadów⁶.

Odzysk i recykling frakcji użytkowych

Według ustawy z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach do 31 grudnia 2020 roku gminy są obowiązane osiągnąć:

- poziom recyklingu i przygotowania do ponownego użycia następujących frakcji odpadów komunalnych: papieru, metali, tworzyw sztucznych i szkła w wysokości co najmniej 50% wagowo;
- poziom recyklingu, przygotowania do ponownego użycia i odzysku innymi metodami innych niż niebezpieczne odpadów budowlanych i rozbiórkowych w wysokości co najmniej 70% wagowo.

Na podstawie przeprowadzonych już wcześniej analiz stwierdzono, że wysegregowanie wyżej wymienionych frakcji spowoduje znaczny spadek w wartości opałowej odpadów⁷. Przeprowadzone badania wykazały, że z początkowej wartości opałowej

⁵ (Dz. U. 2013 poz. 38).

⁶ A. Generowicz, M. Olek, *Assessment of the loss of mass, organic substance and combustible elements in the waste biodegradation process*, "Polish Journal of Chemical Technology" 2010 nr 12, t. 2, s. 67-69; A. Generowicz, J. Kulczycka, Z. Kowalski, M. Banach, *Assessment of waste management technology using BATNEEC options, technology quality method and multi-criteria analysis*, "Journal of Environmental Management" 2011 nr 92, t. 4, s. 1314-1320; A. Generowicz, Z. Kowalski, J. Kulczycka, M. Banach, *Ocena rozwiązań technologicznych w gospodarce odpadami komunalnymi z wykorzystaniem wskaźników jakości technologicznej i analizy wielokryterialne*, „Przemysł Chemiczny” 2011 nr 90/5, s. 747-753; J. Nadziakiewicz, *Spalanie stałych substancji odpadowych*, Katowice 2001; J. Wandrasz, A. Wandrasz, *Paliwa formowane – biopaliwa i paliwa z odpadów w procesach termicznych*, Warszawa 2006.

⁷ G. Jaglarz, *Symulacja zmian parametrów energetycznych odpadów komunalnych w wyniku budowy systemu gospodarki odpadami w nowych ramach prawnych*, „Archiwum Gospodarki Odpadami i Ochrony Środowiska (Archives of Waste Management and Environmental Protection)” 2014 nr 16, t. 1.

wej 9,147 MJ/kg, przy wysegregowaniu 50% wagowo czterech frakcji, pozostanie zaledwie wartość 6,614 lub 7,227 MJ/kg w zależności od sposobu segregacji.

Obowiązkiem gmin jest również ograniczyć masę odpadów komunalnych ulegających biodegradacji przekazywanych do składowania do 16 lipca 2020 roku – do nie więcej niż 35% wagowo całkowitej masy odpadów komunalnych ulegających biodegradacji przekazywanych do składowania.

Obecnie odpady komunalne w 2012 roku zbierane selektywnie objęły następujące frakcje: szkło – 2,9%, papier i makulatura – 2,0%, tworzywa sztuczne – 1,8%, odpady wielkogabarytowe – 0,9%, tekstylia – 0,4%, metale – 0,1% oraz odpady biodegradowalne – 2,1%. Unieszkodliwieniu biologicznemu w kompostowniach podlegało w naszym kraju 214 tys. ton (niecałe 4%)⁸.

Mechaniczno-biologiczne przetwarzanie odpadów

Według rozporządzenia Ministra Środowiska mechaniczno-biologiczne przetwarzanie zmieszanych odpadów komunalnych jest zintegrowanym procesem, który ma przygotować odpady do procesów odzysku, recyklingu, odzysku energii lub termicznego przekształcania odpadów⁹.

Według zapisów w rozporządzeniu odpady po procesie biologicznego przetwarzania powinny zostać unieszkodliwione jednym z dwóch sposobów:

- składowanie na składowiskach odpadów innych niż niebezpieczne i obojętne;
- termiczne przekształcanie odpadów w instalacjach lub urządzeniach zlokalizowanych na lądzie.

Dla procesów składowania odpady muszą spełnić wymagania podane w tabeli 1. Spalanie odpadów jest procesem uzasadnionym energetycznie w momencie, gdy odpady te spalają się w sposób autotermiczny, czyli nie wymagają dodatkowego paliwa. Konieczna jest tym samym odpowiednio niska wilgotność i zawartość popiołu oraz odpowiednio wysoka zawartość części palnych. Alternatywnie można ocenić poziom wartości opałowej, poniżej której nie zachodzi spalanie autotermiczne (< 6 MJ/kg). Istotna pozostaje ocena, czy możliwe będzie termiczne unieszkodliwianie odpadów po procesach przetwarzania mechaniczno-biologicznego, przy świadomości, że sam proces segregacji odpadów już znacznie obniża ich wartość opałową.

⁸ *Rocznik statystyczny. Ochrona Środowiska*, Warszawa 2013.

⁹ Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 11 września 2012 r. w sprawie mechaniczno-biologicznego przetwarzania zmieszanych odpadów komunalnych (Dz. U. 2012 poz. 1052).

Charakterystyka energetyczna odpadów komunalnych poddanych procesom odzysku, recyklingu oraz mechaniczno-biologicznego przetwarzania

Próbki badań

Dla wykonania charakterystyki energetycznej odpadów wykonano badania ciepła spalania próbek zmieszanych odpadów komunalnych. Odpady pobrane zostały z instalacji mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów z różnych etapów prowadzonego procesu. Ponieważ proces mechaniczno – biologicznego przetwarzania odpadów to złożona technologia odzysku odpadów zawierająca w sobie procesy rozdrabniania, przesiewania, sortowania, klasyfikacji i separacji, ustawione w różnorodnych konfiguracjach w celu mechanicznego rozdzielania strumienia odpadów na frakcje dające się w całości lub części wykorzystać materiałowo lub / i energetycznie oraz na frakcję ulegającą biodegradacji, odpowiednią dla biologicznego przetwarzania w warunkach tlenowych lub beztlenowych¹⁰ oraz produkująca wiele frakcji odpadów wstępnie przetworzonych lub odzyskanych, w pracy zaproponowano więc, pobranie próbek do zbadania charakterystyk energetycznych na różnych poziomach przetworzenia odpadów i w różnych miejscach technologii.

Pobrano następujące próbki:

- frakcja podsitowa (<80 mm) z odpadów „suchych” zbieranych selektywnie w segregacji na odpady „suche” i „mokre” (Próbka 1);
- frakcja podsitowa (<80 mm) z odpadów z odpadów „suchych” zbieranych selektywnie w segregacji na odpady „suche” i „mokre” zbieranych selektywnie – odpady po mechaniczno-biologicznym przetwarzaniu z pryzmy po 10 tygodniach (Próbka 2);
- frakcja podsitowa (<80 mm) z odpadów zmieszanych komunalnych (świeża frakcja organiczna) (Próbka 1.1);
- frakcja podsitowa (<80 mm) z odpadów zmieszanych komunalnych – odpady po mechaniczno-biologicznym przetwarzaniu z pryzmy po 4 tygodniach (Próbka 1.2);
- frakcja podsitowa (<80 mm) z odpadów zmieszanych komunalnych – odpady po mechaniczno-biologicznym przetwarzaniu z pryzmy po 8 tygodniach (Próbka 1.3).

Metodyka badań

Badania zostały wykonane w laboratorium pomiarowym z wykorzystaniem bomby kalorymetrycznej, zgodnie z normą PN-93/Z15008/04¹¹. W pierwszej

¹⁰ A. Jędrczak, *Biologiczne przetwarzanie odpadów*, Warszawa 2008.

¹¹ PN-93/Z15008/04 Odpady komunalne stałe. Badania właściwości paliwowych. Oznaczanie ciepła spalania i obliczanie wartości opałowej.

kolejności została wyznaczona wilgotność¹² wszystkich próbek w suszarce w procesie suszenia w 105°C. Polega to na wagowym określeniu ubytku masy odpadów w wyniku suszenia. Następnie wydzielono reprezentatywne próbki i dla każdej pobranej frakcji wykonano trzy pomiary na różnych próbkach wartości ciepła spalania.

Zasada oznaczania ciepła spalania, zgodnie z normą PN-93/Z15008/04, polega na całkowitym spalaniu próbki w atmosferze tlenu pod ciśnieniem w bombie kalorymetrycznej o znanej pojemności cieplnej i pomiarze przyrostu temperatury wody znajdującej się w naczyniu kalorymetrycznym. Po wprowadzeniu poprawek na dodatkowe efekty cieplnej niedokładność odczytu temperatury, odczytanie przyrostu temperatury wody, uwzględnieniu wartości cieplnej kalorymetru oraz ilości wydzielonych w czasie spalania próbki składników kwaśnych można obliczyć wartość ciepła spalania.

Wartość opałową oblicza się przez odjęcie od ciepła spalania ciepła parowania wody i ciepła spalania wodoru, zawartych w badanej próbce odpadów¹³.

Wyniki badań przedstawione zostały w tabelach 2-8.

Wyniki badań – charakterystyki energetyczne poszczególnych frakcji przetworzonych odpadów

Dla jasności i łatwości przedstawienia wyników badań niniejszy rozdział podzielono na cztery części:

- A – przedstawienie wartości wilgotności badanych próbek odpadów;
- B – przedstawienie wartości charakterystyk energetycznych frakcji podsitowej z odpadów komunalnych selektywnie gromadzonych;
- C – przedstawienie zmian wartości energetycznych frakcji organicznej odpadów komunalnych po procesie stabilizacji biologicznej;
- D – przedstawienie zmian wartości energetycznych całego strumienia odpadów, po procesach odzysku, recyklingu i stabilizacji biologicznej.

Tabela 2

Zmierzona wartość wilgotności poszczególnych próbek analizowanych frakcji

| Próbka | Wilgotność [%] |
|------------|----------------|
| Próbka 1 | 42,36 |
| Próbka 2 | 5,32 |
| Próbka 1.1 | 50,74 |
| Próbka 1.2 | 37,55 |
| Próbka 1.3 | 16,57 |

¹² PN-93/Z-15008/02 Odpady komunalne stałe. Badania właściwości paliwowych. Oznaczanie wilgotności całkowitej.

¹³ K. Skalmowski i in., *Badania właściwości technologicznych odpadów komunalnych*, Warszawa 2004.

- A. W pierwszej części badań zbadano wartości wilgotności odpadów (tabela 2), z których wynika, że wilgotność odpadów „suchych” z segregacji dwuworkowej jest znaczna. Powodem tego jest brak świadomości w społeczeństwie w kontekście poprawnej segregacji odpadów. Odpady zawierają resztki organiczne, a papier czy inne frakcje, które powinny być suche nie spełniają wymagań.
- B. W tabelach 3–4 przedstawiono wyniki badań charakterystyk energetycznych frakcji podsitowej z odpadów komunalnych selektywnie gromadzonych w segregacji na odpady „suche” i „mokre”. Frakcja (<80 mm) odsiana na sicie w technologii mechaniczno-biologicznego przetwarzania została następnie poddana procesowi stabilizacji biologicznej w procesie kompostowania. Wyniki wartości ciepła spalania i wartości opałowej przedstawione w tabelach 3 i 4 pokazują stabilność parametrów energetycznych zbadanych odpadów, frakcji z worka „suchego”. Oczywiście odpady „suche”, po stabilizacji, mają wartości energetyczne niższe, średnio w zakresie około 7 MJ/kg odpadów, ale są to odpady, które w dalszym ciągu nadają się doskonale do termicznego przekształcania.

Tabela 3
Ciepło spalania i wartość opałowa frakcji podsitowej (<80 mm) z odpadów zbieranych selektywnie (Próbka 1)

| Próbka 1 | Masa [g] | Wg [kJ/kg] | Wd [kJ/kg] | PODSITOWA SELEKTYWNE |
|----------|----------|------------|------------|-------------------------|
| nr1p1 | 0,6623 | 16895 | 15836 | |
| nr2p1 | 1,6596 | 17779 | 16720 | |
| nr3p1 | 1,6075 | 17292 | 16233 | |
| | | 17322 | 16263 | |

wd – wartość opałowa

wg – ciepło spalania

Tabela 4
Ciepło spalania i wartość opałowa frakcji podsitowej (<80 mm) z odpadów zbieranych selektywnie (żółty worek) – odpady po mechaniczno-biologicznym przetworzeniu z pryzmy po 10 tygodniach (Próbka 2)

| Próbka 2 | Masa [g] | Wg [kJ/kg] | Wd [kJ/kg] | PRYZMA SELEKTYWNE 10 tygodni |
|----------|----------|------------|------------|------------------------------------|
| nr1p4 | 1,3886 | 7874 | 7741 | |
| nr2p4 | 0,9629 | 7117 | 6984 | |
| nr4p4 | 1,3254 | 9312 | 9179 | |
| | | 8101 | 7968 | |

wd – wartość opałowa

wg – ciepło spalania

- C. W tabelach 5-7 przedstawiono zmianę wartości energetycznych frakcji organicznej odpadów komunalnych, wydzielonych na sieci instalacji mechaniczno-biologicznego przetwarzania. Analizując wartości opałowe, można zauważyć dosyć znaczny ich spadek. Istotna różnica pomiędzy próbkami odpadów „świeżych” a próbkami odpadów występuje po 4 tygodniach. Później widać już stabilność zmian wartości energetycznych.

Tabela 5

Ciepło spalania i wartość opałowa frakcji podsitowej (<80 mm) z odpadów zmieszanych komunalnych (świeża frakcja organiczna) (Próbka 1.1)

| Próbka 1.1 | Masa [g] | Wg [kJ/kg] | Wd [kJ/kg] | |
|------------|----------|------------|------------|-------------------------|
| nr1p1.1 | 0,8532 | 13317 | 12048 | PODSITOWA ORGANICZNE |
| nr2p1.1 | 1,6601 | 11821 | 10552 | |
| nr3p1.1 | 0,5029 | 11590 | 10321 | |
| | | 12243 | 10974 | |

wd – wartość opałowa

wg – ciepło spalania

Tabela 6

Ciepło spalania i wartość opałowa frakcji podsitowej (<80 mm) z odpadów zmieszanych komunalnych – odpady po mechaniczno-biologicznym przetwarzaniu z pryzmy po 4 tygodniach (Próbka 1.2)

| Próbka 1.2 | Masa [g] | Wg [kJ/kg] | Wd [kJ/kg] | |
|------------|----------|------------|------------|---------------------------|
| nr1p2 | 2,1962 | 5776 | 4837 | PRYZMA PO 4 TYGODNIACH |
| nr2p2 | 1,8383 | 5784 | 4845 | |
| nr3p2 | 1,7318 | 5442 | 4503 | |
| | | 5667 | 4729 | |

wd – wartość opałowa

wg – ciepło spalania

Tabela 7

Ciepło spalania i wartość opałowa frakcji podsitowej (<80 mm) z odpadów zmieszanych komunalnych – odpady po mechaniczno-biologicznym przetwarzaniu z pryzmy po 8 tygodniach (Próbka 1.3)

| Próbka 1.3 | Masa [g] | Wg [kJ/kg] | Wd [kJ/kg] | |
|------------|----------|------------|------------|---------------------------|
| nr1p3 | 2,2698 | 4196 | 3782 | PRYZMA PO 8 TYGODNIACH |
| nr2p3 | 1,5169 | 4849 | 4435 | |
| nr3p3 | 0,9564 | 4745 | 4331 | |
| | | 4597 | 4182 | |

wd – wartość opałowa

wg – ciepło spalania

D. Biorąc pod uwagę przedstawione badania właściwości odpadów, można podjąć próbę przedstawienia ich charakterystyki energetycznej po procesach przetworzenia. Analizując cały strumień odpadów komunalnych, można oszacować całkowitą wartość opałową (tabela 8). Uwzględniając udziały poszczególnych frakcji, oszacowana wartość opałowa wynosi 9 816 kJ/kg. Wysoka wartość frakcji organicznej i podsitowej może być wynikiem niecałkowicie reprezentatywnej próbki odpadów, ale również dużej zawartości frakcji palnych w badanych odpadach. Dlatego też wskazane jest prowadzenie badań w tym kierunku, aby próbować uzasadniać i wskazywać, jak najkorzystniejszą formę przewarzenia odpadów w aspektach jak najmniejszego oddziaływania na środowisko przy uzasadnionych kosztach.¹⁴

Tabela 8
Wartość opałowa zmieszanego strumienia odpadów komunalnych

| Frakcja | | Udziały [%] | Wd [kJ/kg] | Wd [kJ/kg] |
|------------|------------------|-------------|----------------------|------------|
| Nadsitowa | Tworzywa, papier | 46,3 | 10 678 ¹⁵ | 9816 |
| | Szkło, metal | 10,3 | 0 ¹⁶ | |
| Organiczna | | 44,4 | 10 974 | |
| Podsitowa | | | | |

wd – wartość opałowa

wg – ciepło spalania

Źródło: G. Jaglarz, *Symulacja zmian parametrów energetycznych odpadów komunalnych w wyniku budowy systemu gospodarki odpadami w nowych ramach prawnych*, „Archiwum Gospodarki Odpadami i Ochrony Środowiska (Archives of Waste Management and Environmental Protection)” 2014 t. 16, nr 1.

Podsumowanie

W wyniku przeprowadzonych badań odnotowano spadek wartości opałowej w czasie stabilizacji biologicznej odpadów pobieranych z instalacji mechaniczno-biologicznego przetwarzania. Po przetwarzaniu odpadów znacznie zmienia się ich wilgotność i właściwości energetyczne. Największą wilgotność odnotowano dla odpadów zmieszanych surowych; wynosiła ona 50,7%; nieznacznie mniejsza jest wilgotność surowej frakcji podsitowej odpadów zbieranych selektywnie 42,3%. Warto również podkreślić znaczny spadek wilgotności odpadów po długoterminowym okresie stabilizacji biologicznej w przyzmiu. Dla odpadów zmieszanych spadek następuje do wartości 16,57%, a dla odpadów zbieranych selektywnie do 5,32%.

Wartość opałowa frakcji podsitowej odpadów zbieranych selektywnie jest stosunkowo wysoka, bo wynosi aż 16 262 kJ/kg, a nawet po 10 tygodniach na przyzmiu spada do wartości 7968 kJ/kg, czyli przy wilgotności na poziomie 5,32%

¹⁴ G. Jaglarz, op. cit.

jest w obszarze autotermicznego spalania. Zdecydowanie gorzej prezentują się zmieszane odpady komunalne, których początkowa wysoka wartość opałowa jest na poziomie 10 974 kJ/kg, ale wilgotność 50,74% wykracza nieznacznie poza dopuszczalną (50,0%) dla autotermicznego spalania. W wyniku dalszej stabilizacji biologicznej (po 8 tygodniach na pryzmie) odnotowuje się znaczny spadek wartości opałowej do zaledwie 4182 kJ/kg.

Na podstawie analizy aktów prawnych i badań własnych, wnioskuje się, że:

- procesy mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów znacznie wpływają na zmianę struktury i charakterystyki odpadów w wyniku wydzielenia frakcji surowcowej i stabilizacji frakcji biologicznej, zmieniają się przede wszystkim wilgotność i charakterystyki energetyczne (wartość opałowa i ciepło spalania);
- prawdopodobnie nie jest możliwe termiczne unieszkodliwianie zmieszanych odpadów komunalnych po procesie mechaniczno-biologicznego przetwarzania bez wspomaganie odpadów dodatkowym paliwem konwencjonalnym lub też proces ten będzie nieuzasadniony ekonomicznie;
- odpady po procesie mechaniczno-biologicznego przetwarzania spełniają wymagania dla odpadów przeznaczonych do składowania – ich wartość opałowa jest niższa od 6000 kJ/kg;
- uwzględniając hierarchię postępowania z odpadami, bardziej zalecanym sposobem unieszkodliwiania jest termiczne przekształcanie odpadów niż składowanie; najpierw należy rozważyć współspalanie odpadów zbieranych selektywnie i zmieszanych odpadów komunalnych po procesie mechaniczno-biologicznego przetwarzania, ale obecnie nie są do końca znane proporcje obu rodzajów odpadów w całkowitym strumieniu odpadów.

Literatura

- Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives (Dz. U. UE. L. 08.312.3)
- Generowicz A., Kowalski Z., Kulczycka J., Banach M., *Ocena rozwiązań technologicznych w gospodarce odpadami komunalnymi z wykorzystaniem wskaźników jakości technologicznej i analizy wielokryterialne*, „Przemysł Chemiczny” 2011 nr 90/5
- Generowicz A., Kulczycka J., Kowalski Z., Banach M., *Assessment of waste management technology using BATNEEC options, technology quality method and multi-criteria analysis*, “Journal of Environmental Management” 2011 nr 92, t. 4
- Generowicz A., Olek M., *Assessment of the loss of mass, organic substance and combustible elements in the waste biodegradation process*, “Polish Journal of Chemical Technology” 2010 nr 12, t. 2
- Jaglarz G., *Symulacja zmian parametrów energetycznych odpadów komunalnych w wyniku budowy systemu gospodarki odpadami w nowych ramach prawnych*, „Archiwum Gospodarki Odpadami i Ochrony Środowiska (Archives of Waste Management and Environmental Protection)” 2014 t. 16, nr 1
- Jędrzak A., *Biologiczne przetwarzanie odpadów*, Warszawa 2008
- Nadziakiewicz J., *Spalanie stałych substancji odpadowych*, Katowice 2001
- PN-93/Z-15008/02 Odpady komunalne stałe. Badania właściwości paliwowych. Oznaczanie wilgotności całkowitej.

