

Adam Kaliszewski¹

Instrumenty zapewnienia właściwej podaży dóbr publicznych – przegląd wybranych zagadnień na przykładzie ochrony przyrody w lasach

Policy instruments for provision of public goods – review of selected topics based on an example of forest conservation

Abstract. The four main categories of measures taken by the state for the provision of public goods are illustrated using the example of forest conservation. These categories are: legal regulations, direct provision by the government, subsidies and fiscal policy, and an institutional framework for creating markets for public goods. Numerous practical examples are given for each category. The article concludes that optimal forest conservation policy needs to be based on a mix of different instruments and institutional arrangements.

Key words: forest policy, externalities, public intervention, conservation contracts, forest certification

1. Wstęp

W warunkach konkurencji doskonałej mechanizm rynkowy stanowi układ samoregulujących się procesów dostosowawczych między uczestnikami rynku, podejmującymi decyzje ekonomiczne pod wpływem sygnałów docierających z rynku. Dzięki tym sygnałom możliwe staje się zoptymalizowanie produkcji poprzez zaspokojenie popytu zgłaszanego przez nabywców, a tym samym zoptymalizowanie produkcji (Klimczak 2006).

Wymogiem kluczowym dla prawidłowego funkcjonowania konkurencyjnego systemu rynkowego jest kompletność rynków, to znaczy istnienie wystarczającej liczby rynków, obejmujących każdą możliwą transakcję na dobro lub usługę (Hanley et al. 1997). Istnienie doskonałej konkurencji i kompletnych rynków w gospodarce sprawia, że jest ona efektywna w rozumieniu Pareto, co oznacza, że niemożliwa jest taka realokacja zasobów, która spowodowałaby polepszenie sytuacji jakiegokolwiek podmiotu bez pogorszenia sytuacji innego podmiotu (Fiedor 2002; Sterner 2003).

Rynki całkowicie kompletne w praktyce nie istnieją, podobnie jak nie istnieją również rynki doskonale konkurencyjne, co wynika z występowania niesprawności rynku, zwanych również defektami bądź niedosko-

nałościami rynku (Acocella 2002). Niesprawności rynku ujawniają się powszechnie w przypadku większości zasobów środowiskowych, powodując alokację tych zasobów odbiegającą od optymalnej, co jest uważane za jedną z najważniejszych przyczyn nadmiernej eksploatacji i degradacji środowiska (Hanley et al. 1997). Do głównych przyczyn występowania niedoskonałości rynku zalicza się m.in. istnienie efektów zewnętrznych, uznanie części dóbr za dobra publiczne, podejmowanie decyzji gospodarczych obciążonych niepewnością i ryzykiem oraz asymetrię informacyjną między producentami a odbiorcami dóbr (Klimczak 2006).

Z punktu widzenia ekonomii pozaprodukcyjne funkcje (usługi) leśnictwa, w tym również ochrona przyrody, uznawane są za pozytywne efekty zewnętrzne gospodarki leśnej, bowiem ze względu na jej charakter nie jest możliwe całkowite oddzielenie realizacji funkcji produkcyjnej lasu od pełnienia funkcji pozaprodukcyjnych (Klocek, Płotkowski 1997). Jednocześnie są one dobrami publicznymi (stanowiącymi skrajną postać efektów zewnętrznych), charakteryzującymi się dwiema zasadniczymi cechami:

– niekonkurencyjnością konsumpcji (nie są przedmiotem konsumpcji o charakterze rywalizacyjnym, a więc konsumpcja lub użytkowanie przez jedną osobę nie

¹ Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Zarządzania Zasobami Leśnymi, ul. Braci Leśnej 3, Sękocin Stary, 05-090 Raszyn, Fax +48227153837; e-mail: A.Kaliszewski@ibles.waw.pl

ogranicza możliwości korzystania z dobra przez inną osobę),

– niemożliwością wykluczenia kogokolwiek z konsumpcji lub użytkowania dobra (Samuelson, Nordhaus 2000).

Publiczny charakter szerokiej gamy niedrzewnych dóbr i usług gospodarki leśnej, w tym funkcji ochrony przyrody, sprawia, że są one dostarczane bez jakiegokolwiek rekompensaty ze strony rynku (Krott 2005). Jednocześnie realizacja funkcji ochronnych i społecznych nie jest obojętna dla funkcji produkcyjnej oraz uzyskiwanych wyników ekonomicznych gospodarstwa leśnego. W większości przypadków produkcja drewna i funkcja ochrony przyrody są względem siebie konkurencyjne, zatem intensyfikacji jednej z nich towarzyszyć będzie obniżenie poziomu realizacji drugiej, wobec czego osiągnięcie zamierzonego celu ochronnego w szczególnych przypadkach wymaga stałego lub okresowego odstąpienia od prowadzenia działań gospodarczych w lesie (Klocek, Płotkowski 1997).

Zgodna z oczekiwaniami społecznymi intensyfikacja ochronnych funkcji lasu wiąże się z nieodpłatnym dostarczaniem konsumentom określonych korzyści. Jednocześnie ograniczeniu ulega gospodarce użytkowanie lasu i, co za tym idzie, zmniejszenie dochodów z produkcji i sprzedaży drewna. Utracone w ten sposób przychody określane są kosztami alternatywnymi (ang. opportunity costs) ochrony przyrody w lasach (Klocek 1998; Glück 2000). Brak zachęt rynkowych do dostarczania dóbr publicznych prowadzi do obniżenia ich podaży, bowiem z punktu widzenia posiadaczy lasów nie istnieje argument ekonomiczny przemawiający za taką zmianą prowadzenia gospodarki leśnej, która sprzyjałaby intensyfikacji funkcji pozaprodukcyjnych lasu (Krott 2005). Ponieważ korzyści z zachowania różnorodności biologicznej czerpie całe społeczeństwo, powszechne wśród ekonomistów jest przekonanie, że obowiązek zapewnienia właściwej podaży dóbr publicznych spoczywa na państwie (Stiglitz 2004), które tworząc strukturę instytucjonalną oraz podejmując interwencję z wykorzystaniem różnorodnych instrumentów, może skłonić lub motywować posiadaczy lasów do podejmowania określonych działań służących zachowaniu i ochronie przyrody.

Działania państwa zmierzające do rozwiązania problemu zawodności rynku związanej z dostarczaniem dóbr publicznych, w tym pozaprodukcyjnych funkcji lasów, można zaliczyć do jednej z czterech wymienionych poniżej kategorii:

- produkcji prywatnej poddanej regulacji państwa,
- bezpośredniej produkcji publicznej (podaż dóbr publicznych przez państwo),
- produkcji prywatnej połączonej z podatkami i subsydiami wspierającymi określone rodzaje działalności,

– kształtowania ram instytucjonalnych do tworzenia rynków (Merlo, Rojas Briales 2000; Sterner 2003).

Dopełnienie wymienionych powyżej rozwiązań mogą stanowić również środki perswazyjne i informacyjne polityki leśnej (Merlo, Rojas Briales 2000). Z uwagi na uzupełniający charakter nie zostały one jednak tu omówione.

2. Prawna regulacja produkcji dóbr publicznych

Jedynym podmiotem dysponującym możliwością wprowadzania regulacji prawnych w formie nakazów, zakazów i ograniczeń jest państwo (Doremus 2003). W systemie gospodarki rynkowej rola prawa jest zasadniczo ograniczona do tworzenia warunków służących nieskrępowanemu funkcjonowaniu mechanizmów rynkowych przy pomocy instytucji prawnych: ochrony własności, swobody umów, wolności gospodarczej, wolnej i uczciwej konkurencji czy zasady równości. Obok ogólnej regulacji stosunków gospodarczych, pojawia się jednak również rola „korekcyjna”, służąca zapobieganiu występowaniu defektów rynku i uzasadniająca interwencję państwa w celu poprawy efektywności alokacyjnej (Strzyczkowski 2010).

