

PRACE NAUKOWE

Uniwersytetu Ekonomicznego we Wrocławiu

RESEARCH PAPERS

of Wrocław University of Economics

Nr 409

Polityka ekologiczna a rozwój gospodarczy

Redaktorzy naukowi
Andrzej Graczyk
Agnieszka Ciechelska



Wydawnictwo Uniwersytetu Ekonomicznego we Wrocławiu
Wrocław 2015

Redakcja wydawnicza: Barbara Majewska
Redakcja techniczna i korekta: Barbara Łopusiewicz
Łamanie: Małgorzata Czupryńska
Projekt okładki: Beata Dębska

Informacje o naborze artykułów i zasadach recenzowania
znajdują się na stronach internetowych
www.pracnaukowe.ue.wroc.pl
www.wydawnictwo.ue.wroc.pl

Publikacja udostępniona na licencji Creative Commons
Uznanie autorstwa-Użycie niekomercyjne-Bez utworów zależnych 3.0 Polska
(CC BY-NC-ND 3.0 PL)



© Copyright by Uniwersytet Ekonomiczny we Wrocławiu
Wrocław 2015

ISSN 1899-3192
e-ISSN 2392-0041

ISBN 978-83-7695-552-0

Wersja pierwotna: publikacja drukowana

Zamówienia na opublikowane prace należy składać na adres:
Wydawnictwo Uniwersytetu Ekonomicznego we Wrocławiu
ul. Komandorska 118-120, 53-345 Wrocław
tel./fax 71 36 80 602; e-mail: econbook@ue.wroc.pl
www.ksiegarnia.ue.wroc.pl

Druk i oprawa: TOTEM

Spis treści

Wstęp.....	9
------------	---

Część 1. Ekonomiczne podstawy polityki ochrony środowiska

Tomasz Żylicz: Ekonomia w polskiej ochronie środowiska.....	13
Dariusz Kielczewski: Problem koordynacji polityki ekologicznej i polityki społecznej w kontekście zrównoważonego rozwoju	29
Agnieszka Lorek: Ocena polskiej polityki ekologicznej w warunkach wdrażania zrównoważonego rozwoju.....	38
Zbigniew Szkop: Badanie <i>willingness to pay</i> turystów odwiedzających Śląski Park Krajobrazowy.....	48

Część 2. Informacyjne podstawy polityki ekologicznej

Agnieszka Becla: Wybrane kosztowo-zasobowe bariery wykorzystania informacji w realizacji lokalnej strategii zrównoważonego i trwałego rozwoju (na przykładzie niektórych gmin Dolnego Śląska).....	63
Stanisław Czaja: Teoriopoznawcze oraz metodyczno-metodologiczne problemy gromadzenia i wykorzystania informacji w realizacji lokalnej strategii zrównoważonego i trwałego rozwoju (na przykładzie wybranych gmin Dolnego Śląska, Ziemi Lubuskiej i Wielkopolski).....	84
Piotr P. Małecki: Podstawy metodologiczne tworzenia statystyki kosztów środowiskowych według nowych wymogów Eurostatu – wyzwania dla Polski	102
Ksymbena Rosiek: Istota i zakres definiowania kosztów środowiskowych	112

Część 3. Instrumenty polityki ekologicznej

Bogusław Fiedor, Andrzej Graczyk: Instrumenty ekonomiczne II Polityki ekologicznej państwa.....	127
Agnieszka Ciechelska: Przegląd i ocena wybranych instrumentów gospodarki odpadami komunalnymi w II Polityce ekologicznej państwa	140
Bartosz Bartniczak: Możliwość wykorzystania instrumentów zwrotnych w projektach dotyczących rozwoju zrównoważonej multimodalnej mobilności miejskiej	155

Część 4. Polityka ekologiczna a problemy rolnictwa

Karol Kociszewski: Ekonomiczne instrumenty ochrony środowiska w polskim rolnictwie	167
Anna Kuczuk, Stefan Waclaw: Działalność prośrodowiskowa gospodarstw rolnych w aspekcie realizacji Programu rolnośrodowiskowego	177
Anetta Zielińska: Rozwój rolnictwa ekologicznego na obszarach przyrodniczo cennych	195

Część 5. Polityka ekologiczna a problemy energetyki

Alicja Małgorzata Graczyk: Analiza i ocena zgodności instrumentów polityki ekologicznej dotyczących odnawialnych źródeł energii z zasadami zrównoważonego rozwoju	207
Artur Ulrich: Transformacja energetyczna w Niemczech – studium projektu „Efektywność Plus”	218
Waldemar Kozłowski: Ocena potencjału inwestycyjnego energetyki wiatrowej przez pryzmat uwarunkowań środowiskowych na przykładzie województwa warmińsko-mazurskiego	228
Michał Ptak: Ograniczanie emisji fluorowanych gazów cieplarnianych	239

Część 6. Zrównoważony rozwój w krajach rozwijających się

Maciej Chrzanowski, Sylwia Dzedzic, Leszek Woźniak: Ekoinnowacje w strategiach firm klastra „Dolina Lotnicza”	253
Sylwia Dzedzic: Ekologiczne miasta przyszłości. Masdar City – studium przypadku	264
Tomasz Poskrobko, Anetta Zielińska: Innowacje w krajach rozwijających się a zrównoważony rozwój.....	277

Summaries

Part 1. Economic bases of environmental policy

Tomasz Żylicz: Economics in environmental protection in Poland	13
Dariusz Kielczewski: Problem of coordination of ecological policy and social policy in the context of sustainable development	29
Agnieszka Lorek: Assessment of Polish environmental policy in terms of implementation of sustainable development	38
Zbigniew Szkop: Study of <i>Willingness to Pay</i> of tourists visiting Ślęza Landscape Park	48

Part 2. Information bases of ecological policy

Agnieszka Becla: Chosen costs and resources barriers of using information in the realization of local sustainable development strategy (on the example of some Lower Silesian communes)	63
Stanisław Czaja: Theoretical, cognitive and methodological problems of accumulation and utilization of information in the realization of local sustainable development strategy (on the example of chosen of Lower Silesia, Lubuska Province and Wielkopolska communities)	84
Piotr P. Małecki: Methodological base for environmental costs statistics according to the new Eurostat requirements and resulting challenges for Poland	102
Ksymbena Rosiek: The nature and scope of environmental costs defining	112

Part 3. Ecological policy tools

Bogusław Fiedor, Andrzej Graczyk: Economic instruments of II State Ecological Policy	127
Agnieszka Ciechelska: Review and evaluation of chosen municipal waste management tools	140
Bartosz Bartniczak: The ability to use financial instruments in projects relating to sustainable multi-model urban mobility	155

Part 4. Ecological policy vs. agriculture problems

Karol Kociszewski: Economic instruments of environment protection in Polish agriculture	167
--	-----

Anna Kuczuk, Stefan Waclaw: The environmentally-friendly activity of farms in the aspect of Agri-environmental Programme realization.....	177
Anetta Zielińska: The development of ecological farming in natural valuable areas	195

Part 5. Ecological policy vs. power industry problems

Alicja Małgorzata Graczyk: Analysis and assessment of ecological policy instruments of RES in accordance with sustainable development principles.....	207
Artur Ulrich: Energy transition in Germany – study of Efficiency Plus project.....	218
Waldemar Kozłowski: Assessment of investment potential of wind power industry through the prism of environmental conditions on the example of Warmian-Masurian Voivodeship	228
Michał Ptak: Reducing the emissions of fluorinated greenhouse gases.....	239

Part 6. Sustainable development in developing countries

Maciej Chrzanowski, Sylwia Dzedzic, Leszek Woźniak: Eco-innovations in the strategies of enterprises from “Aviation Valley” cluster.....	253
Sylwia Dzedzic: Ecological future cities. Masdar City – a case study.....	264
Tomasz Poskrobko, Anetta Zielińska: Innovations in developing countries vs. sustainable development	277

