

Krzysztof Berbeka

Katedra Polityki Przemysłowej
i Ekologicznej

Dylematy optymalnego podziału środków publicznych wspierających działania proekologiczne w sektorze prywatnym

1. Wprowadzenie

Bezwrotna pomoc finansowa jest najatrakcyjniejszą formą wsparcia, dlatego też popyt na nią zawsze przekracza podaż środków, nawet z zastosowaniem ograniczeń wynikających z rygorystycznych uwarunkowań obowiązujących w UE¹, normujących wielkość pomocy publicznej. Nierównowaga podaży i popytu prowadzi do konieczności selekcji projektów, którym ma być udzielone wsparcie. Pojawia się więc problem rangowania zgłaszanych wniosków, który to proces wymaga przyjęcia określonego zbioru kryteriów oceny zgłaszanych aplikacji.

Dotacje do działalności inwestycyjnej przedsiębiorstw sektora prywatnego nie były szeroko stosowane w Polsce w okresie oczekiwania na członkostwo w UE. Nie oznacza to jednak, że transfery takie w ogóle nie miały miejsca. Najczęściej jednak były one ukryte pod postacią preferencyjnego oprocentowania kredytów i pożyczek². Taka forma dotacji nie była więc aż tak atrakcyjna dla podmiotów

¹ Prawne ograniczenia w pomocy publicznej są przedmiotem osobnych studiów. Z prac uwzględniających pozycję Polski warto wspomnieć: T. Żylicz i inni, *Zmiany w systemie udzielania pomocy publicznej na ochronę środowiska w Polsce w świetle przepisów prawnych Unii Europejskiej oraz polskich nowych aktów prawnych w tym zakresie*, Raport końcowy dla Departamentu Polityki Ekologicznej Ministerstwa Środowiska, Warszawa 2003.

² W sektorze górnictwa węgla dochodziło również do systematycznego umarzania należności podmiotów względem skarbu państwa lub funduszy celowych. Działania takie kwalifikują się do

jak pomoc bezzwrotna w czystej postaci. Polityka strukturalna UE stworzyła zatem jakościowo nową sytuację, w której polskie przedsiębiorstwa otrzymały dostęp do znaczącej ilości środków bezzwrotnych. Nawet w ramach przygotowanych programów operacyjnych precyzujących cele i zakres pomocy dochodzi do ostrej konkurencji o bezzwrotne środki UE.

Celem artykułu jest przedstawienie kryteriów służących do rangowania projektów w ujęciu teoretycznym, a następnie ich weryfikacja z punktu widzenia ich operacjonalizacji i efektywności. Empiryczną ilustracją tych rozważań jest praktyczne zastosowanie przedstawionych koncepcji do oceny projektów z zakresu ochrony i korzystania ze środowiska, zgłaszanych przez sektor prywatny do wsparcia w ramach programu UE pn. „Wzrost konkurencyjności przedsiębiorstw”³. Procedurę budowy kryteriów kwalifikacji i obsługi procesu administracyjnego związanego z przygotowaniem i realizacją wniosków o wsparcie w ramach kwoty przyznanej na inwestycje w środowisku powierzono w Polsce Narodowemu Funduszowi Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej (będącemu tzw. instytucją wdrażającą). Rozwiązania zaproponowane przez Fundusz wydają się poprawnym wdrożeniem prezentowanych założeń teoretycznych.

2. Kryteria kwalifikacji i teoretyczne przesłanki ich wyboru

Kryteria stosowane do oceny wniosków o dofinansowanie mają bardzo zróżnicowany charakter. Wydaje się również, że można przedstawić przynajmniej dwie systematyki podziału stosowanych kryteriów. Pierwsza z nich dzieli kryteria na dwie grupy: formalne i merytoryczne. Grupa jednowymiarowych kryteriów formalnych⁴ ma charakter dyskryminacyjny, stosowany jest wymóg spełnienia koniunkcji przedstawionych warunków. Takie ustawienie kwalifikacji służy do odrzucenia wniosków nie spełniających podstawowych warunków, nie umożliwia jednak różnicowania pomiędzy sobą wniosków, które spełniły wymogi formalne. Stąd też konieczność sprecyzowania drugiej grupy – kryteriów merytorycznych, mających najczęściej charakter wielowymiarowy, umożliwiających rangowanie aplikacji, które przeszły przez etap selekcji formalnej.

pomocy publicznej, nie miały jednak bezpośredniego związku z działalnością inwestycyjną beneficjentów.

³ Prawidłowa nazwa działania 2.4 przewidzianego w ramach sektorowego programu operacyjnego „Wzrost konkurencyjności przedsiębiorstw” (SPO WKP) brzmi: „Wspomaganie przedsiębiorstw w zakresie dostosowania się do wymogów ochrony środowiska”.

⁴ Kryterium jednowymiarowe polega na spełnieniu lub złamaniu określonego warunku, odpowiedzi mają więc charakter 0/1 lub tak/nie.