PN-93/Z15008/04 Odpady komunalne stałe. Badania właściwości paliwowych. Oznaczanie ciepła spalania i obliczanie wartości opałowej.

Rocznik statystyczny – Ochrona Środowiska, Warszawa 2013

Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 11 września 2012 r. w sprawie mechaniczno-biologicznego przetwarzania zmieszanych odpadów komunalnych, (Dz. U. 2012 poz. 1052).

Skalmowski K. i in. *Badania właściwości technologicznych odpadów komunalnych*, Warszawa 2004

Wandrasz J., Wandrasz A., *Paliwa formowane – biopaliwa i paliwa z odpadów w procesach termicznych*, Warszawa 2006



Jacek Leszczyński • Dariusz Wawrentowicz

PODCZYSZCZANIE ODCIEKÓW SKŁADOWISKOWYCH Z WYKORZYSTANIEM PROCESU FENTONA, KOAGULACJI I OZONOWANIA

Jacek Leszczyński, dr inż. – Politechnika Białostocka

Dariusz Wawrentowicz, dr inż. – Politechnika Białostocka

adres korespondencyjny:

Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska

ul. Wiejska 45A, 15-351 Białystok

e-mail: jleszczyński@pb.edu.pl

PRETREATMENT OF LANDFILL LEACHATE USING FENTON REACTION, COAGULATION AND OZONATION

SUMMARY: The objective of the research was to study coagulation-flocculation, ozonation and Fenton's process pretreatment on a stabilized landfill leachate. The leachate came from a municipal sanitary landfill, located near Bielsk Podlaski, (Podlaskie viovodeship). Main parameters were at average: pH 7,69; COD 1125 mgO₂/dm³; BOD 143 mgO₂/dm³; NH₄⁺ 658 mgN/dm³; UV absorbance 0,326 and turbidity 59 NTU. An individual and integrated technique consisted of coagulation, Fenton's reaction, ozonation and coagulation / ozonation was examined. The coagulation of leachate samples was accomplished by addition of Iron(III) sulfate. Maximum COD, color and UV absorbance removal rates at 44,8%, 75,5% and 67% were achieved by adding of 350 mgFe/dm³ of Iron(III) sulfate as Fe₃₊, respectively. The ozone dosages were used in the range of 50 to 750 mgO₃/dm³ of the leachate. The maximum COD, color and UV absorbance removal was respectively 23,3%; 30,2% and 27,9% by applying a high ozone dose of 750 mgO₃/dm³. After oxidation, the ratio of BOD /COD was increased from 0.11 up to 0.16. Fenton process reduced the COD, color and UV absorbance of the leachates by 64,9; 81,1and 68,7% respectively. Best operative conditions were obtained with Iron(III) sulfate dose 150 mgFe/dm³, and maximum hydrogen peroxide dose 2100 mgH₂O₂/dm³ (reaction time: 2h). Advantages associated with Fenton's reagent include higher organic removal capacity, and bigger production of biodegradable byproducts, measured as BOD/COD ratio.

KEYWORDS: Fenton's process, landfill leachate, ozonation, coagulation-flocculation, pretreatment

Wstęp

W trakcie składowania odpadów stałych powstają odcieki, których skład zmienia się wraz z czasem funkcjonowania składowiska¹. Zazwyczaj, odcieki ze składowisk ustabilizowanych działających powyżej 5 lat zawierają wysokie stężenia związków organicznych trudno ulegających biodegradacji². Odcieki ze składowisk, których czas funkcjonowania nie przekracza 1 roku charakteryzują się wysokimi wartościami BZT₅ (3 do 13 g/dm³), ChZT (30-60 g/dm³) oraz stosunkiem BZT₅/ChZT 0,4-0,7³. Jednocześnie wraz z wiekiem, w wyniku przemian biochemicznych następuje rozkład biodegradowalnych frakcji materii organicznej, co prowadzi do stabilizacji składu odcieków, które wykazują znacznie niższe stężenia ChZT poniżej 3 g/dm³ oraz charakteryzują się stosunkiem BZT₅/ChZT poniżej 0,1. Stężenie azotu amonowego, kształtuje się zwykle powyżej 0,4 gN-NH₄/dm³. W tego typu składowiskach przeważają również związki organiczne trudniej ulegające biodegradacji⁴. Do oczyszczania odcieków stosowanych jest wiele metod fizyczno-chemicznych i biologicznych takich jak: koagulacja, chemiczne utlenianie, metody biologiczne, ultra i nanofiltracja⁵ oraz metody pogłębionego utleniania, w których generowane są wysoko reaktywne wolne rodniki OH[•] o wysokim potencjale oksydacyjno-redukcyjnym. Rodniki te działają nieselektywnie, szybko reagują z wieloma zanieczyszczeniami, w tym z trudno rozkładalnymi związkami organicznymi⁶. W metodach pogłębionego utleniania stosuje się najczęściej ozon, H₂O₂, promieniowanie UV, katalizatory: Mn²⁺, Fe²⁺, TiO₂ oraz połączenia: O₃/UV, H₂O₂/UV, O₃/H₂O₂/UV. Do podczyszczania odcieków stosowa-

¹ S. Baig, I. Coulomb, P. Courant, P. Liechti, *Treatment of landfill leachates: Lapeyrouse and Satrod case studies*, "Ozone: Science & Engineering Journal" 1999 nr 21, s. 1-22.

² H. Ehrig, *Treatment of sanitary landfill leachate: Biological treatment*, "Waste Management & Research" 1984 nr 2, s. 131-152.

³ H. Alvarez-Vazquez, B. Jefferson, S. Judd, *Membrane bioreactors vs conventional biological treatment of landfill leachate: a brief review*, "Journal of Chemical Technology and Biotechnology" 2004 nr 79, s. 1043-1049; L.I. Borzacconi, M. Lopez, M. Ohanian Vianas, *Anaerobic aerobic treatment of municipal solid waste leachate*, "Environmental Technology" 1999 nr 20, s. 211-217.

⁴ J.L. Morais, P.P. Zamora, *Use of advanced oxidation process to improve the biodegradability of mature landfill leachate*, "Journal of Hazardous Materials" 2005 nr 123, s. 181-186; P. Haapea, S. Korhonen, T. Tuhkanen, *Treatment of industrial landfill leachates by chemical and biological methods: ozonation, ozonation + hydrogen peroxide, hydrogen peroxide and biological post-treatment for ozonated water*, "Ozone: Science & Engineering Journal" 2002 nr 24, s. 369-378.

⁵ A. Amokrane, C. Comel, J. Veron, *Landfill Leachates Pre-treatment by Coagulation-Flocculation*, "Water Research" 1997 nr 31(11), s. 2775-2782; S.K. Marttinen, R.H. Kettunen, K.M. Sorjonen, *Screening of physical-chemical Methods for Removal of Organic Material, Nitrogen and Toxicity from Low Strength Landfill Leachates*, "Chemosphere" 2002 nr 46, s. 851-858.

⁶ A.K. Biń, *Zastosowanie ozonowania oraz procesów pogłębionego utleniania do uzdatniania wody pitnej i oczyszczania ścieków w Polsce*, „Rocznik Ochrona Środowiska” 1995 nr 2, s. 7-25.

ny jest również proces Fentona⁷. Skuteczność reakcji Fentona zależy między innymi od pH, dawki reagentów i czasu reakcji. Metodą Fentona zanieczyszczenia usuwane są zarówno w procesie koagulacji jak i utleniania zgodnie z reakcją przedstawioną przez Rusha i Koppenola⁸: Powstający Fe^{3+} jest ponownie przekształcany do Fe^{2+} z wytworzeniem rodnika $\cdot HO_2$



Proces Fentona może być skutecznie stosowany do bezpośredniego usuwania wielu zanieczyszczeń. W wyniku utleniania część związków organicznych ulega przekształcaniu do form łatwiej ulegających biodegradacji, co umożliwia ich dalsze unieszkodliwianie metodami biologicznymi⁹. Według Yoon i in.¹⁰, podstawową rolę w usuwaniu zanieczyszczeń organicznych z odcieków metodą Fentona odgrywa koagulacja. Kang i Hwang¹¹ stwierdzili, że najbardziej istotny wpływ na usuwanie ChZT w procesie Fentona ma pH i dawka siarczanu żelaza(II) oraz odczyn, przy jakim prowadzona jest koagulacja. Dość powszechnie do oczyszczania odcieków pochodzących zwłaszcza ze składowisk ustabilizowanych wykorzystywany jest proces ozonowania. Ozon jest silnym utleniaczem, reagującym w temperaturze otoczenia z większością związków organicznych bezpośrednio albo pośrednio poprzez wytworzenie rodników¹².

Celem badań było określenie skuteczności podczyszczania odcieków składowiskowych z wykorzystaniem koagulacji, ozonowania i reakcji Fentona.

Metodyka badań

Do badań zastosowano odcieki pochodzące ze składowiska odpadów stałych zlokalizowanego w pobliżu Bielska Podlaskiego. Składowisko zostało wybudowane w latach 2004-2005. Przewidywany okres użytkowania został określony na około 10 lat.

⁷ A. Lopez, M. Pagano, A. Volpe, A. Di Pinto, *Fenton's pretreatment of mature landfill leachate*, "Chemosphere" 2004 nr 54, s. 1000-1005.

⁸ J.D. Rush, W.H. Koppenol, *Reactions of iron(II) nitrilotriacetate and iron(II) ethylenediamine-N,N'-diacetate complexes with hydrogen peroxide*, "Journal of the American Chemical Society" 1988 nr 110, s. 4957-4963.

⁹ J.A. Peres, J. Beltran de Heredia, J.R. Dominguez, *Integrated Fenton's reagent - Coagulation Flocculation process for the Treatment of Cork processing Wastewater*, "Journal of Hazardous Materials" 2004 nr 107(3), s. 115-121.

¹⁰ J. Yoon, S. Cho, Y. Cho, S. Kim, *The characteristics of coagulation of Fenton reaction in the removal of landfill leachate organics*, "Water Science and Technology" 1988 nr 38, s. 209-214.

¹¹ Y. W. Kang, K.Y. Hwang, *Effects of reaction conditions on the oxidation efficiency in the Fenton process*, "Water Research" 2000 nr 34, s. 2786-2790.

¹² M.S. Lucas, J.A. Peres, G. Li Puma, *Treatment of winery wastewater by ozonebased advanced oxidation processes (O_3 , O_3/UV and $O_3/UV/H_2O_2$) in a pilot-scale bubble column reactor and process economics*, "Separation and Purification Technology" 2010 nr 72, 235-241.

Badania doświadczalne prowadzono w następujących układach technologicznych obejmujących: koagulację, proces Fentona, ozonowanie oraz koagulację wstępną i ozonowanie,

Do badań technologicznych zastosowano siarczan żelaza(III) o zawartości żelaza 12,6%, nadtlenek wodoru o stężeniu 30%, do neutralizacji stosowano H_2SO_4 oraz NaOH. W trakcie badań oznaczono ChZT, barwę, azot amonowy według procedury Hach handbook¹³. Pozostałe analizy fizycznochemiczne przeprowadzono zgodnie z procedurą APHA¹⁴. Do oznaczenia pH i przewodności wykorzystano pH-metr Hach session 4, BZT₅ oznaczono zestawem Oxitop, mętność nefelometrem Hach, absorbancję UV spektrofotometrem UV-Vis – Pharo 300 w kuwecie 1 cm przy długości fali 254 nm. Absorbancja UV przy długości fali 254 nm wskazuje między innymi na obecność w ściekach związków nienasyconych. Obniżenie absorbancji UV może odzwierciedlać obniżenie stężenia trudno rozkładalnych związków organicznych¹⁵. Koncentrację ozonu w mieszaninie powietrzno-ozonowej oznaczono metodą jodometryczną.

W procesie koagulacji zastosowano 7 dawek siarczanu żelaza(III) w zakresie od 50 do 350, mgFe/dm³. Koagulację prowadzono w reaktorach cylindrycznych o objętości czynnej 2 dm³ w układzie objętościowym obejmującym etap szybkiego i wolnego mieszania, sedymentację, dekantację i filtrację. W pierwszej fazie procesu odcieki wraz z reagentem mieszano intensywnie przez 30 sekund z prędkością 110 obr./min, następnie wolno przez 30 minut z intensywnością około 30 obr./min. Czas sedymentacji wynosił 90 min.

Badania z wykorzystaniem siarczanu żelaza(III) i nadtlenu wodoru przeprowadzono przy stałej dawce żelaza, czyli 150mgFe/dm³ i zmiennej dawce nadtlenu wodoru, czyli 300; 600; 900; 1200; 1500; 1800 i 2100 mgH₂O₂/dm³, co zapewniło stosunek wagowy H₂O₂/Fe w zakresie od 2 do 14 g/g. Proces prowadzono w próbkach o objętości 1 dm³, w pierwszej fazie procesu odcieki doprowadzono do pH=3, następnie dawkowano siarczan żelaza(III) i nadtlenek wodoru, próbkę wraz z reagentami mieszano intensywnie przez 40 sekund z prędkością 110 obr./min, następnie wolno przez 120 minut z intensywnością około 30 obr./min. Po procesie wolnego mieszania próbki neutralizowano do pH około 7,8 roztworem NaOH, ponownie mieszano przez 40 minut i pozostawiono do sedymentacji przez 90 minut.

Instalacja do ozonowania składała się z komory kontaktowej o średnicy 0,05 m i wysokości 0,7 m. Źródło ozonu stanowił ozonator firmy Triligaz o wydajności około 8 g O₃/h. Do rozprowadzenia mieszaniny powietrza i ozonu zastosowano dyfuzor ceramiczny o średnicy 35 mm. Badania prowadzono w układzie statycznym w próbkach odcieków o objętości 1 dm³. W trakcie badań przepływ ozonu wynosił 1,8 dm³/min, koncentracja ozonu w mieszaninie powietrzno-ozo-

¹³ Hach handbook, Hach Company, Loveland, CO, USA.

¹⁴ APHA, *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 20th edition, Washington DC 1999.

¹⁵ M.F. Sevimli, *Post-treatment of pulp and paper industry wastewater by advanced oxidation processes*, "Ozone: Science & Engineering Journal" 2005 nr 27, s. 37-43.

nowej wynosiła 2,8 mgO₃/dm³. Dawkę utleniacza ustalono czasem ozonowania, który wynosił od 10 do 150 min zapewniając dawkę ozonu 50 do 750 mgO₃/dm³.

W układzie z koagulacją i ozonowaniem odcieki surowe poddano w pierwszym etapie wstępnej koagulacji stosując dawkę siarczanu żelaza(III) 150 mgFe/dm³, następnie ozonowano stosując 8 dawek ozonu w zakresie od 50 do 750 mgO₃/dm³.

Wyniki badań i dyskusja

Charakterystykę podstawowych wskaźników fizycznych i chemicznych badanych odcieków zestawiono w tabeli 1. Według badań odcieki zawierały wysokie stężenia substancji organicznych wyrażonych wskaźnikiem ChZT 1125 mgO₂/dm³, wartość pH wynosiła 7,78; mętność 59 NTU; barwa 1205 mgPt/dm³, BZT₅ 143 mgO₂/dm³. Zgodnie z przyjętymi wskaźnikami opracowanymi przez Kang i współpracowników stosunek BZT₅/ChZT – 0,12 w odciekach surowych wskazuje na rodzaj składowiska ustabilizowanego¹⁶.

Tabela 1
Skład odcieków składowiskowych

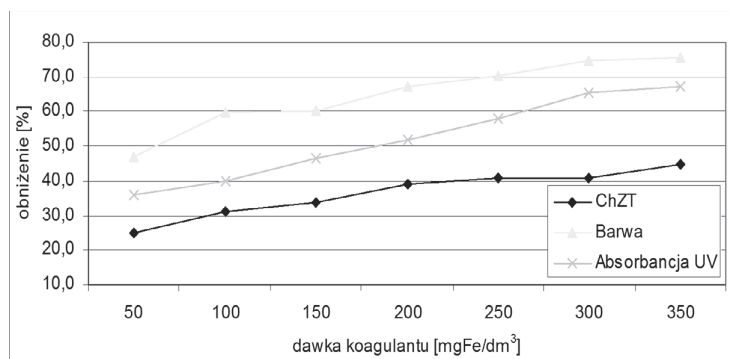
| Parametr | Jednostka | Wynik oznaczenia |
|---------------------------------|--------------------------------------|------------------|
| pH | - | 7,78 |
| Przewodność | [mS/cm] | 983 |
| ChZT | [mgO ₂ /dm ³] | 1125 |
| BZT ₅ | [mgO ₂ /dm ³] | 143 |
| Barwa | [mgPt/dm ³] | 1205 |
| Absorbancja UV _{254nm} | - | 0,326 |
| Mętność | [NTU] | 59 |
| Azot amonowy | [mgN/dm ³] | 658 |

Obniżenie barwy, ChZT i absorbancji UV po procesie koagulacji z wykorzystaniem siarczanu żelaza(III) przedstawiono na rysunku 1. W próbkach odcieków po koagulacji dawką 50 mgFe/dm³ wartość ChZT zmniejszyła się do 824,6 mgO₂/dm³ (28,6%), barwy do 639,9 mgPt/dm³ (48,8%), zaś absorbancji UV do 0,210 (36%). Największą skuteczność procesu uzyskano przy najwyższej dawce żelaza 350 mgFe/dm³, w tym przypadku wartość poszczególnych wskaźników wynosiła odpowiednio: ChZT 621,2 mgO₂/dm³ (48,8%), barwa 295,2 mgPt/dm³ (80,0%), absorbancja UV 0,11 (67%). Po procesie koagulacji wartość BZT₅ wynosiła 130mgO₂/dm³ (20,4%) i 61,3mgO₂/dm³ (57,1%) odpowiednio przy najniższej

¹⁶ K. Kang, K. Shin, H. Park, *Characterization of humic substances present in landfill leachates with landfill ages and its implications*, "Water Research" 2002 nr 36, s. 4023-4032.

i najwyższej dawce żelaza. W wyniku czego stosunek $BZT_5/ChZT$ zmniejszył się z 0,14 do 0,1. Według badań przeprowadzonych przez Amokrane i współpracowników¹⁷, przy początkowym stężeniu $ChZT$ $4100\text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ oraz dawce koagulantu ($0,035$ mola Fe/dm^3) efekt usunięcia $ChZT$ wynosił 55%. Podobne rezultaty po zastosowaniu koagulacji do oczyszczania odcieków o stężeniu $ChZT$ $5690\text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ i pH 4,8 opisał Diamadopoulos, gdzie skuteczność usuwania $ChZT$ z odcieków bez korekty pH z zastosowaniem $FeCl_3$ w dawce $0,8\text{ g}/\text{dm}^3$ wynosiła 56%¹⁸. Z uwagi na przyjęte dawki siarczanu żelaza(III) oraz początkową wartość $ChZT$ w odciekach surowych stosunek $Fe/ChZT$ kształtował się z zakresie 0,04 – 0,31. Według Primo i współautorów¹⁹, wartość $Fe/ChZT$ powyżej 0,33 nie przynosi już tak istotnego wzrostu efektywności procesu.

Rysunek 1
Obniżenie $ChZT$, barwy i absorpcji UV w zależności od dawki siarczanu żelaza(III)



Wyniki badań uzyskane w procesie Fentona przy dawce żelaza $150\text{ mgFe}/\text{dm}^3$ oraz dawce nadtlenu wodoru w zakresie od 300 do $2100\text{ mgH}_2\text{O}_2/\text{dm}^3$ przedstawiono na rysunku 2. W odciekach po procesie przy najniższej dawce H_2O_2 efekt obniżenia poszczególnych wskaźników wynosił: w przypadku barwy $409,7\text{ mgPt}/\text{dm}^3$ (66%), $ChZT$ $693,0\text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ (38,4%) i absorpcji UV $0,174$ (47%). Natomiast przy maksymalnej zastosowanej dawce, czyli $2100\text{ mgH}_2\text{O}_2/\text{dm}^3$ wartość barwy, $ChZT$ i absorpcji UV wynosiła odpowiednio $227,7\text{ mgPt}/\text{dm}^3$ (81,1%); $394,9\text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ (64,9%); i $0,102$ (68,7%). W przypadku barwy praktycznie już od najmniejszej dawki H_2O_2 obserwowano sukcesywny wzrost efektu obniżenia tego wskaźnika, przy czym od dawki $1800\text{ mgH}_2\text{O}_2/\text{dm}^3$ nie obserwowano dalszego zwiększania efektywności. Natomiast w odniesieniu do $ChZT$ największy wzrost efektu usunięcia odnotowano w zakresie dawki H_2O_2

¹⁷ A. Amokrane, C. Comel, J. Veron, *Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation*, "Water Research" 1997 nr 31, s. 2775-2782.