Tomasz Żylicz

Uniwersytet Warszawski
e-mail: tzylicz@wne.uw.edu.pl

EKONOMIA W POLSKIEJ OCHRONIE ŚRODOWISKA

ECONOMICS IN ENVIRONMENTAL PROTECTION IN POLAND

DOI: 10.15611/pn.2015.409.01

Streszczenie: Celem artykułu jest ukazanie, w jakim stopniu podręcznikowe zasady polityki ekologicznej były realizowane w Polsce po 1989 r. Dokonano więc przeglądu dorobku ekonomii ochrony środowiska, a następnie skonfrontowano go z polityką odzwierciedloną w dokumentach rządowych. W szczególności zwrócono uwagę na brak podatków Pigou, które do lat 80. stanowiły podręcznikową metodę rozwiązywania problemów ochrony środowiska. Wszakże – wbrew teoretycznym analizom – nie były one stosowane w żadnym kraju rozwiniętym gospodarczo, a zatem polska praktyka nie odbiegała od światowych standardów. Przyjęte rozwiązania okazały się skuteczne, ponieważ udało się odwrócić wcześniejszy trend degradacji środowiska, i to mimo utrzymania dość wysokiego tempa wzrostu gospodarczego (tzw. *decoupling*). Sukces polityki ekologicznej nie oznacza jednak realizacji wszystkich zaleceń ekonomii. Wśród problemów należy wymienić wyzwania kwantyfikacji zadań ochronnych, precyzyjne rozgraniczenie powinności administracji i podmiotów gospodarczych, a nade wszystko pełne wdrożenie wymagań efektywności kosztowej.

Słowa kluczowe: polityka ekologiczna, instrumenty ekonomiczne, efektywność.

Summary: The aim of the paper is to assess to what extent textbook prescriptions for environmental policy have been implemented in Poland after 1989. To this end a review of environmental economics was carried out and confronted with actual policies as reflected in official government documents. In particular, it was noted that Pigouvian taxes – considered “classical” policy instruments until the 1980s – were implemented virtually nowhere in the world. It is thus no surprise that the new Polish environmental policy did not make a fundamental use of them either. Alternative instruments deployed proved to be effective, since the disruption of the environment was reverted despite the resumption of a fairly high rate of economic growth (so-called *decoupling*). In spite of the success of environmental policies, not all recommendations of economic theory have been implemented. The list of pending issues includes the quantification of policy tasks, a rational division of responsibilities between state administration and economic agents, and – above all – adopting cost-effectiveness criteria as guiding rules at all levels of environmental administration.

Keywords: environmental policy, economic instruments, efficiency.

1. Między podręcznikiem a praktyką

Jesienią 1989 r. powstał rząd Tadeusza Mazowieckiego, w którym funkcję ministra ochrony środowiska, zasobów naturalnych i leśnictwa pełnił dr inż. Bronisław Kamiński. Zostałem przez niego zatrudniony na stanowisku dyrektora Departamentu Planowania i Systemów Ekonomicznych (później jego nazwa została uproszczona). Miałem za sobą około dziesięciu lat badań ekonomicznych na temat ochrony środowiska, działalność w Polskim Klubie Ekologicznym i roczny pobyt w USA, w trakcie którego zapoznałem się m.in. z amerykańskim doświadczeniem zbywalnych pozwoleń na emisję. Praca w polskim ministerstwie wydawała mi się znakomitą okazją do tego, by skonfrontować ekonomię z polityką ekologiczną.

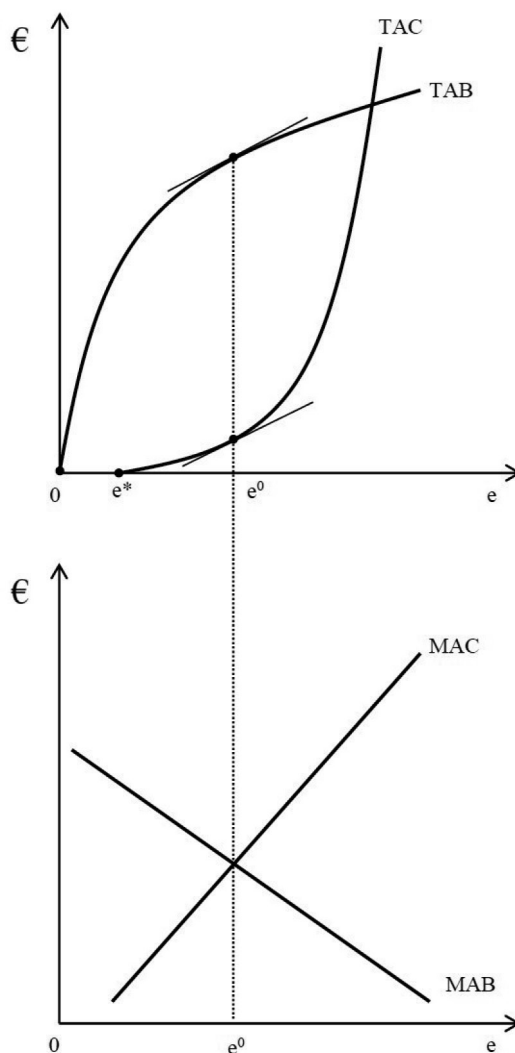
Z punktu widzenia ekonomii właściwy zakres ochrony środowiska (e) wyznaczony jest przez zrównanie jej krańcowego kosztu z krańcową korzyścią. Rysunek 1 – rozpoznawany przez każdego studenta ekonomii – obrazuje właśnie społecznie uzasadnioną skalę ochrony. Dolna część ilustruje wspomnianą zasadę (MAB i MAC oznaczają, odpowiednio: *marginal abatement benefit* i *marginal abatement cost*, krańcową korzyść z podjęcia ochrony i krańcowy koszt ochrony). Natomiast górna część wyjaśnia, że zrównanie tych dwóch wielkości wyznacza zakres, w którym różnica $TAB - TAC$ jest największa z możliwych (TAB i TAC oznaczają odpowiednio: *total abatement benefit* i *total abatement cost*, całkowite korzyści z tytułu ochrony i całkowite koszty ochrony).

Gdyby nie było żadnych wymagań ekologicznych, gospodarka podjęłaby ochronę jedynie w niewielkim stopniu (na rysunku: e^*), tylko tyle, ile da się zrobić bez ponoszenia kosztów. Jest to lepiej niż nic i jakieś korzyści z tego płyną, ale bynajmniej nie są one największe (po potrąceniu kosztów). Maksymalizacja tych korzyści netto następuje dopiero wówczas, gdy zakres ochrony zwiększa się do poziomu e^0 . W tym przypadku udaje się osiągnąć największą przewagę korzyści nad kosztami. Dalsze zwiększenie zakresu ochrony, owszem, powoduje większe korzyści, ale koszty rosną jeszcze bardziej, więc przewaga pierwszych nad drugimi się zmniejsza.

Z punktu widzenia ekonomii sprawa jest więc klarowna. Należy spojrzeć na alternatywne zakresy ochrony środowiska przez pryzmat korzyści i kosztów i wybrać taki zakres, który dostarcza społeczeństwu maksymalnej przewagi pierwszych nad drugimi (górny rysunek). Albo wybrać taki zakres, przy którym ewentualne dalsze zaostrenie wymagań ochronnych daje korzyści mniejsze niż wymagane przez nie koszty (dolny rysunek).

Dla akademickiego ekonomisty jest szokiem uzmysłowienie sobie, że „wybór zakresu ochrony środowiska” w rzeczywistości nie odbywa się na chłodno i na papierze, tylko w trakcie gorącej polemiki między rzecznikami ochrony środowiska (za którymi stoją jakieś racje ekonomiczne) i przedsiębiorstwami (za którymi stoją społeczne oczekiwania i związki zawodowe).