Bardziej rozbudowana dezagregacja kryteriów pomija podział opierający się na wielowymiarowości kryteriów, koncentrując się na ich merytorycznym profilu. Stąd też wynika podział na kilka podstawowych grup:

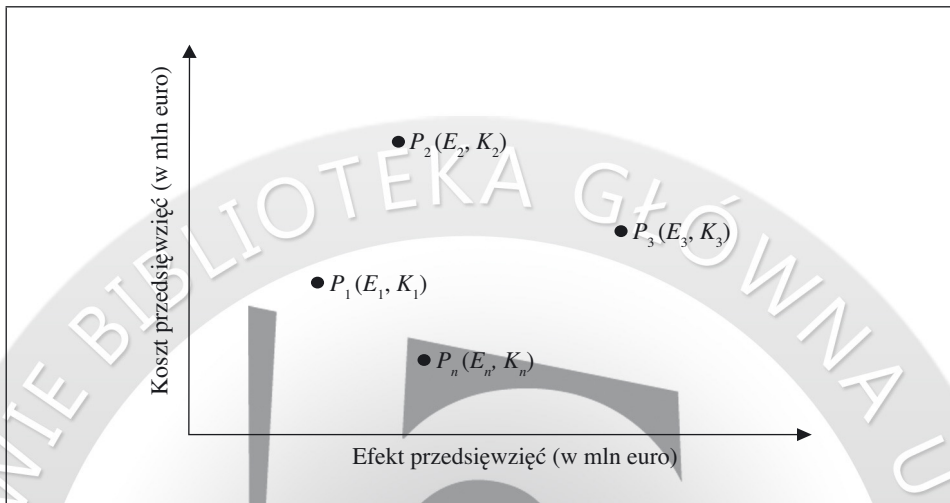
- kryteria o charakterze ekonomicznym (efektywności, efektywności kosztowej),
- kryteria o charakterze prawnym (np. dopuszczalnej wielkości pomocy publicznej, przestrzegania porządku prawnego przez beneficjentów),
- kryteria o charakterze politycznym (zgodności wniosku z celami polityki realizowanej w różnych dziedzinach przez władze dysponujące danymi środkami),
- kryteria o charakterze formalnym (zgodność z wymaganiami postawionymi przez donatora oraz innymi wymogami sformułowanymi przez kraj beneficjenta pomocy).

Jednym z podstawowych kryteriów alokacji pomocy publicznej jest kryterium efektywności. O ile jednak pojęcie efektywności jest intuicyjnie przyjmowane za poprawne i wskazane przy budowie zbioru kryteriów, to jednak uściślenie i ilościowa kwantyfikacja związana z jego aplikacją napotyka pewne trudności, wynikające nie tylko z różnic interpretacyjnych i pojęciowych. Trudności, które podane zostaną analizie, ograniczają się do:

- sprowadzenia dwuwymiarowego zbioru projektów do postaci jednowymiarowego rankingu,
- określenia poziomu, na którym stosowane będzie kryterium optymalizacji.

Szeroko rozumiane pojęcie efektywności wiąże się z uzyskiwaniem jak największego efektu, przy jak najniższych kosztach. Chodzi więc o uporządkowanie zbioru konkretnych przedsięwzięć P_i opisanych przynajmniej dwoma wielkościami: ponoszonego kosztu K_i oraz efektu E_i . Już sam fakt, że zbiór jest dwuwymiarowy, wskazuje na problemy z jego uporządkowaniem w przestrzeni jednowymiarowej, jaką jest konkretny ranking wniosków (rys. 1). Przestrzeń dwuwymiarowa nie umożliwia bezpośredniego uporządkowania projektów od najlepszego do najgorszego. Sytuacja przedstawiona na rys. 1 jest i tak jednym z najprostszych wariantów, gdyż zakłada dostępność pieniężnej wyceny efektów. W praktyce efekty projektów określone są najczęściej wyłącznie w formatach masy zatrzymanych zanieczyszczeń, co powoduje, że mamy do czynienia z przestrzeniami n -wymiarowymi, gdzie n jest maksymalną liczbą rodzajów zatrzymanych zanieczyszczeń w zbiorze rozpatrywanych projektów.

Jedną z metod sprowadzenia zbioru dwuwymiarowego do postaci jednowymiarowej jest wykorzystanie miernika efektywności kosztowej, czyli określenie kosztu uzyskania jednostkowego efektu ekologicznego. Efekt ten może być wyrażony w jednostkach finansowych (co umożliwi porównywanie wszystkich projektów) lub jednostkach fizycznych (jednostka masy zatrzymanych zanieczyszczeń). W tym drugim wypadku ponownie pojawia się sygnalizowany problem wielowymiarowości, wynikający z wielości rodzajów zatrzymywanych zanieczyszczeń.



Rys. 1. Problem uporządkowania dwuwymiarowego zbioru przedsięwzięć ochronnych
Źródło: opracowanie własne.

Określenie poziomu optymalizacji wpływa istotnie na wynik rangowania projektów. Wynika to bezpośrednio z faktu, że zawężenie zbioru projektów powoduje wykluczenie niektórych z nich, co bezpośrednio zmienia ranking pozostałych. Zapis formalny w wypadku optymalizacji polegającej na efektywności kosztowej (a więc poszukiwaniu minimum kosztów wymaganych w celu osiągnięcia jednostkowego efektu ekologicznego) sprowadza się do zapisu:

$$\text{jeżeli } A \subset B, \text{ to } \min\{A\} \geq \min\{B\}, \quad (1)$$

gdzie:

A, B – zbiory projektów opisanych przez jednostkowy koszt efektu ekologicznego.

Interpretacja tego zapisu jest następująca: ograniczając wielkość zbioru projektów z B do A (np. poprzez ograniczenie terytorialne – pomoc tylko dla najuboższych regionów), godzimy się, że najbardziej efektywny (najtańszy projekt) z mniejszego zbioru A będzie gorszy lub co najwyżej tak samo efektywny jak najlepszy projekt z większego zbioru B .