Regulacje prawne stanowią powszechny i najwcześniejszy stosowany instrument ochrony przyrody w lasach. Najstarsze unormowania związane z ochroną środowiska przyrodniczego w lasach w Polsce, dotyczące ograniczenia karczunków, pochodzą z XII wieku. W kolejnych wiekach następował rozwój przepisów ograniczających nadmierną eksploatację zasobów przyrodniczych, zarówno poszczególnych gatunków zwierząt leśnych (np. Dekret między p. starostą sochaczewskim a poddanymi wsi Jaktorowa z 1597 r. służący ochronie turów), jak i roślin (np. Statut Warcki Władysława Jagiełły z 1423 r. obejmujący ochroną cisa), a także całych obszarów leśnych, np. konstytucje sejmowe uchwalane w wiekach XVI–XVIII czy Uniwersał Stanisława Augusta z 1778 r. o lasach (Heymanowski 1986; Radecki 2006). W czasach najnowszych prawna ochrona przyrody na ziemiach polskich jest wyznaczana czterema ustawami o ochronie przyrody z lat 1934, 1949, 1991 oraz 2004.

Pierwsza polska ustawa o ochronie przyrody, z dnia 10 marca 1934 roku (Dz.U.R.P. z 1934 r. nr 31 poz. 274), miała charakter konserwatorski. W myśl ustawy ochronie podlegały twory przyrody – ziemia, formy jej ukształtowania i formacje, jaskinie, wody stojące i płynące, wodospady, brzegi tych wód, minerały i kamieniośląki, oraz zwierzęta, rośliny, zarówno gatunki i pojedyncze osobniki, jak i okazy, których zachowanie leżało w interesie publicznym ze względów naukowych,

estetycznych, historycznych, pamiątkowych, i które władza państwowa uznała za podlegające ochronie. Ochrona przyrody mogła polegać m.in. na: czasowych lub nieograniczonych w czasie zakazach dokonywania bez zezwolenia władzy państwowej wszelkich lub istotnych zmian w przedmiocie lub w jego otoczeniu, używania i użytkowania przedmiotu, ścinania drzew, niszczenia roślin czy też na ograniczeniu dostępu do danego obszaru, z wyjątkiem jego właściciela, użytkownika i posiadacza oraz ich służby i domowników, a także na wykonaniu przez władze państwowe prac i urządzeń ochronnych, m.in. zalesienia obszaru, zasadzenia lub zasiania roślin i in.

W ustawie o ochronie przyrody z dnia 7 kwietnia 1949 roku (Dz.U. z 1949 r. nr 25 poz. 180) znalazły się rozwiązania o charakterze mieszanym, konserwatorsko-biocenotycznym. Ochrona przyrody w rozumieniu ustawy oznaczała zachowanie, restytuowanie i właściwe użytkowanie:

1) zasobów przyrody;

2) tworów przyrody żywej i nieożywionej, tak poszczególnych okazów i ich skupień, jak i zbiorowisk na określonych obszarach oraz gatunków roślin i zwierząt, których ochrona leży w interesie publicznym ze względów naukowych, estetycznych, historyczno-pamiątkowych, zdrowotnych i społecznych oraz ze względu na swoiste cechy krajobrazu. Poddanie pod ochronę następowało przez uznanie za pomniki przyrody, uznanie za rezerваты przyrody, tworzenie parków narodowych oraz wprowadzenie ochrony poszczególnych gatunków roślin i zwierząt. W odniesieniu do tych form mogły zostać wprowadzone ograniczenia polegające m.in. na:

– czasowym lub nieograniczonym w czasie zakazie dokonywania wszelkich lub istotnych zmian przedmiotów,

– zakazie używania, użytkowania, uszkodzenia i zanieczyszczenia przedmiotów lub terenów,

– zakazie polowania, rybołówstwa, chwytania i zabijania dziko żyjących zwierząt, zbioru z dzikiego stanu niektórych roślin leczniczych lub ich części oraz niszczenia lub uszkodzenia drzew i innych roślin,

– regulowaniu dostępu do określonych przedmiotów lub określonych terenów, wyjąwszy ich właścicieli, użytkowników i posiadaczy oraz ich domowników i najemnych pracowników.

Ustawa o ochronie przyrody z dnia 16 października 1991 roku (Dz. U. z 1991 r. nr 114 poz. 492) zdefiniowała ochronę przyrody jako zachowanie, właściwe wykorzystanie oraz odnawianie zasobów i składników przyrody, w szczególności dziko występujących roślin i zwierząt oraz kompleksów przyrodniczych i ekosystemów. Wprowadziła ona nowe, obok tych ustanowionych na mocy ustawy o ochronie przyrody z 1949

roku, formy ochrony przyrody – parki krajobrazowe, obszary chronionego krajobrazu, stanowiska dokumentacyjne, użytki ekologiczne oraz zespoły przyrodniczo-krajobrazowe – tworzące krajowy system wzajemnie uzupełniających się form ochrony przyrody. Ochrona przyrody opierała się na systemie zakazów i ograniczeń wprowadzanych aktami prawnymi powołującymi poszczególne formy ochrony przyrody (Radecki 2006).

Ustawa z 1991 roku w ciągu dekady była dziesięciokrotnie nowelizowana, a następnie zastąpiona nową ustawą z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (Dz.U. z 2004 r. nr 92 poz. 880). Główną przesłanką do przyjęcia nowego aktu prawnego było dostosowanie prawa polskiego do prawa Unii Europejskiej. Ustawę pod koniec 2008 roku istotnie znowelizowano na mocy przepisów ustawy z dnia 3 października 2008 r. o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko (Dz.U. z 2008 r. nr 199 poz. 1227) oraz ustawy z dnia 3 października 2008 r. o zmianie ustawy o ochronie przyrody oraz niektórych innych ustaw (Dz.U. z 2008 r. nr 201 poz. 1237). Celem nowelizacji było wprowadzenie w przepisach ustawy o ochronie przyrody i innych ustaw zmian pozwalających na lepszą implementację dyrektywy Rady 79/409/EWG z dnia 2 kwietnia 1979 r. w sprawie ochrony dzikiego ptactwa (tzw. dyrektywy ptasiej) i dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory (tzw. dyrektywy siedliskowej), usprawnienie zarządzania obszarami Natura 2000 oraz zapewnienie właściwego nadzoru przez organy wydające decyzje dotyczące regulowania korzystania z zasobów środowiska.

Szereg regulacji służących ochronie przyrody w lasach zawarto również w aktach prawa bezpośrednio dotyczących leśnictwa. Przykład można znaleźć już w przedwojennych przepisach prawa, m.in. w Rozporządzeniu Prezydenta Rzeczypospolitej Polskiej z dnia 24 czerwca 1927 r. o zagospodarowaniu lasów nie będących własnością państwa (Dz.U. nr 57 poz. 504), wprowadzającym kategorię lasów ochronnych. Rozporządzenie uznawało za lasy ochronne, obok m.in. lasów chroniących glebę przed zmywaniem i wyjąłowieniem czy też utrwalających ruchome piaski i strome brzegi, również lasy mające specjalne znaczenie przyrodniczo-naukowe. W lasach ochronnych zabroniona była zmiana uprawy leśnej na inny rodzaj użytkowania, a także możliwe było wprowadzenie przez właściwą władzę zakazu zakładania zrębów zupełnych, karczowania pni i korzeni, a także wypasu zwierząt gospodarskich i innego użytkowania ubocznego.

Regulacje prawne, choć są powszechnie stosowane dla osiągnięcia celów ochrony przyrody, mają liczne man-

kamenty, przejawiające się m.in. w stosunkowo niskiej skuteczności, gdy nie są one poparte odpowiednimi sankcjami. Nałożenie sankcji za łamanie przepisów ochronnych wiąże się natomiast z koniecznością rozbudowy aparatu nadzoru i kontroli ich przestrzegania, co z kolei pociąga za sobą wysokie koszty wprowadzania regulacji w życie (Klocek 1998; Tikka 2003). Polasky i in. (1997) w tym kontekście zwracają uwagę na zjawisko tzw. iluzji fiskalnej, polegające na niepełnym uwzględnieniu lub ukryciu rzeczywistych kosztów wprowadzenia danego przepisu w życie.