Osiągnięcie efektywności ekonomicznej, równoznaczne ze zrównaniem krańcowych kosztów i korzyści, jest więc wygodnym teoretycznym punktem odniesienia,



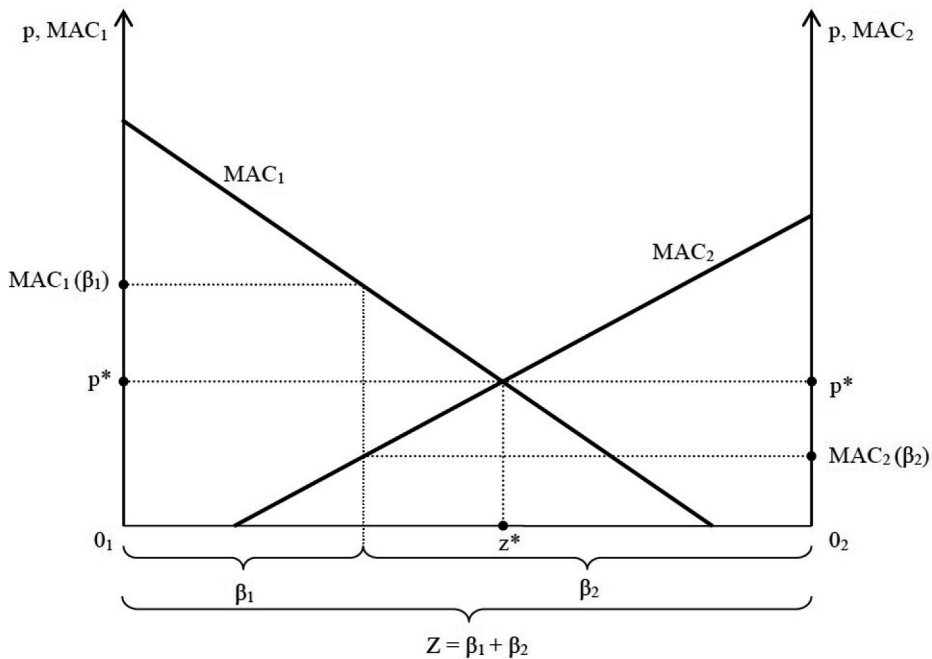
Rys. 1. Wyznaczenie optymalnego poziomu ochrony środowiska

Źródło: [Żylicz 2004].

ale nie ma bliskiego związku z praktycznym procesem kształtowania się polityki ekologicznej. Bliższe praktyce jest pojęcie efektywności kosztowej. Jej osiągnięcie oznacza minimalizację kosztów sprostania z góry przyjętemu zakresowi ochrony środowiska. Operacyjnym kryterium efektywności kosztowej jest zrównanie kosztów krańcowych wszystkich przedsięwzięć mających na celu sprostanie zadanemu zakresowi ochrony środowiska. Jeżeli ten zakres polega na obniżeniu emisji jakiegoś zanieczyszczenia o pewną wielkość, a tymczasem w jednym zakładzie koszt jed-

nostkowy jest wyższy niż w innym, to gdyby jednemu wyznaczyć zadanie mniejsze, a drugiemu odpowiednio większe, wówczas w sumie emisja spadłaby o tyle samo, ale jej koszt byłby niższy. Osiągnięcie efektywności kosztowej wymaga zatem, by koszt jednostkowy w każdym przedsięwzięciu, które jest jeszcze potrzebne, by uzyskać zadany efekt, był taki sam. Oczywiście dokładne zrównanie kosztów jest trudne do pomyślenia. W praktyce zatem efektywność kosztowa polega na tym, aby nie zachęcać do podejmowania przedsięwzięcia drogiego, jeśli taki sam efekt można osiągnąć za pomocą przedsięwzięcia tańszego.

We wzorcowy sposób efektywność kosztową realizują zbywalne pozwolenia na emisję, których wdrożenie w Polsce wydawało się łatwe i oczywiste. Jeśli ma być osiągnięty łączny pułap emisji z dwóch źródeł Z , to wyznaczenie im zadań, odpowiednio: β_1 i β_2 , nie jest efektywne kosztowo, ponieważ koszt redukcji emisji w pierwszym zakładzie $MAC_1(\beta_1)$ jest wyższy niż w drugim $MAC_2(\beta_2)$. Dopiero podjęcie zadań z^* w pierwszym i $Z-z^*$ w drugim – zrównując krańcowe koszty redukcji emisji – pozwala na minimalizację łącznego kosztu redukcji emisji. Jeśli jakkolwiek wyznaczone pozwolenia na emisje są zbywalne, to racjonalnie postępujące zakłady powinny spontanicznie taką właśnie alokację uzgodnić, przy czym cena jednostki pozwolenia (kupionego przez pierwszy zakład, a sprzedanego przez drugi) powinna wynieść p^* (rys. 2).



Rys. 2. Wyznaczenie optymalnej alokacji wymagań ochronnych

Źródło: [Żylicz 2004].

Minister dał się przekonać do zbywalnych pozwoleń na emisję. Jednak ich praktyczne wdrożenie okazało się niewykonalne, mimo udanego eksperymentu chorzowskiego w 1991 r. [Żylicz 2014], jednoznacznie pozytywnych opinii eksperckich, przygotowania paru projektów legislacyjnych i promocji w Ministerstwie Środowiska [MOŚZNiL 1996]. Nieprzychylnie stanowisko Komisji Europejskiej i wielu polityków skutecznie zniechęciło polskich zwolenników do starania o szersze wykorzystanie tego instrumentu. Dopiero dyrektywa powołująca ETS (2003/87/EC) przesądziła o europejskim wdrożeniu zbywalnych pozwoleń na emisję. Szkoda tylko, że nastąpiło to wiele lat po polskich staraniach, i szkoda że osoby odpowiedzialne za to wdrożenie robią wszystkie możliwe błędy, sprawiając, iż instrument, który jest bardzo dobry (mogący wyeliminować arbitralność) i był znakomicie w Polsce postrzegany w latach 90., obecnie jest traktowany jako absurdalne narzędzie, szkodliwe dla ochrony środowiska i pozwalające urzędnikom na pełną arbitralność.

Teoretycznie podobną rolę mogą odgrywać specjalne opłaty ekologiczne, zwane podatkami Pigou. Nakładane na jednostkę działalności powodującą efekt zewnętrzny (q) mają stawkę:

$$MEC(q^0) = MSC(q^0) - MPC(q^0),$$

gdzie: MEC – *marginal external cost*,

MSC – *marginal social cost*,

MPC – *marginal private cost*

(czyli krańcowy koszt zewnętrzny, społeczny i prywatny).

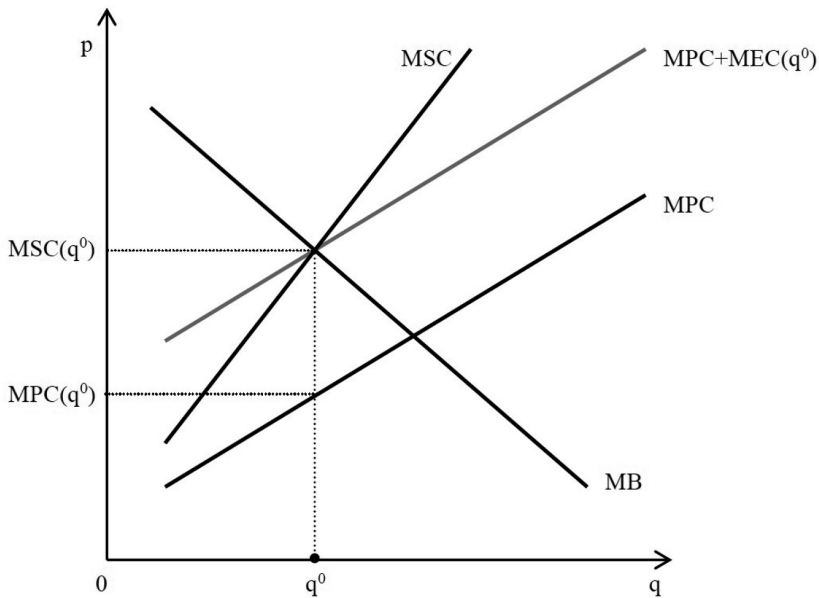
Natomiast (q^0) oznacza społecznie uzasadnioną skalę działalności powodującej koszt zewnętrzny, która odpowiada zrównaniu się krańcowego kosztu społecznego z krańcową korzyścią (*marginal benefit* – MB) z tej działalności (zob. rys. 3). Można łatwo pokazać, że podatek Pigou naliczany według stawki $MEC(q^0)$ podnosi koszt prywatny i daje sygnał informujący o faktycznym koszcie prowadzonej działalności [Żylicz 2004]. Podatek taki – mimo iż w podręcznikach ekonomii funkcjonuje od 1920 r. – nie doczekał się jednak wielu praktycznych zastosowań.

