

Innowacyjne ekonomiczne instrumenty polityki środowiskowej

Doświadczenia i perspektywy rozwoju w Polsce

Andrzej Błachowicz, magister, absolwent Międzywydziałowych Studiów Ochrony Środowiska na Uniwersytecie Warszawskim

Piotr J. Szczepankowski
doktor, Wydział Zarządzania Uniwersytetu Warszawskiego

1. Wprowadzenie

Przełom polityczny, jaki nastąpił w Europie na początku lat dziewięćdziesiątych, pociągnął za sobą gwałtowne przemiany w wielu innych sferach działalności człowieka. Także w ochronie środowiska. Ostatnie dziesięciolecie to okres bardzo istotnych spotkań na arenie międzynarodowej (np. Szczyt Ziemi w Rio w 1992 r.), realizacji odważnych programów prośrodowiskowych w poszczególnych krajach oraz wzmożonej aktywności organizacji pozarządowych. Wszystkie te działania mają jeden cel — doprowadzić do pogodzenia rozwoju cywilizacji z „interese” środowiska naturalnego.

W dzisiejszym świecie jakość środowiska staje się dobrem rynkowym. Podejmowane są zatem próby oszacowania jego wartości za pomocą ceny rynkowej, jaką należy zapłacić za korzystanie z jego zasobów. Tę cenę ustalano zawsze decyzjami administracyjnymi. Dopiero lata siedemdziesiąte przyniosły nowe, efektywne i bardziej sprawiedliwe rozwiązania w tej dziedzinie — instrumenty ekonomiczne. Lata dziewięćdziesiąte natomiast to okres włączania do polityki ochrony środowiska mechanizmów rynkowych, które zapewniają optymalną alokację zasobów. Kwintesencją ewolucji tych mechanizmów są zbywalne pozwolenia na korzystanie ze środowiska.

Ostatnia dekada to okres bardzo intensywnych prac nad możliwościami implementacji zbywalnych pozwoleń na emisję zanieczyszczeń do atmosfery. Podpisywane porozumienia międzynarodowe skłaniają rządy krajów do poszukiwania tanich i skutecznych metod wypełnienia zobowiązań emisyjnych. Jednak mimo przeprowadzenia setek eksperymentów i symulacji, instrument ten nie znalazł aż tak szerokiego zastosowania, jak wynikałoby to z potencjalnych korzyści, które mógłby on przynieść zarówno podmiotom gospodarczym, jak i środowisku. Przyczyna nie tkwi, jak się wydaje, w samym instrumencie, ale we wszechobecnym sceptycyzmie ze strony istniejących układów politycznych i gospodarczych niemal w każdym kraju.

Celem opracowania jest próba zestawienia światowych doświadczeń w zakresie stosowania handlu pozwoleniami na korzystanie ze środowiska (ze szczególnym uwzględnieniem pozwoleń na emisję zanieczyszczeń do atmosfery) oraz wskazanie konkretnych uwarunkowań, w jakich można ten instrument skutecznie zastosować w Polsce.

2. Instrumenty ekonomiczne w ochronie środowiska z uwzględnieniem polskiego prawodawstwa środowiskowego

Polityka ochrony środowiska to

forma zorganizowanego społecznie działania, które zmierza do osiągnięcia celów, związanych z ochroną i kształtowaniem środowiska przyrodniczego, poprzez realizację logicznie uporządkowanych przedsięwzięć, których skala i zakres zależą od dostępnych środków i technicznych możliwości realizacji [Śleszyński, 2000, s. 149–150].

Jest ona stałym elementem polityki gospodarczej każdego nowoczesnego państwa. Albo inaczej: gospodarka i środowisko to dwie wzajemnie zależne sfery — środowisko jest niezwykle istotną podstawą działalności gospodarczej, a rozstrzygnięcia gospodarcze wywierają określony wpływ na środowisko.