Nieskuteczność instrumentów prawnych, szczególnie różnego rodzaju ograniczeń, zakazów i nakazów, wynika w znacznej mierze z niekorzystnego ich odbioru przez właścicieli nieruchomości objętych regulacjami, którzy zobowiązani są do ponoszenia dodatkowych kosztów i akceptacji ograniczeń przy jednoczesnym braku jakichkolwiek korzyści wynikających z ograniczenia działalności szkodliwej dla danego gatunku lub siedliska bądź z podjęcia nakazanych działań ochronnych (Doremus 2003; Michael 2003). Problem ten, jak zauważa Glück (2000), można jednak w pewnym stopniu rozwiązać, jeżeli adresaci przepisów prawa zostaną przekonani do ich sensu. Poziom akceptacji niektórych instrumentów regulacyjnych może być więc zwiększony dzięki zastosowaniu środków informacyjnych.

Skuteczność przepisów wprowadzanych w celu ochrony przyrody jest często ograniczona niepełną informacją o obiekcie podlegającym regulacji lub też zupełnym braku tej informacji (Polasky et al. 1997). Szczegółowa inwentaryzacja i uzyskanie danych o stanie środowiska przyrodniczego przez organ władzy wydający przepisy są często przedsięwzięciem bardzo kosztownym i trudnym do realizacji. Z kolei brak tego rodzaju danych w momencie wprowadzenia przepisów ochronnych podważa sens kontroli ich stosowania, ponieważ nie pozwala na stwierdzenie, czy regulacje są faktycznie przestrzegane (Mayer, Tikka 2006).

Dodatkowym problemem przy wprowadzaniu regulacji prawnych służących ochronie przyrody, szczególnie na gruntach prywatnych, jest tzw. problem inicjatora (ang. first-mover problem; zob. Young i Gunningham 1997), określane również „problemem 3-S” (ang. shoot, shovel and shut-up, tj. „strzel, sprzątnij i zamilknij”, por. Segerson 1997). Problem inicjatora wynika z asymetrii informacyjnej między właścicielem gruntu a organami władzy: właściciel gruntu, mając świadomość wysokiej wartości przyrodniczej posiadanych gruntów (np. występowania zagrożonych gatunków lub szczególnie cennych siedlisk) i wiedząc o planowanym wprowadzeniu radykalnych przepisów ochronnych, prowadzących do ograniczenia prowadzonej przez niego dotychczasowej działalności gospodarczej, skłonny jest do podjęcia działań nastawionych

na zlikwidowanie obiektu potencjalnej ochrony (np. celowego zniszczenia osobników zagrożonych gatunków lub radykalnej zmiany sposobu prowadzenia dotychczasowej działalności). Zniszczenie obiektów o wysokiej wartości przyrodniczej może więc nastąpić, zanim organ władzy uzyska informację o występowaniu na gruncie prywatnym obiektu chronionego i podejmie środki służące jego zachowaniu i ochronie (Young, Gunningham 1997; Segerson 1997; Stroup 1997).

Występowanie „problemu 3-S” potwierdzone zostało m.in. w latach 80. XX wieku w Północnej Karolinie w Stanach Zjednoczonych, gdzie właściciele lasów, obawiając się wprowadzenia na mocy federalnej ustawy o zagrożonych gatunkach zakazu użytkowania dojrzałych drzewostanów sosnowych, świadomie obniżali ich wiek rębności, nie dopuszczając do ukształtowania się warunków dogodnych do zasiedlenia obszaru przez dzięcioła skromnego (*Picoides borealis*), objętego ochroną ścisłą na mocy tego aktu prawnego (Lueck, Michael 2003).

Mimo wielu niedoskonałości instrumenty regulacyjne stanowią jednak niezbędne narzędzie realizacji polityki ochrony przyrody i bioróżnorodności. Argumentem przemawiającym za ich powszechnym stosowaniem jest istnienie granicy presji człowieka na dany ekosystem, której przekroczenie powoduje nieodwracalną utratę różnorodności biologicznej (tzw. efekt progowy, ang.: threshold effect). Brak wiedzy zarówno co do „umiejszczenia” tej granicy, jak i skutków jej przekroczenia, przemawia za wprowadzaniem stosownych regulacji, stanowiących w tym przypadku najbardziej efektywny instrument ochrony. W sytuacji bezpośredniego zagrożenia różnorodności biologicznej zdanie się wyłącznie na dobrowolne instrumenty ekonomiczne może być daleko niewystarczające i nie gwarantować ochrony najcenniejszych obiektów przyrodniczych (Perrings, Pearce 1994; Michael 2003).

3. Bezpośrednia podaż dóbr publicznych przez państwo

Bezpośrednia podaż dóbr publicznych przez państwo ułatwia ochronę przyrody poprzez wyznaczenie obszarów i stref ochrony cennych elementów przyrodniczych na gruntach państwowych (lub szerzej: publicznych). Od początków nowoczesnej ochrony przyrody w latach 60. XIX w. obszary chronione ustanawiane były przede wszystkim na gruntach państwowych. Za przykład może posłużyć utworzony w 1872 roku amerykański Park Narodowy Yellowstone, pierwszy obszar tej kategorii na świecie. Zarząd nad parkiem, ustanowionym jako „park publiczny lub teren

rekreacyjny dla pożytku i radości ludzi”, oraz odpowiedzialność za jego ochronę powierzono organom władz federalnych (Yellowstone Act 1872).

Świadomość szczególnej odpowiedzialności państwa za ochronę dziedzictwa przyrodniczego była obecna w Polsce od chwili odzyskania niepodległości w 1918 r. W trosce o zachowanie walorów przyrodniczych na obszarach leśnych rozpoczęto wydziałanie lasów ochronnych, parków narodowych, rezerwatów i pomników przyrody, przy czym zdecydowana większość obszarów chronionych (95% powierzchni) wyznaczana była w lasach państwowych. Proces ten był bardzo dynamiczny: w 1921 r. za ochronne uznanych było 39,8 tys. ha lasów, natomiast w 1934 r. powierzchnia ta wynosiła już 522,9 tys. ha (Broda 2000). Również zaczątek pierwszego parku narodowego, utworzone w 1921 r. leśnictwo „Rezerwat”, przekształcone w 1932 roku w Park Narodowy w Białowieży, powołano na gruntach będących w zarządzie Lasów Państwowych (Olaczek et al. 1996).

Obecnie w krajach europejskich większość obszarów o wysokim reżimie ochronnym położonych jest na gruntach publicznych. W niektórych krajach przepisy prawa dają możliwość tworzenia parków narodowych, rezerwatów przyrody lub podobnych form wyłącznie na gruntach publicznych, poza przypadkami, kiedy właściciel gruntu prywatnego sam wyrazi chęć włączenia jego nieruchomości w obręb obszaru chronionego. Taka sytuacja ma miejsce w przypadku tworzenia ścisłych rezerwatów przyrody i parków narodowych w Finlandii oraz rezerwatów przyrody w Belgii. W Szwecji i Islandii parki narodowe mogą być ustanawiane wyłącznie na terenach należących do państwa; prawo norweskie dopuszcza możliwość włączania gruntów prywatnych do parków narodowych jedynie w przypadkach, gdy stanowią one enklawy. W Wielkiej Brytanii tereny prywatne mogą być natomiast włączone do rezerwatu przyrody tylko za zgodą właściciela, po zawarciu stosownej umowy (Legal measures for the conservation 1996). W Polsce około 87% powierzchni parków narodowych należy do Skarbu Państwa (Ochrona środowiska 2008).