Gdy więc minister finansów w rządzie Tadeusza Mazowieckiego, Leszek Balcerowicz, radził Ministerstwu Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa, aby politykę ekologiczną oprzeć na podatku Pigou, bo tak będzie najzgrabniej w gospodarce rynkowej, został poinformowany, że jest to wprawdzie wspaniały podręcznikowy instrument, ale – z pewnych względów – jeszcze nigdy nie został wypróbowany w praktyce. Balcerowicz przyjął argumentację i pogodził się z tym, że polityka ekologiczna w Polsce będzie realizowana innymi instrumentami. Wydaje się, iż późniejsze sukcesy ochrony środowiska w Polsce mają, przynajmniej częściowo, swoją genezę w akceptacji ministrów finansów zastosowania mechanizmów pragmatycznych, których w podręcznikach ekonomii trudno byłoby jeszcze wtedy poszukiwać.

Polska polityka ekologiczna stworzona po 1989 r. sięgała po szerokie spektrum instrumentów, kierując się głównie tym, co sprawdziło się w praktyce w krajach

o gospodarkach rynkowych. Unikano eksperymentów, przy czym nawet projekt chorzowski właściwie nie był w pełni eksperymentalny, ponieważ opierał się na rozwiązaniach już sprawdzonych – tyle że nie w Polsce.

Stosowane w Polsce od dawna opłaty ekologiczne nie stanowiły podatków Pigou. Mają bowiem stawki wielokrotnie niższe od poziomu, który byłby potrzebny, żeby w pełni motywować przedsiębiorstwa do społecznie uzasadnionej obniżki emisji. Zachęcają wprawdzie do redukcji emisji, ale zbyt słabo, aby tylko na nich poprzestać. Dlatego też polityka ekologiczna wykorzystywała wiele dodatkowych narzędzi, które dopiero łącznie miały zapewniać pożądaną poprawę jakości środowiska. Należą do nich w szczególności niezbywalne pozwolenia na emisje, standardy produktowe oraz przewidziane dla rozmaitych instalacji normy emisji.



Rys. 3. Konstrukcja podatku Pigou

Źródło: [Żylicz 2004].

W początkowym okresie funkcjonowała też Lista 80. Zawierała ona 80 najgorszych „trucicieli”. Była to spuścizna po systemie centralnego planowania w dwojakim znaczeniu. Po pierwsze, w systemie centralnego planowania istniały „święte krowy”, czyli zakłady niepodlegające skutecznym rygorom ekologicznym z uwagi na ich strategiczne znaczenie dla politycznego establishmentu; miały przywilej trucia w zastraszający sposób, a inspektorzy ochrony środowiska niewiele mogli im zrobić. Po drugie, w systemie centralnego planowania bodźce rynkowe odgrywały rolę drugorzędą; nadrzędną zaś rolę odgrywały względy polityczne, takie jak

pochwały, nagany czy szantaż. Lista 80 stanowiła więc dziedzictwo poprzedniego ustroju. Przez wielu reformatorów traktowana była z pobłażliwością, ale chyba przyczyniła się do poprawy. Najgorsi truciele i tak musieliby zniknąć. Jednak proces ten byłby zapewne dłuższy, gdyby nie wzmożona presja ze strony mediów i rządu. Kierownicy zakładów z Listy 80 musieli się bowiem tłumaczyć ministrowi z perspektyw poprawy i podejmowanych środków zaradczych.

2. Ekonomia w administracji ochrony środowiska w latach 1989-1991

Pierwsza po 1989 r. Polityka ekologiczna państwa powstała w 1990 r. Przewidywała ona ważną rolę dla efektywności kosztowej.

Instrumenty ekonomiczne będą służyły minimalizacji społecznych kosztów ochrony środowiska dzięki efektywnemu zróżnicowaniu wymagań ochronnych: a mianowicie, podmioty, których koszty ochrony środowiska są najniższe powinny otrzymywać najostrejsze wymagania. W praktyce, zasadę tę będą realizować uprawnienia do korzystania z zasobów środowiska i odprowadzania zanieczyszczeń, które mogą być zbywalne. Uprawnienia przyznane danemu podmiotowi mogą być przezeń odsprzedane innemu – za zgodą organu, który je określił [MOŚZNiL 1990a, s. 13].

Było to sformułowanie nader związane. Szerzej o efektywności kosztowej traktował załącznik do głównego dokumentu:

Instrumenty ekonomiczne spełniają kilka pożytecznych funkcji. Najistotniejszym zadaniem tych instrumentów jest **minimalizacja społecznych kosztów ochrony środowiska dzięki efektywnemu zróżnicowaniu wymagań ochronnych**: a mianowicie, podmioty, których koszty ochrony środowiska są najniższe powinny otrzymywać najostrejsze wymagania. W praktyce, w sposób bezpieczny dla środowiska zasadę tę realizują tylko tzw. uprawnienia zbywalne. Teoretycznie ten sam cel można uzyskać ustalając dostatecznie wysoko opłatę za korzystanie ze środowiska, ale trudności praktyczne sprawiły, że nie zastosowano jeszcze nigdzie tego podejścia. Drugim zadaniem, którego spełnienia oczekuje się od instrumentów ekonomicznych jest **gromadzenie funduszy** z przeznaczeniem na ochronę środowiska. Stosowane na świecie systemy opłat realizują właśnie taki cel i jest to zadanie przewidziane dla nich w polityce ochrony środowiska w Polsce. Zarówno opłaty jak i pozostałe instrumenty ekonomiczne mają pewne znaczenie motywacyjne, ale nie jest to ich zasadniczą rolą [MOŚZNiL 1990b, s. 3 – wyróżn. T.Ż.].

Należy przede wszystkim jasno stwierdzić, że normy emisji (stężenia substancji toksycznych w powietrzu, klasy czystości wód, normy skażenia gleby itp.) są wiążące dla organów administracji państwowej szczebla wojewódzkiego lub innego, któremu prawo powierza podejmowanie decyzji w sprawach ochrony środowiska. Spełnienie tych norm – oczywiście w ramach realistycznych harmonogramów czasowych uzgodnionych z organami administracji rządowej (CUP, MOŚZNiL, wojewodowie) i potwierdzonych uchwałą lub ustawą sejmową – jest obowiązkiem władzy, która wydaje pozwolenie na korzystanie ze środowiska. Ważny środek realizacji tych harmonogramów stanowią

z kolei harmonogramy przedsięwzięć ochronnych w poszczególnych przedsiębiorstwach, których przygotowania powinny domagać się organy władzy terenowej [MOŚ-ZNiL 1990b, s. 8].

W ramach [określonych] ograniczeń organ uprawniony do wydawania pozwoleń na emisję ma pełną swobodę w planowaniu i realizacji ochrony środowiska. W szczególności – zależnie od swego rozeznania, a także możliwości kadrowych – ma on do wyboru jedną z czterech metod albo pewne ich kombinacje. Po pierwsze, może poprzestać na egzekwowaniu ogólnokrajowych norm emisji (itp. wskaźników technologicznych) – o ile wystarczają one dla wywiązania się z nałożonych nań obowiązków. Po drugie, może wydawać w trybie decyzji administracyjnej zindywidualizowane, zastrzone pułapy emisji (zrzutu ścieków itp.) dla poszczególnych użytkowników środowiska bez możliwości przekroczenia takiego pułapu w zamian za wniesienie jakiegokolwiek formy „rekompensaty” finansowej. Po trzecie, może regulować dostęp do środowiska za pomocą systemu opłat i kar zbliżonego do dotychczasowego. Po czwarte wreszcie, może organizować „rynki uprawnień”, w ramach których poszczególnym użytkownikom środowiska wolno odstąpić całość lub część swojego prawa do emisji (zrzutu) innemu użytkownikowi tej samej zlewni lub tego samego basenu powietrznego; decyduje jednak każdorazowo o dopuszczalności takiej transakcji [MOŚZNiL 1990b, s. 8].