Prośrodowiskowa polityka ma służyć ochronie komponentów naturalnego środowiska przyrodniczego przed zanieczyszczeniem i zniszczeniem. Powinna być przede wszystkim skuteczna, to znaczy rozwiązywać postawione przed nią problemy¹. Są nimi przede wszystkim efektywność ekologiczna i ekonomiczna. W pierwszym przypadku chodzi o uzyskanie jak największego efektu środowiskowego przy danym nakładzie kosztów, w drugim zaś — o uzyskanie danego efektu ekologicznego przy społecznie akceptowalnych kosztach [*Instrumenty...*, 1995, s. 15]. Wszystkie te kryteria nie są oczywiście absolutne, tzn. nie rozstrzygają o celowości danych działań, tylko dostarczają informacji niezbędnych przy podejmowaniu decyzji.

Rynek nie radzi sobie z optymalną alokacją i dystrybucją dóbr w sytuacji występowania ujemnych efektów zewnętrznych (kosztów zewnętrznych). Oznacza to, iż w przypadku braku odpowiednich regulacji indywidualne i społeczne krańcowe koszty produkcji różnią się od siebie, a jej wartość prowadzi do nadmiernej presji na środowisko. Ponieważ jakość środowiska nie podlega wymianie rynkowej, powstają koszty zewnętrzne. M. Masserrat zdefiniował je jako

realne koszty społeczne i ekologiczne, które jednostki, grupy społeczne i narody przeliczają na całe społeczeństwo, inne grupy społeczne, inne narody i przyszłe pokole-

¹ Według Żylicza [1996, s. 168] skuteczność uważana jest przez społeczeństwa za najważniejsze kryterium oceny polityki ochrony środowiska.

nia, żeby zminimalizować wydatki i maksymalizować zyski, zwiększając tym samym własny dostatek i wzrost gospodarczy kosztem innych².

Oznacza to, iż część kosztów, które ponosić powinien podmiot je generujący, obciąża inne podmioty. Ekologiczne ujemne efekty zewnętrzne są skutkiem dwóch rodzajów działalności. Pierwsza to emisje do środowiska oraz dewastacja flory, fauny i krajobrazu, druga zaś to korzystanie z nieodnawialnych zasobów naturalnych. W efekcie zamiast maksymalizacji nadwyżki ekonomicznej mamy do czynienia z jej ubytkiem — dochodzi np. do dekapitalizacji majątku, zbyt wczesnego wyczerpywania się zasobów itp.

Istnieją dwie grupy ujemnych efektów zewnętrznych: nieubytwalne i ubytwalne. Efekty nieubytwalne mają charakter dóbr publicznych (np. zanieczyszczenie powietrza atmosferycznego katastrofalne w skutkach dla dużej grupy mieszkańców danego regionu). Natomiast druga grupa ma charakter dobra prywatnego (np. składowanie odpadów w pobliżu posesji sąsiada).

Oddziaływanie na użytkowników środowiska może mieć charakter bezpośredni lub pośredni. Metody bezpośrednie to najczęściej regulacje administracyjno-prawne o charakterze standardów, norm, limitów. Zwane są one polityką typu *command-and-control*, czyli „bezpośrednie kierowanie i kontrola”³. Do tej grupy zaliczyć można:

- standardy jakości środowiska, zwane normami emisji; emisji; techniczne; produktowe,
- licencje,
- pozwolenia prawno-administracyjne,
- oceny oddziaływania na środowisko,
- instrumenty planowania przestrzennego.

Instrumenty te mają charakter nakazów bądź zakazów. Decyduje to z jednej strony o ich skuteczności środowiskowej, z drugiej zaś oznacza najczęściej niską efektywność ekonomiczną.