W celu objęcia ochroną szczególnie cennych obszarów państwo może skorzystać z możliwości przejęcia praw własności do gruntów. Wykup gruntów przez państwo na zasadzie dobrowolności jest uznawany za najprostsze rozwiązanie służące objęciu ochroną cennych przyrodniczo gruntów prywatnych, ponieważ stanowi jedynie standardową operację na rynku nieruchomości, charakteryzującą się ponadto niskimi kosztami transakcyjnymi. Jednocześnie wykup jest uznawany za jeden z najdroższych sposobów ochrony ekosystemów i z uwagi na ograniczenia budżetowe może być stosowany jedynie w ograniczonym roz-

miarze. Problemem w korzystaniu przez państwo z możliwości kupna gruntów jest również dobrowolny charakter transakcji (Michael 2003). Alternatywą dla takiej sytuacji jest wywłaszczenie za odszkodowaniem, stanowiące skuteczny sposób objęcia ochroną szczególnie wartościowych obszarów, jednak bardzo niepopularne z politycznego punktu widzenia i z tego względu stosowane wyłącznie w wyjątkowych sytuacjach (Doremus 2003; Mayer, Tikka 2006).

Wykup gruntów dla celów ochrony przyrody jest instrumentem stosowanym niemal od początków nowoczesnej ochrony przyrody. Jako przykład można podać Danię, gdzie w 1903 roku na wykupionych przez państwo wrzosowiskach w zachodniej Jutlandii utworzony został rezerwat naukowy w celu przekazania tego terenu w stanie pierwotnym przyszłym pokoleniom. Podobne inicjatywy rząd Danii podejmował również wcześniej, m.in. wykupując w 1901 roku 214 ha gruntów, na których znajdowała się ruchoma wydma (Wiśniewski, Gwiazdowicz 2009). Również w Polsce przy tworzeniu Pienińskiego Parku Narodowego w latach 1928–1930 Skarb Państwa nabył od Zygmunta Dziewolskiego, właściciela Krościenka, około 760 ha lasów obejmujących masyw Trzech Koron, Dolinę Pienińskiego Potoku i Pieninki, w tym 260 ha lasów na grzbiecie Sokolicy i Czerteża. Łącznie na cały zakup wydano około miliona złotych, co odpowiadało równowartości około 112 tys. dolarów amerykańskich lub 169 kg czystego złota i stanowiło bardzo poważne obciążenie dla budżetu państwa. Transakcja pozwoliła na powołanie w 1932 roku Pienińskiego Parku Narodowego jako jednostki Lasów Państwowych (Dąbrowski 1982).

4. Subwencje i dotacje

Subwencje i dotacje stanowią zewnętrzną pomoc finansową skierowaną do podmiotów gospodarczych, udzielaną na zasadach nie wynikających z mechanizmu rynkowego, lecz określonych przez cele aktualnie realizowanej polityki państwa (Poskrobko, Ejdyś 2005). Subwencjonowanie (dotowanie) przez państwo efektów zewnętrznych zaproponowane zostało po raz pierwszy w 1919 roku przez A. C. Pigou. Uznał on, że w celu osiągnięcia optymalnej równowagi rynkowej w rozumieniu Pareto należy zmniejszyć rozbieżność między korzyścią prywatną a społeczną, będącą wynikiem występowania efektów zewnętrznych, przysznając podmiotowi dostarczającemu pozytywne efekty zewnętrzne odpowiednią subwencję, której wysokość odpowiadałaby krańcowej korzyści zewnętrznej. W odniesieniu do negatywnych efektów zewnętrznych korygującą rolę odgrywałby natomiast stosowny podatek, określamy mianem podatku Pigou (Sternier 2003; Żylicz 2004).

Wywodząca się z idei podatku Pigou zasada „zanieczyszczający płaci” (ang. polluter pays principle) oraz odnosząca się do pozytywnych efektów zewnętrznych zasada „beneficjent płaci” (ang. beneficiary pays principle), w przypadku dóbr publicznych przyjmuje postać zasady „dostarczający zarabia” (ang. provider gets principle). W odniesieniu do pozaprodukcyjnych funkcji lasu oznacza to określenie przez państwo właściwego poziomu podaży dóbr publicznych gospodarki leśnej oraz sfinansowanie ich produkcji (Merlo, Rojas Briales 2000).

Krott (2005) stosuje podział dotacji na wsparcie finansowe (ang. financial support) i rekompensaty (ang. compensatory payments). Pierwszy przypadek dotyczy transferów pieniężnych przekazywanych przez państwo prywatnym lub publicznym podmiotom w celu wsparcia wybranych działań odpowiadających celom polityki społeczno-gospodarczej. W stosunku do ochrony przyrody w lasach wsparcie finansowe dotyczyć może między innymi wydatków inwestycyjnych bądź utrzymania służb ochrony przyrody. Rekompensaty są natomiast transferami służącymi wyrównaniu obciążeń wynikających z podejmowania działań nakazanych przez państwo i łączą w sobie instrument ekonomiczny z regulacyjnym, jak ma to przykładowo miejsce w przypadku odszkodowania za szkody wyrządzone przez zwierzęta objęte ochroną (por. Polasky et al. 1997). W Polsce ustawa o lasach przewiduje dotacje celowe z budżetu państwa na zadania zlecone przez administrację rządową jedynie w odniesieniu do Państwowego Gospodarstwa Leśnego Lasy Państwowe. Obecnie do związanych z ochroną przyrody działań zleconych objętych tą dotacją należy w szczególności:

- wykup lasów i gruntów do zalesień oraz ich rekultywacja, a także wykup innych gruntów w celu zachowania ich przyrodniczego charakteru,

- opracowanie i realizacja planów ochrony dla rezerwatów przyrody znajdujących się w zarządzie Lasów Państwowych,

- ochrona gatunkowa roślin i zwierząt,

- sprawowanie nadzoru nad obszarami wchodzącymi w skład sieci Natura 2000 (Dz.U. z 1991 r. nr 101 poz. 444 z późn. zm.).

Poza dotacjami celowymi z budżetu państwa możliwe są dotacje z ekologicznych funduszy celowych. Największe znaczenie ma wsparcie udzielane przez Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej (Kaliszewski 2007).

Zgodnie z inną klasyfikacją wsparcia finansowego wyróżnia się subwencje bezpośrednie i pośrednie. Do pierwszej grupy należą instrumenty pozwalające na adresowanie wsparcia bezpośrednio do podmiotu, który się o nie ubiega, a mające z reguły charakter pomocy bezzwrotnej. W grupie subwencji pośrednich wyróżnia

się m.in. finansowanie z zastosowaniem preferencji fiskalnych: odpisów, ulg i zwolnień podatkowych oraz preferencji w wymiarze podstawy opodatkowania (Poskrobko, Ejdys 2005).

Badania przeprowadzone przez Shine (2005) wskazują, że preferencje fiskalne służące ochronie przyrody są instrumentem stosunkowo rzadko stosowanym w krajach europejskich, w przeciwieństwie do krajów Ameryki Północnej i Australii. Ponadto w wielu krajach Europy istniejące ulgi i zwolnienia podatkowe są nie-spójne z ogólnym systemem finansowania ochrony środowiska przyrodniczego.

Najczęściej stosowanymi preferencjami podatkowymi służącymi ochronie przyrody są ulgi i zwolnienia z podatku gruntowego (ewentualnie innego podatku od nieruchomości) na obszarach chronionych. Podatki te z reguły stanowią dochód własny jednostek samorządu lokalnego, a więc ulgi i zwolnienia z tej daniny pośrednio obciążają budżety gmin, powiatów lub innych lokalnych jednostek terytorialnych. W niektórych krajach utracone w ten sposób dochody samorządów rekompensowane są subwencjami z budżetu centralnego (Shine 2005).

W Polsce stosowanie preferencji podatkowych w odniesieniu do obszarów leśnych pełniących szczególne funkcje społeczne i przyrodnicze jest stosowane od wielu dziesięcioleci. Już w 1927 roku, na mocy Rozporządzenia Prezydenta Rzeczypospolitej Polskiej o zagospodarowaniu lasów nie będących własnością państwa (Dz.U. z 1927 r., nr 57 poz. 504 z późn. zm.), lasy ochronne zwolnione zostały „od państwowych podatków gruntowych i opartych na nich danin samorządowych”. Również obecnie, na mocy przepisów ustawy o podatku leśnym z 2002 roku (Dz.U. z 2002 r. nr 200 poz. 1682), z podatku leśnego zwolnione są użytki ekologiczne, a dla lasów ochronnych oraz lasów wchodzących w skład rezerwatów przyrody i parków narodowych stawka podatku leśnego ulega obniżeniu o 50%.