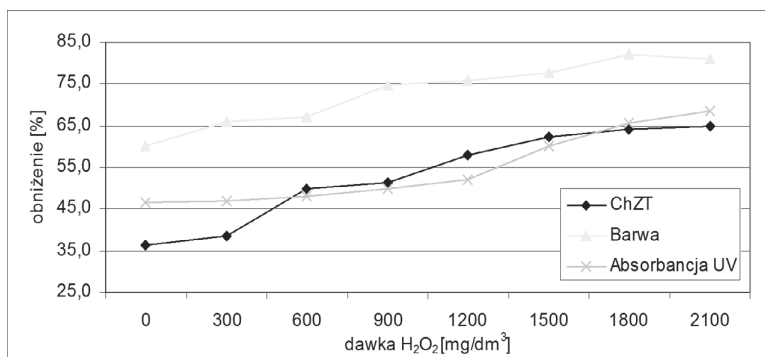
¹⁸ E. Dimadopoulos, *Characterization and treatment of recirculation stabilized leachate*, "Water Research" 1994 nr 28(12), s. 2439-2445.

¹⁹ O. Primo, M.J. Rivero, I. Ortiz, *Photo-Fenton process as an efficient alternative to the treatment of landfill leachates*, "Journal of Hazardous Materials" 2008 nr 153, s. 834-842.

600-1500 mgH₂O₂/dm³. Największy wpływ dawki nadtlenu wodoru na obniżenie absorbancji UV odnotowano od dawki 1200 mgH₂O₂/dm³. Według Deng i Englehardt²⁰ w procesie Fentona bardziej decydująca okazuje się dawka nadtlenu wodoru. Autorzy podają, że teoretyczny stosunek ChZT do H₂O₂ wynosi 470,6/1000.

Rysunek 2

Obniżenie ChZT, barwy i absorbancji UV w zależności od dawki H₂O₂



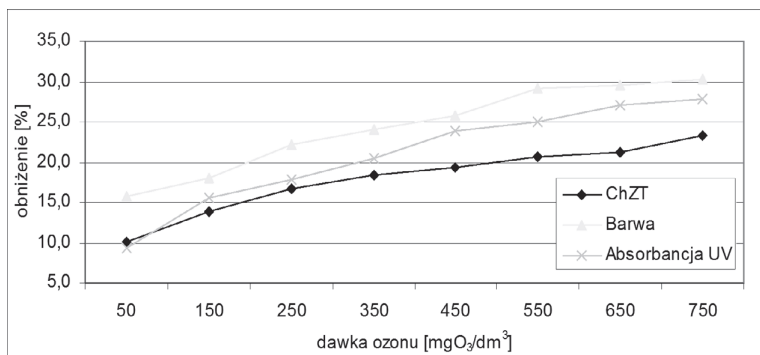
Efekt usunięcia barwy, ChZT i absorbancji UV w odciekach poddanych procesowi ozonowania w zależności od dawki O₃ przedstawiono na rysunku 3. W zakresie zastosowanych dawek ozonu, czyli 50 – 750 mgO₃/dm³ wartość badanych wskaźników wynosiła odpowiednio przy najmniejszej dawce ozonu: barwa 1015,8 mgPt/dm³ (15,7%), ChZT 1011,4 mgO₂/dm³ (10,1%) i absorbancja UV 0,296 (9,2%). Największy efekt usunięcia przy najwyższej dawce 750 mgO₃/dm³ wynosił odpowiednio w przypadku barwy 841,1 mgPt/dm³ (30,2%), ChZT 862,7 mgO₂/dm³ (23,3%) i absorbancji UV 0,235 (27,8%). Po procesie ozonowania wartość BZT₅ w zależności od dawki O₃ kształtowała się w zakresie od 128,6 mgO₂/dm³ (dawka 250 mgO₃/dm³) do 134,8 mgO₂/dm³ (dawka 750 mgO₃/dm³). Tym samym stosunek BZT₅/ChZT wzrósł z 0,11 w odciekach surowych do 0,16 przy największej dawce ozonu. Bila i współpracownicy²¹ podczas ozonowania odcieków o stężeniu ChZT 3100 mgO₂/dm³, BZT₅ 130 mgO₂/dm³ dawkami ozonu 0,5; 1,5 i 3,0 gO₃/dm³ uzyskali obniżenie ChZT odpowiednio o 8%, 15% i około 50%, tym samym stosunek BZT₅/ChZT wzrósł do 0,14 przy dawce 0,5 gO₃/dm³, do 0,25 przy dawce 1,5 gO₃/dm³ oraz do 0,3 przy największej dawce ozonu, czyli 3,0 gO₃/dm³.

²⁰ Y. Deng, J.D. Englehardt, *Treatment of landfill leachate by Fenton process*, "Water Research" 2006 nr 40, s. 3683-3694.

²¹ D.M. Bila, A.F. Montalvao, A.C. Silva, M. Dezotti, *Ozonation of landfill leachate: evaluation of toxicity removal and biodegradability improvement*, "Journal of Hazardous Materials" 2005 nr 117, s. 235-242.

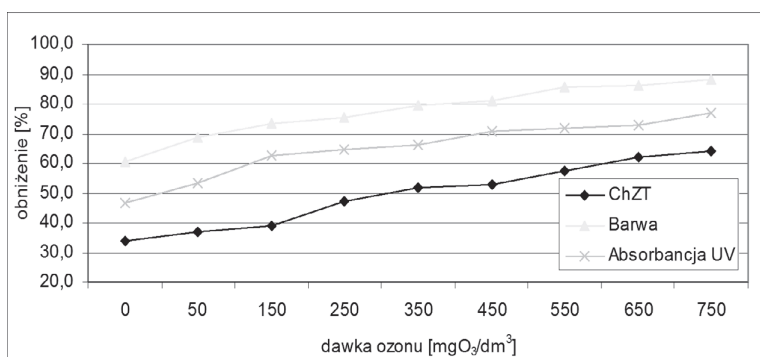
Rysunek 3

Obniżenie ChZT, barwy i absorpcji UV w zależności od dawki ozonu



Rysunek 4

Obniżenie ChZT, barwy i absorpcji UV w zależności od dawki ozonu



Wyniki badań obrazujące efekt usunięcia ChZT, barwy i absorpcji UV po procesie ozonowania odcieków poddanych wstępnej koagulacji dawką siarczanu żelaza(III) 150 mgFe/dm³ przedstawiono na rysunku 4. W wyniku zastosowanych procesów ChZT zmniejszyło się do 709,9 mgO₂/dm³ (36,9%), barwa do 378,4 mgPt/dm³ (68,6%), absorpcja UV do 0,152 (53,4,9%) przy dawce ozonu 50 mgO₃/dm³. Efekt obniżenia tych wskaźników przy największej dawce ozonu, czyli 750mgO₃/dm³ wynosił w przypadku ChZT 405 mgO₂/dm³ (64%), barwy 142,6 mgPt/dm³ (88,2%), absorpcji UV do 0,075 (77%). Tym samym w porównaniu do samodzielnej koagulacji skuteczność usuwania barwy, ChZT i absorpcji UV po dodatkowym ozonowaniu wzrosła. W procesie koagulacji i ozonowania podobnie jak przy samodzielnym ozonowaniu wzrósł nieznacznie stosunek BZT₅ do ChZT z 0,12 do 0,19 odpowiednio przy najmniejszej i największej dawce ozonu. Konieczność stosowania wysokich dawek ozonu do podczyszczania odcieków po koagulacji wykazali w swoim opracowaniu Silva i współpracow-

nicy²². W wyniku koagulacji odcieków pochodzących z ustabilizowanego składowiska odpadów komunalnych o stężeniu ChZT 3460 mg/dm³, oraz stosunku BZT₅/ChZT 0,04 efekt usuwania barwy wynosił 70%, a ChZT jedynie 27%. Jednocześnie po ozonowaniu uzyskano dalszą 50% redukcję związków organicznych, co wymagało zastosowania znacznej dawki ozonu, czyli 3 gO₃/dm³.

Podsumowanie i wnioski

Uzyskane wyniki badań wskazują na możliwość skutecznego podczyszczania odcieków pochodzących z ustabilizowanego składowiska odpadów stałych metodą koagulacji z zastosowaniem siarczanu żelaza(III), przy czym oprócz obniżenia ChZT, barwy i absorbancji UV po procesie zmniejszył się stosunek BZT₅/ChZT, co może utrudniać, ewentualne dalsze oczyszczanie odcieków metodami biologicznymi. W porównaniu do koagulacji w procesie Fentona uzyskano wzrost efektywności usuwania badanych wskaźników. Wartość obniżki barwy, ChZT i absorbancji UV zależała bezpośrednio od dawki nadtlenu wodoru, jednakże dawki H₂O₂ powyżej 1500-1800 mg/dm³ nie wpływały już tak istotnie na wzrost efektywności. Obniżka zanieczyszczeń w procesie ozonowania w zakresie zastosowanych dawek utleniacza była stosunkowo niska i nie przekraczała w przypadku barwy 30,2%. Tym samym w procesie ozonowania ze wstępną koagulacją decydujące znaczenie w obniżce barwy, ChZT i absorbancji UV miał proces koagulacji. Ze względu na wymagane wysokie dawki ozonu podczyszczanie odcieków tą metodą jest stosunkowo kosztowne. Istotną zaletą procesu ozonowania jak również ozonowania w połączeniu z koagulacją jest wzrost stosunku BZT₅/ChZT, co zwiększa podatność odcieków na biodegradację. Uzyskane efekty obniżki ChZT, barwy i absorbancji UV w procesie ozonowania oraz w metodzie Fentona są zbliżone. Przy czym, proces Fentona nie wymaga tak zawansowanej aparatury oraz wysokich nakładów finansowych jak ozonowanie.

Literatura

- Alvarez-Vazquez H., Jefferson B., Judd S., *Membrane bioreactors vs conventional biological treatment of landfill leachate: a brief review*, "Journal of Chemical Technology and Biotechnology" 2004 nr 79
- Amokrane A., Comel C., Veron J., *Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation*, "Water Research" 1997 nr 31
- Amokrane A., Comel C., Veron J., *Landfill Leachates Pre-treatment by Coagulation-Flocculation*, "Water Research" 1997 nr 31(11)
- APHA, *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 20th edition, Washington DC 1999
- Baig S., Coulomb I., Courant P., Liechti P., *Treatment of landfill leachates: Lapeyrouse and Satrod case studies*, "Ozone: Science & Engineering Journal" 1999 nr 21

²² Ibidem, s. 235-242.

- Bila D.M., Montalvao A.F., Silva A.C., Dezotti M., *Ozonation of landfill leachate: evaluation of toxicity removal and biodegradability improvement*, "Journal of Hazardous Materials" 2005 nr 117
- Biń A.K., *Zastosowanie ozonowania oraz procesów pogłębionego utleniania do uzdatniania wody pitnej i oczyszczania ścieków w Polsce*, „Rocznik Ochrona Środowiska” 1995 nr 2
- Borzacconi L.I., Lopez M., Ohanian Vianas M., *Anaerobic aerobic treatment of municipal solid waste leachate*, "Environmental Technology" 1999 nr 20
- Deng Y., Englehardt J.D., *Treatment of landfill leachate by Fenton process*, "Water Research" 2006 nr 40
- Dimadopoulos E., *Characterization and treatment of recirculation stabilized leachate*, "Water Research" 1994 nr 28(12)
- Ehrig H., *Treatment of sanitary landfill leachate: Biological treatment*, "Waste Management & Research" 1984 nr 2
- Haapea P., Korhonen S., Tuhkanen T., *Treatment of industrial landfill leachates by chemical and biological methods: ozonation, ozonation + hydrogen peroxide, hydrogen peroxide and biological post-treatment for ozonated water*, "Ozone: Science & Engineering Journal" 2002 nr 24
- Hach handbook, Hach Company, Loveland, CO, USA
- Kang K., Shin K., Park H., *Characterization of humic substances present in landfill leachates with landfill ages and its implications*, "Water Research" 2002 nr 36
- Kang Y.W., Hwang K.Y., *Effects of reaction conditions on the oxidation efficiency in the Fenton process*, "Water Research" 2000 nr 34
- Lopez A., Pagano M., Volpe A., Di Pinto A., *Fenton's pretreatment of mature landfill leachate*, "Chemosphere" 2004 nr 54
- Lucas M.S., Peres J.A., Li Puma G., *Treatment of winery wastewater by ozonebased advanced oxidation processes ($O_3/O_3/UV$ and $O_3/UV/H_2O_2$) in a pilot-scale bubble column reactor and process economics*, "Separation and Purification Technology" 2010 nr 72
- Marttinen S.K., Kettunen R.H., Sormunen K.M., *Screening of physical-chemical Methods for Removal of Organic Material, Nitrogen and Toxicity from Low Strength Landfill Leachates*, "Chemosphere" 2002 nr 46
- Morais J.L., Zamora P.P., *Use of advanced oxidation process to improve the biodegradability of mature landfill leachate*, "Journal of Hazardous Materials" 2005 nr 123
- Peres J.A., Beltran de Heredia J., Dominguez J.R., *Integrated Fenton's reagent - Coagulation Flocculation process for the Treatment of Cork processing Wastewater*, "Journal of Hazardous Materials" 2004 nr 107(3)
- Primo O., Rivero M.J., Ortiz I., *Photo-Fenton process as an efficient alternative to the treatment of landfill leachates*, "Journal of Hazardous Materials" 2008 nr 153
- Rush J.D., Koppenol W.H., *Reactions of iron(II) nitritotriacetate and iron(II) ethylenediamine-*N,N*-diacetate complexes with hydrogen peroxide*, "Journal of the American Chemical Society" 1988 nr 110
- Sevimli M.F., *Post-treatment of pulp and paper industry wastewater by advanced oxidation processes*, "Ozone: Science & Engineering Journal" 2005 nr 27
- Yoon J., Cho S., Cho Y., Kim S., *The characteristics of coagulation of Fenton reaction in the removal of landfill leachate organics*, "Water Science and Technology" 1988 nr 38



Maciej Chmieliński

EKOLOGIZACJA TRANSPORTU PRZEZ ZASTOSOWANIE FOTOWOLTAIKI DO ZASILANIA SAMOCHODÓW ELEKTRYCZNYCH (EV)

Maciej Chmieliński, mgr – doktorant na Uniwersytecie Ekonomicznym we Wrocławiu

adres korespondencyjny:
Uniwersytet Ekonomiczny
ul. Komandorska 118/120, 53-345 Wrocław
e-mail: maciej.chmielinski@gmail.com

ECOLOGICAL TRANSPORT WITH PHOTOVOLTAIC TECHNOLOGY AS A POWER SUPPLY OF ELECTRIC VEHICLES

SUMMARY: The market of the electric cars has been developing dynamically for the last couple of years. The reason of that is a huge technological development in lithium-ion batteries EV production, as well as a great scale potential of this market. In order to provide sustainable transportation, using electric vehicles, the ecological fuel is also needed – the energy from renewable sources, which will provide 100% energy for EV. This study proves that it is profitable to use electric car from a premium segment, at the same time investing in the renewable energy – photovoltaic. In comparison to the combustion engine car, provided that all the quality of driving and comfort conditions are comparable, EV turns out to be way cheaper in maintenance, given comparable purchase prices. Together with EV market development in next years, we will observe moving the EV profitability towards compact and mini cars segments.

KEYWORDS: sustainable development, electric cars, photovoltaics, renewable energy, alternative fuels

Wstęp

Do niedawna rynek motoryzacyjny i rynek energii elektrycznej były traktowane oddzielnie i niezależnie. Nie istniały pomiędzy nimi synergie ani powiązania dla klientów. Powodem były różne rodzaje nośników energii, choć w większości kopalne w obu przypadkach. Samochody elektryczne otwierają w tym kontekście zupełnie nowy wymiar użyteczności. Są nie tylko sposobem na przemieszczanie się, ale także mogą służyć jako magazyn energii elektrycznej, zdolny do dysponowania mocą w czasie jej największego zapotrzebowania. Z punktu widzenia klienta energia elektryczna staje się wspólnym mianownikiem na potrzeby przemieszczania się i funkcjonowania gospodarstwa domowego czy firmy. I tutaj właśnie pojawia się rola energii odnawialnej, w szczególności fotowoltaicznej. Energia pozyskana ze słońca przez coraz bardziej zaawansowane technologicznie panele fotowoltaiczne jest w stanie uniezależnić klientów od paliw kopalnych wszędzie tam, gdzie energia jest potrzebna. Dziś odbywać się to może w części – a w przyszłości – w stu procentach, przy dynamicznie rozwijającej się technologii i rosnących korzyściach skali. Dom przyszłości niewątpliwie produkować będzie więcej energii niż jej zużywać, pokrywając jednocześnie zapotrzebowanie na energię EV. Jeszcze kilka lat temu taki rozwój rynku mógł uchodzić za mało realistyczne myślenie życzeniowe, które głównie ze względu na wysokie koszty produkcji, pozbawione było możliwości szybkiej realizacji. Po raz kolejny jednak świat zaskakiwany jest innowacjami, które mają szansę diametralnie zmienić zachowania konsumentów przez zaoferowanie nowej jakości w pozyskiwaniu energii i transporcie. Fotowoltaika wysuwa się na zdecydowanego lidera odnawialnych źródeł energii (OZE) w tym zakresie, głównie ze względu na łatwość jej zastosowań, wkomponowania w budynki i infrastrukturę ładowania samochodów elektrycznych.

Parafrazując Ericha Fromma¹ – potrzebne jest nam nie tylko „zdrowe społeczeństwo” ale także społeczeństwo postępujące odpowiedzialnie w stosunku do środowiska, czego wyrazem jest zwiększanie udziału odnawialnych źródeł energii w konsumpcji i transporcie. Technologia fotowoltaiczna daje szansę na powodzenie tej idei zarówno w pierwszym, jak i w drugim sektorze.

Historia samochodów elektrycznych

Samochód napędzany energią elektryczną był poprzednikiem auta spalinowego. Już na początku XX wieku skonstruowano pierwsze samochody napędzane akumulatorami (Anthony, Baker, Detroit, Edison, Studebaker). Jednak już po kilku latach samochody spalinowe zaczęły wypierać z rynku pojazdy elektryczne,

¹ E. Fromm, *Zdrowe społeczeństwo*, Kraków 2012.

głównie z powodu sukcesu Forda we wprowadzeniu na rynek forda T. Ciągłe ulepszanie silników spalinowych (rozrusznik, chłodnica) spowodowało, że ostatecznie zdominowały one rozwój motoryzacji na dziesięciolecia. W latach dwudziestych XX wieku w Stanach Zjednoczonych na krótko odrodziła się idea wprowadzenia na rynek samochodu elektrycznego dzięki preferencjom podatkowym. Wyprodukowano EV takich marek, jak General Motors EV1, Toyota, Honda, Ford, Nissan, Chrysler. Na skutek protestów środowiska motoryzacyjnego i lobby naftowego samochody elektryczne nie zdobyły jednak rynku USA w tamtym czasie.

Obecny stan rynku samochodów elektrycznych

Samochód elektryczny jest obecnie uważany za produkt bardzo drogi, luksusowy. Przyczyną takiego stanu rzeczy jest głównie brak ich masowej produkcji. Prekursorem nowoczesnych samochodów elektrycznych jest kalifornijska Tesla Motors, która wprowadziła na rynek w 2008 roku samochód Tesla Roadster, oferując około 1000 sztuk² w cenie około 109 000 dolarów amerykańskich. Tesla Roadster jest samochodem sportowym o zasięgu ponad 400 kilometrów, o ponadprzeciętnych osiągnięciach, konkurującym z najlepszymi samochodami sportowymi o napędzie spalinowym. Tesla Motors w 2012 roku wprowadziła na rynek pierwszy luksusowy samochód kompaktowy – Teslę S, której sprzedaż rozwija się obecnie dynamicznie³. W 2014 roku Tesla Motors sprzedała blisko 30 000 samochodów. Poza Tesla Motors, będąca segmentem premium, na światowym rynku znaczną rolę odgrywają samochody w klasie kompaktowej, takie jak Nissan Leaf, będący światowym liderem, jeśli chodzi o liczbę sprzedanych samochodów, a także między innymi BMW i3, czy Renault Zoe. W pierwszej połowie 2014 roku nastąpiła inauguracja sprzedaży dwóch ostatnich modeli w Polsce⁴. W 2015 i kolejnych latach spodziewana jest kolejna seria nowych samochodów elektrycznych na światowym rynku. Plany Tesli Motors to sprzedaż 50 000 modeli Tesli S w 2015 roku⁵.

Na świecie szereg wiodących firm motoryzacyjnych zapowiedziało produkcję samochodów elektrycznych na większą skalę⁶. Inwestycje poszczególnych firm ilustruje tabela 1. Na szczególną uwagę zasługuje wyżej już wspomniana Tesla Motors z dwoma modelami: Teslą S (pozycja 22) i Teslą X (pozycja 1). Samochody te swoim designem, osiągnięciami oraz znacznie dłuższym dystansem jazdy stają się liderami innowacyjności na światowym rynku.

² Tesla Motors: www.teslamotors.com [20-02-2015].

³ Reuters: www.reuters.com [20-02-2015].

⁴ Konferencja Renault Polska, 14 czerwca 2012, www.mg.gov.pl [20-02-2015].

⁵ Bloomberg, www.bloomberg.com [11-11-2014].

⁶ Renault-Nissan: www.nissan-global.com [11-11-2014].