Oprócz wyjaśnienia roli efektywności kosztowej, załącznik precyzował także trzy inne ważne zasady. Przede wszystkim stwierdzał, że polskie opłaty ekologiczne – podobnie jak w innych krajach, jeśli tam w ogóle istnieją – nie stanowią podatków Pigou. Byłoby rzeczą nieodpowiedzialną, gdyby udawać albo choćby zabiegać, aby te opłaty zostały ustanowione na tak wysokim poziomie, żeby dostarczać emitentom wystarczającej zachęty do ograniczenia emisji do poziomu społecznie uzasadnionego. Zamiast tego rolą funduszy jest gromadzenie środków, z których władza może subwencjonować ochronę środowiska.

Ponadto załącznik wyjaśniał, kto jest odpowiedzialny i za co. Podkreślał, że za spełnienie norm emisji odpowiedzialna jest władza. Natomiast emitenci są odpowiedzialni za dostosowanie się do wymagań emisyjnych. Rozróżnienie to było ważne z dwóch powodów. Wcześniej bowiem obowiązywała tendencja, by każdy był odpowiedzialny za ochronę środowiska. Od władzy oczekiwano, by z uwagą pochylała się nad wymaganiami emisyjnymi i negocjowała z emitentami, czy im podołają, czy nie. Od emitentów zaś oczekiwano, że swoje działania dostosują do jakości otaczającego ich środowiska i w szczególności będą się bardziej starać, jeśli ta jakość jest nieznośna. Jeśli jednak każdy jest odpowiedzialny za wszystko, to od nikogo nie da się skutecznie tej odpowiedzialności wyegzekwować. Drugim powodem rozróżnienia było stworzenie podstaw do wdrożenia zbywalnych pozwoleń na emisję. W tym przypadku władza jest odpowiedzialna tylko za sumę przyznanых pozwoleń i nie musi się pochylać nad każdym zakładem, sprawdzając, czy sprostą jakimś wymaganiom.

Załącznik precyzował wreszcie, iż pozwolenia mogą być również niezbywalne. Jeśli jakieś względy wymagają, by emisja z konkretnego zakładu podlegała ścisłe-

mu ograniczeniu, to zakład nie będzie się mógł z niego rozliczyć przedstawiając pozwolenie nabyte skądinąd. Ucinało to ewentualne wątpliwości, czy przypadkiem „handel emisjami” nie zagraża tworzeniem (wywołanych koncentracją nabytych pozwoleń) „bomb ekologicznych”, skutkujących niezamierzonymi konsekwencjami.

Oficjalne dokumenty rządowe były ważne, ale równie doniosłe wydawało upowszechnianie wiedzy ekonomicznej w administracji ochrony środowiska. Działalność edukacyjna przebiegała dwutorowo. Jako dyrektor departamentu, w którym pracowało około trzydziestu osób, chciałem się dzielić z pracownikami tym wszystkim, co wydawało mi się istotne dla efektywnego funkcjonowania ochrony środowiska. Planowałem regularne cotygodniowe spotkania poświęcone różnym problemom ekonomii ekologicznej. Niestety, nawał prac bieżących spowodował, że spotkań tych odbyło się zaledwie kilka.

Skuteczniejsza okazała się działalność wydawnicza. Przełom lat 80. i 90. charakteryzował się rozwojem popularności ekonomicznych instrumentów ochrony środowiska. Sekretariat OECD wydał specjalny przegląd poświęcony tym zagadnieniom. Również Kongres amerykański poświęcił im osobny raport. Obydwie publikacje zostały przetłumaczone na polski i wydane z pomocą MOŚZNiL [Opschoor, Vos 1990; *Projekt 88* 1991]. Przy okazji tych tłumaczeń powstawały polskie odpowiedniki różnych pojęć, których wcześniej po prostu nie było.

Działalność translatorska stanowiła też ważną domenę działania polskiego oddziału Europejskiego Stowarzyszenia Ekonomistów Środowiska i Zasobów Naturalnych, który – oprócz wspomnianego *Projektu 88* – wydał też inne klasyczne teksty ekonomii ekologicznej [Peszek, Żylicz (red.) 1992]. Polski oddział został założony w 1990 r. przy wsparciu Ministra OŚZNiL i stanowił jego eksperckie zaplecze.

3. Skuteczność i efektywność polityki ekologicznej po 1989 r.

W latach 80. Polska miała opinię kraju bezprecedensowo zanieczyszczonego [Timberlake 1981]. Wiele wskaźników było rzeczywiście alarmujących. Źródła stacjonarne dostarczały niewiarygodnie wysokiej emisji. Roczna emisja dwutlenku siarki wynosiła 2,7 mln t, a emisja zanieczyszczeń pyłowych – 2,3 mln t (całkowita emisja dwutlenku siarki, a więc nieograniczona do dużych źródeł stacjonarnych, wynosiła około 4 mln t). Ze strumienia 4,7 mld m³ ścieków wymagających oczyszczenia aż 2 mld m³ były zrzucane bez jakiegokolwiek oczyszczenia. W rezultacie 36% rzek prowadziło wody pozaklasowe, czyli nienadające się do jakichkolwiek zastosowań, nawet przemysłowych. Sytuacja taka utrzymywała się do końca lat 80.

Zasadnicza poprawa zapoczątkowana została w 1989 r. dzięki zmianie ustroju gospodarczego. W ciągu kolejnych dwóch dekad emisja dwutlenku siarki spadła do poziomu 25%, a zanieczyszczeń pyłowych – do 20%. Udział ścieków wymagających oczyszczenia, ale niepoddanych oczyszczeniu, spadł do 10%. Poprawiła się efektywność gospodarki. Pomiedzy rokiem 1990 a 2010 PKB *per capita* wzrósł ponad dwukrotnie i wyraźnie poprawiły się warunki życia. Długość statystycznego

zycia wzrosła do 72 lat dla mężczyzn i 81 lat dla kobiet. Śmiertelność noworodków spadła do 5 na 1000 żywych urodzeń.

Przed zmianą ustroju degradacja środowiska łączyła się z nieefektywnością gospodarczą. Produkcja i konsumpcja wymagały znacznie więcej zasobów, aniżeli trzeba by było w gospodarkach rynkowych znajdujących się na podobnym poziomie rozwoju. To źródło degradacji zostało w znacznej mierze wyeliminowane. Istnieje więc tendencja, by zaobserwowaną po 1989 r. poprawę ekologiczną wiązać ze zmianą ustroju gospodarczego, skutkującą poprawą efektywności, jak również zmniejszeniem udziału przemysłu w PKB. Ale nie jest to spojrzenie w pełni słuszne, o czym przekonują badania branżowe. Na przykład przemysł cementowy wykazał w latach 1996-2010 spadek jednostkowego zużycia elektryczności z 118 kWh/t do 101 kWh/t, czyli o ponad 14% (dane Stowarzyszenia Producentów Cementu). W tym samym czasie produkcja wzrosła z 14 mln t do 16 mln t, a więc poprawa nie wynikała tylko z wyeliminowania najmniej efektywnych wytwórców. Produkcja stali ma najmniejszą energochłonność w Europie: 0,2 t równoważnika ropy naftowej na 1 t gotowego produktu (francuskie i brytyjskie huty mają ten wskaźnik wyższy niż 0,3, zaś szwedzkie i fińskie – wyższy niż 0,4; dane dla 2010 r. podawane przez HIPH, Hutniczą Izbę Przemysłowo-Handlową). Pomiedzy rokiem 2000 a 2010 energochłonność typowych produktów przemysłowych spadła o 15%, i to nawet przy wazeniu za pomocą stałych udziałów, a więc niezależnie od zmian strukturalnych.