Decyzje o poziomie optymalizacji są całkowicie arbitralne i wynikają najczęściej z konkretnych uwarunkowań politycznych i organizacyjnych. Mają więc charakter warunków egzogenicznych, nie usprawiedliwia to jednak pominięcia ich w analizie. Graficznym symbolem zawężenia zbioru projektów na rys. 1 jest wykluczenie z analizy niektórych punktów, np. P_2 i P_3 .

W wyniku dokładniejszych analiz do zbioru kryteriów można włączyć zmiany wielkości efektów ekologicznych w czasie, jak również uwzględnienie różnic

w czasie i w kosztach eksploatacji technologii ochronnych. Porównywanie efektów ekologicznych utożsamianych z roczną wydajnością instalacji i budowanie na tej podstawie rankingów nie jest do końca poprawne. Niedokładności porównań biorą się choćby z faktu, że czas życia porównywanych technologii nie jest zawsze taki sam. Formułą uproszczoną uwzględniającą technologiczny czas życia instalacji, powstałej (rozbudowanej) w wyniku realizacji projektu, jest rachunek kosztów równorocznych⁵.

Równoroczne nakłady inwestycyjne (ZKK) są określane za pomocą wzoru:

$$ZKK = I \frac{r}{1 - (1 + r)^{-n}}, \quad (2)$$

gdzie:

I – całkowity koszt inwestycji,

r – stopa dyskontowa,

n – czas życia projektu.

Przy obliczaniu wartości ZKK (zannualizowanych nakładów inwestycyjnych) należy przyjąć stałą dla wszystkich projektów stopę dyskontową. Z uwagi na fakt, że wskaźnik ma na celu porównywanie projektów, dyskusje nad wartością tej stopy nie są najistotniejsze, ponieważ najważniejszy jest wymóg przyjęcia tej samej stopy dla wszystkich wniosków.

Żywotność instalacji (technologii) wpływa na jej cenę. Dlatego też nie jest możliwe narzucenie do obliczeń potencjalnym beneficjentom zunifikowanej wartości okresu życia technologii, które mają być porównywane. Obliczenia dla każdego projektu powinny się opierać na specyfikacji producenta (wykonawcy). Wobec zróżnicowania czasu życia poszczególnych elementów technologii zannualizowane nakłady inwestycyjne należy policzyć w poszczególnych grupach różniących się czasem życia projektu według następujących wzorów:

$$ZKK = ZKK_1 + ZKK_2 + \dots + ZKK_5, \quad (3)$$

$$ZKK_1 = I_1 \frac{r}{1 - (1 + r)^{-n_1}}, \quad ZKK_2 = I_2 \frac{r}{1 - (1 + r)^{-n_2}} \dots, \quad (4)$$

gdzie:

I_1, I_2, \dots, I_5 – wartości składowych nakładów inwestycyjnych dla różnych czasów życia poszczególnych elementów infrastruktury projektu, oznaczonych odpowiednio jako: n_1, n_2, \dots, n_5 .

⁵ Stosuje się również określenie „koszty zannualizowane”, pochodzące od określenia *annualised costs*.

Dotychczasowe obliczenia umożliwiły rozłożenie jednorazowego nakładu inwestycyjnego na szereg jednakowych płatności w czasie, co umożliwi ich zsumowanie z kosztami eksploatacyjnymi. Taka koncepcja umożliwi porównywanie pełnych kosztów generowanych przez projekty i odniesienie ich do oczekiwanych efektów.

Jeszcze dokładniejsza jest analiza kosztów i korzyści, uwzględniająca nie tylko technologiczny czas życia instalacji, ale również zmienność wielkości efektów ekologicznych w okresie funkcjonowania technologii. Do jej dokonywania stosowany jest uproszczony wskaźnik kosztów i korzyści (*UWKK*), zaproponowany w Polsce przez J. Rączkę w ramach prac studialnych wykonywanych dla Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej⁶.

UWKK jest wskaźnikiem, który nie może być interpretowany w wartościach bezwzględnych, może służyć jedynie do porównywania projektów. Im wyższa jest jego wartość, tym projekt jest bardziej efektywny. Przy jego użyciu projekty inwestycyjne zostają uporządkowane od najgorszego do najlepszego:

$$UWKK = \frac{\sum_{i=1}^{i=m} O_i Z_i}{ZKK + RKE}, \quad (5)$$

gdzie:

O – podstawowa stawka opłaty ekologicznej⁷ za zanieczyszczenie *i*,

Z – ilość zredukowanego zanieczyszczenia *i* w pierwszym roku po realizacji inwestycji,

i – indeks zanieczyszczeń,

m – liczba zanieczyszczeń branych pod uwagę,

ZKK – zannualizowane nakłady inwestycyjne,

RKE – roczne koszty eksploatacyjne instalacji.

Proponowana formuła umożliwia porównywanie efektywności projektów z wyłączeniem większości inwestycji z zakresu gospodarki odpadami. Technologie służące do bezpiecznego składowania odpadów nie prowadzą do jakiegokolwiek

⁶ J. Rączka, *Cost Effectiveness Analysis Based on the Dynamic Generation Cost Indicator*, Transform Advice Programme, Investment in Environmental Infrastructure in Poland, Warsaw 2002.