Tabela 1

Inwestycje wybranych firm motoryzacyjnych w samochody elektryczne, stan na kwiecień 2013

| Lp | Rok wejścia na rynek | Marka | Firma | Typ | Produkcja |
|----|----------------------|------------------------------------|--|-----|----------------------|
| 1 | 2015 | Tesla Model X | Tesla Motors Inc | BEV | Koncepcyjna |
| 2 | 2014 | SIM-Drive SIM-WIL | SIM-Drive Corp | BEV | Koncepcyjna |
| 3 | 2014 | China Great Wall Motor Co EV Sedan | CODA Automotive Inc | BEV | Duża produkcja |
| 4 | 2014 | FAW-VW Kaili E88 | FAW-Volkswagen Co Ltd | BEV | Duża produkcja |
| 5 | 2013 | Audi R8 E-tron | Audi AG | BEV | Mała produkcja |
| 6 | 2013 | BMW i3 | Bayerische Motoren Werke AG | BEV | Koncepcyjna |
| 7 | 2013 | Mercedes Benz SLS eDrive | Daimler AG | BEV | Ogłoszona |
| 8 | 2013 | Chevrolet Spark EV | General Motors Co | BEV | Koncepcyjna |
| 9 | 2013 | Volkswagen Up E-Motion | Volkswagen AG | BEV | Duża produkcja |
| 10 | 2013 | Nissan e-NV200 | Nissan Motor Co Ltd | BEV | Koncepcyjna |
| 11 | 2013 | Honda Fit EV | Honda Motor Co Ltd | BEV | Demonstracyjna |
| 12 | 2013 | BYD-Daimler Denza | Shenzhen BYD Daimler New Technology Co/The | BEV | Koncepcyjna |
| 13 | 2013 | Ssangyong KEV2 | Ssangyong Motor Co | BEV | Koncepcyjna |
| 14 | 2013 | Citroen Berlingo Electricque | Peugeot SA | BEV | Ogłoszona |
| 15 | 2013 | Fiat 500e | Fiat SpA | BEV | Duża produkcja |
| 16 | 2013 | Mahindra e2o | Mahindra & Mahindra Ltd | BEV | Mała produkcja |
| 17 | 2012 | Ford Focus Electric | Ford Motor Co | BEV | Mała produkcja |
| 18 | 2012 | Kia Ray EV | Kia Motors Corp | BEV | Mała produkcja |
| 19 | 2012 | Renault Fluence ZE | Renault SA | BEV | Mała produkcja |
| 20 | 2012 | Renault Zoe ZE | Renault SA | BEV | Mała produkcja |
| 21 | 2012 | Smart forTwo EV | Daimler AG | BEV | Mała produkcja |
| 22 | 2012 | Tesla Model S | Tesla Motors Inc | BEV | Około 30 tys. w 2014 |

BEV – *battery electric vehicle* – samochód w 100% elektryczny

HEV – *hybrid electric vehicle* – samochód elektryczny hybrydowy

PHEV – *plug-in hybrid electric vehicle* – samochód elektryczny hybrydowy z możliwością ładowania baterii jak BEV

Źródło: Bloomberg, 04.2013, dane rynkowe.

Działalność promująca samochody elektryczne

Głównym bodźcem do produkcji samochodów elektrycznych w Europie stało się przyjęcie pakietu klimatycznego w Unii Europejskiej, który zakłada obniżenie emisji CO₂ i innych gazów cieplarnianych o 20% do roku 2020 w stosunku do 1990 roku. W ślad za tym, prawodawstwo Unii Europejskiej w postaci Regulacji EC No 443/2009 z dnia 23 kwietnia 2009 roku, dotyczącej ustanowienia standardów obniżenia emisji spalin dla samochodów pasażerskich, określiło limit emisji

CO₂. Wynosi on dla nowo produkowanych samochodów 120 g CO₂/km. Taką wartość emisji jest zobligowany uzyskać każdy producent samochodów w Unii Europejskiej. Od roku 2020 wartość ta powinna spaść średnio do 95 g CO₂/km⁷. Biorąc pod uwagę emisyjność najbardziej oszczędnych, nowych samochodów w klasie A (na przykład Mercedes klasa A posiadający średnie spalanie na poziomie 4,9 l/100 km oraz emisyjność 128 g CO₂/km), spełnienie wyżej wymienionych regulacji unijnych będzie wręcz niemożliwe bez wprowadzenia na rynek samochodów elektrycznych. Spowodują one bowiem spadek średniej emisyjności, ponieważ jako samochody napędzane przez akumulatory nie emitują gazów cieplarnianych.

Pozostaje jednak pytanie o emisyjność pierwotną, potrzebną do wytworzenia energii elektrycznej, zgromadzonej w aucie elektrycznym. Przyjmijmy dla przykładu warunki polskie, które wydają się skrajne na tle krajów unijnych, jeśli chodzi o emisję CO₂. Przy założeniu, że samochód elektryczny zużywa około 15 kWh na 100 kilometrów⁸ oraz emisja CO₂ 1 MWh energii elektrycznej w sieci elektroenergetycznej wynosi około 0,89 tony⁹, obniżona o około 10% udziału OZE w sieci elektroenergetycznej, to samochód elektryczny emituje około 120 g CO₂/km, czyli mniej więcej tyle samo, co bardzo dobrej klasy pod względem emisji samochód o napędzie spalinowym. Tak więc całkowita emisyjność samochodu elektrycznego, jeśli chodzi o CO₂, pozostaje na tym samym poziomie. Sytuacja zmienia się jednak, gdy zastąpi się źródło konwencjonalne odnawialnym źródłem energii w 100%. Wtedy emisyjność samochodu elektrycznego spadłaby do 0 g CO₂/km. W warunkach polskich jednak taka wartość jest niemożliwa do osiągnięcia. Należy przyjąć docelowo w 2017 roku 12,9% energii odnawialnej w finalnej sprzedaży energii elektrycznej do odbiorców końcowych¹⁰. Daje to obniżenie emisyjności do poziomu około 116 g CO₂/km¹¹. Z roku na rok będzie następował stopniowy postęp w obniżaniu emisyjności polskiej elektroenergetyki na skutek wyłączenia starych bloków energetycznych i zastępowania ich bardziej efektywnymi nowymi mocami, czyli blokami gazowymi, węglowymi, a być może

⁷ Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (WE) nr 443/2009 z dnia 23 kwietnia 2009 r. określające normy emisji dla nowych samochodów osobowych w ramach zintegrowanego podejścia Wspólnoty na rzecz zmniejszenia emisji CO₂ z lekkich pojazdów dostawczych (Dz.U. L 140 z 5.6.2009).

⁸ www.bmw.pl, specyfikacja techniczna samochodu elektrycznego BMW i3: 13,5 kWh/100 km [10-03-2015].

⁹ Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej – Załącznik do Regulaminu konkursu GIS – Część B.I, Metodyka. Dane na podstawie *Wartości opałowe i wskaźniki emisji do raportowania w ramach Wspólnotowego Handlu Uprawnieniami do Emisji za rok 2013*, Warszawa 2014, s. 3.

¹⁰ Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 14 sierpnia 2008 r. w sprawie szczegółowego zakresu obowiązków uzyskania i przedstawienia do umorzenia świadectw pochodzenia, uiszczenia opłaty zastępczej, zakupu energii elektrycznej i ciepła wytworzonych w odnawialnych źródłach energii oraz obowiązku potwierdzania danych dotyczących ilości energii elektrycznej wytworzonej w odnawialnym źródle energii (Dz.U. 2008 nr 156 poz. 969).

¹¹ Obliczenia własne.

także jądrowymi, bazującymi na czystych technologiach¹² oraz źródłami wykorzystującymi odnawialne źródła energii. Daje to ogromny potencjał do obniżenia emisyjności CO₂ również w transporcie, ponieważ będzie on pośrednio korzystał z czystych technologii zastosowanych w elektroenergetyce.

Warto podkreślić, iż wielkość emisji CO₂ spada w Polsce regularnie. Poczynając od 1990 roku obserwuje się zmniejszenie emisji z 375 tys. ton CO₂ do nieco ponad 320 tys. ton w roku 2013¹³, co stanowi spadek o ponad 14%. Z kolei udział transportu w całkowitej emisji CO₂ wynosi 13,4%¹⁴. Stanowi on więc istotną część emisji szkodliwych gazów do atmosfery. Rządy wielu państw europejskich prowadzą działania w celu obniżenia emisyjności szkodliwych gazów pochodzących z transportu. Jednak, jak pokazują dane statystyczne, od roku 1990 nastąpił w Unii Europejskiej nie spadek, a **wzrost** udziału emisji gazów pochodzących z transportu. Porównując rok 1990 z 2012 było to 14%¹⁵. Jednocześnie zauważalna jest pozytywna tendencja spadkowa od roku 2000: udział emisji gazów z transportu w porównaniu do roku 2012 spadł o 2,7%¹⁶.

Tabela 2

Wsparcie rządowe dla rozwoju rynku samochodów elektrycznych w wybranych krajach

| NORWEGIA | DANIA | HOLANDIA |
|---|---|--|
| <p>Wielkość rynku w 2013 roku: 7882 auta (5,5% rynku).</p> <p>Wsparcie rządowe:</p> <ul style="list-style-type: none"> • zwolnienie z podatku VAT od zakupu auta • zwolnienie z innych podatków od zakupu i sprzedaży EV • zwolnienie z opłat za parkowanie (szczególnie istotne w Oslo) | <p>Budżet 6,6 mln dolarów.</p> <p>Wsparcie rządowe:</p> <ul style="list-style-type: none"> • zwolnienie z podatku VAT za zakup EV poniżej 2000 kg | <p>Wsparcie rządowe:</p> <ul style="list-style-type: none"> • zwolnienie z podatku VAT od zakupu auta • zwolnienie z rocznego podatku od posiadania auta |
| FRANCJA | WIELKA BRYTANIA | CHINY |
| <p>Wsparcie rządowe:</p> <ul style="list-style-type: none"> • samochody emitujące poniżej 20 g CO₂/km otrzymują wsparcie 6 300 euro, z maksymalnym wsparciem 20% wartości samochodu brutto • EV zwolnione są z podatku od samochodów | <p>Plan: 800 000 EV do 2020 roku</p> <p>Wsparcie rządowe:</p> <ul style="list-style-type: none"> • ulga w postaci 5 000 funtów od samochodów poniżej prognozy emisji 75 g CO₂/km • zwolnienie z podatku od posiadania auta | <p>Wielkość rynku w 2020: 5 mln EV/PHEV przed 2020 rokiem</p> <p>Wsparcie rządowe:</p> <ul style="list-style-type: none"> • zwolnienie z 10% podatku na zakup EV |

¹² Zgodnie z założeniami *Polityki Energetycznej Polski do roku 2020* ponad 12 000 MW będzie musiało być poddanych gruntownej modernizacji, a kolejne 12 000 MW wybudowanych.

¹³ *Ochrona Środowiska*, Warszawa 2014, s. 51.

¹⁴ *Ochrona Środowiska*, Warszawa 2009, dane za rok 2007, s. 232; www.stat.gov.pl [20.02.2015], czyli 38 213 ton CO₂/ 285 287 ton CO₂.

¹⁵ *Progress towards achieving the Kyoto and EU 2020 objectives*, European Commission, październik 2014, s. 33.

¹⁶ *Ibidem*.

| NIEMCY | SZWECJA | USA |
|--|--|--|
| <p>Wielkość rynku w 2020: 1 mln EV/PHEV przed 2020 rokiem.</p> <p>Wsparcie rządowe:</p> <ul style="list-style-type: none"> • coroczne zwolnienie od podatku od posiadania auta przez 10 lat licząc od daty zakupu EV • 1 mld euro na badania i rozwój do 2013 roku | <p>Wielkość rynku w 2020 roku: 600 000 EV.</p> <p>Wsparcie rządowe:</p> <ul style="list-style-type: none"> • zwolnienie od podatku od posiadania auta przez 5 lat, licząc od daty zakupu EV dla samochodów poniżej zużycia energii 37 kWh/100 km • <i>super green car premium</i>: wsparcie 40 000 SEK, dla pierwszych 5 tys. aut, poniżej emisji CO₂ na poziomie 50 g/km | <p>Wielkość rynku w 2020 roku: 1 mln do 2015 roku.</p> <p>Wsparcie rządowe:</p> <ul style="list-style-type: none"> • do 7 500 dolarów na samochód dla pierwszych 200 tys. aut • ponad 2 mld dolarów subsydiów dla producentów baterii oraz komponentów EV/PHEV |

stan na 2014 rok

Źródło: ACEA: *Overview of purchase and tax incentives for electric vehicles in the European Union*, 04 2014; Environmental Science and Policy 42 (2014): *The Norwegian support and subsidy policy of electric cars. Should it be adopted by other countries?* Bjart Holtsmark, Anders Skonhoft; Bloomberg.com (wsparcie EV w Chinach); opracowanie własne na podstawie informacji prasowych, listopad 2014.

Jednym ze sposobów w osiągnięciu celu zmniejszenia emisji jest promowanie produkcji bądź zakupu samochodów elektrycznych. Systemy wsparcia dla EV przedstawia tabela 2.

Wsparcie dla rozwoju rynku samochodów elektrycznych udzielają głównie kraje dominujące gospodarczo w Europie i na świecie, które jako „produkt uboczny” swojego rozwoju ekonomicznego dostrzegają duże zanieczyszczenie powietrza lub widzą potencjał na krajowym rynku EV ze względu na regulacje prawne i ekologiczną postawę obywateli.

Korzyści z e-mobility

Przede wszystkim należy podkreślić, iż samochody elektryczne, jako idea, która miałyby się szeroko upowszechnić potrzebują bodźca, który spowoduje, iż potencjalni klienci będą skłonni przesiąść się do pojazdu droższego, ale posiadającego zalety, których nie daje tradycyjny samochód. Tym bodźcem, a zarazem główną zaletą, jest bardzo niska emisja CO₂ (w zależności od źródła pochodzenia energii elektrycznej napędzającej EV), połączona z ogromnym komfortem bezgłośnego poruszania się samochodu. Dzięki tym dwóm cechom pojazd elektryczny jest zupełnie inny od tradycyjnego. Są to cechy szczególnie ważne w dużych miastach, gdzie natężenie ruchu, zanieczyszczenie powietrza oraz hałas powodowane przez pojazdy stanowią główny problem dla mieszkańców, także w Polsce¹⁷. Dlatego właśnie tak duże znaczenie może mieć upowszechnienie samochodu elektrycznego – w znaczny sposób przyczynić się może do wzrostu dobrobytu mieszkańców, w sposób odczuwalny i szybki.

¹⁷ Program ochrony środowiska przed hałasem dla Warszawy z 21.10.2010: www.bip.warszawa.pl [20-03-2015].

Warto wskazać także inną zaletę samochodu elektrycznego, która wpisuje się w ideę zrównoważonego rozwoju. Jest to fakt, iż silnik elektryczny przetwarza energię pierwotną w sposób bardziej efektywny niż silnik spalinowy. Sprawność silnika elektrycznego wynosi 88%¹⁸, podczas gdy silnika spalinowego około 30%. Silnik elektryczny wykorzystuje bardziej efektywnie zasoby naturalne, co w skali makro oznacza ogromne oszczędności energii pierwotnej.

Kolejnym aspektem przemawiającym za rozwojem samochodów elektrycznych jest możliwość traktowania pojazdów jako magazynów energii w celu bilansowania wahań zapotrzebowania na energię elektryczną. Samochody włączone do sieci elektroenergetycznej podczas ładowania akumulatorów mogłyby jednocześnie, w razie konieczności, oddać część energii do systemu elektroenergetycznego. Zakładając, że pojemność akumulatora małego samochodu EV to około 20 kWh, wystarczyłoby ich 50 tys., aby osiągnąć łączną moc 1000 MW – czyli wielkość dużej elektrowni. Część z tej dostępnej mocy mogłaby być oddawana do sieci elektroenergetycznej, gdy samochód stoi (tak zwany model *power-to-grid*). Przeciętnie użytkownik samochodu spędza w nim średnio kilkadziesiąt minut dziennie, włączenie samochodu do sieci, a tym samym jego dostępność do celów bilansowania, byłaby znacząca.

Wady *e-mobility*

Jedną z głównych wad samochodów elektrycznych jest cena. Koszt Tesla S plasuje się w widełkach cenowych klasy premium i wynosi około 70 tys. dolarów. Obecnie rynek znajduje się na początkowym etapie rozwoju – produkcja masowa dopiero zaczyna się rozwijać i nie powoduje jeszcze wystarczających korzyści skali, które wykreowałyby większą dostępność cenową. Drugą wadą jest mała korzyść ekologiczna w przypadku samochodów elektrycznych korzystających z energii elektrycznej wyprodukowanej głównie ze źródeł węglowych. Taka sytuacja występuje między innymi w Polsce, ponieważ nasycenie MWh przez CO₂ wyprodukowanej w polskim sektorze elektroenergetycznym wynosi około 0,89 t. W tym wypadku emisyjność jest zbliżona do poziomu emisyjności oszczędnych, nowych samochodów spalinowych. Należy obiektywnie przyznać, że wartość 120 g/km emisji CO₂ to za mało, aby nazwać EV autem ekologicznym. Potrzebne jest więc połączenie samochodu elektrycznego ze źródłem odnawialnym, które znacznie obniży lub zredukuje emisyjność do 0 g CO₂/km. Te parametry spełnia źródło fotowoltaiczne.

Trzecim mankamentem EV jest brak publicznie dostępnej infrastruktury ich ładowania, która jest niezbędna do prawidłowego funkcjonowania rynku. Pierwsze kroki zostały już jednak podjęte, głównie przez duże koncerny energetyczne w stolicach europejskich, między innymi w Berlinie¹⁹, czy Londynie²⁰. Także

¹⁸ Na przykładzie Tesla Roadster: www.teslamotors.com [20-04-2015].

¹⁹ RWE e-mobility: www.rwe.com [20-04-2015].

²⁰ London's Major: www.tfl.gov.uk [20-04-2015].

w Warszawie postawiono już pierwsze 12 stacji ładowania samochodów elektrycznych z inicjatywy firmy energetycznej RWE Polska²¹. Aby rynek samochodów elektrycznych mógł się rozwijać, potrzeba zdecydowanych działań wszystkich państw Unii. Najnowsza dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady w sprawie rozwoju infrastruktury paliw alternatywnych z października 2014 roku daje szansę na przyspieszenie rozwoju infrastruktury ładowania EV w krajach Unii, w tym w Polsce. Nakłada ona na kraje członkowskie obowiązek stworzenia publicznie dostępnej infrastruktury ładowania samochodów elektrycznych do 31 grudnia 2020 roku. Do 2016 roku natomiast Polska jest zobligowana do przedstawienia planu rozwoju wyżej wymienionej sieci²². Ustanowienie powyższej legislacji na poziomie unijnym stwarza szansę na dynamiczny rozwój rynku samochodów elektrycznych.

Kalkulacja opłacalności eksploatacji samochodów elektrycznych

Samochód elektryczny można nazwać w pełni ekologicznym, jeśli źródło energii elektrycznej zasilającej pojazd pochodzi ze źródła odnawialnego. Sytuacja w polskim systemie elektroenergetycznym nie pozwala na spełnienie tego warunku. Konieczne jest więc zbudowanie własnego źródła odnawialnego, które zaspokoi potrzeby samochodu na energię.

Inwestycja w elektrownię fotowoltaiczną (PV) o mocy 5 kW

W celu zaspokojenia zapotrzebowania na energię elektryczną dla samochodu elektrycznego niezbędne jest zainstalowanie około 5 kW elektrowni fotowoltaicznej. Taka moc zapewnia w warunkach polskich produkcję około 4,5 MWh energii rocznie, co przy średnim zużyciu energii przez samochód elektryczny na poziomie 15 kWh/100 km daje przebycie dystansu około 30 000 km. Poniżej przedstawione są trzy scenariusze inwestycji w elektrownię fotowoltaiczną: scenariusz pesymistyczny, optymistyczny i bazowy. Różnią się one poziomem kosztów inwestycyjnych, odpowiednio: 48 100 zł, 37 600 zł oraz 39 700 zł. Ważnym założeniem modelu jest produkcja energii elektrycznej w 100% na potrzeby własne – firmy, gospodarstwa domowego lub bezpośrednio potrzeby samochodu. Dzięki temu średni ważony koszt wytworzenia energii elektrycznej (LCOE – *leveraged cost of electricity*) z PV staje się jednocześnie ceną za kWh zużytą przez samochód elektryczny, a energia ta jest w 100% odnawialna, bo pochodzi ze słońca. Do dalszej analizy opłacalności samochodu elektrycznego napędzanego energią ze słońca przyjęto Scenariusz Bazowy w celu uczynienia modelu jak najbardziej realnym ekonomicznie. Średni ważony koszt wytworzonej i zużytej energii elektrycznej ze słońca przez 25 kolejnych lat dla tego wariantu wynosi 0,38 zł/kWh,

²¹ RWE Polska: www.rwe.pl [20-04-2015].

²² Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2014/94/UE z dnia 22 października 2014 r. w sprawie rozwoju infrastruktury paliw alternatywnych (Dz.U. L 307 z 28.10.2014), art. 4, pkt.1.

uwzględniając spadek produktywności PV rocznie o 0,6% oraz koszty eksploatacji. Oznacza to, że inwestując w roku bazowym około 40 000 zł w PV otrzymujemy w zamian produkcję paliwa przez kolejne 25 lat, które pozwoli inwestorowi na przejechanie prawie 700 000 km (w zależności od rodzaju pojazdu). Warto nadmienić, iż w analizie opłacalności samochodu elektrycznego przyjęto kilka dodatkowych założeń:

- ujęto tylko 10 lat pracy PV, przyjęto całe koszty inwestycyjne (ang. *capital expenditures* – CAPEX); pozostałe 15 lat pracy stanowią dodatkowy długofalowy czynnik działający na korzyść połączenia PV i EV;
- przyjęto, że koszty eksploatacji samochodu elektrycznego i spalinowego pozostają na tym samym poziomie, wobec niemożliwości zweryfikowania realnych kosztów eksploatacji EV w ciągu kolejnych 10 lat, ponieważ seryjna produkcja EV jest obecna na światowym rynku od około dwóch lat; dane zebrane od użytkowników EV pozwalają przypuszczać, że koszty te są znacznie niższe niż dla samochodu spalinowego²³, głównie ze względu na znacznie niższą liczbę części i mniej skomplikowany silnik;
- założono brak konieczności wymiany baterii w EV w ciągu 10 lat;
- nie brano pod uwagę faktu mniejszego zasięgu samochodów elektrycznych w porównaniu do spalinowych, ani braku dobrze rozwiniętej sieci publicznych punktów ładowania EV; jest to ważny czynnik negatywnie oddziałujący na obecne postrzeganie EV;
- nie brano pod uwagę dynamicznego rozwoju superszybkich, darmowych stacji ładowania przez Tesla Motors (dla posiadaczy samochodu Tesla): 124 stacje w USA, 82 stacje w Europie; w Polsce jest planowanych 5 stacji w 2015 roku²⁴.

Założenia modelu opłacalności

W tabeli 3 przedstawiono założenia do obliczenia średniego ważonego kosztu wytworzenia energii z PV (LCOE) oraz scenariusze wartości LCOE w zależności od kosztów inwestycyjnych. Parametr LCOE informuje, jaką cenę energii elektrycznej ze źródła fotowoltaicznego uzyska inwestor przez cały okres działania PV, biorąc pod uwagę zarówno koszty inwestycyjne CAPEX, jak i koszty eksploatacji przez okres 25 lat, łącznie z wymianą inwertera po 10 latach. LCOE oblicza się dzieląc koszty przez wytworzoną energię w ciągu całego okresu.

W tabeli 4 przedstawiono trzy warianty LCOE, w zależności od wielkości CAPEX. Do dalszych obliczeń użyto Scenariusza Bazowego jako najbardziej realistycznego.

²³ www.greencarreports.com, *Life with Tesla Model S: Tires cost me more than my fuel does*, [13-11-2014].

²⁴ www.teslamotors.com/supercharger, and Third Quarter 2014 Shareholders Letter, [05-11-2014], s. 2.

Tabela 4

Instalacja PV o mocy 5 kW na potrzeby ładowania samochodu elektrycznego

| | | | |
|--|---------------------|---------|--------|
| SCENARIUSZ BAZOWY | koszty całkowite PV | 39 700 | zł |
| CAPEX netto [5 460 zł/kW] | | 27 300 | zł |
| Koszty eksploatacji PV | | 12 400 | zł |
| Produktywność PV przez 25 lat | | 104 761 | kWh |
| LCOE – leveraged cost of electricity – średni ważony koszt energii elektrycznej | | 0,38 | zł/kWh |
| SCENARIUSZ PESYMISTYCZNY | koszty całkowite PV | 48 100 | zł |
| CAPEX netto [7 140 zł/kW] | | 35 700 | zł |
| Koszty eksploatacji PV | | 12 400 | zł |
| Produktywność PV przez 25 lat | | 104 761 | kWh |
| LCOE – leveraged cost of electricity – średni ważony koszt energii elektrycznej | | 0,46 | zł/kWh |
| SCENARIUSZ OPTYMISTYCZNY | koszty całkowite PV | 37 600 | zł |
| CAPEX netto [5 040 zł/kW] | | 25 200 | zł |
| Koszty eksploatacji PV | | 12 400 | zł |
| Produktywność PV przez 25 lat | | 104 761 | kWh |
| LCOE – leveraged cost of electricity – średni ważony koszt energii elektrycznej | | 0,36 | zł/kWh |

Opłacalność zakupu i użytkowania samochodu elektrycznego vs spalinowego

W celu porównania opłacalności zakupu i użytkowania samochodu elektrycznego i spalinowego konieczne jest przyjęcie szeregu założeń (tabela 5). Dotyczą głównie średniego spalania paliwa na 100 km dla samochodów spalinowych (od 4,2 do 9,5 l/100 km), przebytego dystansu rocznie (30 tys. km), ceny paliwa (5,1 zł/l).

Ostatecznym wynikiem powyższych założeń jest przyjęcie średnich kosztów przebycia dystansu 30 000 km rocznie przez poszczególne samochody spalinowe i elektryczne. Dla samochodów spalinowych jest to wartość roczna na poziomie od 6 426 zł do 14 535 zł, w zależności od klasy pojazdu. Z kolei dla samochodów elektrycznych konieczne jest przyjęcie dodatkowych założeń, z uwagi na specyfikę paliwa (tabela 6). Dla poszczególnych rodzajów EV potrzebne są różne moce PV, aby umożliwić przejechanie założonego dystansu (od 4,3 do 6 kW mocy PV). Energia dla EV jest produkowana w źródle, które inwestor musi nabyć w momencie zakupu samochodu. Źródło PV jest więc inwestycją, która będzie się zwracać w czasie. Jego czas pracy będzie znacznie dłuższy niż żywotność EV. Konieczne jest więc dokonanie pewnego uproszczenia na niekorzyść PV – rozłożenia kosztów PV tylko na 10 lat, nie na 25, tak aby móc porównać jego koszty z kosztami

Tabela 5

Założenia ogólne dotyczące kosztów spalania samochodów, kosztów zużycia energii przez EV, ceny paliwa, liczby przejechanych kilometrów rocznie

| | |
|--|------|
| Zużycie paliwa 4,2 l/100 km – Mini Cooper 55 kW | 21,4 |
| Zużycie paliwa 6,1 l/100 km – Nissan Note | 31,1 |
| Zużycie paliwa 7,8 l/100 km – Mercedes S 250 CDI L | 39,8 |
| Zużycie paliwa 9,5 l/100 km – Audi A8 3.0 TDI | 48,5 |

| | | |
|--|--------------|---|
| Dystans km rocznie | 30 000 | |
| Średnia cena paliwa [zł] | 5,1 | |
| Cena energii elektrycznej [zł/kWh] – LCOE PV | 0,38 | |
| | | |
| Klasa Mini [zł/km] na podstawie Mini Cooper | 0,12 | |
| Klasa Compact [zł/km] na podstawie Nissan Note | 0,13 | |
| Klasa Premium [zł/km] na podstawie Audi A8 3.0 | 0,2 | |
| | | |
| Zużycie energii elektrycznej przez EV | [kWh/100 km] | konieczna moc fotowoltaiki do przejechania 30 tys. km przez samochód elektryczny [kW] |
| BMW i3 | 13 | 4,3 |
| Nissan Leaf | 15 | 5 |
| Tesla S 85 kW | 18 | 6 |
| Tesla E w przygotowaniu od 2017 r. | 15 | 5 |
| | | |
| Spalania aut spalinowych | [zł/100 km] | |
| Mini Cooper 55 kW | 21,4 | |
| Nissan Note | 31,1 | |
| Audi A8 3.0 TDI | 48,5 | |
| Liczba lat użytkowania samochodu | 10 | |

Tabela 6

Roczne koszty paliwa do przejechania 30 000 km

| Marka samochodu | Koszt paliwa na rok | Koszt PV dla EV dla przejechania 30 tys. km na rok przez 25 lat |
|-----------------------------------|---------------------|---|
| BMW i3 | - | 21 840 |
| Mini Cooper 55 kW | 6 426 | - |
| NISSAN LEAF | - | 25 200 |
| Nissan Note | 9 333 | - |
| TESLA S 85 kW | - | 30 240 |
| TESLA E [w przygotowaniu od 2017] | - | 25 200 |
| Audi A8 3.0 TDI | 14 535 | - |

samochodu spalinowego. W rzeczywistości jednak PV służyć będzie przez kolejne 15 lat, produkując energię elektryczną na potrzeby inwestora, w tym potencjalnie dla kolejnych samochodów elektrycznych. Jest to dodatkowa korzyść PV, nieuwjęta liczbowo w poniższej kalkulacji.

Posiadając dane na temat obliczonego wyżej średnio ważnego kosztu wytworzenia energii elektrycznej ze źródła fotowoltaicznego na potrzeby własne, oraz powyższe założenia dotyczące samochodu spalinowego, można dokonać analizy porównawczej opłacalności EV.

Różnice w przejechaniu 100 km dla samochodu spalinowego i elektrycznego rosną wraz ze wzrostem klasy samochodów: od 15,4 zł/100 km dla klasy mini, do 40,2 zł/100 km dla klasy premium (rysunek 1, tabela 7).

Rysunek 1
Koszty przejechania 100 km przez EV przy wykorzystaniu energii słonecznej z PV

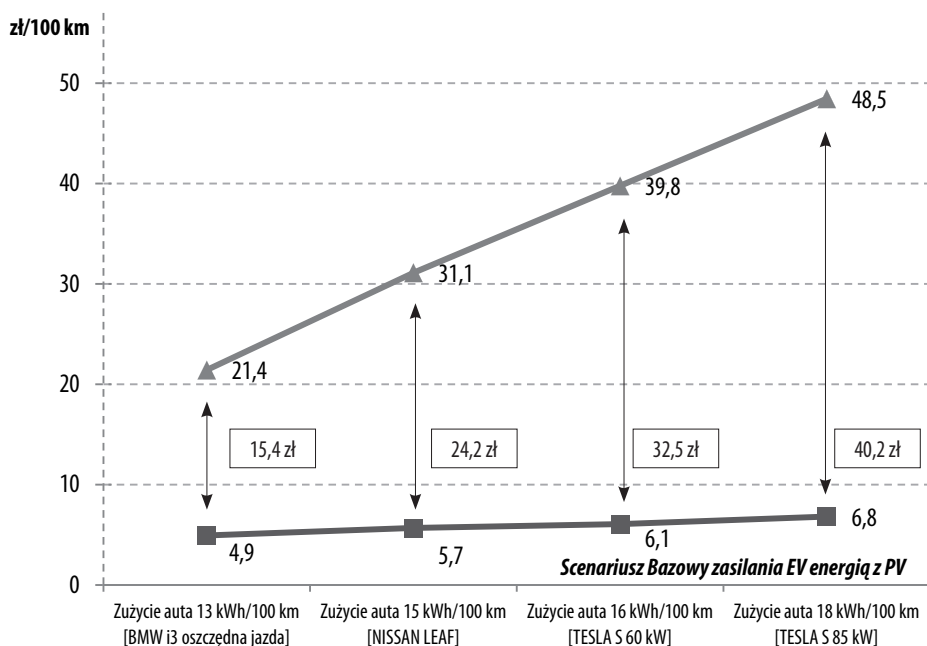


Tabela 7

Koszty energii elektrycznej wytworzonej z PV dla przejechania 100 km przez EV i samochody spalinowe

| Średnie zużycie energii elektrycznej przez samochód elektryczny – koszty zł na 100 km | Scenariusz bazowy – 5460 zł/kW mocy PV | Scenariusz pesymistyczny – 7140 zł/kW mocy PV | Scenariusz optymistyczny – 5040 zł/kW mocy PV | Nowy samochód spalinowy | |
|---|--|---|---|-------------------------|------|
| | | | | | |
| Zużycie auta 13 kWh/100 km [BMW i3 oszczędna jazda] | 4,9 | 6,0 | 4,7 | Mini Cooper | 21,4 |
| Zużycie auta 15 kWh/100 km [NISSAN LEAF] | 5,7 | 6,9 | 5,4 | Nissan Note | 31,1 |
| Zużycie auta 16 kWh/100 km [TESLA S 60 kW] | 6,1 | 7,3 | 5,7 | Mercedes S 250 | 39,8 |
| Zużycie auta 18 kWh/100 km [TESLA S 85 kW] | 6,8 | 8,3 | 6,5 | Audi A8 3.0 TDI | 48,5 |

Analiza opłacalności

Klasa samochodów premium

Można, analizując dane z tabeli 6, postawić tezę o opłacalności samochodów elektrycznych w porównaniu do spalinowych w klasie premium już w pierwszym roku ich użytkowania (*break even point 1* na rysunku 2). Samochody w klasie premium – Tesla S oraz przykładowy model Audi A8 posiadają podobną cenę zakupu (około 350 tys. zł brutto), a koszty ich paliwa różnią się znacznie. Już dzisiaj można stwierdzić, że posiadanie samochodu w klasie premium Tesla S i dodatkowo 6 kW instalacji fotowoltaicznej do produkcji paliwa jest finansowo bardziej opłacalne niż zakup spalinowego samochodu klasy premium. Każdy rok użytkowania Tesli S generuje zerowe koszty paliwa z powodu zainwestowania w jego źródło jednorazowo ponad 30 tys. zł w pierwszym roku użytkowania. Dla przykładowego pojazdu klasy premium – Audi A8 trzeba wydać co roku ponad 14 tys. zł na paliwo, aby przejechać ten sam dystans 30 tys. km.

Klasa samochodów compact i mini

W tej klasie nie można jeszcze mówić o opłacalności samochodów elektrycznych w porównaniu do spalinowych (tabela 8, rysunek 2). Cena samochodów w klasie compact i mini jest za niska, a cena EV za wysoka, aby zerowe koszty paliwa zrekompensowały w okresie 10 lat zwrot z inwestycji w EV i PV. Ceny klasy compact to 45 tys. zł dla Nissana Note i około 130 tys. zł dla elektrycznego Nissana Leaf, a dla klasy mini: Mini Cooper: 69 tys. zł, BMW i3: 160 tys. zł. Po 10 latach dla klasy compact różnica w cenie to wciąż około 30 tys. zł, a dla klasy mini

²⁵ Źródła danych dotyczących samochodów: www.bmw.pl, www.teslamotors.com, www.nissan.pl, www.audi.pl, www.merceder-benz.pl, www.mini.com.pl, www.magazynauto.pl, www.autocentrum.pl [10-11-2014].

– prawie 60 tys. zł – w obu przypadkach na korzyść samochodów tradycyjnych. Analizując rynek przyszłych samochodów elektrycznych, uwzględniono w analizie model Tesla E, który ma pojawić się na światowym rynku w 2017 roku. Dla tego modelu, znacznie tańszego od obecnej klasy premium, istnieje moment zrównania opłacalności: koszty Tesla E i Nissan Note zrównują się w dziesiątym roku użytkowania (*break even point 2*), (tabela 8, rysunek 2).

Rysunek 2
Porównanie kosztów zakupu pojazdu i paliwa: samochody spalinowe versus elektryczne *break even points* dla poszczególnych klas

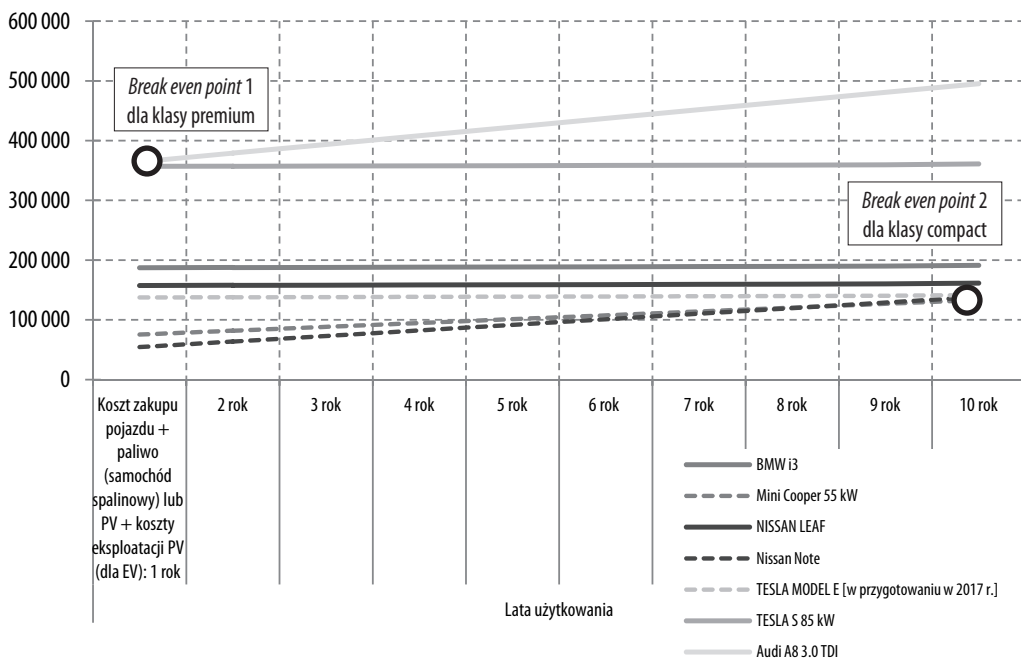


Tabela 8
Opłacalność samochodów elektrycznych i spalinowych

| Marka samochodu/koszt zakupu pojazdu i paliwa lub PV [zł brutto] | Koszt zakupu samochodu | Koszt zakupu pojazdu + paliwo (samochód spalinowy) lub PV + koszty eksploatacji PV (dla EV): 1 rok | Lata użytkowania | | | | | | | | Klasa samochodu | | | |
|--|------------------------|--|------------------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|-----------------|---------|---------------|--|
| | | | 2 rok | 3 rok | 4 rok | 5 rok | 6 rok | 7 rok | 8 rok | 9 rok | | 10 rok | | |
| <i>Break even point dla poszczególnych klas</i> | | PREMIUM | | | | | | | | | | | COMPACT | |
| BMW i3 | 160 000 | 187 169 | 187 480 | 187 798 | 188 126 | 188 461 | 188 805 | 189 158 | 189 519 | 189 889 | 191 324 | 133 260 | Klasa Mini | |
| Mini Cooper 55 kW | 69 000 | 75 426 | 81 852 | 88 278 | 94 704 | 101 130 | 107 556 | 113 982 | 120 408 | 126 834 | 161 557 | | | |
| Nissan Leaf | 126 100 | 157 401 | 157 713 | 158 031 | 158 358 | 158 694 | 159 038 | 159 390 | 159 752 | 160 122 | | | | |
| Nissan Note | 45 000 | 54 333 | 63 666 | 72 999 | 82 332 | 91 665 | 100 998 | 110 331 | 119 664 | 128 997 | 138 300 | 141 656 | Klasa Compact | |
| TESLA model E [w przygotowaniu w 2017 r.] | 100 000 | 137 501 | 137 812 | 138 130 | 138 458 | 138 793 | 139 137 | 139 490 | 139 851 | 140 221 | | | | |
| TESLA S85 KW | 325 458 | 356 759 | 357 071 | 357 389 | 357 716 | 358 052 | 358 396 | 358 748 | 359 110 | 359 480 | 360 915 | 495 350 | Klasa Premium | |
| Audi A8 3.0 TDI | 350 000 | 364 535 | 379 070 | 393 605 | 408 140 | 422 675 | 437 210 | 451 745 | 466 280 | 480 815 | | | | |

Podsumowanie

W najbliższych kilku latach konsekwencje rozwoju rynku samochodów elektrycznych będą rewolucyjne dla rynku motoryzacyjnego. Powstanie bowiem zupełnie nowa jakość przemieszczania się na dużą skalę, cechująca się w stu procentach ekologicznym paliwem (na przykład pochodzącym z fotowoltaiki), zwiększonym komfortem jazdy dzięki bardzo niskiemu poziomowi hałasu i zwiększonej dynamice jazdy. Już dziś obserwuje się opłacalność samochodów elektrycznych w klasie premium (Tesla S), napędzanych czystą energią słoneczną, w porównaniu do samochodów spalinowych klasy premium. Masowa produkcja EV spowoduje obniżenie kosztów ich wytwarzania, a więc również przesunięcie opłacalności do kolejnych segmentów rynku – samochodów klasy compact – na przykład planowana Tesla E w 2017 roku, a także samochody elektryczne takich marek jak Volkswagen, BMW, Mercedes, Renault, Nissan. Samochody elektryczne umożliwiają także nowe spojrzenie na elektroenergetykę: EV poruszać się będą po drogach, napędzane w znacznej mierze energią odnawialną, w tym fotowoltaiczną, a podczas postoju umożliwiać bilansowanie systemu elektroenergetycznego przez udostępnienie mocy z naładowanych baterii. Dziś głównym źródłem energii elektrycznej w Europie są duże elektrownie konwencjonalne: węglowe, jądrowe, gazowe. W perspektywie kilkunastu lat dynamicznie rozwijająca się energia odnawialna (głównie słoneczna i wiatrowa) w istotny sposób zmienić może *energy-mix* i spowodować większe rozproszenie źródeł wytwarzania.