Zaletą omawianego instrumentu jest brak bezpośredniej konkurencyjności z instrumentami wymagającymi wsparcia finansowego z budżetu państwa. Nie będąc przedmiotem politycznie uwarunkowanych decyzji o podziale środków budżetowych, ulgi i zwolnienia podatkowe oferują bardziej stabilne wsparcie niż dotacje bezpośrednie. Z drugiej jednak strony powodują one zmniejszenie bazy podatkowej i potencjalnych dochodów beneficjentów danego podatku, szczególnie w przypadku wysokiego stopnia partycypacji podatników. Biorąc pod uwagę fakt, iż instrument ten z reguły stosowany jest w odniesieniu do podatków gruntowych, stanowiących dochody własne samorządów lokalnych, zbyt szerokie jego używanie może budzić niechęć lokalnych organów władz do wyznaczania nowych obszarów chronionych i stanowić źródło konfliktów

wywołanych nadmiernymi obciążeniami finansowymi społeczności lokalnych. Słabą stroną subwencji pośrednich jest również niewielka precyzja w osiąganiu konkretnych celów ochronnych, a więc również niska efektywność, w porównaniu z bezpośrednimi dotacjami, skierowanymi na realizację konkretnych projektów (Mountford, Keppler 1999; Shine 2005; Mayer, Tikka 2006).

Również stosowanie bezpośrednich dotacji i subwencji nie jest rozwiązaniem w pełni doskonałym, mimo że pozwala na wywiązanie się państwa z obowiązku zapewnienia społeczeństwu dóbr publicznych. Do wad tych instrumentów zalicza się niezadowalającą efektywność wydawanych środków finansowych, brak związku między konsumentami dóbr publicznych a gospodarką leśną, a więc brak zachowania zasady „korzystający płaci”, oraz istnienie ryzyka zgłaszania przez niektóre grupy społeczne nadmiernego popytu na funkcje publiczne i do korzystania z nich w stopniu większym, niż miałyby to miejsce w sytuacji bezpośredniej odpłatności (Klocek 1999; Mountford, Keppler 1999).

5. Kształtowanie warunków do urynkowania dóbr publicznych

Możliwość urynkowania danego dobra zależy od tego, w jakim stopniu jest ono konkurencyjne w konsumpcji oraz, na ile możliwe jest wykluczenie z korzystania z niego. Niektóre dobra publiczne (ściślej: mieszane dobra publiczne) w pewnych okolicznościach mogą być przekształcone w dobra klubowe (tj. charakteryzujące się niekonkurencyjnością konsumpcji przy możliwości ograniczenia użytkowników z korzystania z dobra do ściśle określonej grupy) i stać się przedmiotem wymiany rynkowej. Przykładem jest możliwość spaceru po lesie, stanowiąca sama w sobie dobro publiczne, która może zostać przekształcona w dobro klubowe, jeżeli trasa spaceru zostanie wyposażona w urządzenia służące rekreacji, za korzystanie z których możliwe będzie pobieranie opłat. Jednakże w większości przypadków dotyczących ochrony przyrody w lasach tego rodzaju przekształcenia nie są możliwe lub są bardzo trudne (Glück 2000; Sterner 2003).

Pełne finansowanie przez rynek efektów zewnętrznych gospodarstwa leśnego, będących równocześnie dobrami publicznymi, wymagałoby zinternalizowania tych efektów, czyli włączenia ich do rachunku kosztów i wyników, a następnie podporządkowania ich prawu podaży i popytu. Skutkiem takiego działania byłaby zmiana praw własności dotychczasowych efektów zewnętrznych i transformacja dóbr publicznych w prywatne, użytkowane jedynie przez tych, którzy za

korzystanie z nich zapłacili (Klocek 1999). W praktyce jednak wyłączenie z korzystania z większości poza-produkcyjnych funkcji lasu nie jest możliwe lub jest kosztowne, co powyższe rozważania czyni czysto teoretycznymi.

Na konieczność dobrego określenia praw własności w odniesieniu do środowiska przyrodniczego zwraca uwagę P. Glück (1995) w kontekście ustalenia podmiotu ponoszącego koszty ochrony przyrody. Zdaniem tego autora, wychodząc z radykalnego „prywatnego” pojęcia praw własności i przyjmując, że właściciel lasu, zgodnie z zamierzonym i realizowanym celem, może dowolnie rozporządzać lasem wraz ze wszystkimi żyjącymi w tym lesie roślinami i zwierzętami, kosztami ochrony przyrody należy obciążyć społeczeństwo, które chcąc zachować walory przyrodnicze danego obszaru, musi zrekompensować właścicielowi lasu poniesione przez niego straty. Zgodnie ze skrajnie odmiennym „podejściem ekologicznym” walory przyrodnicze (np. rzadkie i zagrożone gatunki) nie należą do właściciela lasu, ponieważ są częścią dziedzictwa całego społeczeństwa. W konsekwencji przyjmuje się, że zagospodarowanie lasu jest co do zasady poddane ograniczeniom służącym zachowaniu dziedzictwa przyrodniczego, a więc nie musi być przedmiotem rekompensaty dla właściciela lasu. Przykład ten pokazuje, że od specyficznego ujęcia praw własności i ich instytucjonalnej realizacji zależy, kto jest sprawcą, a kto dotkniętym efektami zewnętrznymi (Glück 1995).

Rozwiązanie problemu efektów zewnętrznych na gruncie teorii ekonomii instytucjonalnej zaproponowane zostało w 1960 roku przez amerykańskiego ekonomistę R. Coase’a. Sformułował on twierdzenie mówiące, że jeżeli w sytuacji, w której występują efekty zewnętrzne, prawa własności są dobrze zdefiniowane, koszty transakcji (tj. koszty związane z tworzeniem i funkcjonowaniem rynku jako mechanizmu alokacji zasobów) są zerowe, egzekwowanie zawartych umów jest zapewnione przez władzę zewnętrzną oraz istnieje swobodnie wymienne dobro pełniące rolę miernika wartości (np. pieniądź), wówczas podmioty mogą osiągnąć porozumienie korzystne dla wszystkich stron bez interwencji państwa. Ponadto, jeżeli istnieje tylko jedno rozwiązanie maksymalizujące w danym przypadku dobrobyt społeczny, rozwiązanie to podmioty uzyskają niezależnie od początkowego rozkładu praw własności, a więc osiągnięta zostanie efektywna alokacja w rozumieniu Pareto. W sytuacji, gdy koszty transakcji są większe od zera, możliwość osiągnięcia najbardziej efektywnego rozwiązania za pomocą rynku (tj. w drodze dobrowolnej umowy) może zależeć od początkowego rozkładu praw własności, i z tego powodu prawa te powinny być tak określone, aby możliwe było uzyskanie najbardziej efektywnego rozwiązania (Coase 1960).

Dobre określenie praw własności w przypadku zasobów przyrodniczych oznacza spełnienie trzech zasadniczych warunków:

– wyraźnego i wyłącznego przypisania kosztów i korzyści wynikających z posiadania dobra jego właścicielowi (prywatnemu, publicznemu lub wspólnocie),

– zagwarantowania możliwości zbycia dobra na rzecz innego właściciela w drodze dobrowolnej wymiany (co stanowi motywację do zachowania i ochrony zasobów w czasie dłuższym niż aktualny właściciel sam spodziewa się je użytkować),

– zagwarantowania bezpieczeństwa dobra przed przejęciem przez inne osoby, podmioty gospodarcze lub państwo; jeżeli bowiem zasoby znajdują się pod kontrolą właściciela, będzie on skłonny raczej do ich ochrony i polepszania jakości niż do nadmiernej eksploatacji (Hanley et al. 1997).