⁷ Jednostkowe stawki opłat za emisję zanieczyszczeń nie są równe krańcowym niekorzyściom powodowanym przez te zanieczyszczenia. Nadają się jednak do porównań pomiędzy projektami. W celu ustalenia rankingu można przyjąć dowolny zbiór stałych, przez które mnoży się efekt ekologiczny wyrażony w jednostkach fizycznych. Skoro nie ma możliwości określenia indywidualnie dla każdego projektu unikniętych krańcowych niekorzyści, to przyjęcie standardowych jednostkowych niekorzyści z emisji zanieczyszczeń jest całkowicie ekwiwalentne z jednostkowymi stawkami opłat – przynajmniej w kontekście wzajemnego porównywania projektów.

redukcji ilości powstających zanieczyszczeń. Analogicznie zaawansowane technologie zestalania czy też neutralizacji odpadów niebezpiecznych prowadzą do wzrostu ich masy (z równoczesnym spadkiem toksyczności). Gospodarka odpadami (oprócz wdrażania technologii małodopadowych) jest w praktyce wyeliminowana z miarodajnych porównań z projektami z innych dziedzin ochrony środowiska. Co więcej, olbrzymia różnorodność technologii utylizacji (spalanie, zestalanie, neutralizacja) powoduje, że nie wypracowano żadnych metod porównywania efektywności projektów tylko w obszarze zawężonym do gospodarki odpadami.

Efektywność angażowania środków publicznych wiąże się niekiedy z występowaniem efektu mnożnikowego. Chodzi o takie ustawienie bodźców, aby środki publiczne stanowiły zachętę do angażowania kapitału własnego przedsiębiorstwa. Preferencja tego efektu – przynajmniej w teorii – umożliwi zrealizowanie większej liczby projektów. Zastosowanie takiego kryterium (premiującego większy udział środków własnych) wymaga jednak pewnej ostrożności. Stosowanie wysokiej premii z tytułu dużego efektu mnożnikowego doprowadzi do angażowania środków w bardzo duże projekty (gdzie automatycznie udział środków publicznych będzie niewielki) i wyparcie mniejszych inwestycji. Nie do pominięcia jest też wzrost liczby wniosków, które – opiewając na mniejszą kwotę – kwalifikują się do dofinansowania. Ten aspekt będzie analizowany w punkcie dotyczącym praktycznego stosowania kryteriów.

Komentarza wymaga również wymieniane niekiedy kryterium trwałości projektu w czasie⁸. Kryterium opiera się na wskazaniu momentu samofinansowania się przedsięwzięcia. W przypadku działań związanych z ochroną środowiska olbrzymia część technologii ochronnych jest dla przedsiębiorstwa źródłem kosztów, a nie korzyści, dlatego kryterium samofinansowania czy też zyskowości infrastruktury zbudowanej w wyniku realizacji projektu nie powinno być tutaj użyte. Nie oznacza to, że przedsięwzięcia ochronne są niecelowe. Duża część korzyści, które są efektem działań ochronnych, ma jednak charakter korzyści zewnętrznych (beneficjentem są inne podmioty) lub korzyści dla przyszłych pokoleń. Często też techniki pieniężnej wyceny korzyści środowiskowych są drogie lub ich metodologia jest niejednoznaczna, co umożliwia subiektywny tryb obliczeń. Dlatego też kryterium trwałości w takiej interpretacji nie może mieć bezpośredniego zastosowania w dokonywaniu rankingu przedsięwzięć ochronnych.

⁸ Pojęcie trwałości projektu w czasie występuje we wszystkich działaniach programu operacyjnego „Wzrost konkurencyjności przedsiębiorstw”. Pełny opis znajduje się w: *Sektorowy Program Operacyjny „Wzrost konkurencyjności przedsiębiorstw, lata 2004–2006. Uzupełnienie Programu”*, Ministerstwo Gospodarki, Pracy i Polityki Społecznej, Warszawa, marzec 2004.

Inną sprawą jest natomiast konieczność wykazania, że efekty projektu będą odczuwalne w dłuższym okresie. Wiąże się to jednak nie z zyskownością infrastruktury ochronnej jako takiej, ale z szansami przetrwania przedsiębiorstwa na rynku. Tylko w takim wypadku (funkcjonowania przedsiębiorstwa) infrastruktura ochronna będzie wykorzystywana.

Żaden ze wskaźników analizy finansowej przedsiębiorstwa ani też jakakolwiek ich kombinacja nie jest w stanie zagwarantować trwałości i dobrej pozycji przedsiębiorstwa w długim czasie. Nie można więc w prosty i jednoznaczny sposób rangować przedsiębiorstw według kryterium trwałości. Są jednak wskaźniki, które pozwalają na wyeliminowanie wnioskodawców znajdujących się w złej kondycji i pozbawionych perspektyw. Dlatego też selekcja na poziomie kryterium trwałości ocenianym za pomocą wskaźników analizy finansowej ma charakter negatywny i jednowymiarowy (wykluczenie lub akceptacja wnioskodawcy).