W celu zagwarantowania konsumentowi lepszych warunków życia w długim okresie, czego ważnym elementem jest sposób transportu, a przy tym ochrony środowiska naturalnego, potrzebne są nowe, bardziej efektywne sposoby przetwarzania energii, czego częścią jest właśnie *e-mobility*. Działania koncernów motoryzacyjnych w kierunku planowanej produkcji samochodów elektrycznych dają nadzieję na powodzenie tego projektu, czego najbardziej dobitnym przykładem jest właśnie kalifornijska Tesla Motors. Po raz kolejny Krzemowa Dolina wyznacza kierunki rozwoju innowacji – już nie tylko w branży internetowej (Google, Facebook), czy telekomunikacyjnej (Apple), ale także w motoryzacji. Wiele firm energetycznych oraz rządy krajów europejskich, podążając często za legislacją Unii Europejskiej²⁶, podejmują starania, aby stworzyć niezbędną infrastrukturę ładowania pojazdów elektrycznych.

²⁶ Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2014/94/UE z dnia 22 października 2014 r. w sprawie rozwoju infrastruktury paliw alternatywnych.

Literatura

- Bloomberg, www.bloomberg
- Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2014/94/UE z dnia 22 października 2014 r. w sprawie rozwoju infrastruktury paliw alternatywnych (Dz.U. L 307 z 28.10.2014)
- Fromm E., *Zdrowe społeczeństwo*, Kraków 2012
- Konferencja Renault Polska, 14 czerwca 2012, www.mg.gov.pl
- London's Major: www.tfl.gov.uk
- Ochrona Środowiska*, Warszawa 2009
- Ochrona Środowiska*, Warszawa 2014
- Program ochrony środowiska przed hałasem dla Warszawy z 21.10.2010*: www.bip.warszawa.pl
- Progress towards achieving the Kyoto and EU 2020 objectives*, European Commission, październik 2014
- Renault-Nissan: www.nissan-global.com
- Reuters: www.reuters.com
- Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 14 sierpnia 2008 r. w sprawie szczegółowego zakresu obowiązków uzyskania i przedstawienia do umorzenia świadectw pochodzenia, uiszczenia opłaty zastępczej, zakupu energii elektrycznej i ciepła wytworzonych w odnawialnych źródłach energii oraz obowiązku potwierdzania danych dotyczących ilości energii elektrycznej wytworzonej w odnawialnym źródle energii (Dz.U. 2008 nr 156 poz. 969)
- Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (WE) nr 443/2009 z dnia 23 kwietnia 2009 r. określające normy emisji dla nowych samochodów osobowych w ramach zintegrowanego podejścia Wspólnoty na rzecz zmniejszenia emisji CO₂ z lekkich pojazdów dostawczych (Dz.U. L 140 z 5.6.2009)
- RWE e-mobility: www.rwe.com
- RWE Polska: www.rwe.pl
- Tesla Motors: www.teslamotors.com
- Tesla Roadster: www.teslamotors.com
- Wartości opałowe i wskaźniki emisji do raportowania w ramach Wspólnotowego Handlu Uprawnieniami do Emisji za rok 2013*, Warszawa 2014
- www.audi.pl
- www.autocentrum.pl
- www.bmw.pl
- www.bmw.pl
- www.greencarreports.com, *Life with Tesla Model S: Tires cost me more than my fuel does*
- www.magazynauto.pl
- www.merceder-benz.pl
- www.mini.com.pl
- www.nissan.pl
- www.teslamotors.com

PROBLEMATYKA OGÓLNOEKOLOGICZNA I SPOŁECZNA

GENERAL ENVIRONMENTAL
AND SOCIAL PROBLEMS



Halina Chomutowska

OSOBLIWOŚCI FLORY POROSTOWEJ REZERWATU „LIPINY” W PUSZCZY BIAŁOWIESKIEJ

Halina Chomutowska, dr inż. – Politechnika Białostocka

adres korespondencyjny:

Zamiejscowy Wydział Leśny PB w Hajnówce

ul. Piłsudskiego 8, 17-200 Hajnówka

e-mail: h.chomutowska@pb.edu.pl

ODDITIES OF THE LICHEN FLORA IN THE RESERVE “LIPINY” IN THE BIAŁOWIEŻA FOREST

SUMMARY: The aim of this study is to find the most common species of lichens in the Reserve “Lipiny” in the Białowieża Forest. Occurrence of 33 species of lichens, especially epiphytic has been confirmed. Air pollution can be determined by bio-indicators species of lichens. The main feature of lichens as bio-indicators is the ability to absorb water and minerals from rain water and water vapor directly from surface of the thallus. These organisms are extremely sensitive to pollution of the atmosphere, sulfur dioxide and nitrogen oxides.

KEYWORDS: lichen, bioindication, pollution, Białowieża Forest

Wstęp

Porosty (*Lichenes*), inaczej grzyby zlichenizowane, zasiedlają różne rodzaje podłoża, występują na korze drzew, na zmurszałym drewnie, glebie, mchach, skałach, na powierzchniach antropomorficznych typu cegła, beton czy zaprawa murarska. Ważnym elementem warunkującym występowanie porostów w zbiorowiskach leśnych jest obecność starych drzewostanów i obfitość martwego drewna¹. Flora porostów obficie występuje w miejscach dobrze oświetlonych, wilgotnych, głównie na drzewach rosnących pojedynczo. Drzewostany tworzące zwarte, ocienione grupy, odznaczają się mniejszym udziałem gatunkowym porostów¹.

Jednym z ważnych czynników warunkujących występowanie lichenoflory są zanieczyszczenia atmosfery dwutlenkiem siarki, tlenkami azotu i tlenkami metali ciężkich. Związki te wchodząc w reakcje z wodą pobieraną całą powierzchnią plechy, niszczą ją, powodując nieodwracalne zmiany i destrukcję całego organizmu, chociaż ich źródło nie musi znajdować się na danym terenie².

W ostatnich latach nastąpiło wyraźne zubożenie flory porostowej nawet w rejonach uznanych za czyste. Zjawiskiem niebezpiecznym, powodującym trwałe zniszczenie flory porostowej jest intensywna gospodarka leśna, zręby zupełne, a także zastępowanie naturalnych drzewostanów monokulturami świerkowymi i sosnowymi³.

Porosty należą do organizmów odpornych i mało wymagających składników odżywczych, ale są bardzo czułe na zanieczyszczenia, przez co szybko reagują na zmiany poziomu substancji toksycznych w powietrzu. Są bioindykatorami stosowanymi w monitoringu biologicznym do oceny czystości powietrza atmosferycznego⁴. Pełnią ważne funkcje w ekosystemie lasu. Są niezwykle wrażliwe na zmiany mikroklimatu i makroklimatu.

Celem podjętych badań było określenie najczęściej spotykanych i osobliwych gatunków porostów w Rezerwacie „Lipiny”, położonym na obszarze Puszczy Białowieskiej i ustalenie, czy na badanym obszarze jest możliwość przygotowania ścieżek przyrodniczych dla turystyki pieszej, uwzględniającej obszary bogate w plechy porostowe. Znacznie wzbogaci to ofertę turystyczną terenów. Może być również wykorzystane w edukacji na poziomie podstawowym i średnim.

¹ S. Cieśliński, Z. Tobolewski, *Porosty Puszczy Białowieskiej i jej zachodniego przedpola*, Phytocenosis, (N.S.), „Supplementum Cartographiae Geobotanicae” 1988 nr 1, s. 27-44.

² H. Wójciak, *Flora Polska. Porosty, mszaki, paprotniki*, Warszawa 2003.

³ S. Cieśliński, K. Czyżewska, *Problemy zagrożenia porostów w Polsce*, „Wiadomości Botaniczne” 1992 nr 36, s. 5-17.

⁴ A. Matwiejuk, *Porosty Białegostoku jako wskaźnik zanieczyszczeń atmosfery*, Białystok 2007; K. Kolanko, A. Matwiejuk, K. Krukowska, *Porosty i ich właściwości. Różnorodność badań botanicznych. 50 lat białostockiego Oddziału PTB*, Białystok 2008, s. 133-146.

Charakterystyka terenu i metodyka badań

Rezerwat „Lipiny” położony jest na skraju Puszczy Białowieskiej, na północnym wschodzie od miasta Hajnówka, w pobliżu miejscowości Lipiny. Został utworzony w 1961 roku w celu ochrony stanowisk dębu bezszypułkowego (*Quercus sessilis*). W 1992 roku powiększono jego obszar z 24,51 ha do 56,68 ha. Na terenie rezerwatu wyróżniono dwa zespoły leśne: grąd miodownikowy (*Melitti-Carpinetum*) i grąd typowy (*Tilio Carpinetum typicum*)⁵.

Badania przeprowadzono od czerwca do października 2012 roku, w dni słoneczne i suche. Do oznaczania gatunków porostów użyto mikroskopu stereoskopowego i kluczy porostowych. Obserwowano strukturę plechy, barwę oraz rodzaj, kolor i kształt owocników. Wykorzystano również metodę reakcji barwnych z zastosowaniem kilku odczynników:

- 30-50% wodnego roztworu wodorotlenku potasu – KOH (K);
- 3-5% alkoholowego roztworu parafenylenodiaminy (PFDA);
- stężonego roztwór podchlorynu wapnia – CaOCl_2 (C);
- roztworu jodu w jodku potasu – JKJ (J).

Nomenklaturę taksonów porostów przyjęto na podstawie kluczy porostowych⁶, a uaktualniono opierając się na pracach Fałtynowicza⁷.

Wyniki i dyskusja

W wyniku przeprowadzonych w rezerwacie obserwacji flory porostowej oznaczono 33 gatunki reprezentujące 12 rodzin: *Caliciaceae*, *Chrysothrichaceae*, *Cladoniaceae*, *Graphidaceae*, *Lecanoraceae*, *Lecideaceae*, *Leprariaceae*, *Parmeliaceae*, *Peltigeraceae*, *Pertusariaceae*, *Teloschistaceae*, *Usneaceae*. Najbardziej rozpowszechnione na badanym terenie gatunki należały do rodziny *Parmeliaceae* oraz *Cladoniaceae* (tabela 1).

Zebrane gatunki porostów należały do różnych form morfologicznych (tabela 2). Największa liczba porostów należała do form krzaczkowatych. Ze względu na rodzaj siedliska, najwięcej gatunków (24) należało do porostów epifitycznych (tabela 3).

Wśród 32 gatunków porostów występujących w rezerwacie „Lipiny”, 14 taksonów wpisanych zostało na czerwoną listę porostów zagrożonych Zarzyckiego i Wojewody⁸. Jeden należał do kategorii porostów wymierających – *Usnea glauca*, a 13 do narażonych na wyginięcie.

⁵ W. Kwiatkowski, *Krajobrazy roślinne Puszczy Białowieskiej*, „Phytocenosis, Supplementum Cartographiae Geobotanicae” 1994 nr 6, s. 56-82.

⁶ J. Nowak, Z. Tobolewski, *Porosty polskie*, Warszawa 1975; H. Wójciak, *Flora polska. Porosty, mszaki, paprotniki*, Warszawa 2003.

⁷ W. Fałtynowicz, *A checklist of polish lichens forming and lichenicolours fungi including parasitic and saprofitic fungi occurring on lichens*, „Polish Botanical Studies” 1993 nr 6, s. 10-65.

⁸ K. Zarzycki, W. Wojewoda, *Czerwona lista porostów zagrożonych w Polsce*, Warszawa 1986.

Tabela 1
Porosty rezerwatu „Lipiny”

| Rodzina/Family | Gatunek porostu/Species |
|--------------------------|--|
| <i>Caliciaceae</i> | <i>Chaenotheca ferruginea</i> (Turner ex Sm.) Migula |
| <i>Chrysothrichaceae</i> | <i>Chrysothrix candelaris</i> (L.) Laundon |
| <i>Cladoniaceae</i> | <i>Cladonia cariosa</i> (Ach.) Sprengel <i>Cladonia coniocraea</i> (Flk.) Vainio <i>Cladonia cornuta</i> (L.) Hoffm. <i>Cladonia digitata</i> (L.) Hoffm. <i>Cladonia fimbriata</i> (L.) Fr. <i>Cladonia glauca</i> Flk. <i>Cladonia macilenta</i> Hoffm. <i>Cladonia pleurota</i> (Florke) Schaer. <i>Cladonia pyxidata</i> (L.) Hoffm. |
| <i>Graphiceae</i> | <i>Graphis scripta</i> (L.) Ach. |
| <i>Lecanoraceae</i> | <i>Lecanora dispersa</i> (Pers.) Sommerf. <i>Lecanora pulicaris</i> (Pers.) Ach. |
| <i>Lecideaceae</i> | <i>Hypocenomyce scalaris</i> (Ach.) Choisy |
| <i>Leprariaceae</i> | <i>Lepraria incana</i> (L.) Ach. |
| <i>Parmeliaceae</i> | <i>Hypogymnia physodes</i> (L.) Nyl. <i>Hypogymnia tubulosa</i> (Schaerer) Havaas <i>Hypotrachyna revoluta</i> (Flk.) Hale <i>Melanelia exasperatula</i> (Nyl.) Essl. <i>Parmelia sulcata</i> Taylor <i>Platismatia glauca</i> (L.) W. Culb. & C. Culb. <i>Pseudevernia furfuracea</i> (L.) Zopf. |
| <i>Peltigeraceae</i> | <i>Peltigera canina</i> (L.) Willd. |
| <i>Pertusariaceae</i> | <i>Pertusaria amara</i> (Ach.) Nyl. <i>Pertusaria albescens</i> (Huds.) Choisy & Werner in Werner <i>Phlyctis argena</i> (Ach.) Flotow |
| <i>Teloschistaceae</i> | <i>Xanthoria parietina</i> (L.) Th. Fr. |
| <i>Usneaceae</i> | <i>Evernia prunastri</i> (L.) Ach. <i>Ramalina farinacea</i> (L.) Ach. <i>Ramalina pollinaria</i> (Westr.) Ach. <i>Usnea glauca</i> Mot. <i>Usnea subfliridana</i> Stirton. |

Źródło: badania własne.

Tabela 2

Podział porostów według form morfologicznych

| Lp. | Gatunek porostu/Species | Rodzina | Porosty skorupiaste | Porosty listkowane | Porosty krzaczkowate |
|-----|---|--------------------------|---------------------|--------------------|----------------------|
| 1. | <i>Chaenotheca ferruginea</i> (Turner ex Sm.) Migula | <i>Caliciaceae</i> | + | | |
| 2. | <i>Chrysothrix candelaris</i> (L.) Laundon | <i>Chrysothrichaceae</i> | + | | |
| 3. | <i>Cladonia cariosa</i> (Ach.) Sprengel | <i>Cladoniaceae</i> | | | + |
| 4. | <i>Cladonia coniocraea</i> (Flk.) Vainio | <i>Cladoniaceae</i> | | | + |
| 5. | <i>Cladonia cornuta</i> (L.) Hoffm. | <i>Cladoniaceae</i> | | | + |
| 6. | <i>Cladonia digitata</i> (L.) Hoffm. | <i>Cladoniaceae</i> | | | + |
| 7. | <i>Cladonia fimbriata</i> (L.) Fr. | <i>Cladoniaceae</i> | | | + |
| 8. | <i>Cladonia glauca</i> Flk. | <i>Cladoniaceae</i> | | | + |
| 9. | <i>Cladonia macilenta</i> Hoffm. | <i>Cladoniaceae</i> | | | + |
| 10. | <i>Cladonia pleurota</i> (Florke) Schaer. | <i>Cladoniaceae</i> | | | + |
| 11. | <i>Cladonia pyxidata</i> (L.) Hoffm. | <i>Cladoniaceae</i> | | | + |
| 12. | <i>Evernia prunastri</i> (L.) Ach. | <i>Usneaceae</i> | | | + |
| 13. | <i>Graphis scripta</i> (L.) Ach. | <i>Graphiceae</i> | + | | |
| 14. | <i>Hypocenomyce scalaris</i> (Ach.) Choisy | <i>Lecideaceae</i> | + | | |
| 15. | <i>Hypogymnia physodes</i> (L.) Nyl. | <i>Parmeliaceae</i> | | + | |
| 16. | <i>Hypogymnia tubulosa</i> (Schaerer) Havaas | <i>Parmeliaceae</i> | | + | |
| 17. | <i>Hypotrachyna revoluta</i> (Flk.) Hale | <i>Parmeliaceae</i> | | + | |
| 18. | <i>Lecanora dispersa</i> (Pers.) Sommerf. | <i>Lecanoraceae</i> | + | | |
| 19. | <i>Lecanora pulicaris</i> (Pers.) Ach. | <i>Lecanoraceae</i> | + | | |
| 20. | <i>Lepraria incana</i> (L.) Ach. | <i>Leprariaceae</i> | + | | |
| 21. | <i>Melanelia exasperatula</i> (Nyl.) Essl. | <i>Parmeliaceae</i> | | + | |
| 22. | <i>Parmelia sulcata</i> Taylor | <i>Parmeliaceae</i> | | + | |
| 23. | <i>Peltigera canina</i> (L.) Willd. | <i>Peltigeraceae</i> | | + | |
| 24. | <i>Pertusaria amara</i> (Ach.) Nyl. | <i>Pertusariaceae</i> | + | | |
| 25. | <i>Pertusaria albescens</i> (Huds.) Choisy & Werner in Werner | <i>Pertusariaceae</i> | + | | |
| 26. | <i>Phlyctis argena</i> (Ach.) Flotow | <i>Pertusariaceae</i> | + | | |
| 27. | <i>Platismatia glauca</i> (L.) W. Culb. & C. Culb. | <i>Parmeliaceae</i> | | + | |
| 28. | <i>Pseudevernia furfuracea</i> (L.) Zopf. | <i>Parmeliaceae</i> | | | + |
| 29. | <i>Ramalina farinacea</i> (L.) Ach. | <i>Usneaceae</i> | | | + |
| 30. | <i>Ramalina pollinaria</i> (Westr.) Ach. | <i>Usneaceae</i> | | | + |
| 31. | <i>Usnea glauca</i> Mot. | <i>Usneaceae</i> | | | + |
| 32. | <i>Usnea subfliridana</i> Stirton. | <i>Usneaceae</i> | | | + |
| 33. | <i>Xanthoria parietina</i> (L.) Th. Fr. | <i>Teloschistaceae</i> | | + | |

Źródło: badania własne.

Tabela 3
Przynależność siedliskowa porostów rezerwatu „Lipiny”

| Lp. | Gatunek porostu/Species | Porosty epifityczne | Porosty episyliczne | Porosty epigeiczne |
|-----|--|---------------------|---------------------|--------------------|
| 1. | <i>Chaenotheca ferruginea</i> (Turner ex Sm.) Migula | + | | |
| 2. | <i>Chrysothrix candelaris</i> (L.) Laundon | + | | |
| 3. | <i>Cladonia cariosa</i> (Ach.) Sprengel | + | + | |
| 4. | <i>Cladonia coniocraea</i> (Flk.) Vainio | + | + | |
| 5. | <i>Cladonia cornuta</i> (L.) Hoffm. | | | + |
| 6. | <i>Cladonia digitata</i> (L.) Hoffm. | | + | |
| 7. | <i>Cladonia fimbriata</i> (L.) Fr. | | + | + |
| 8. | <i>Cladonia glauca</i> Flk. | + | | |
| 9. | <i>Cladonia macilentata</i> Hoffm. | | + | |
| 10. | <i>Cladonia pleurota</i> (Florke) Schaer | | | + |
| 11. | <i>Cladonia pyxidata</i> (L.) Hoffm. | | | + |
| 12. | <i>Evernia prunastri</i> (L.) Ach. | + | + | |
| 13. | <i>Graphis scripta</i> (L.) Ach. | + | | |
| 14. | <i>Hypocomyce scalaris</i> (Ach.) Choisy | + | | |
| 15. | <i>Hypogymnia physodes</i> (L.) Nyl. | + | + | |
| 16. | <i>Hypogymnia tubulosa</i> (Schaerer) Havaas | + | | |
| 17. | <i>Hypotrachyna revoluta</i> (Flk.) Hale | + | | |
| 18. | <i>Lecanora pulicaris</i> (Pers.) Ach. | + | | |
| 19. | <i>Lepraria incana</i> (L.) Ach. | + | | |
| 20. | <i>Melanelia exasperatula</i> (Nyl.) Essl. | + | | |
| 21. | <i>Parmelia sulcata</i> Taylor | + | + | |
| 22. | <i>Peltigera canina</i> (L.) Willd. | | | + |
| 23. | <i>Petrusaria amara</i> (Ach.) Nyl. | + | | |
| 24. | <i>Petrusaria albescens</i> (Huds.) Choisy & Werner in Werner | + | | |
| 25. | <i>Phlyctis argena</i> (Ach.) Flotow | + | | |
| 26. | <i>Platismatia glauca</i> (L.) W. Culb. & C. Culb. | + | | |
| 27. | <i>Pseudevernia furfuracea</i> (L.) Zopf. | + | | |
| 28. | <i>Ramalina farinacea</i> (L.) Ach. | + | | |
| 29. | <i>Ramalina pollinaria</i> (Westr.) Ach. | + | | |
| 30. | <i>Usnea glauca</i> Mot. | + | | |
| 31. | <i>Usnea subfliridana</i> Stirton. | + | | |
| 32. | <i>Xanthoria parietina</i> (L.) Th. Fr. | | + | |

Źródło: badania własne.