Również energetyka odnotowała poprawę. W latach 1990-2009 udział energii produkowanej w skojarzeniu (elektryczność + ciepło) wzrósł z około 12% do 16% (z 18 TWh do 25 TWh) [Uczelniane 2010]. Według KOBIZE (Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami), emisja dwutlenku węgla z ciepłowni komunalnych obniżyła się ze 133 kg/GJ do 105 kg/TJ, zaś z ciepłowni przemysłowych – ze 140 kg/GJ do 85 kg/GJ (choć po uwzględnieniu biomasy postęp już nie jest tak spektakularny – ze 143 kg/GJ do 120 kg/GJ), a z elektrociepłowni z 236 kg/GJ do 208 kg/GJ (mniej spektakularnie po uwzględnieniu biomasy: z 236 kg/GJ do 218 kg/GJ).

Spadała energochłonność gospodarki. W krajach Unii Europejskiej produkcja energii spadła w latach 2000-2010 średnio o 12%, ale gdzieś tam nawet wzrosła. W Polsce spadła o 15% (choć jej krajowe zużycie wzrosło o 15%). Jednak w tym czasie polski PKB wzrósł o ponad 50%. Tak więc nastąpiło oddzielenie obydwu procesów (*de-coupling*). Efektywność energetyczna wzrosła o niemal 25%. Skoro PKB rósł w tym czasie w tempie 4% rocznie, poprawa nie mogła zatem wynikać (jak w niektórych innych krajach) ze stagnacji gospodarczej.

Osiągniętej po 1989 r. poprawy jakości środowiska nie można zakwestionować. Również trudno twierdzić, że nastąpiła ona spontanicznie, wraz z likwidacją najgorszych, nieefektywnych trucicieli odziedziczonych po systemie centralnego planowania. Badania empiryczne wskazują, że przynajmniej jej część zawdzięcza się polityce ekologicznej. Interesujące są jednak pytania, czy podjęty zakres ochrony środowiska jest efektywny ekonomicznie albo czy udało się chociaż zrealizować efektywność kosztową.

Odpowiedzi są skomplikowane, ponieważ opisane w częściach 1 i 2 kategorie są bardzo trudne do zoperacjonalizowania. Jakość środowiska jest pojęciem złożonym, a działania prowadzące do jego poprawy są niemożliwe do oddzielenia od działań *stricte* gospodarczych. Bywa, że zastosowanie czystszej technologii służy ochronie środowiska „przy okazji”, bo jej wdrożenie było uzasadnione przede wszystkim korzyściami finansowymi. Powoduje to trudność w oszacowaniu *MAC* i *TAC*.

Problematyczne są również *MAB* i *TAB*. Liczne są próby szacowania korzyści z tytułu poprawy środowiska, ale podręcznikowe kryterium $MAC = MAB$ wymaga, aby obie wielkości były funkcjami tej samej zmiennej. Tymczasem koszty zazwyczaj kojarzone są z redukcją emisji zanieczyszczeń z określonego źródła, natomiast korzyści – ze zmniejszeniem ich stężenia na jakimś obszarze. Między jednym a drugim istnieje niewątpliwie jakaś zależność, ale ściśle jej określenie jest kontrowersyjne.

W poniższych porównaniach skoncentruję się na dwutlenku siarki, ponieważ redukcjonowanie jego emisji jest stosunkowo dobrze zbadane, a ponadto był on na przełomie lat 80. i 90. uważany za jedno z najważniejszych zanieczyszczeń.

Korzyści z tytułu redukcji emisji dwutlenku siarki były wielokrotnie kwantyfikowane. Zależą one bardzo silnie od lokalizacji źródła emisji. Według oszacowań Komisji Europejskiej [European 2015] na koniec lat 90. wahają się od 266 €/t w obszarach wiejskich krajów EU 15 do 3810 €/t w półmilionowym mieście. Biorąc pod uwagę lokalizację typowej elektrociepłowni w Polsce, można przyjąć, że byłaby to kwota rzędu 1000 €/t. Na przełomie lat 80. i 90., kiedy zanieczyszczenie w Polsce było większe, mogła to być kwota wyższa. Sugerują to szacunki szkód ekologicznych podawane przez Symonowicza [1985], które były jednymi z nielicznych w tym okresie. Później, w miarę poprawy jakości środowiska, kwota zapewne była niższa. Według cytowanych już oszacowań Komisji Europejskiej, krańcowe korzyści z tytułu redukcji emisji dwutlenku siarki w obszarach wiejskich kraju niezamożnego, takiego jak Portugalia, wynosiły zaledwie 154 €/t.

Szacunki kosztów krańcowych redukcji emisji dwutlenku siarki są zróżnicowane. Jedyne pełne oszacowania przebiegu kosztów krańcowych sporządzone zostały w IIASA (International Institute for Applied Systems Analysis). Są to inżynierskie szacunki nakładów potrzebnych w celu zredukowania emisji, bez szczegółowej analizy tego, czy popyt energetyczny – zasadniczy składnik działalności powodującej tę emisję – jest nie do podważenia. Określają one na 333 €/t koszt redukcji emisji z 1,5 mln t SO₂ (poziomu osiągniętego po 2000 r.) do 1,2 mln t. Następnie koszt ów szybko rośnie, osiągając 471 €/t przy próbie ograniczenia emisji poniżej 1 mln t i dochodząc do 1000 €/t w przypadku dalszego ograniczania emisji do 0,5 mln t [IIASA 2015].

Wcześniej – gdy emisja była znacznie wyższa – koszty te były zapewne niższe, choć trudno ich poziom ocenić. Historyczne analizy sporządzone przez IIASA [Cofala, Syri 1998] są zbliżone do przedstawionych powyżej, ale ich wiarygodność jest znacznie niższa, zważywszy na duże zmiany w popycie energetycznym obserwowane w gospodarce okresu przejściowego. Pewną wskazówkę stanowią koszty pro-

jektów przedstawianych do dofinansowania w polskich funduszach ekologicznych. W konkursie EkoFunduszu na likwidację niskiej emisji w województwie katowickim w 1998 r. jednostkowy koszt redukcji emisji SO₂ o jedną tonę wahał się od 200 euro do 500 euro, wynosząc średnio 390 euro. EkoFundusz wystrzegał się dofinansowywania drogich projektów, ale z drugiej strony preferował projekty o małej skali, które dostarczały także różnorodnych korzyści lokalnych. Można więc mniemać, że projekty zlokalizowane w dużych obiektach energetyki zawodowej – które decydowały o krańcowych kosztach redukcji emisji SO₂ w skali kraju – były tańsze.

Sugeruje to, że skala redukcji dwutlenku siarki w Polsce po 1989 r. mogła chyba być ambitniejsza: krańcowe korzyści z jej tytułu były na tyle duże, iż usprawiedliwiłyby nawet wyższe koszty. Skoro się jednak tak nie stało, czy oznacza to, że polityka ekologiczna była za mało agresywna?

Amerykańskie przysłowie głosi, że „efektywność nie ma elektoratu” (*there is no constituency for efficiency*). W tym przypadku korzyści są rozproszone, zwłaszcza w formie niższych szkód dla zdrowia, mniejszej korozji budynków itp. Natomiast koszty są skoncentrowane głównie w kilkuset zakładach przemysłowych, które musiałyby zrobić więcej, niż rząd był w stanie od nich wyegzekwować. Mimo iż potencjalnych beneficjentów jest bardzo wielu, przypadające na każdego z nich korzyści są na tyle niskie, że nikt nie ma motywacji, aby aktywnie zabiegać o ochronę środowiska. Natomiast zakłady przemysłowe – przeciwnie – mają silną motywację, by dyskredytować ochronę środowiska i akcentować jej wysokie koszty. Na tym właśnie polega mechanizm utrudniający wyznaczanie efektywnej ekonomicznie skali ochrony środowiska.