W założeniach premiowane powinny być te projekty, które mają większe prawdopodobieństwo długookresowego wytwarzania efektów. Podejście takie, choć ideowo słuszne, formułowane było jednak w oderwaniu od analizy trwałości przedsiębiorstw. Wnioskujący nie ma bowiem ani technicznej, ani teoretycznej możliwości zagwarantowania (dowodzenia) trwałości istnienia przedsiębiorstwa w czasie, a co się z tym wiąże – wykorzystania nowej infrastruktury. Analiza tego problemu sprowadza się do rozwinięć modelu Altmana, który ma charakter analizy dyskryminacyjnej. Można więc wykluczyć przedsiębiorstwa zagrożone upadłością, lecz nie można zagwarantować trwałości pozostałych. E.J. Altman opublikował pierwszy model w 1968 r.⁹ i mimo intensywnego rozwoju nauki wszystkie nowsze modele lub ich rozwinięcia nadal mają charakter analizy dyskryminacyjnej. Istniejące instrumentarium umożliwia więc sprowadzenie kryterium trwałości w czasie do poziomu kryterium formalnego, jednak nie umożliwia rankingu przedsiębiorstw niezagrażonych upadłością.

Kryteria wynikające z litery prawa koncentrują się na weryfikacji zgodności działalności przedsiębiorstwa z obowiązującym porządkiem prawnym. Mają one charakter jednowymiarowy i dyskryminacyjny. Pod pojęciem działalności nie kryje się jednak wyłącznie ograniczenie (ograniczenia) wynikające z maksymalnych pułapów pomocy publicznej. Niekiedy warunkiem udzielenia pomocy jest także systematyczna regulacja zobowiązań wobec budżetu i wydzielonych funduszy celowych.

Kolejną grupą kryteriów są kryteria o charakterze politycznym. Pod tym pojęciem kryje się zgodność proponowanych projektów z celami polityki realizowanej w różnych dziedzinach przez rząd. Chodzi tu nie tylko o politykę strukturalną (której narzędziem są *de facto* fundusze dostarczające środki do podziału według ana-

⁹ E.I. Altman, *Financial Ratios, Discriminant Analysis and the Prediction of Corporate Bankruptcy*, „Journal of Finance” 1968, vol. 23, s. 589–609.

lizowanych kryteriów), ale także o narodowe cele polityki ekologicznej, a także polityki integracyjnej. Ze względu na bardzo szeroki zakres polityki strukturalnej UE, możliwe jest wsparcie wielu celów operacyjnych w ramach krajowych planów operacyjnych. Stosowanie takich kryteriów ma charakter dyskryminacyjny, chociaż obserwuje się próby różnicowania stopnia zgodności projektów. Poziom zgodności mogą określać listy priorytetów. Sporządzenie list obejmujących konkretne działania priorytetowe jest powszechnym instrumentem stosowanym przez Komisję Europejską w celu egzekucji przyjętych zobowiązań. Rozwiązanie takie jest poprawne (z punktu widzenia optymalizacji wyboru), o ile w momencie kwalifikacji są gotowe listy priorytetów we wszystkich zasadniczych dziedzinach. Naruszenie tego warunku (niezależnego od przedsiębiorców) powoduje, że określona grupa przedsiębiorstw nie może otrzymać maksymalnej liczby punktów. Warto podkreślić rozbieżności w postrzeganiu opisanego problemu. Z punktu widzenia przedsiębiorcy jest to rażąca dyskryminacja, z punktu widzenia władzy – tworzenie list priorytetowych zmierza do wypełnienia zobowiązań podjętych na forum międzynarodowym i każdy krok w tym kierunku jest zjawiskiem pozytywnym.

Łączenie kryteriów ekonomicznych z politycznymi tylko pozornie zakłóca optymalizację procesu wyboru. Teoria ekonomii wskazuje na analizę ekonomiczną (nie finansową) efektywności jako najlepsze rozwiązanie jednoznacznej oceny projektów. Ekonomiczna analiza efektywności pozwala na porównanie wszystkich konsekwencji projektu, uwzględniając również koszty i korzyści zewnętrzne. Aby porównanie takie było możliwe, wszystkie efekty projektu (w tym efekty związane ze zmianami jakości środowiska) muszą być sprowadzone do takich samych jednostek umożliwiających agregację. W praktyce najczęściej spotykanymi jednostkami są jednostki pieniężne. Tak więc pełna analiza ekonomiczna wymaga pieniężnej wyceny oczekiwanych zmian jakości środowiska. W kolejnym kroku możliwe jest ustalenie, jakie korzyści (pieniężne) przynosi 1 zł czy też 1 euro publicznego wsparcia udzielonego w konkretnym projekcie. Relacja taka pozwala na uszeregowanie projektów od najbardziej do najmniej efektywnych z punktu widzenia wpływu na dobrobyt ogólnospołeczny. Pozostawiając problemy operacjonalizacji tych działań do rozważenia w kolejnym punkcie, należy zauważyć, że w ekonomicznej analizie efektywności pomija się problem międzynarodowych porozumień ekologicznych czy też zobowiązań wynikających z procesu integracji. Obydwa rodzaje zobowiązań (wynikających z uczestnictwa w międzynarodowych porozumieniach ekologicznych czy też zobowiązania wynikające z wdrażania środowiskowego *acquis communautaire*) mają charakter wielowymiarowy, negocjowane były wraz z wieloma innymi postulatami i analiza ich kosztów i korzyści nie może być prowadzona wyłącznie w sztucznie zawężonym obszarze (takim jak ochrona środowiska). Tak więc kryteria efektywności są poprawną przesłanką wyboru, ale skala przedsięwzięć, a niekiedy ich konkretna alokacja, przesądzona

została w trakcie negocjacji poszczególnych porozumień ekologicznych czy też negocjacji akcesyjnych.