Teoretycznie rząd mógłby spróbować zastosować regulacje bezpośrednie, uwzględniając krańcowe koszty redukcji emisji u poszczególnych podmiotów. Wymagałoby to jednak bardzo szerokiej wiedzy, której posiadanie i ciągła aktualizacja nie wydają się możliwe. Ponadto standardy mają tę właściwość, że po osiągnięciu zgodności z nimi ustają bodźce do dalszych działań w kierunku ograniczania ingerencji w środowisko. Rząd zmuszony jest wtedy do zaostrzania wymagań, co jest w istocie karą dla podmiotów, które dążą do ich spełnienia. Koło się zamyka.

Z kolei narzędziem pośredniego oddziaływania na użytkowników środowiska są instrumenty ekonomiczne. Panayotou opisuje je jako

² Definicja przytoczona za: [Jeżowski, 1999, s. 114].

³ Spotyka się także tłumaczenie „podejście nakazowo-kontrolne”.

każdy mechanizm mający na celu zmianę warunków ekonomicznych poprzez internalizację środowiskowych kosztów zewnętrznych albo strat w środowisku drogą modyfikacji systemu bodźców⁴.

Występując zazwyczaj obok regulacji bezpośrednich, instrumenty ekonomiczne stanowią swego rodzaju łącznik pomiędzy dobrem ekologicznym a wolnym rynkiem. Mają szereg istotnych zalet, które skłaniają do ich stosowania.

Są kluczem do zrównoważonego rozwoju, ponieważ promują formy aktywności atrakcyjne gospodarczo i przyjazne środowisku. Instrumenty te stanowią narzędzie optymalnej alokacji (poprzez wpływanie na ceny dóbr, zapewniające efektywność w gospodarce), optymalnej dystrybucji (podstawową ich rolą jest *minimalizacja społecznych kosztów ochrony środowiska dzięki efektywnemu zróżnicowaniu wymagań ochronnych* [Nowicki, 1993, s. 155]), a nawet optymalnej skali (tzn. można je stosować na różnych szczeblach zarządzania).

Mają one stymulować podmioty gospodarcze oraz osoby fizyczne do oszczędniejszego korzystania z zasobów środowiska, eliminowania produktów i usług, pogarszających jego jakość, wreszcie do *internalizacji kosztów zewnętrznych* oddziaływania procesów produkcyjnych na środowisko (na tym polega w dużej mierze przewaga regulacji pośrednich nad bezpośrednimi — rośnie wtedy efektywność ekologiczna i ekonomiczna danego przedsięwzięcia). Odbywa się to przez wliczenie realnych kosztów zanieczyszczenia środowiska w ceny dóbr i usług (wzrasta wtedy cena równowagi, co oznacza spadek produkcji i konsumpcji dóbr, wywołujących największe ujemne efekty zewnętrzne), wskutek czego wycena wartości środowiska staje się bardziej rzetelna. Problem jest tym pilniejszy, że w ostatnich dziesięcioleciach koszty zewnętrzne rosną (np. w sektorze energetycznym i transportowym), co pociąga za sobą przerzucanie coraz większych ciężarów finansowych na społeczeństwo — ciężarów nieproporcjonalnych do skali korzyści uzyskiwanych z danego sektora.

Instrumenty ekonomiczne są bardziej efektywne kosztowo aniżeli inne (a zwłaszcza mechanizmy typu *command-and-control*), ponieważ pozostawiają zanieczyszczającym możliwość wyboru rozwiązania — czy ponosić wyższe koszty funkcjonowania, powodowane przez dany instrument, czy też ponieść koszty redukcji emisji. Oczywiście podmioty o najniższych krańcowych kosztach redukcji emisji są w stanie zredukować tę emisję w największym stopniu, a te o najwyższych kosztach — w stopniu najmniejszym (ta zależność to tzw. efektywność statyczna [Klarer, Francis, McNicholas, 1999, s. 29]). Nadto w momencie nałożenia dodatkowego obciążenia na każdą jednostkę pozostałej emisji (a jest nim właśnie instrument ekonomiczny), powstaje za-

⁴ Panayotou [1998]. Definicja pochodzi z: [Klarer, Francis, McNicholas, 1999, s. 25].

chęta do dalszego ograniczenia emisji (efektywność dynamiczna [Klarer, Francis, McNicholas, 1999, s. 29]).