Tabela 4

Zestawienie gatunków znajdujących się na Czerwonej liście porostów zagrożonych

| Lp. | Gatunek porostu/Species | E-wymierające | V-narażone |
|-----|---|---------------|------------|
| 1. | <i>Chaenotheca ferruginea</i> (Turner ex Sm.) Migula | | + |
| 2. | <i>Chrysothrix candelaris</i> (L.) Laundon | | + |
| 3. | <i>Evernia prunastri</i> (L.) Ach. | | + |
| 4. | <i>Graphis scripta</i> (L.) Ach. | | + |
| 5. | <i>Hypocomyce scalaris</i> (Ach.) Choisy | | + |
| 6. | <i>Hypogymnia tubulosa</i> (Schaerer) Havaas | | + |
| 7. | <i>Hypotrachyna revolta</i> (Flk.) Hale | | + |
| 8. | <i>Pertusaria albescens</i> (Huds.) Choisy & Werner in Werner | | + |
| 9. | <i>Platismatia glauca</i> (L.) W. Culb. & C. Culb. | | + |
| 10. | <i>Pseudevernia furfuracea</i> (L.) Zopf. | | + |
| 11. | <i>Ramalina farinacea</i> (L.) Ach. | | + |
| 12. | <i>Ramalina pollinaria</i> (Westr.) Ach. | | + |
| 13. | <i>Usnea glauca</i> Mot. | + | |
| 14. | <i>Usnea subfliridana</i> Stirton. | | + |

Źródło: badania własne.

W ostatnich 40 latach obserwowano liczne zmiany w składzie gatunkowym zbiorowisk leśnych rezerwatu „Lipiny”. Zespół grądu miodownikowego (*Melittio-Carpinetum*) zaczynał sukcesywnie upodabniać się do grądu typowego (*Tilio-Carpinetum typicum*). Przeobrażenia te powodowane były głównie przez eutrofizację siedlisk i cięcia sanitarne, eliminujące wiekowe drzewostany. Przekształcenie siedlisk i duży udział podrostów w warstwie podszytu, ogranicza dostęp światła i zmniejsza przewiewność, co może mieć niekorzystny wpływ na rozwój plech porostowych.

Większość porostów rezerwatu „Lipiny” stanowią porosty epifityczne (65%), mniej liczne, są epiksylity (24%), epigeity (8%) i zaledwie 3%, to epility. Przewaga porostów nadrzewnych wynika z leśnego charakteru rezerwatu. Niemal wszystkie gatunki tej grupy pokrywają korę starych drzewostanów. W niewielkim stopniu występują na korze podrostów i gatunków występujących w podszybie. Czynnikiem wpływającym niekorzystnie na mikroklimat rezerwatu jest wysoka cienistość powodowana nadmiernym zagęszczeniem drzewostanów.

Większość porostów, to gatunki światłolubne (*Usnea subfliridana*, *Usnea glauca*, *Evernia prunastri*, *Pseudevernia furfuracea*, *Ramalina pollinaria*, *Ramalina farinacea* i *Peltigera canina*), występujące głównie w miejscach dobrze oświetlonych, obrastających przydrożne drzewa.

W miejscach zacienionych korę drzew obficie pokrywa *Phlyctis argena* i *Lepraria incana*.

Rysunek 1
Peltigera canina na piasku



Źródło: badania własne.

Rysunek 2
Pseudevernia furfuracea



Źródło: badania własne.

Porosty epifityczne występowały głównie na forofitach liściastych. Najchętniej zasiedlane były brzoza brodawkowata (*Betula pendula*) (11 gatunków), dąb bezszypułkowy (*Quercus sessilis*), (8 gatunków) i dąb szypułkowy (*Quercus robur*), (7 gatunków).

Stosunkowo duży udział martwego drewna w różnych stadiach murszenia stwarza możliwości rozwoju porostów epiksylicznych. W rezerwacie „Lipiny” grupa ta reprezentowana jest przez 9 taksonów. Najobficiej występującymi epiksylicytami są gatunki należące do rodziny *Cladonia*, pokrywające niekiedy znaczne powierzchnie pni i martwych drzew (tabela 3).

Dominującą grupą morfologiczną były porosty krzaczkowate (15). Mniej licznie występowały skorupiaste (10), i listkowate (8). Zidentyfikowano również 6 gatunków ubikwistycznych, występujących na dwóch typach podłoży. Na badanym obszarze stwierdzono występowanie zarówno taksonów nitrofilnych (*Xanthoria parietina*), jak i nitrofobnych (*Hypogymnia physodes*, *Pseudevernia furfuracea*, *Evernia prunastri*).

Rysunek 3

Cladonia cariosa na murszejącym drewnie



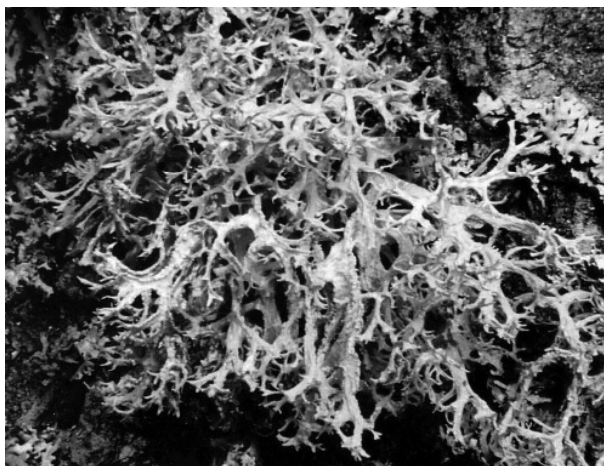
Źródło: badania własne.

W rezerwacie 14 gatunków umieszczonych zostało na Czerwonej liście porostów zagrożonych¹⁰ Zarzyckiego i Wojewody (tabela 4). Do taksonów o zwiększonej częstotliwości występowania należą *Lecanora dispersa*, *Cladonia macilenta*, *Cladonia cornuta*, *Cladonia digitata*, *Parmelia sulcata*, *Pseudevernia furfuracea* i *Phlyctis argena*. Do porostów, które powiększyły swoje zasięgi zaliczyć można *Cladonia fimbriata*, *Cladonia cariosa*, *Hypocenomyce scalaris*, *Lecanora pulicaris* i *Xanthoria parietina*¹¹.

Powszechnie znanymi na terenie całego kraju gatunkami z rodziny *Parmeliaceae* są występujące na obszarze rezerwatu „Lipiny” *Melanelia exasperatula*, *Parmelia sulcata* i *Pseudevernia furfuracea*.

W rezerwacie najbogatsza flora porostów epifitycznych i epiksylicznych występowała do wysokości 2 metrów, gdzie wilgotność bywa większa (*Melanelia exasperatula*, *Hypogymnia tubulosa*, *Cladonia macilenta*, *Cladonia glauca*, *Cladonia digitata*, *Cladonia cariosa*, *Cladonia coniocraea*).

Rysunek 4

Evernia prunastri na dębie bezszypułkowym

Źródło: badania własne.

Pomimo dość dużej powierzchni rezerwatu, różnorodność gatunkowa porostów jest niewielka. Rezerwat „Lipiny” należy do jednego z uboższych fragmentów puszczy pod względem różnorodności i ilości gatunkowej porostów. Ze względu na występowanie gatunków *Chrysothrix candelaris*, *Graphis scripta*, *Usnea subfliridana*, badany obszar zaliczyć można do regenerujących się lasów gospodarczych, a występowanie *Cladonia digitata*, *Evernia prunastri*, *Hypogymnia tubulosa*, *Pertusaria amara*, *Pseudevernia furfuracea*, *Ramalina pollinaria*, *Ramalina farinacea*, *Platismatia glauca* i *Parmelia sulcata* pozwalają zakwalifikować omawiany teren leśny do lasów gospodarczych⁹.

Podczas badań terenowych zaobserwowano występowanie plech zniszczonych i w pewnym stopniu obumierających. Zanikanie flory porostów epifitycznych jest sygnałem wzrostu antropopresji w środowisku. Stopniowe wymieranie poszczególnych gatunków stanowi ostrzeżenie o pogorszeniu ich warunków bytowania, prowadzące do powolnej i stopniowej degradacji całej biosfery. Rezerwat położony jest z dala od wielkich ośrodków przemysłowych i aglomeracji miejskich, jednak w zasięgu zanieczyszczeń lokalnych pochodzących z Hajnówki, Białowieży i okolicznych wsi. Zanieczyszczenia dalekiego zasięgu łącznie z lokalnymi emisjami prowadzą do obniżenia jakości powietrza na terenie lasów puszczańskich¹⁰. Zanieczyszczenia te nie powodują znaczących zmian w lichenoflorze tego regionu, lecz stwarzają pewne zagrożenie dla taksonów najbardziej wrażliwych.

⁹ S. Cieśliński, *Atlas rozmieszczenia porostów (Lichenes) w Polsce Północno-Wschodniej*, Phytocenosis (N.S.), „Supplementum Cartographiae Geobotanicae” 2003 nr 15, s. 1-430.

¹⁰ A.W. Sokołowski, *Zmiany składu gatunkowego zbiorowisk leśnych rezerwatu „Lipiny” w Puszczy Białowiejskiej*, „Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody” 1987 nr 8(2), s. 15-21.

Najskuteczniejszym sposobem ochrony porostów jest ochrona stanowisk i wyznaczanie stref ochrony (na przykład dla *Usnea subfliridana* – w promieniu do 50 m od granic stanowisk)¹¹.

W Rezerwacie „Lipiny” nie należy dopuścić do nadmiernego zacinienia dolnych partii lasu przez zbyt gęste odnowienia. Sukcesja zbiorowiska w okolicy starych torów kolejki i byłej składnicy powoduje eliminację siedliska porostów naziemnych. Na podstawie przeprowadzonych analiz należy stwierdzić, że rezerwat „Lipiny” posiada:

- duży udział form krzaczkowatych świadczący o niewielkim stężeniu zanieczyszczeń badanego obszaru;
- czynnikiem ograniczającym występowanie wielu gatunków, jest duży stopień ocienienia siedlisk;
- najbardziej rozpowszechnione gatunki należą do dwóch rodzin: *Cladoniaceae* i *Parmeliaceae*;
- największy udział w lichenoflorze rezerwatu stanowią epifity;
- osobliwości występującej flory porostowej powinny być udostępnione w turystyce przyrodniczej w formie ścieżek edukacyjnych.

Podsumowanie

Celem niniejszego opracowania było określenie najczęściej spotykanych gatunków porostów na terenie Rezerwatu „Lipiny” w Puszczy Białowieskiej. Stwierdzono występowanie 33 gatunków porostów, głównie epifitycznych o pleścze krzaczkowatej. Określono również zanieczyszczenie powietrza za pomocą występujących wskaźnikowych gatunków porostów. Główną cechą umożliwiającą zastosowanie porostów jako bioindykatorów jest zdolność pochłaniania wody i związków mineralnych z wody opadowej i bezpośrednio z pary wodnej całą powierzchnią plechy. Należą one do organizmów wyjątkowo wrażliwych na zanieczyszczenia atmosfery, dwutlenek siarki i tlenki azotu. Ma to także istotne znaczenie w rozwoju ruchu turystycznego i przebywających turystów na obszarze Puszczy Białowieskiej. Każdy turysta pragnie przebywać w nieskażonym środowisku, a porosty są tym wskaźnikiem czystości danego środowiska.

¹¹ Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 lipca 2004 w sprawie gatunków dziko występujących grzybów objętych ochroną (Dz. U. nr 168, poz. 1765); Zał. 1. Gatunki dziko występujących grzybów objętych ochroną ścisłą; Zał. 2. Gatunki dziko występujących grzybów objętych ochroną częściową.

Literatura

- Cieśliński S., *Atlas rozmieszczenia porostów (Lichenes) w Polsce Północno-Wschodniej*, Phytocenosis (N.S.), „Supplementum Cartographiae Geobotanicae” 2003 nr 15
- Cieśliński S., Czyżewska K., *Problemy zagrożenia porostów w Polsce*, „Wiadomości Botaniczne” 1992 nr 36
- Cieśliński S., Tobolewski Z., *Porosty Puszczy Białowieskiej i jej zachodniego przedpola*, Phytocenosis 1(N.S.), „Supplementum Cartographiae Geobotanicae” 1988 nr 1
- Fałtynowicz W., *A checklist of polish lichens forming and lichenicolours fungi including parasitic and saprothitic fungi occurring on lichens*, “Polish Botanical Studies” 1993 nr 6
- Kolanko K., Matwiejuk A., Krukowska K., *Porosty i ich właściwości. Różnorodność badań botanicznych*, Białystok 2008
- Kwiatkowski W., *Krajobrazy roślinne Puszczy Białowieskiej*, Phytocenosis (N.S.), „Supplementum Cartographiae Geobotanicae” 1994 nr 6
- Matwiejuk A., *Porosty Białegostoku jako wskaźnik zanieczyszczeń atmosfery*, t. 2, Białystok 2007
- Nowak J., Tobolewski Z., *Porosty polskie*, Warszawa 1975
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 lipca 2004 w sprawie gatunków dziko występujących grzybów objętych ochroną (Dz. U. nr 168, poz. 1765)
- Sokołowski A.W., *Zmiany składu gatunkowego zbiorowisk leśnych rezerwatu „Lipiny” w Puszczy Białowieskiej*, „Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody” 1987 nr 8(2)
- Sokołowski A.W., *Lasy północno-wschodniej Polski*, Warszawa 2006
- Wójciak H., *Flora polska. Porosty, mszaki, paprotniki*, Warszawa 2003
- Zarzycki K., Wojewoda W., *Czerwona lista porostów zagrożonych w Polsce*, Warszawa 1986

RECENZJE OMÓWIENIA PRZEGLĄDY

DISCUSSION
AND REVIEWS

Marcin Popkiewicz

Świat na rozdrożu

Wyd. Sonia Draga, Katowice 2013, wydanie 2, ss. 567,
ISBN 978-83-7508-959-2

Związki pomiędzy gospodarką a środowiskiem, a także rola ekonomii w ochronie i zarządzaniu środowiskiem są obecnie pełnoprawnymi tematami rozważań naukowych, zyskującymi również popularność w debacie publicznej i – na razie w mniejszym stopniu – znaczenie w polityce publicznej. Szukając przyczyn degradacji środowiska ważne są dyskusje nie tylko o konkretnych przykładach, ale również o globalnych uwarunkowaniach związanych ze sposobem organizacji współczesnych gospodarek, systemu bankowego oraz towarzyszących im kulturowych wzorów konsumpcji.

Świadomość tych procesów i ich konsekwencji wśród całego społeczeństwa, jak również decydentów politycznych, jest często niewielka. Niechęć do zwiększenia tej wiedzy można wiązać ze złożonością problemu oraz z „niewygodnymi” konkluzjami, do których ta wiedza prowadzi, bardzo krytycznie oceniających powszechne style życia i codziennie przyzwyczajenia większości ludzi. Stan i konsekwencje degradacji środowiska rozważamy bowiem globalnie, ale przyczyny najczęściej wskazujemy lokalnie, w odniesieniu do jednostek i ich codziennych zachowań – co jest trudne do przyjęcia przez odbiorców. Warto jest więc szukać takich propozycji debaty na temat gospodarki i środowiska, która poruszałaby istotne, najtrudniejsze problemy tych związków w sposób zarówno przejrzysty, jak i konstruktywny – szukający rozwiązań opartych na gruntownym zrozumieniu przyczyn problemów, ale nie posługujących się poczuciem winy czytelnika jako głównym instrumentem zmiany opisywanych problemów. Taką propozycję można znaleźć w książce Marcina Popkiewicza *Świat na rozdrożu*, wydanej w 2013 roku nakładem wydawnictwa Sonia Draga. Warto jest zaprezentować tę książkę na łamach czasopisma „Ekonomia i Środowisko” z uwagi na kilka szczególnych cech, trudnych do znalezienia w innych pozycjach o szeroko rozumianej ekonomii środowiska na polskim rynku wydawniczym.

Recenzowana książka nie jest pozycją typowo akademicką, choć opiera się na analizie wielu danych o środowisku i gospodarce, interpretując je w odniesieniu do wiedzy ekonomicznej, fizycznej i ekologicznej. Książka ma charakter popularno-naukowy i popularyzatorski, jej autor nie prezentuje nowych wyników badań własnych, czy też swoich autorskich

modeli, ale skrupulatnie zbiera i łączy ze sobą wiedzę z różnych dyscyplin nauki, w celu zaprezentowania czytelnikowi kompleksowego wyjaśnienia powiązań pomiędzy gospodarką a degradacją środowiska. Jest więc to interdyscyplinarna rozprawa na temat zmian w środowisku, której autor – doktor nauk fizycznych – bardzo przejrzyście tłumaczy, jak podstawowe, wspólne mechanizmy, takie jak wzrost wykładniczy, funkcjonują w przykładach z zakresu ekologii i ekonomii.

W ekonomii środowiskowej, gospodarka i środowisko naturalne najczęściej ujmowane są w taki sposób, aby pokazać znaczenie zasobów naturalnych i wysokiej jakości środowiska dla rozwoju gospodarczego i dobrobytu. Środowisko prezentuje się jako istotny element gospodarki, często pomijamy w rachunku ekonomicznym, skąd wynikają problemy z jego nadmierną eksploatacją i zanieczyszczeniem. Według takiego podejścia, uwzględnienie środowiska – wartości zasobów i kosztów ich degradacji – w rachunku ekonomicznym ma być remedium na jego postępujące niszczenie. Rolą gospodarki jest takie sterowanie korzystaniem ze środowiska, aby nie stracić możliwości rozwoju. Taki sposób myślenia prezentowany jest na przykład w koncepcji usług ekosystemów i ich wyceny. Rządziej jednak rozważa się środowisko jako ogół podstawowych warunków funkcjonowania człowieka, praw fizyki i natury, w których ekonomia jest jedynie elementem, który podlega również prawom naturalnym. Marcin Popkiewicz właśnie z takiej perspektywy prezentuje zagadnienia związane z handlem emisjami gazów cieplarnianych, obrotem paliwami w gospodarce, produkcją energii i przedmiotów konsumpcyjnych.

Książka składa się z 16 rozdziałów, rozpoczynając od ogólnych, bardziej teoretycznych zagadnień pozwalających na zrozumienie megatrendów i zmian globalnych, przechodząc następnie do powiązań pomiędzy gospodarką a środowiskiem i analizą tego, co dzieje się obecnie w obszarze energetycznym i jakich konsekwencji tego stanu rzeczy można się spodziewać w przyszłości. Autor rozpoczyna rozważania od zobrazowania, dlaczego trudno jest nam dostrzegać zmiany w środowisku zachodzące w skali globalnej, a jeszcze trudniej na nie reagować. Następnie wprowadza pojęcie wzrostu wykładniczego, które wykorzystuje do pokazania dynamiki liczebności populacji gatunków (w tym człowieka) i wyjaśnienia procesów w sektorze finansowym oraz mechanizmów wzrostu gospodarczego. Następnie te procesy są zestawione z wykorzystaniem energii w gospodarce oraz jest pokazana rola paliw kopalnych jako źródła tej energii. Następnie jest wyjaśnione, w jaki sposób dobrobyt – komfort życia społeczeństw – jest uzależniony od zużycia energii w gospodarce. Zapotrzebowanie na energię jest z kolei zestawione z dynamiką pozyskiwania ropy; są omówione globalne nierówności pod względem dostępu do tych zasobów oraz przypadki krajów, które przechodzą od statusu eksporterów do importerów ropy. W ten sposób autor przechodzi do problemu kryzysu gospodarczego z ostatnich lat oraz pokazuje, w jaki sposób wiąże się on z dostępnością zasobów takich, jak paliwa kopalne, rudy metali, a także naturalne ekosystemy. Krytycznie przedstawione są możliwości alternatywnych źródeł energii w zaspokajaniu rosnącego zapotrzebowania energetycznego dla utrzymania obecnego poziomu dobrobytu. Na zakończenie omówione są różne propozycje działania w celu uniknięcia globalnej katastrofy gospodarczej i ekologicznej oraz problemy i pułapki (w tym takie najprostsze, ludzkie, natury psychologicznej), które utrudniają ich zrozumienie.

Pomimo rozważań, których celem jest mobilizacja do działania, książka ma wymowę pesymistyczną. Zdecydowanie skłania do zastanowienia, zarówno nad szerszą naturą procesów gospodarczych, jak i nad naszym codziennym zachowaniem. Jest to świadome zamierzenie autora. Ma więc walory edukacyjne w wymiarze poznawczym oraz kształtowania postaw i wrażliwości.

Warto podkreślić, że autor nie przedstawia zagadnień w sposób „suchy”, czy pretendujący do równego traktowania wszystkich głosów w dyskusji. Zdecydowanie zajmuje pozycję wobec omawianych problemów, opierając się na danych i faktach oraz w odniesieniu do teorii naukowych. Swoje stanowisko popiera zweryfikowaną wiedzę naukową i przykładami empirycznymi, własną opinię wyrażając dopiero w odniesieniu do możliwych reakcji na opisane problemy. Uczy, jak prowadzić debatę nad kontrowersyjnymi tematami, jakimi są przykładowo zmiany klimatyczne, w sposób akademicki, oparty na wiedzy, a nie na emocjach, jednocześnie w ciekawy i wiarygodny. Szczerze pokazuje negatywne konsekwencje, które pojawią się wraz ze zmianą wykorzystania paliw kopalnych w gospodarce, dotyczące stylów konsumpcji, rynku pracy, systemu emerytalnego – czyli podstaw dobrobytu i wygody życia.