W grupie kryteriów politycznych ukryte są kryteria środowiskowe. Stwierdzenie to opiera się na założeniu, że jeżeli jakiś problem środowiskowy (np. niska jakość środowiska lub jego składowych, nadmierne tempo korzystania z dóbr środowiskowych) jest istotny, to postulat jego rozwiązania objęty jest krajową lub regionalną polityką ekologiczną. Szerokie wykorzystanie kryteriów ekologicznych niesie ze sobą sporo zagrożeń, widocznych dopiero w momencie analizy potencjalnych kryteriów środowiskowych w kontekście ich operacjonalizacji i w świetle analizy ekonomicznej. Typowym przykładem ilustrującym sygnalizowane zagrożenia jest koncepcja preferowania projektów umiejscowionych w obszarach bardziej zanieczyszczonych. Idea taka, mimo pozornej atrakcyjności i słuszności, ma, jak się wydaje, przynajmniej dwie słabe strony.

Pierwsze zastrzeżenie wiąże się z brakiem oficjalnie uznanego zintegrowanego miernika jakości środowiska. Miernik taki opierać się musi na danych pochodzących z monitoringu jakości środowiska (nie na danych emisyjnych). Geograficzne rozmieszczenie punktów pomiarowych budzi wiele zastrzeżeń z punktu widzenia ekstrapolacji danych na cały obszar Polski. Ponadto tylko dla niektórych elementów środowiska opracowane zostały zunifikowane mierniki jakości (np. klasy wód powierzchniowych). W wypadku powietrza, powierzchni ziemi oraz problemu integracji mierników dla wymienionych obszarów rozwiązania takie nie wyszły dla obszaru Polski poza fazę propozycji. Brakuje więc obiektywnego narzędzia przyporządkowującego każdemu wnioskowi określoną liczbę punktów na podstawie liczbowo określonej jakości środowiska przypisanej do geograficznej alokacji danego wnioskodawcy.

Drugie zastrzeżenie wiąże się z intuicyjnym założeniem, że redukcja zanieczyszczeń (domyślnie przekładająca się na lokalną poprawę jakości środowiska) na obszarach bardziej zanieczyszczonych prowadzi do większych korzyści społecznych niż redukcja tej samej ilości zanieczyszczeń na obszarach relatywnie czystych. Stwierdzenie to może okazać się całkowicie fałszywe w kilku różnych sytuacjach:

– jeżeli jakość środowiska jest bardzo niska (wysokie zanieczyszczenie), to jego użyteczność jest bliska zeru. Niewielka poprawa jakości nie zmienia więc w ogóle użyteczności. W wyniku poniesionych nakładów nie następuje poprawa dobrobytu (brak korzyści z poprawy jakości środowiska),

– społeczeństwo bardziej ceni zachowanie rejonów uznawanych za ekologicznie czyste, a więc zapobieganie ich degradacji może prowadzić do większych korzyści niż w wypadku terenów znacznie zanieczyszczonych.

Kolejnym, pozornie poprawnym kryterium, jest preferowanie tych inwestycji, których efekty (w formie poprawy jakości środowiska) odczuje więcej bene-

ficjantów. W praktyce sprowadza się to do preferowania inwestycji w zakładach znajdujących się w pobliżu dużych aglomeracji. W takiej interpretacji zawiera się jednak dużo nieścisłości. Przykładowo, dzięki wysokim kominom następuje przeniesienie emitowanych zanieczyszczeń na duże odległości, więc fakt znaczącej redukcji emisji w dużej aglomeracji nie musi prowadzić do istotnej poprawy jakości środowiska w tej aglomeracji. Zastosowanie takiej preferencji wymagałoby każdorazowo prowadzenia skomplikowanej analizy oddziaływania i dyspersji zanieczyszczeń. Ocena taka, za względu na stopień złożoności i zakres danych wejściowych, jest możliwa w wypadku bardzo dużych inwestycji, jednak w wypadku wspierania sektora MŚP wykracza poza efektywne możliwości oceny wniosków.

Kryteria o charakterze formalnym stosowane są w celu usprawnienia procesów administrowania środkami pomocowymi. Do takich kryteriów należy np. ustanowienie minimalnej kwoty wnioskowanej pomocy bezzwrotnej. Sposób określenia wysokości wsparcia minimalnego nie ma mocnego uzasadnienia teoretycznego. Nie znaczy to jednak, że decyzja taka jest zupełnie losowa. Rząd wielkości kwoty minimalnej powinien być odniesiony do przeciętnego kosztu administracyjnej obsługi pojedynczego podmiotu¹⁰. Jest zrozumiałe, że koszt obsługi nie może stanowić np. połowy wysokości wsparcia. Co prawda beneficjant nie ponosi wspomnianych kosztów administracyjnych, jednak są to również środki publiczne, więc powinny podlegać tym samym rygorom racjonalizacji.

Z reguły stosuje się także ograniczenie wysokości wsparcia bezzwrotnego od góry. Z uwagi na duże zróżnicowanie skali produkcji istnieje bowiem obawa przejęcia pomocy przez kilka dużych zakładów wdrażających szerokie (kosztowne) technologie ochronne i równoległe dysponujące kwalifikowaną kadrami, zdolną do przygotowania aplikacji. Podejście takie stawia w niekorzystnej sytuacji sektor małych i średnich przedsiębiorstw. Dlatego też wydaje się słuszne wykorzystanie kryterium efektywności kosztowej przy premiowaniu efektu skali, a pominięcie przewagi administracyjnej, wynikającej również z tego samego efektu. Można ponadto wskazać na chęć uniknięcia geograficznej koncentracji pomocy w jednym punkcie (co przemawia za obniżeniem górnej granicy udzielanego wsparcia i zgodne jest z ideą programów horyzontalnych). Stąd też propozycja ograniczenia górnej granicy udzielanej pomocy wydaje się uzasadniona, jednak wybór konkretnej kwoty jest całkowicie arbitralny.