4. Efektywność kosztowa w praktyce

Stwierdzenie stopnia realizacji efektywności kosztowej w całej ochronie środowiska w Polsce byłoby zadaniem bardzo trudnym. Dlatego tutaj pytanie to będzie ograniczone do oceny spełnienia efektywności kosztowej przez fundusze szczebla centralnego: EkoFundusz oraz Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej (NFOŚiGW).

Generalnym postulatem efektywności kosztowej jest ustalenie dla każdego z projektów stosunku efektu do kosztu, a następnie ich uszeregowanie od relatywnie najtańszych do relatywnie najdroższych w celu dofinansowania kolejnych aż do wyczerpania środków. Tak sformułowany postulat jest zgodny z rozsądkiem i łatwy do przyjęcia. Jednak z drugiej strony, każdy składnik tej definicji efektywności kosztowej jest w praktyce kłopotliwy, a jego zastosowanie wymaga posługiwania się nieoczywistymi kryteriami.

Po pierwsze, nie jest oczywiste, jak obszerny powinien być zbiór projektów, z którego miałyby się wybierać te, które warte są dofinansowania. Po drugie, nie zawsze wiadomo, jak skwantyfikować efekt projektu. Po trzecie, kontrowersyjne jest ustalenie kosztu. Po czwarte, „wyczerpanie środków” zakłada, że fundusz dysponuje

jakąś kwotą przeznaczoną na dany efekt i pozbawienie dofinansowania relatywnie drogiej projektów jest nieodwołalne. Nade wszystko zaś przyjmuje się, że dofinansowanie ze środków publicznych jest zasadne.

Przed wszystkim nieoczywista jest zasadność dofinansowania ze środków publicznych. Krytyka funkcjonowania funduszy budżetowych (a zwłaszcza parabużetowych) opierała się na twierdzeniu, iż ich obecność wypiera kapitał prywatny. Jednak w latach 90. przeprowadzono badania [Rączka, Żylicz (red.) 1998], z których wynikało, że ochrona środowiska, która korzystała z takich funduszy parabużetowych, wyróżniała się spośród innych sektorów, jak transport, edukacja czy służba zdrowia, znacznie większym zaangażowaniem kapitału prywatnego. Wynika stąd, że dostępność funduszy parabużetowych nie musi wypierać, ale – przeciwnie – może wspierać obecność kapitału prywatnego, który wobec ich braku szukałby innych zastosowań.

A teraz kolejno o praktycznym stosowaniu czterech wymienionych aspektów efektywności kosztowej.

Po pierwsze, nie jest oczywiste, jak obszerny powinien być zbiór projektów, z którego miałoby się wybierać te, które warte są dofinansowania. W przypadku konkursów zbiór ten wynika z wniosków otrzymanych w ustalonym terminie. Wydaje się to procedurą preferowaną. Jednak fundusze dopuszczają również przyjmowanie wniosków w sposób ciągły. W takich przypadkach grozi ryzyko nietrafnego określenia relatywnej „taniaści” projektów, ponieważ nie ma punktów odniesienia. Fundusze jednak poprawnie postulują, aby w takich przypadkach korzystać z dostępnych baz danych. Posługiwanie się wskaźnikami kosztowymi z podobnych – w miarę aktualnych – projektów zastępuje porównywalność znacznie łatwiejszą do osiągnięcia w naborze konkursowym.

Po drugie, nie zawsze wiadomo, jak skwantyfikować efekt projektu. W przypadku prostych projektów „jednoefektowych” (np. odsiarczenia spalin) należy je skwantyfikować po prostu za pomocą zmniejszenia emisji w stosunku do jakiegoś scenariusza bazowego (*business as usual* – BAU). Ale mogą się pojawić niespodzianki. Zwłaszcza w pierwszych latach transformacji zachodziło duże ryzyko wspierania inwestycji, które w przyszłości stawały się niepotrzebne ze względu na upadłość podmiotu gospodarczego. Wydaje się, że fundusze są w niedostatecznym stopniu uwrażliwione na to, że efekt może nie zostać zrealizowany, i to nie ze względu na ukrywanie informacji, ale jej brak; nikt bowiem nie jest w stanie przewidzieć powodzenia lub niepowodzenia na rynku.

W przypadku projektów komunalnych istnieje ryzyko przeszacowania potrzebnej skali instalacji. Na przykład oczyszczalnia ścieków może mieć mniejszy dopływ, jeśli użytkownicy zmniejszą zużycie wody, a spalarnia może mieć mniejszy strumień odpadów, jeśli okoliczni mieszkańcy zaczną lepiej sortować śmiecie.

Po trzecie, kontrowersyjne jest ustalenie kosztu. Teoretycznie możliwe jest wzięcie pod uwagę albo całkowitego kosztu, albo kosztu dla funduszu (zazwyczaj tylko pewną część kosztu projektu). To drugie podejście jest niewątpliwie łatwiej-

sze, ale niezbyt poprawne, ponieważ beneficjenci mogliby manipulować wystąpieniami o dofinansowanie tak, by nawet drogie projekty jawiły się jako tanie z punktu widzenia dofinansowującego. Gdyby dofinansowujący nie interesował się efektywnością ekonomiczną, byłoby to właściwym podejściem. Ale przecież dofinansowujący powinien się tą efektywnością interesować. Tak więc właściwsze jest wzięcie pod uwagę całkowitego kosztu projektu. Kolejną decyzją, jaką powinien podjąć fundusz, jest uwzględnienie niedofinansowywanych później kosztów eksploatacyjnych. Gdyby wszystkie porównywane projekty charakteryzowały się identyczną długością trwania i identycznymi kosztami eksploatacyjnymi, można by było tej informacji nie uwzględniać. Skoro jednak tak nie jest, to należy ją uwzględniać. Fundusze właśnie to robią, a NFOŚiGW dopracował się nawet bardzo zaawansowanych metod integrowania jednorazowych kosztów inwestycyjnych z powtarzalnymi kosztami eksploatacyjnymi (co wymaga przyjęcia jakiejś stopy dyskontowej).

Po czwarte, „wyczerpanie środków” zakłada, że dysponuje się jakąś kwotą przeznaczoną na dany efekt i pozbawienie dofinansowania relatywnie drogiej projektów jest nieodwołalne. Nie jest to reguła zupełnie sztywna, ale w praktyce zazwyczaj fundusze *a priori* ustalają, jaki budżet zostanie przeznaczony dla danej dziedziny. Dopiero gdyby się okazało, że projekty z danej dziedziny odrzucone jako za drogie są mimo wszystko atrakcyjniejsze niż najdroższe, ale nie odrzucone projekty z innej dziedziny, to należałoby dokonać stosownej realokacji budżetu.

Stosowanie efektywności kosztowej jest potrzebne, choć trudne z uwagi na unikatowość albo wieloefektowość projektów. Zwłaszcza pierwsza z przyczyn bywa nadużywana, ponieważ wnioskodawcy chętnie przedstawiają swoje wnioski jako wyjątkowe. Co więcej, pojęcie efektywności kosztowej wydaje się zupełnie niezrozumiałe dla osób o technicznym przygotowaniu. Sam słyszałem na jakiejś naradzie, jak utytułowany mówca o wykształceniu inżynierskim przekonywał, że każdy dobry projekt kosztuje tyle, ile kosztuje: czasem może to być 1000 zł za tonę zmniejszonej emisji dwutlenku siarki, a czasem 1 000 000 zł; jednak oba warto podjąć. Otóż niekoniecznie warto. Z punktu widzenia ochrony środowiska albo ludzkiego zdrowia oczekuje się zmniejszenia emisji, ale rozsądek wymaga, aby nie sięgać po projekty droższe, dopóki można to samo osiągnąć taniej.

Każdy wnioskodawca przedstawia argumenty na rzecz unikalności swojego projektu. Podejściu takiemu trudno zaprzeczyć zwłaszcza wtedy, gdy projekt jest (albo przynajmniej jawi się jako) wieloefektowy. Wysoki koszt w przeliczeniu na jeden efekt tłumaczy się potrzebą rozbitcia tego kosztu także na inne efekty; po takim zabiegu koszt w przeliczeniu na ów pierwszy efekt będzie już niższy. Łatwo jednak wówczas o zbagatelizowanie efektywności kosztowej i akceptację dla finansowania ewidentnie drogich projektów.