Oddziaływanie instrumentów ekonomicznych polega na obciążaniu zanieczyszczających środowisko (zasada zanieczyszczający płaci) i korzystających z jego zasobów (zasada „użytkownik płaci”). Zasada z a n i e c z y s z c z a - j ą c y p ł a c i (ZZP) to dziś jeden z fundamentów polityki ochrony środowiska. Jest ona próbą nazwania faktu internalizacji efektów zewnętrznych, próbą przerzucenia pełnych kosztów funkcjonowania podmiotów na te podmioty właśnie. Stosowanie instrumentów ekonomicznych to jedna z ważniejszych dróg do jej implementacji.

Z kolei zasada u ż y t k o w n i k p ł a c i dotyczy najczęściej opłat za korzystanie z zasobów środowiska (sektory: gospodarki wodnej, energetyki, gospodarki odpadami), występujących jako opłaty użytkowe. Pomimo pozornej prostoty nie zawsze jest jasne, czy podział kosztów pomiędzy poszczególnych użytkowników odpowiada stopniowi, w jakim korzystają oni z danego dobra. Zasada ta nabiera jednak szczególnego znaczenia w obliczu prywatyzacji wymienionych sektorów, co ma miejsce w wielu krajach.

Stosowanie instrumentów ekonomicznych pozwala również na g r o m a - d z e n i e ś r o d k ó w, wykorzystywanych następnie do finansowania proekologicznych inwestycji. Dochody uzyskiwane są przy dużo mniejszym nakładzie kosztów, niż ma to miejsce w przypadku regulacji bezpośrednich, i trafiają do budżetu państwa, budżetów jednostek administracyjnych bądź funduszy ekologicznych. Dochody te pokrywają koszty usług komunalnych (zaopatrzenie w wodę, gospodarka ściekami i odpadami komunalnymi), służą współfinansowaniu priorytetowych przedsięwzięć prośrodowiskowych, wreszcie mogą służyć zupełnie innym celom, np. zmniejszaniu deficytu budżetowego. Fiskalna funkcja instrumentów ekonomicznych przeważała dotychczas w krajach wysoko rozwiniętych, choć wprowadzane ostatnio „zielone reformy podatkowe”⁵

⁵ Słowami kluczowymi w polityce środowiskowej lat 90. stały się: tzw. zielona reforma podatkowa (*green tax reform*) i podatek ekologiczny (ekopodatek). W istocie trudno mówić o podatku ekologicznym jako o osobnym typie instrumentu ekonomicznego. Jest to raczej określenie grupy instrumentów o różnej konstrukcji, stanowiących zobowiązanie, które skłania użytkownika środowiska do zachowania sprzyjającego temu środowisku. Wpływy z tego tytułu zasilają budżety centralne i w ogólnym zarysie mają służyć przesunięciu obciążeń finansowych z dóbr (*goods*), np. pracy czy dochodu, na „zła” (*bads*), jakimi są zanieczyszczenie środowiska i konsumpcja jego zasobów. Można wymienić kilka dróg wprowadzania ekopodatków (według: [OECD, 1997]). Pierwsza z nich to modyfikacja istniejącego opodatkowania towarów tak, by największymi ciężarami obłożyć te najbardziej uciążliwe dla środowiska (np. benzyny ołowione). Druga to wprowadzanie nowych podatków, czyli właśnie opłat produktowych (np. na chemikalia, baterie rtęciowo-kadmowe, opakowania). Trzecia to zaniechanie subsydiów i ulg podatkowych, dotyczących nieprzyjaznych środowisku branż (np. subsydiów dla kopalń węgla kamiennego czy ulg podatkowych na nawozy sztuczne). Wreszcie czwarta droga to neutralna dochodowo reforma podatkowa, zakładająca wprowadzenie ekopodatków wraz z obniżeniem innych obciążeń fiskalnych (np. podatku dochodowego). Reformy podatkowe budzą często liczne kontrowersje (np. wprowadzane w krajach skandynawskich podatki: węglowy [CO₂], siarkowy [SO₂]), ponieważ dotyczą one takich branż, jak energetyka, transport, za którymi stoją silne *lobbies*.