¹⁰ Rozumowanie takie opiera się na założeniu, że obsługą alokacji wsparcia zajmuje się organizacja mająca w tym zakresie doświadczenie i mogąca korzystać z pewnych analiz *ex post* kosztów własnych prowadzenia działalności.

3. Rozwiązanie problemu wyboru kryteriów na przykładzie praktyki Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej

Pełen opis kryteriów stosowanych przy kwalifikacji wniosków przedsiębiorstw w zakresie dostosowywania się do wymogów ochrony środowiska znajduje się w uzupełnieniu do SPO „Konkurencyjność”¹¹, nie ma zatem potrzeby jego powtarzania. Uwagę zwraca natomiast kilka zaproponowanych rozwiązań umiejętnie łączących opisane w poprzednim punkcie założenia teoretyczne.

Kryteria polityczne, a w zasadzie najważniejsze wśród nich kryteria środowiskowe, mają charakter jednowymiarowy, ich spełnienie jest niezbędne. Spośród warunków koniecznych (lecz niewystarczających) dominującą rolę odgrywa wymóg wdrożenia najkosztowniejszych środowiskowych dyrektyw UE (IPPC, nowa dyrektywa o dużych obiektach energetycznego spalania paliw, dyrektywa o zrzucie substancji niebezpiecznych do wód wraz z dyrektywami pochodnymi).

W ocenie punktowej wniosków (które mogą otrzymać maksymalnie 100 pkt.) dominującą rolę odgrywa uproszczony wskaźnik kosztów i korzyści (*UWKK*), który umożliwia zdobycie 0–70 pkt. Efektywność – tym razem korzystania z zasobów środowiskowych – pojawia się w rankingu jeszcze raz przy okazji premiowania zmian technologicznych oraz certyfikowanych systemów zarządzania (ISO 9000 i 14000).

Znacznie szersze horyzonty polityki strukturalnej zdradzają kryteria dotyczące preferencji MŚP czy też regionów dotkniętych bezrobociem (odpowiednio 5 pkt. i maksymalnie 4 pkt.). Niezbyt szczęśliwie wypadło natomiast nawiązanie do polityki horyzontalnej UE; przyznawanie punktu za „ochronę środowiska” spełnia raczej statystyczne wymogi porównywalności kryteriów pomiędzy poszczególnymi działaniami w ramach SPO WKP i nie ma podłoża merytorycznego.

Można sądzić, że za cenę pewnych uproszczeń¹² udało się prawie całkowicie wyeliminować arbitralność w przyznawaniu punktów rankingowych. Pewne możliwości swobodniejszej interpretacji dają kryteria: równości szans (kobiet i mężczyzn), powiązania z innymi programami horyzontalnymi oraz ocena zmiany technologii (częściowa lub zupełna). W sumie jednak ta dowolność interpretacyjna dotyczy zaledwie 6 pkt. na 100 możliwych, co wydaje się dobrym wynikiem, zwłaszcza w porównaniu z kryteriami sformułowanymi w odniesieniu do działań innych niż ochrona środowiska. Eliminacja uznaniowości odbywa się co prawda

¹¹ Dokument dostępny jest na stronach internetowych Ministerstwa Gospodarki pod adresem: www.konkurencyjnosc.gov.pl/fundusze.php?dział=1178. Analizowane kryteria znajdują się w rozdziale III.2.4.

¹² Chodzi głównie o uproszczenia stosowane przy liczeniu wskaźnika kosztów i korzyści.

kosztem elastyczności w akceptacji wniosków, jednak liczba przewidywanych sesji kwalifikacyjnych umożliwi przedsiębiorcom dostosowanie się do przyjętych, przejrzystych zasad.

Charakterystyczną cechą działania 2.4 w porównaniu z innymi działaniami w ramach programu operacyjnego WKP jest rezygnacja z premii za efekt mnożnikowy (zwiększenie udziału własnego), z równoczesnym wprowadzeniem górnej granicy wsparcia pojedynczego projektu w wysokości 5 mln euro.