W praktyce zastosowanie twierdzenia Coase'a w odniesieniu do ochrony przyrody nie jest w pełni możliwe ze względu na brak wyłączności właściciela lasu do dysponowania wszystkimi korzyściami wynikającymi z objęcia zasobów ochroną. Aby warunek ten został spełniony, musiałoby nastąpić zorganizowanie wszystkich podmiotów zainteresowanych korzystaniem z dobra i zawarcie stosownej umowy między nimi a właścicielem lasu, co z uwagi na cechy dobra publicznego nie jest możliwe.

Mimo wymienionych powyżej ograniczeń w praktycznym zastosowaniu twierdzenia Coase'a w „czystej” postaci stosowane jest rozwiązanie będące jego modyfikacją, a polegające na zawieraniu przez agencje i instytucje publiczne z posiadaczami lasów umów (kontraktów) na ochronę przyrody (Doremus 2003). Istota kontraktów ochronnych polega na alokacji praw własności do „funkcji ochronnych” danego obszaru poprzez wykup ich przez instytucję publiczną od posiadacza gruntu (właściciela lub innego podmiotu uprawnionego do zarządzania gruntem). Umowa ma charakter dobrowolny i jest zawierana na czas określony, a na jej podstawie posiadacz lasu ogranicza lub w ogóle zaprzestaje prowadzenia działań gospodarczych mogących mieć szkodliwy wpływ na ekosystem lub poszczególne gatunki roślin czy zwierząt, w zamian otrzymując rekompensatę za poniesione w związku z restrykcjami koszty i utracone korzyści. Kontrakt może również zobowiązywać właściciela gruntu do przeprowadzenia aktywnych zabiegów ochrony przyrody lub tolerowania ich przeprowadzenia przez inne podmioty. W wyniku zawartego porozumienia publiczna agencja nabywa jedynie pewien udział w prawach własności, natomiast sama nieruchomość pozostaje we władaniu dotychczasowego właściciela gruntu. Właściciel może sprzedać grunt objęty ochroną, jednak jego nabywca zobowiązany jest do respekto-

wania restrykcji ochronnych do czasu wygaśnięcia kontraktu. Po upływie okresu obowiązywania umowy możliwe jest ponowne podjęcie działalności gospodarczej na danym obszarze (Michael 2003; Güthler et al. 2005).

Kontrakty na ochronę przyrody w lasach stosowane są w wielu krajach. Przykładowo, w Niemczech, na podstawie § 8 federalnej ustawy z dnia 25 marca 2002 r. o ochronie przyrody i kształtowaniu środowiska (BNatSchG 2002), kraje związkowe są zobligowane do wprowadzenia przepisów pozwalających na zawieranie umów na ochronę przyrody (niem. *Vertragsnaturschutz*), jeżeli pozwalałyby one na osiągnięcie celu określonego w ustawie. Stronami umów w poszczególnych niemieckich krajach związkowych są jednostki administracji ochrony przyrody lub administracji leśnej oraz właściciele i posiadacze lasów. Z formalnego punktu widzenia zawierane mogą być trzy rodzaje porozumień: umowa publicznoprawna (np. w Szlezwiku-Holsztynie), umowa prywatna na podstawie kodeksu cywilnego (np. w Kraju Saary) oraz przyznanie, na wniosek posiadacza lasu, na mocy aktu administracyjnego środków finansowych na realizację określonych zadań (pojedyncze przypadki stosowane w przeszłości). Trzecia z wymienionych możliwości, z założenia, nie stanowi kontraktowej ochrony przyrody sensu stricto (Güthler et al. 2005).

Przyjęte w Niemczech rozwiązanie zakłada, że umowy na ochronę przyrody w lasach mogą być zawierane w przypadku większych ograniczeń w prowadzeniu gospodarki leśnej niż te wynikające z realizacji zasad dobrej praktyki leśnej lub w sytuacji konieczności przeprowadzenia przez posiadacza lasu aktywnych środków ochrony przyrody (np. pielęgnowania lasów odroślowych). Zasady dobrej praktyki leśnej, określone ogólnie jako działania pozwalające na „użytkowanie lasu mające na celu hodowlę lasów bliskich naturze, trwale zagospodarowanych bez zrębów zupełnych” oraz „z zachowanym wystarczającym udziałem zgodnych z siedliskiem roślin leśnych”, stanowią zatem punkt odniesienia dla tego rodzaju umów. Dodatkowym ograniczeniem stosowania tego instrumentu są restrykcje w użytkowaniu lasu wynikające z przepisów o ochronie przyrody, np. na obszarze rezerwatów przyrody lub w obrębie szczególnie chronionych biotopów, jako nie mające charakteru dobrowolnego, chyba że właściciel lasu podejmuje środki bardziej restrykcyjne niż nakazane przez prawo (Güthler et al. 2005).

Do największych zalet kontraktowej ochrony przyrody należy dobrowolny charakter podejmowanych działań, powierzenie odpowiedzialności za wypełnienie postanowień umowy posiadaczom nieruchomości, co w połączeniu z pozostawieniem prawa do dysponowania gruntem w rękach jego posiadacza ma szansę spotkać się

z dużą akceptacją i wolą współpracy z organami administracji publicznej. Korzystną cechą tego rodzaju porozumień jest również duża elastyczność, przejawiająca się możliwością precyzyjnego ukierunkowania podejmowanych działań i dostosowania ich do lokalnych warunków i szczególnych sytuacji. Z punktu widzenia właściciela nieruchomości sprzyjający jest również stosunkowo krótki okres obowiązywania umowy, wynoszący z reguły od 5 do 20 lat, oraz możliwość zrezygnowania z udziału w programie po wygaśnięciu porozumienia. Ponadto za dużą zaletę kontraktowej ochrony przyrody uznaje się możliwość objęcia ochroną cennych obszarów również w sytuacji braku środków finansowych pozwalających na wykup gruntów, stanowiący z reguły poważne obciążenie dla finansów publicznych (Michael 2003; Mayer, Tikka 2006).

Krótki czas obowiązywania postanowień ochronnych oraz możliwość wznowienia gospodarczego użytkowania gruntu stanowi jednak wadę instrumentu ze społecznego punktu widzenia. Na niekorzyść kontraktowej ochrony przyrody przemawia również trudność w objęciu ochroną najcenniejszych ekosystemów oraz zachowanie spójności sieci obszarów poddanych ochronie na podstawie dobrowolnych umów, co jest możliwe do osiągnięcia przy zastosowaniu instrumentów regulacyjnych (Mayer, Tikka 2006; Michael 2003).

Innym sposobem urynkowania efektów zewnętrznych jest certyfikacja gospodarki leśnej. Certyfikacja jest instrumentem rynkowym, opierającym się na założeniu, że produkty wyprodukowane zgodnie z zasadami trwałości i zrównoważonej gospodarki leśnej osiągną wyższą cenę rynkową (uzyskają tzw. premię rynkową) względem cen podobnych produktów nie posiadających certyfikatu. Certyfikacja przeprowadzana jest przez niezależną instytucję, kontrolującą zgodność gospodarczej praktyki leśnej ze standardami przyjętymi w ramach danego systemu certyfikacji. Wydany przez tę instytucję certyfikat służy potwierdzeniu, że gospodarka leśna uwzględni określone aspekty środowiskowe, społeczne i ekonomiczne (Krott 2005). Główną przesłanką rozwoju systemów certyfikacji była poprawa sposobu zagospodarowania lasów w strefie tropikalnej (Siry et al. 2005).