W pierwszej połowie lat 90. efektywność kosztowa nie była respektowana. Odpowiednie badanie zostało przeprowadzone na projektach dofinansowywanych przez NFOŚiGW w latach 1992-1993 [Żylicz 1995]. Okazało się, że efekty rzeczowe (niezbędne do oceny efektywności kosztowej) były czasem w ogóle niekwantyfik-

owane. Jednak najczęstszą przyczyną nieporównywalności były rozmaite sposoby kwantyfikacji efektu rzeczowego: np. „redukcja ścieków o 60%” (jeśli nie wiadomo, ile było ścieków początkowo, to nie wiadomo również, jaki będzie konkretnie efekt) albo „doprowadzenie do zgodności z obowiązującymi normami emisji” (samo to stwierdzenie jeszcze nie informuje, o ile zmniejszy się emisja).

Tam, gdzie udało się wykonać obliczenia, zwracała uwagę ogromna rozpiętość kosztów jednostkowych zadań z zakresu redukcji emisji dwutlenku siarki. W najdroższym przypadku było to ponad 2000 razy więcej niż w najtańszym. Nawet jednak po odrzuceniu 10% najdrożej i 10% najtaniej uzyskanych efektów rozpiętość była ponaddziesięciokrotna. Świadczyło to o liberalnym traktowaniu przez NFO-ŚiGW kryterium efektywnościowego przy wyborze projektów.

Wydaje się, że efektywność kosztowa zaczęła być doceniana dopiero pod wpływem EkoFunduszu, który wprowadził dość rygorystyczne wymagania co do dokumentacji projektowych. W rezultacie po 2000 r. polskie fundusze ekologiczne zaczęły dokładniej przyglądać się kosztom, choć właściwe rozumienie efektywności kosztowej nadal stanowi wyzwanie.

5. Sprawy niezalutwione

Ochrona środowiska w Polsce po 1989 r. odniosła niewątpliwie sukces. Niemniej nadal pozostaje dużo spraw niezalutwionych. Inżynierowie i przyrodnicy na pewno wskazaliby na niepowodzenie programów segregacji odpadów, dyktat *lobbies* największych producentów energii, niedostateczne wysiłki na rzecz ratowania różnorodności biologicznej i wiele innych problemów. Z punktu widzenia ekonomii można dodać do tego trzy sprawy.

Po pierwsze, jest to niedostateczne sprecyzowanie zadań ochronnych. W kolejnych politykach i programach ochrony środowiska pojawiają się długie listy ważnych zagadnień, które jednak są sformułowane na tyle ogólnie, że trudno się *ex post* zorientować, czy osiągnięto to, co zamierzano. Jak długo zadania ochronne są formułowane nieprecyzyjnie, nie można wskazać konkretnych celów do osiągnięcia i w rezultacie dobór instrumentów nie musi być trafny. Oczywiście są zadania – na przykład edukacyjne – których pełna kwantyfikacja byłaby bardzo trudna. Jednak w wielu przypadkach brak kwantyfikacji nie jest uzasadniony, choć może być wygodny dla polityków i urzędników, którzy zawsze *ex post* gotowi są przekonywać, że zrobili to, co mieli zrobić.

Po drugie, jest to brak precyzyjnego określenia odpowiedzialności za ochronę środowiska. W zasadzie istnieje ustawowe rozdzielanie odpowiedzialności za emisję – która leży po stronie emitentów – oraz odpowiedzialności za imisję – która leży po stronie władzy. Ale jednocześnie oczekuje się od władzy, aby pochylała się nad kondycją emitentów i oceniała, czy jakimś zadaniu podołają, czy nie. W tej sytuacji odpowiedzialność jest w istocie rozmyta. We wzorcowy sposób rozdzielanie odpowiedzialności za emisję i imisję realizują zbywalne pozwolenia na emisję, które

nie doczekały się wdrożenia w latach 90., a obecnie są stosowane wyłącznie do dwutlenku węgla, którego emisja nie jest istotna w skali kraju. Ale nawet w przypadku realizowania polityki ekologicznej bez zbywalnych pozwoleń na emisję, przydałoby się rygorystyczne przestrzeganie zasady, iż władza jest odpowiedzialna tylko – ale za to na serio! – za emisję.

Po trzecie, jest to efektywność kosztowa. Zarówno władza, jak i instytucje finansowe działające w ochronie środowiska deklarują szacunek dla efektywności kosztowej. Jednak bliższe przyjrzenie się ich regułom działania pokazuje, że nie ma procedur skutecznie utrudniających finansowanie drogiej projektów. Istnieje przytłaczająca preferencja, by dofinansowania udzielać w proporcji do kosztów (co jest rażąco sprzeczne z efektywnością kosztową), a nie w proporcji do efektów (co promowałoby projekty najtańsze).

Literatura

- Cofala J., Syri S., 1998, *Sulfur emissions, abatement technologies and related costs for Europe in the RAINS model database*, IR-98-035/June, IIASA.
- European Commission 2015, Environmental economics fact sheet, available at <http://ec.europa.eu/environment/enveco/air/> (28.12.2015).
- IIASA, 2015, International Institute for Applied Systems Analysis, RAINS database, <http://www.iiasa.ac.at/~rains/reports/updapp6.pdf> (28.12.2015).
- MOŚZNiL 1990a, *Polityka ekologiczna państwa*, Warszawa.
- MOŚZNiL 1990b, *Zarys polityki ekologicznej: instrumenty ekonomiczne*, Warszawa.
- MOŚZNiL 1996, „Wdrożenie zbywalnych pozwoleń na emisję”, materiały na seminarium w Jadwisinie.
- Opschoor J.B., Vos H.B., 1989, *Economic Instruments for Environmental Protection*, OECD, Paris [tłumaczenie polskie: *Instrumenty ekonomiczne dla polityki ochrony środowiska*, MOŚZNiL 1990].
- Peszko G., Żylicz T. (red.), 1992, *Środowisko – społeczeństwo – gospodarka. Wybór przekładów z literatury angielskojęzycznej*, Europejskie Stowarzyszenie Ekonomistów Środowiska i Zasobów Naturalnych Oddział Polski, Kraków.
- Projekt 88*, 1991, Biblioteka „Ekonomia i Środowisko”, Kraków [wersja oryg. *Project 88: Harnessing Market Forces To Protect Our Environment 1988*, A Public Study sponsored by T.E. Wirth and J. Heinz, Washington, DC].
- Rączka J., Żylicz T., 1998, *Public institutions and mechanisms offering concessional funding for municipal environmental investment in Poland*, Agencja Rozwoju Komunalnego, raport dla Ministerstwa Środowiska, Warszawa.
- Symonowicz A., 1985, *Straty z tytułu degradacji środowiska. Ich charakterystyka i próba szacunku*, [w:] A. Ginsbert-Gebert (red.), *Ekonomiczne i socjologiczne problemy ochrony środowiska*, część 1, Ossolineum, Wrocław.
- Timberlake L., 1981, *Poland – the Most Polluted Country in the World?*, New Scientist, October 22.
- Uczelniane Centrum Badawcze Energetyki i Ochrony Środowiska 2010, *Program rozwoju kogeneracji w Polsce*, Politechnika Warszawska, Warszawa.
- Żylicz T., 1995, *Wyzwania wobec polityki ochrony środowiska w Polsce po 5 latach*, [w:] K. Górka (red.), *Polityka ekologiczna w Europie środkowej i wschodniej*, Akademia Ekonomiczna, Kraków.
- Żylicz T., 2004, *Ekonomia środowiska i zasobów naturalnych*, PWE, Warszawa.
- Żylicz T., 2014, *Projekt chorzowski. Studium przypadku*, Uniwersytet Warszawski (materiał dla studentów dostępny na stronie: <http://coin.wne.uw.edu.pl/tzylicz/case-7-CHO.pdf>).