Wiele wątpliwości wywołuje natomiast wymóg osiągnięcia progu 51 pkt., aby uzyskać pozytywną kwalifikację wniosku. W praktyce osiągnięcie tego wymogu nie jest podyktowane żadnymi przesłankami merytorycznymi, stwarza natomiast pewne zagrożenie dyskwalifikacji dobrych wniosków. Niebezpieczeństwo to wynika ze specyfiki konstrukcji UWKK. Jeżeli bowiem jeden z projektów okaże się bardzo efektywny (np. dwukrotnie efektywniejszy od wszystkich pozostałych), to punkty otrzymane przez resztę projektów będą znacząco niższe. Biorąc pod uwagę fakt, że do pomocy kwalifikują się przedsiębiorstwa – podmioty wymagań zawartych w dyrektywach, zobligowane do spełnienia konkretnych wymogów – to eliminacja wniosków o wsparcie z powodów „arytmetycznych”, a nie merytorycznych wydaje się trudna do uzasadnienia. Uproszczony wskaźnik służy do wzajemnego porównywania projektów, a tworzenie bezwzględnej bariery punktowej jest sprzeczne z założeniami metodycznymi tego miernika. Nie można bowiem powiedzieć, że projekty mające poniżej 51 pkt. nie są efektywne. Są mniej efektywne od pozostałych, ale efektywność bezwzględna nie decyduje o potrzebie ich wdrożenia. Potrzeba ta, a w zasadzie konieczność, przesądzona została w momencie przyjęcia konkretnej dyrektywy przez Komisję Europejską (narzucającej taki obowiązek), a w stosunku do Polski w momencie przyjęcia traktatu akcesyjnego¹³. Cykliczność kwalifikacji projektów odgrywa tu pewną łagodzącą rolę, jednak zamiast wyszukanych metod standaryzacji stosowanych we wzorze na UWKK czy też powtarzania kwalifikacji sensowniejsze wydaje się uchylenie wymogu zgromadzenia 51 pkt. Zauważyć warto, że wspomniana cykliczność kwalifikacji (przewiduje się 2–6 posiedzeń kwalifikacyjnych rocznie) może doprowadzić do zmiany bezwzględnej liczby punktów przyznawanych wnioskowi mimo braku zmian merytorycznych w złożonej aplikacji. Wystarczy, że najbardziej efektywne projekty zostaną zaakceptowane za pierwszym razem, a wartość maksymalna w zbiorze ulegnie obniżeniu, co zmieni wartości UWKK dla pozostałych aplikacji. Wskazane zjawisko wydłuża jedynie procedury kwalifikacyjne, nie dając mocnych bodźców do poprawy proponowanych projektów.

¹³ Nadmienić jednak należy, że koncepcja 51 pkt. została wprowadzona przez instytucję zarządzającą całym sektorowym programem WKP, czyli przez Ministerstwo Gospodarki, Pracy i Polityki Społecznej, wbrew sugestiom Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej.

4. Wnioski

Najlepszą weryfikacją wad, zalet i komplementarności analizowanych w artykule kryteriów kwalifikacji będą doświadczenia *ex post*, na które trzeba będzie poczekać ok. 5 lat – pierwsze sprawozdania z wykonania budżetu 2004–2006 obejmujące wykorzystanie środków ukażą się bowiem w 2009 r.¹⁴ Wydaje się jednak, że przygotowany zbiór kryteriów tworzy dobrą platformę wykorzystania dostępnych środków UE. Godne uwagi jest przesunięcie środka ciężkości w przyjętych kryteriach na efektywność działań, sprowadzoną do jednoznacznie określonego wskaźnika. Taka procedura zmniejsza prawdopodobieństwo arbitralnej i subiektywnej oceny zgłoszonych wniosków. Należy stwierdzić, że wielkość pomocy unijnej przewidzianej dla działania 2.4 w wysokości ok. 155 mln euro (w okresie 2004–2006) pokrywa niewielki procent potrzeb inwestycyjnych przedsiębiorstw w zakresie dostosowań do przepisów dotyczących ochrony środowiska¹⁵. Tak więc środki, których zasady alokacji zostały poddane analizie, mają charakter uzupełniający przynajmniej w porównaniu z wymaganym wkładem własnym przedsiębiorstw.

Literatura

- Altman E.I., *Financial Ratios, Discriminant Analysis and the Prediction of Corporate Bankruptcy*, „Journal of Finance” 1968, vol. 23.
- Rączka J., *Cost Effectiveness Analysis Based on the Dynamic Generation Cost Indicator*, Transform Advice Programme, Investment in Environmental Infrastructure in Poland, Warsaw 2002.
- Sektorowy Program Operacyjny „Wzrost konkurencyjności przedsiębiorstw, lata 2004–2006. Uzupełnienie Programu”*, Ministerstwo Gospodarki, Pracy i Polityki Społecznej, Warszawa, marzec 2004.
- Żylicz T. i inni, *Zmiany w systemie udzielania pomocy publicznej na ochronę środowiska w Polsce w świetle przepisów prawnych Unii Europejskiej oraz polskich nowych aktów prawnych w tym zakresie*, Raport końcowy dla Departamentu Polityki Ekologicznej Ministerstwa Środowiska, Warszawa 2003.

¹⁴ Do 2008 r. będzie możliwe korzystanie ze środków przewidzianych na lata 2004–2006, więc 2009 r. jest pierwszym, w którym można będzie sporządzić miarodajne sprawozdanie uwzględniające stopień wykorzystania przyznanych środków.

¹⁵ Dokładny szacunek jest w tym wypadku trudny, sektor prywatny powinien bowiem zainwestować ok. 20 mld euro do 2015 r., czyli ok. 200 mln euro rocznie, jednak obliczenia te obejmują podmioty z sektorów rolno-spożywczego i sektorów wrażliwych, które są wykluczone z pomocy w ramach SPO.

Dilemmas in the Optimal Distribution of Public Resources Supporting Pro-environmental Activities in the Private Sector

In this article, the author presents an analysis of the set of qualification criteria for applications submitted by enterprises under “adjustment to environmental protection requirements”. This measure is one of the elements of the Sectoral Operational Programme entitled “Increasing Enterprise Competitiveness”. The author presents potential qualification criteria, including an analysis of their utility. Particular emphasis is placed on criteria related to the effectiveness of the submitted projects. The theoretical discussions are illustrated with a practical example of a set of criteria proposed for the evaluation of projects by the National Fund for Environmental Protection and Water Management.