Certyfikacja gospodarki leśnej pozwala na usunięcie niedoskonałości rynku wynikających z asymetrii informacyjnej między sprzedającymi i kupującymi produkty leśne, związanej z wpływem działań gospodarczych na stan środowiska leśnego. Aby system certyfikacji mógł być skuteczny, musi być wiarygodny dla nabywców produktów leśnych, a jego kryteria i standardy muszą być zgodne z przyjętymi zasadami trwałości i zrównoważonej gospodarki leśnej. Warunkiem efektywności systemu jest również wdrożenie wiarygodnych procedur

monitoringu działań podlegających certyfikacji. Musi on również oferować podmiotom poddającym się certyfikacji premię rynkową lub inne korzyści uzasadniające ponoszenie kosztów związanych z dostosowaniem działalności gospodarczej do wymogów systemu certyfikacji i prowadzeniem audytów (van Kooten et al. 2005).

Mimo obiecujących założeń teoretycznych, dotychczasowe doświadczenia w zakresie certyfikacji leśnej rodzą wiele wątpliwości co do praktycznej skuteczności tego instrumentu i jego pozytywnych efektów rynkowych. Obecnie na świecie różnymi systemami certyfikacji objętych jest około 124 mln ha lasów, co stanowi 3,2% całkowitej powierzchni leśnej, jednakże aż 93% powierzchni lasów certyfikowanych znajduje się w Europie i w Ameryce Północnej (Rametsteiner, Simula 2003; Kollert, Lagan 2007). W posiadaniu certyfikatu są głównie właściciele i zarządcy lasów w krajach, w których jakość gospodarki leśnej jest zasadniczo satysfakcjonująca i nie zagrażająca trwałości lasów. Oznacza to w praktyce nakładanie się certyfikacji na istniejące już instrumenty regulacyjne i strukturę instytucjonalną powołaną do nadzoru nad przestrzeganiem prawa leśnego, a przez to zmniejszenie wynikających z niej korzyści netto (Siry et al. 2005).

Dyskusyjna jest również kwestia rzeczywistej możliwości uzyskania przez posiadaczy certyfikowanych lasów premii rynkowej za surowiec drzewny wyprodukowany zgodnie ze standardami trwałości gospodarki leśnej (Rametsteiner 2000). Aby certyfikacja gospodarki leśnej mogła znaleźć uzasadnienie ekonomiczne, premia musiałaby pokrywać przynajmniej koszty poniesione na dostosowanie gospodarki leśnej do standardów danego systemu certyfikacji oraz koszty samego procesu certyfikacji (Rametsteiner, Simula 2003). Odpowiedź na pytanie, czy (i ewentualnie w jakim stopniu) odbiorcy produktów leśnych są gotowi do płacenia premii rynkowej, nie jest jednak jednoznaczna. Kollert i Lagan (2007) przytaczają liczne wyniki wskazujące, że konsumenci w Europie i Stanach Zjednoczonych kupujący drewno tropikalne wyprodukowane zgodnie z zasadą zachowania trwałości lasów gotowi są do poniesienia z tego tytułu dodatkowych kosztów w wysokości od 2 do 30%. Uzyskane przez tych autorów wyniki pokazują, że w praktyce ceny certyfikowanego drewna tropikalnego sprzedawanego w Malezji mogą być nawet o 56% wyższe niż w przypadku drewna z lasów nieobjętych certyfikacją.

Wyniki badań przytoczone przez innych autorów pokazują natomiast, że premia rynkowa jest niewielka lub w ogóle nie występuje (Rametsteiner, Simula 2003; Siry et al. 2005; van Kooten et al. 2005). Studia przeprowadzone w Niemczech wskazują, że konsumenci zwracają uwagę na certyfikowane produkty, jednakże

jedynie 1/3 nabywców jest gotowa zapłacić za nie cenę wyższą o ponad 5%. Z kolei według niektórych badań brytyjskich i amerykańskich premia rynkowa w praktyce nie istnieje (Sedjo, Swallow 2002; por. Kollert, Lagan 2007). Ponadto w rozważaniach na temat potencjalnych dochodów za certyfikowany surowiec drzewny pomijany jest często fakt, że beneficjentami premii w rzeczywistości wcale nie muszą być posiadacze lasów (Kollert, Lagan 2007).

6. Podsumowanie

W praktyce realizacja ochrony przyrody odbywa się za pomocą bardzo różnorodnych środków, bowiem żaden instrument nie jest wystarczająco elastyczny i uniwersalny, by móc sprostać wszystkim naciskom wywieranym na środowisko przyrodnicze w różnych warunkach ekologicznych, społecznych, gospodarczych i instytucjonalnych. Sterowanie różnorodnością biologiczną odbywa się przy wykorzystaniu całego zestawu instrumentów, zgodnie z zasadą, że im bardziej złożony jest obiekt zarządzania, tym szerszy i bardziej złożony musi być zestaw narzędzi sterujących. Takie postępowanie pozwala na ograniczenie ryzyka nieosiągnięcia celów ochrony przyrody (Young, Gunningham 1997).

Instrumenty regulacyjne powinny stanowić podstawę dla działań ochronnych, jednakże efektywna realizacja ochrony przyrody w lasach nie może odbyć się z pominięciem ekonomicznych instrumentów motywacyjnych (Frank, Müller 2003; Horne et al. 2004; Güthler et al. 2006; Mayer, Tikka 2006). Zachęty ekonomiczne służą bowiem zmianie nastawienia właścicieli i użytkowników gruntów oraz społeczności lokalnych do ochrony przyrody oraz mają charakter dobrowolny (Güthler et al. 2006). Dobrowolne instrumenty motywacyjne dają możliwość realizacji polityki ochronnej w sposób bardziej efektywny kosztowo, niż ma to miejsce w przypadku innych instrumentów. Są one z reguły akceptowane przez posiadaczy lasów oraz społeczności lokalne, przez co mogą być bardziej skuteczne niż tradycyjna polityka ochrony przyrody (Frank, Müller 2003; Horne et al. 2004).

Literatura

- Acocella N. 2002. Zasady polityki gospodarczej. Warszawa, Wydawnictwo Naukowe PWN. ISBN 83-01-13821-1, 594 s.
- BNatSchG 2002. Gesetz vom 25. März 2002 über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz), zuletzt geändert durch Artikel 3 des Gesetzes vom 22. Dezember 2008 BGBl. I S. 2986; BGBl. I 2002, S. 1193.
- Broda J. 2000. Historia leśnictwa w Polsce. Poznań, Wydawnictwo Akademii Rolniczej im. Augusta Cieszkowskiego. ISBN 83-7160-216-2, 368 s.
- Coase R. H. 1960. The Problem of Social Cost. *Journal of Law and Economics*, 3 (1): 1–44.
- Dąbrowski P. 1982. Droga do parku narodowego. *Aura*, 7: 11–13.
- Doremus H. 2003. A policy portfolio approach to biodiversity protection on private lands. *Environmental Science and Policy*, 6: 217–232.
- Fiedor B. (red.) 2002. Podstawy ekonomii środowiska i zasobów naturalnych. Warszawa, Wydawnictwo C.H. Beck. ISBN 83-7110-868-0, 499 s.
- Frank G., Müller F. 2003. Voluntary approaches in protection of forests in Austria. *Environmental Science & Policy*, 6: 261–269.
- Glück P. 1995. Naturschutz durch Marktanzreize. *Osterreichische Forstzeitung*, 10: 19–22.
- Glück P. 2000. Policy means for ensuring the full value of forests to society. *Land Use Policy*, 17: 177–185.
- Güthler W., Market R., Häusler A., Dolek M. 2005. Vertragsnaturschutz im Wald. Bundesweite Bestandsaufnahme und Auswertung. BfN-Skripten 146, Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg. 179 s.
- Hanley N., Shogren J. F., White B. 1997. Environmental economics in theory and practice, Macmillan Press Ltd., Houndmills, Basingstoke, Hampshire and London. ISBN 0-333-58235-7, 464 s.
- Heymanowski K. 1986. Prawne i organizacyjne uwarunkowania lasów objętych ochroną przyrody w Polsce (na tle rysu historycznego), *Sylvan*, 6: 1–12.
- Horne P., Oviskainen V., Koskela T. 2004. Economic and social implications of incentive based policy mechanisms in biodiversity conservation. Proceedings of the Conference on Policy Instruments for Safeguarding Forest Biodiversity – Legal and Economic Viewpoints, The Fifth International BIOECON Conference 15th–16th January 2004, House of Estates, Helsinki. ISBN 951-40-1927-X, 168 s.
- Kaliszewski A. 2007. Rola Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej we wspieraniu działalności Lasów Państwowych na tle dofinansowania z budżetu państwa. *Leśne Prace Badawcze*, 3: 81–97.
- Klimczak B. 2006. Mikroekonomia. Wrocław, Wydawnictwo Akademii Ekonomicznej im. Oskara Langego we Wrocławiu. ISBN 83-7011-794-5, 450 s.
- Kłoczek A. 1998. Pozaprodukcyjne funkcje lasu – dobra publiczne gospodarki leśnej. *Sylvan*, 11: 5–21.
- Kłoczek A. 1999. Pozaprodukcyjne funkcje lasu jako publiczne świadczenia gospodarki leśnej oraz stany jej równowagi. *Sylvan*, 12: 5–19.
- Kłoczek A., Płotkowski L. 1997. Las i jego funkcje jako dobro publiczne. w: Kongres Leśników Polskich. Materiały i dokumenty. T. II, cz. 2. (red. T. Borecki) Warszawa, Agencja Reklamowo-Wydawnicza A. Grzegorzcyk. s. 149–169.
- Kollert W., Lagan P. 2007. Do certified tropical logs fetch a market premium? A comparative price analysis from Sabah, Malaysia. *Forest Policy and Economics*, 9: 862–868.
- Krott M. 2005. Forest Policy Analysis. Dodrecht, Springer. ISBN 1-4020-3478-4, 323 s.
- Legal measures for the conservation of natural areas. 1996. Nature and environment, 82. Council of Europe, ISBN 978-92-871-3070-9, 131 s.