Prezentowane tezy żyją poza kręgiem czytelników samej książki. Wydaniu towarzyszy również blog internetowy autora Ziemia na rozdrożu (www.ziemianarozdrozu.pl), gdzie aktualizowane są informacje zawarte w książce, podawane są nowe przykłady oraz rozwijane wybrane wątki. Na blogu toczy się również dyskusja o tezach autora oraz prezentowanych informacjach – można przeczytać głosy krytyki, pomysły na wprowadzanie zmian, zapoznać z emocjonalnym i intelektualnym odbiorem tej wiedzy, oraz – co najważniejsze – samemu wziąć udział w debacie. Ta książka bowiem zachęca czytelnika przede wszystkim do samodzielnego myślenia, szukania faktów, krytycznego spojrzenia na rzeczywistość, w której na co dzień żyjemy i świadomego działania.

Wśród nielicznych słabości książki można wskazać, że zawiera ona bardzo mało przykładów polskich. Większość zagadnień jest analizowanych w skali globalnej z opisem przypadków przede wszystkim w Stanach Zjednoczonych. Wynika to zapewne z wykorzystywanych przez autora zagranicznych źródeł informacji, co jednak bez problemu mogło być uzupełnione o własne analizy sytuacji Polski, opartej na dostępnych danych publicznych. W konsekwencji czytelnik może się czuć mniej związany z prezentowanymi problemami niż byłoby to zamierzeniem autora. Wykorzystując tę książkę w procesie dydaktycznym, słabość tę można przezwyciężyć, skłaniając studentów do własnej eksploracji sytuacji w Polsce w analizowanych obszarach.

Świat na rozdrożu jest cenną lekturą dla studentów. Nie jest co prawda podręcznikiem ekonomii, czy też ekologii, ale pokazuje powiązania, które nie są w tak jasny sposób wyeksplikowane w literaturze wykorzystywanej na uczelniach. Pozawala poszerzyć zakres zainteresowań studentów różnych kierunków i skłonić do aplikacji wiedzy i umiejętności w rozwiązywaniu globalnych, interdyscyplinarnych problemów. Książka z powodzeniem może być wykorzystywana jako uzupełnienie podręczników, dostarczając przykładów obrazujących trudne powiązania teoretyczne. Poza tym, co jest istotną, dodatkową wartością, publikacja jest bardzo ładnie wydana i przyjemnie się ją czyta.

*dr Joanna Cent
Uniwersytet Jagielloński*

PODSTAWOWE DETERMINANTY LUDZKIEGO ZACHOWANIA – PRÓBA JEGO WYJAŚNIENIA

Peter Meyer

Menschliche Gesellschaft im Lichte der Zweiten Darwinschen Revolution. Evolutionäre und kulturalistische Deutungen im Widerstreit (Społeczeństwo ludzkie w świetle drugiej rewolucji darwinowskiej. Spór pomiędzy interpretacją ewolucjonistyczną i kulturalistyczną)

Berlin-Münster-Wien-Zürich-London 2014, LIT VERLAG Dr. W. Hopf, ss. 104,
ISBN 978-3-643-10815-9

Biologia i socjologia (wraz z ekonomią) należą do najważniejszych dziedzin wiedzy współczesnej, które podejmują próby wyjaśnienia podstaw ludzkiego zachowania. Problematyka zachowania społecznego jest niewątpliwie bardzo złożona. Stąd też brakuje często analiz syntetycznych łączących wiedzę biologiczną i społeczną. Często dochodzi do bardzo jednostronnych interpretacji ludzkiego zachowania. Próbę wyjaśnienia podstaw ludzkiego zachowania społecznego podjął prof. Peter Meyer z Augsburga. Należy on do najbardziej oryginalnych naukowców niemieckich, który próbuje przedstawić model zachowania społecznego przy wykorzystaniu najnowszej wiedzy społecznej i biologicznej. Peter Meyer podjął się próby wyjaśnienia podstaw ludzkiego zachowania społecznego w książce *Społeczeństwo ludzkie w świetle drugiej rewolucji darwinowskiej. Spór pomiędzy interpretacją ewolucjonistyczną i kulturalistyczną*. W pracy tej jej autor usiłuje przedstawić aktualny stan wiedzy w zakresie wzajemnych uwarunkowań przyrodniczych i społecznych.

Książka Petera Meyera składa się z następujących części: *Przedmowy; Wprowadzenia*, a także czterech podstawowych rozdziałów oraz *Wniosków końcowych; Danych bibliograficznych; Skorowidza autorów i nazwisk i Skorowidza rzeczowego*. Cztery główne rozdziały książki posiadają charakterystyczne tytuły: *Nowsze teorie ewolucji; Ewolucjonistyczne tło ludzkiego działania; Kultura ludzka a rozwój ludzkiego działania; Kultura ludzka a rozwój wyżej rozwiniętego społeczeństwa*, a także *Uwarunkowania konkurencji o władzę*. W ujęciu P. Meyera zasługa K. Darwina polegała na wskazaniu znaczenia doboru naturalnego w wyjaśnianiu ewolucji biologicznej, a także ewolucji prowadzącej do rozwoju człowieka i jego charakterystycznych cech biologicznych i kulturowych. W historii nauki darwinowski naturalizm był bliskim ówczesnym wybitnym socjologom, a zwłaszcza: F. Tönniesowi i G. Simmelowi. Później jednak w naukach społecznych coraz rzadziej odwoływano się do naturalizmu K. Darwina.

W latach sześćdziesiątych XX wieku rozwinęła się idea drugiej rewolucji darwinowskiej. Hamilton udowodnił już w 1964 roku, że owady społeczne zachowują się społecznie i altruistycznie odpowiednio do stopnia pokrewieństwa. Zastosował on takie pojęcia jak: „*kin selection*” („selekcja krewniacza”) i „*inclusive fitness*” („ogólna wartość przystosowawcza”). W ujęciu W. Hamiltona zachowanie społeczne zgodne jest koncepcją K. Darwina, stanowiąc poniekąd rozszerzenie jego wiedzy ewolucyjnej. Znaczenie współczesnej wiedzy biologicznej dla zachowań społecznych jest tak duże, że P. Meyer słusznie pisze o drugiej rewolucji darwinowskiej. Zachowania społeczne są wtedy skuteczne, gdy umożliwiają oszczędną transformację energii w coraz bardziej złożonych strukturach biologicznych i społecznych.

Rozwój biologii ewolucyjnej, a zwłaszcza socjobiologii, wywarł duży wpływ na dyskusję publiczną, w tym naukową. W ujęciu E.O. Wilsona, głównego przedstawiciela socjobiologii i biologii ewolucyjnej, obejmują one takie podstawowe problemy, jak: selekcję krewniaczą, konkurencję pomiędzy jednostkami, inwestycję rodzicielską, strategię zawierania małżeństw, a w końcu tworzenie się zachowań społecznych, nie tylko u człowieka. Ludzka kultura polega ostatecznie na tym, że „przez system nerwowy przenoszone są struktury albo zdarzenia, które zostały wyselekcjonowane podczas ewolucji i przyczyniają się do adaptacyjnego zachowania i korzyści przystosowawczej określonego fenotypu” (s. 15).

Współcześnie twierdzi się, że istnieje uniwersalna ludzka natura, która może być przynajmniej częściowo wyjaśniona przez biologię ewolucyjną. Zauważa się, że żyjące obecnie jednostki dysponują jeszcze wyposażeniem genetycznym, które było przystosowane do systemów społecznych paleolitycznych łowców i zbieraczy, a kulturowe selekcje preferują takie sposoby zachowań, które prowadzą do lepszego przystosowania. Co więcej, jak uważają Turner i Maryanski, „ludzie są wysoce rozwiniętymi małpami i pomimo wszystkich osiągnięć społeczno-kulturowych, podstawy ich anatomii i skłonności do określonych zachowań nadal u nas występują” (s. 16). Rozwinęli oni określone sposoby zachowania – ogólnie jako odpowiedź na naturalne warunki. Co więcej, dobór naturalny powiększył emocjonalny zakres zachowań człowieka, a w końcu wytworzył solidarność na poziomie grupy. Wraz z konstrukcją systemu ludzkiego pokrewieństwa mogła ukształtować się także podstawowa struktura koordynacji działań ekonomicznych. Gotowość do wzajemnych działań była jedną z najważniejszych form wzajemnej kooperacji, podobnie jak gotowość do podporządkowania się dominującym przywódcom. Wraz z podziałem pracy u płci i formami wzajemności powstał przymus do kooperacji, który posiadał decydujące znaczenie dla dalszej ewolucji człowieka. Również ludzki język, który stanowił podstawę ewolucji społeczno-kulturowej, umożliwił powstanie bardziej zaawansowanych form społecznych i wykształcenie się abstrakcyjnych symboli.

Jeden z „ojców” socjologii Herbert Spencer, był również twórcą teorii ewolucji. Był nawet autorem słowa „ewolucja”, które zostało później przejęte przez K. Darwina. Spencer znany jest ze swojej doktryny o „przeżyciu najbardziej przystosowanych” („*survival of the fittest*”). Doktryna ta służyła legitymizacji ówczesnego kapitalizmu i określana jest jako darwinizm społeczny. Jeden z twórców socjologii E. Durkheim odrzucił naturalizm Darwina na korzyść rozwiązań kulturalistycznych, które zaczęły później dominować w socjologii, tworząc ostatecznie „standardowy model nauk społecznych” („*standard social science model*”). Jednakże nowsze badania udowodniły, że instytucje społeczne działają przez to, że ludzka emocjonalność wyzwalana jest przez określone symbole. Za pomocą założeń socjobiologii można zrekonstruować warunki rozwoju społeczeństwa, a więc przyrodnicze podstawy społeczeń-

stwa stają się widoczne, a „wszystkie zjawiska nauk społecznych mają biologiczne podstawy” (s. 26). Biologia ewolucyjna uwzględnia genetyczne, neurobiologiczne i hormonalne podstawy ludzkiej możliwości do działania. Można tutaj wykorzystać etologię i socjobiologię, psychologię ewolucyjną, ewolucyjną antropologię kulturową. Naturalistyczne podejście wychodzi od założenia, że ludzkie jednostki wyposażone są w określone cechy fizyczne i psychiczne, które wywołały także ewolucję społeczną na płaszczyźnie mikrosocjalnej i makrosocjalnej. Ewolucja jest związana z ograniczeniami czasu i energii. Stąd też dominuje zasada selekcji naturalnej, a organizmy przystosowują się do warunków środowiska, w którym uzyskują odpowiednie korzyści.

Życie jest – w ujęciu ewolucyjnym – czymś nowym, gdyż powstało na podstawie emergentnych właściwości. Podstawowymi strukturami ewolucji są energia i czas, które przez naturalną selekcję stają się przystosowane w sposób „ekonomiczny” do środowiska. W przypadku człowieka rozwinęła się koewolucja genów i kultury. Wspomnianemu już W. Hamiltonowi udało się udowodnić, że selekcja krewniacza (*inclusive fitness*) nie stanowi sumy indywidualnych fitness, ale określoną reprezentację spokrewnionych osobników. Indywidualistyczną interpretację selekcji naturalnej zastąpiła współcześnie „selekcja krewniacza” (*kin selection*). Stąd też rozwinęta fitness grupy społecznej jako kolektywu ulega wzmocnieniu w porównaniu z innymi grupami.

Charakterystyczne dla człowieka są powiązania pomiędzy aspektami emocjonalnymi i poznawczymi. Te ostatnie i zachowania są dwoma stronami tego samego medalu. Można taką zależność wykazać na podstawie ludzkiej reprodukcji. Różnice pomiędzy mężczyznami i kobietami nie są wcale funkcją socjalizacji, kapitalistycznego sposobu produkcji, patriarchy, ale opierają się na fundamentalnych cechach wynikających z reprodukcji gatunku (s. 38). Seksualność pierwotnie istniała po to, aby umożliwić dalsze przekazywanie DNA. Przy tym występują różnice w zakresie inwestycji rodzicielskiej dla każdej płci. Współczesna interpretacja ludzkiej płciowości podkreśla także hormonalną stronę dymorfizmu płciowego, a hormony seksualne pozostają u wszystkich ssaków identyczne. Istotne znaczenie posiada też naturalistyczne interpretacje tabu kazirodztwa, a także różnorodne strategie zachowania się seksualnego obu płci.

Najważniejsza różnica pomiędzy komunikacją zwierzęcą i ludzką polega na określaniu słownym obiektów kultury. Z tym wiąże się problem wzajemności, w tym wzajemnego altruizmu, a moralność kontroluje utrzymywanie się takich reguł wzajemności. Kooperacja z krewnymi powiązana jest z ludzkimi emocjami. Występowało to już w mniej rozwiniętych ludzkich społeczeństwach takich, jak: klany, czy szczepy. Podobne zachowania występują jednak w nowoczesnych organizacjach, gdzie ich członkowie próbują się chronić przed zewnętrznymi „wrogami”, a ludzie preferują życie w małych, przejrzystych grupach. Etnocentryzm jest mechanizmem który ogranicza liczbę członków, zwłaszcza w społeczeństwach pierwotnych. W bardziej zaawansowanych społeczeństwach rozwinęły się także zjawiska jak: władza, panowanie, wojenne formy działań.

Już u zwierząt występują początki rozwoju kultury, chociaż w prymitywnej formie. Kultura ludzka jest głównie związana z systemem uczuć i emocji, a dopiero drugorzędnie z językiem. Języki ludzkie polegają na „uniwersalnej gramatyce”, które są wspólne wszystkim kulturom. Język ludzki należy przy tym do genetycznego wyposażenia człowieka i rozwija się w kontekście jego kultury. W zależnościach kultury i reprodukcyjnych strategii pozostają nadal religie najważniejszymi zmiennymi, które wiążą jednostki z ekologicznymi warunkami

życia. Bezpośrednimi skutkami doktryn religijnych było na przykład propagowanie monogamii albo poligamii. Nie było więc przypadkiem upowszechnienie się monogamii w Państwie Rzymskim. Tylko na obszarze Żyźnego Półksiężycza na Bliskim Wschodzie doszło do przejścia do wyżej rozwiniętych systemów ekonomicznych. Produkcja żywności wymagała tam centralnej kontroli, aby osiągnąć określoną nadwyżkę ekonomiczną. Władza polityczna stała się decydująca, aby wszystkie zasoby były kontrolowane przez centrum. W pierwszej fazie społeczno-kulturowej ewolucji ważną rolę w rozgraniczaniu poszczególnych społeczeństw odgrywały ostracyzm i etnocentryzm, a rozwój państwa był w rzeczywistości niczym więcej niż instytucją dla prowadzenia wojny (s. 61). W bardziej zaawansowanych społeczeństwach wojny odgrywały także ważną funkcję między innymi dla zawłaszczania zasobów naturalnych i określonych terytoriów.

Rozwój systemów pisma miał istotną rolę w ewolucji społecznej. Rozwój pisma klinowego powstał w warunkach rolnictwa, koncentracji władzy i panowania. Dało to lepszą szansę w kontrolowaniu ograniczonych zasobów naturalnych. Poszczególne instytucje społeczne – w różnych kulturach – ukształtowały się odpowiednio, ponieważ były one przystosowane w sensie genetycznej fitness. Wraz z rozwojem państw zaczęły się spory takich nowych tworów ze społeczeństwami bez państw i sąsiednimi państwami o opanowanie określonego terytorium. Proces ten związany był z zawłaszczaniem ekonomicznej nadwyżki, przez co zostały stworzone bardziej skuteczne mechanizmy władzy ekonomicznej i politycznej. Pierwotne państwa były od swojego początku uwikłane w ciągłe walki, które prowadziły ich uzbrojone elity. Nauki społeczne relatywnie późno zajęły się skutkami wojen w zakresie ewolucji społecznej. Można rozróżnić pomiędzy wojnami „instrumentalnymi”, „zrytualizowanymi” i „ludobójczymi”. Stopniowo jednak wojny stały się częścią funkcji wykonywania władzy określonych państw. Początkowo nie dominowały w wojnach cele ekonomiczne, gdyż dopiero później praca przymusowa stała się istotnym elementem ówczesnej gospodarki. Stąd też społeczności Mezopotamii były już wysoko ustrukturyzowane, zorganizowane teokratycznie i uwikłane w ciągłe wojny. Powstałe w XIX wieku państwa narodowe były oparte na nacjonalizmie jako „suprarodzinie o ścisłych granicach etniczności” (s. 75). Wojny XIX i XX wieku oparto na przymusie poboru do wojska i propagandzie rządu na rzecz tworenia nacjonalistycznych obsesji żołnierzy.

Podsumowując trzeba zauważyć, że debat naukowych nie można prowadzić bez ich odniesienia do ewolucyjnego rozwoju ludzkiego gatunku. Do cech szczególnych zalicza się ludzki język, który stał się decydujący dla utrwalenia pseudospecjacji kulturowej. Ewolucja kulturowa oparta pozostaje nadal na uczuciowych i emocjonalnych „zadatkach”, które występują u podstaw wszelkich działań. Nauki społeczne nie mogą jednak współcześnie zrezygnować z ewolucyjnego naturalizmu. Książka P. Meyera porusza ważne problemy zależności pomiędzy wyposażeniem biologicznym a rozwojem społeczno-kulturowym i gospodarczym. Warto by tę ważną i zaangażowaną książkę przetłumaczyć na język polski, aby zrozumieć lepiej istotę zachowań społecznych człowieka i jego charakterystyczną ewolucję. Cechą pracy jest jej syntetyczność i oparcie się na najnowszej literaturze przedmiotu.

dr hab. Eugeniusz Kośmicki
prof. nzw. Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu

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 (\pm 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*, Warszawa 2002, s. 15.
 - *Ekonomia środowiska*, J. Kowalski (red.), Warszawa 2002, s. 22.
 - J. Nowak, *Teoretyczne podstawy ekonomii środowiska*, w: J. Kowalski (red.), *Ekonomia środowiska*, 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 należy przesłać drogą elektroniczną pod adresem: **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. 85 744 60 96

Information for Authors – Submission Guidelines

Authors are invited to submit Academic Papers on theoretical and empirical aspects of Sustainable Development and Environmental Management as well as on Environmental Economics and Natural Resources.

Papers submitted for review should be in the form of Articles, Research Reports, Discussions or Reviews of Books, information on Academic Conferences, Symposia or Seminars.

Submissions should have up to 20.000 chars. with a clearly defined structure (Introduction, Chapters, Sub-chapters, Ending / Conclusions). They should include an Abstract and "Key-words" in Polish and English (+/- 600 chars.).

List Numbering should be numeric with maximum "3-steps" (e.g. 1., 1.1, 1.1.1, etc.). List Introduction / List Ending should be left unnumbered.

Authors submitting publications are requested to abide by the following Editorial Recommendations:

1. Editor: Microsoft Word (or compatible).
2. Paper Size: A4 (Top / Bottom / Left margins - 2 cm., Right margin - 4 cm.).
3. Font Type and Size: Text - Times New Roman / 12 pt., Footnotes - Times New Roman / 10 pt.
4. Inter-line Spacing: 1,5
5. Literature references (in footnotes) should be presented as follows:
 - 1.1. J. Kowalski, *Ekonomia środowiska*, Warsaw 2002, p. 15.
 - 1.2. *Ekonomia środowiska*, J. Kowalski (ed.), Warsaw 2002, p. 22.
 - 1.3. J. Nowak, *Teoretyczne podstawy ekonomii środowiska*, in: J. Kowalski (ed.), *Ekonomia środowiska*, Warsaw 2002, p. 35.
 - 1.4. J. Nowak, *Zarządzanie środowiskiem w przedsiębiorstwie*, "Ekonomia i Środowisko" 2004 No 2(26), p. 15.
 - 1.5. J. Nowak, *Teoretyczne podstawy ekonomii środowiska*, www.ukie.gov.pl [15-06-2006].
 - 1.6. Act on "Packaging and Packaging Waste" published on 11'th May 2001 in the Law Gazette of the Polish Republic.

Footnotes should be identified in numerical sequence.

Plans, Drawings and Schemas (black & white only) should be prepared using Microsoft Word with all elements grouped in a single element group. Graphic Elements (e.g. JPG) and schemas (e.g. in Excel) should be submitted additionally as separate files.

Dimensions of Tables should be adjusted to page-width with 0,5 pt. cell margins. "Auto-format" options should not be used although "Cell height" should be set to "Automatic".

Authors are requested not to use: Headings / Footers, Individual Format Styles or Fonts, Indentation of Paragraphs, Hyphenation of Words.

Articles should be sent by e-mail to: czasopismo@fe.org.pl together with relevant Correspondence Address, E-Mail Address and Name of University or Academic Affiliation which will be published together with the article.

Papers will be submitted to Peer Review and only original (previously unpublished) papers will be accepted.

Papers not complying with Editorial Recommendations will be returned to the author for correction.

Papers assessed as suitable may undergo linguistic adjustments or editorial correction. The Editorial Office may also publish abridged versions of papers or change titles.

Author's Fees: PLN 400,- plus VAT (for Poland).

Editorial Office Contact Details:

FUNDACJA EKONOMISTÓW ŚRODOWISKA I ZASOBÓW NATURALNYCH

Redakcja Czasopisma „Ekonomia i Środowisko”

22 Sienkiewicza St. 15-092 Białystok, POLAND

e-mail: czasopismo@fe.org.pl

tel. (+48) 85 744 60 96