- Lueck D., Michael J. A. 2003. Preemptive habitat destruction under the Endangered Species Act. *Journal of Law and Economics*, Vol. XLVI, April 2003: 27–60.
- Mayer A. L., Tikka P. M. 2006. Biodiversity conservation incentive programs for privately owned forests. *Environmental Science & Policy*, 9: 614–625.
- Merlo M., Rojas Briales E. 2000. Public goods and externalities linked to Mediterranean forests: economic nature and policy. *Land Use Policy*, 17: 197–208.
- Michael J. A. 2003. Efficient habitat protection with diverse landowners and fragmented landscapes. *Environmental Science & Policy*, 6: 243–251.
- Mountford H., Keppler J. H. 1999. Financing incentives for the protection of biodiversity. *The Science of the Total Environment*, 240: 133–144.
- Ochrona środowiska 2008. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.
- Ołaczek R. (red.) 1996. Ochrona przyrody w Polsce. Warszawa, Wydawnictwo Ligi Ochrony Przyrody. ISBN 83-907228-0-1, 158 s.
- Perrings C., Pearce D. 1994. Threshold Effects and Incentives for the Conservation of Biodiversity. *Environmental and Resource Economics*, 4: 13–28.
- Polasky S., Doremus H., Rettig B. 1997. Endangered species conservation on private land. *Contemporary Economic Policy*, 15, 4: 66–76.
- Poskrobko B., Ejdyś J. 2005. Ekonomiczne i rynkowe mechanizmy polityki ekologicznej. w: Kozłowska B. (red.), Instrumenty polityki ekologicznej. Łódź, Polska Akademia Nauk Oddział w Łodzi, Komisja Ochrony Środowiska. ISBN 83-86842-33-3, s. 45–94.
- Radecki W. (red.) 2006. Teoretyczne podstawy prawa ochrony przyrody. Monografie nr 53. Wrocław, Towarzystwo Naukowe Prawa Ochrony Środowiska. ISBN 83-60644-01-2, 434 s.
- Rametsteiner E. 2000. Sustainable Forest Management Certification: Frame Conditions, System Designs and Impact Assessments. Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe, Liaison Unit Vienna. ISBN 3-902073-00-4, 200 s.
- Rametsteiner E., Simula M. 2003. Forest certification – an instrument to promote sustainable forest management? *Journal of Environmental Management*, 67: 87–98.
- Rozporządzenie Prezydenta Rzeczypospolitej Polskiej z dnia 24 czerwca 1927 r. o zagospodarowaniu lasów nie będących własnością państwa. Dz.U. nr 57 poz. 504 z późn. zm.
- Samuelson P. A., Nordhaus W. D. 2000. *Ekonomia*. T. 1. Warszawa, Wydawnictwo Naukowe PWN. ISBN 83-11623-4, 845 s.
- Sedjo R. A., Swallow S. K. 2002. Voluntary Eco-Labeling and the Price Premium. *Land Economics*, 78(2): 272–284.
- Segerson K. 1997. Government regulation and compensation: implications for environmental quality and natural resource use. *Contemporary Economic Policy*, 15: 28–31.
- Shine C. 2005. Using tax incentives to conserve and enhance biodiversity in Europe. *Nature and Environment* No. 143. Strasbourg, Council of Europe. ISBN 978-92-871-5780-5, 110 s.
- Siry J. P., Cabbage F. W., Ahmed M. R. 2005. Sustainable forest management: global trends and opportunities. *Forest Policy and Economics*, 7: 551–561.
- Sterner T. 2003. Policy Instruments for Environmental and Natural Resource Management. Resources for the Future, Washington. ISBN 1-891853-13-9, 504 s.
- Stiglitz J. E. 2004. *Ekonomia sektora publicznego*. Warszawa, Wydaw. Naukowe PWN. ISBN 83-01-14338-X, 991 s.
- Stroup R. L. 1997. The Economics of Compensating Property Owners. *Contemporary Economic Policy*, 15: 55–65.
- Strzyczkowski K. 2010. *Prawo gospodarcze publiczne*. Warszawa, Wydawnictwo Prawnicze LexisNexis. ISBN 978-83-7620-519-9, 816 s.
- Tikka P. M. 2003. Conservation contracts in habitat protection in southern Finland. *Environmental Science and Policy*, 6: 271–278.
- Ustawa z dnia 10 marca 1934 r. o ochronie przyrody. Dz.U.R.P. z 1934 r. nr 31 poz. 274.
- Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody. Dz.U. z 2004 r. nr 92 poz. 880 z późn. zm.
- Ustawa z dnia 16 października 1991 r. o ochronie przyrody. Dz.U. z 1991 r. nr 114 poz. 492.
- Ustawa z dnia 28 września 1991 r. o lasach. Dz.U. z 1991 r. nr 101 poz. 444 z późn. zm.
- Ustawa z dnia 3 października 2008 r. o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko. Dz.U. z 2008 r. nr 199 poz. 1227.
- Ustawa z dnia 3 października 2008 r. o zmianie ustawy o ochronie przyrody oraz niektórych innych ustaw. Dz.U. z 2008 r. nr 201 poz. 1237.
- Ustawa z dnia 30 października 2002 r. o podatku leśnym. Dz.U. z 2002 r. nr 200 poz. 1682.
- Ustawa z dnia 7 kwietnia 1949 r. o ochronie przyrody. Dz.U. z 1949 r. nr 25 poz. 180.
- van Kooten G. C., Nelson H. W., Vertinsky I. 2005. Certification of sustainable forest management practices: a global perspective on why countries certify. *Forest Policy and Economics*, 7: 857–867.
- Wiśniewski J., Gwiazdowicz D. J. 2009. *Ochrona przyrody*. Poznań, Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu. ISBN 978-83-7160-527-7, 445 s.
- Yellowstone Act 1872. March 1, 1872, Chapter 24, 17 Statute 32.
- Young M. D., Gunningham N. 1997. Mixing instruments and institutional arrangements for optimal biodiversity conservation. w: Investing in Biological Diversity: The Cairns Conference, OECD. ISBN 92-64-15502-3, s. 141–165.
- Żylicz T. 2004. *Ekonomia środowiska i zasobów naturalnych*. Warszawa, Polskie Wydawnictwo Ekonomiczne. ISBN 83-208-1521-5, 220 s.