w równym stopniu są proekologicznym bodźcem, co źródłem dochodów budżetowych. W niektórych przypadkach pojawia się jednak pułapka: im sprawniej wprowadzane są podatki ekologiczne, tym uzyskiwany jest lepszy efekt środowiskowy, ale także coraz mniejsze są wpływy (ma to miejsce np. w energetyce, gdzie producenci przestawiają się na produkcję energii z czystych źródeł, co powoduje ustanie zobowiązań podatkowych, związanych np. z emisją CO₂). Baza podatkowa ulega zatem erozji i pojawia się podstawowe pytanie: z jakiej części wpływów mogą zrezygnować budżety państw, nawet w imię poprawy jakości środowiska? Ten mechanizm jest przeszkodą we wdrażaniu ekopodatków w krajach rozwijających się.

Instrumenty ekonomiczne mogą zwiększać i nowa cyjność i konkurencyjność gospodarek i poszczególnych podmiotów. Poprzez podniesienie ceny „za środowisko” (co właśnie czynią instrumenty ekonomiczne) przedsiębiorstwa zmuszone są wdrażać innowacyjne technologie, co może poprawić ich konkurencyjność. Aby tak się stało, regulacje muszą być wprowadzane ze szczególną starannością.

Wreszcie instrumenty ekonomiczne są bardziej użyteczne w ograniczaniu zanieczyszczeń ze źródeł rozproszonych (np. spalin emitowanych przez pojazdy silnikowe, opakowań, zrzutu ścieków z prywatnych gospodarstw).

Podsumowując, warto ponownie zacytować Panayotou, który tak oto wychwala elastyczność instrumentów ekonomicznych:

niezależnie od właściwości korygujących rynek i ich efektywności, także kosztowej, są one doskonałym środkiem, godzącym zadania środowiskowe z potrzebami rozwoju, integrującym polityki: środowiskową i gospodarczą, co wynika z ich dwóch głównych cech: elastyczności w różnorodnych zastosowaniach oraz zdolności dostosowania się do zmieniających się warunków⁶.

Jednak każdy z zaprezentowanych tu instrumentów ma szansę polepszyć jakość środowiska wtedy i tylko wtedy, gdy będziemy dążyć do minimalizacji całkowitych kosztów (zarówno tych, związanych z redukcją zanieczyszczeń, jak i strat w środowisku będących efektem emisji), czyli gdy pozostawimy emisję na poziomie optymalnym (odpowiada to punktowi przecięcia krzywych: krańcowego kosztu redukcji zanieczyszczeń oraz krańcowych strat tymi zanieczyszczeniami spowodowanych).

Porównując regulacje bezpośrednie z pośrednimi należy zaznaczyć, iż te pierwsze są najczęściej bardziej kosztowne, choć ich skuteczność jest większa (prosta administracja, osiąganie założonych celów środowiskowych, wieloletnie doświadczenie z różnych dziedzin życia). Regulacje bezpo-

⁶ Panayotou, 1998. Cytat pochodzi z: [Klarer, Francis, McNicholas, 1999, s. 35].

średnie są ściśle określone i dotyczą wszystkich podmiotów, podczas gdy pośrednie funkcjonują w powiązaniu ze skalą ingerencji danego podmiotu w środowisko, zapewniając mu większą elastyczność w wyborze dróg postępowania. Polityka *command-and-control* działa zniechęcająco i antyinnovacyjnie (brak roli motywacyjnej do działań prośrodowiskowych), jest trudno egzekwowalna i korupcyjogenna. Instrumenty ekonomiczne są rozwiązaniem mniej kategorycznym, a przez to łatwiej akceptowanym i egzekwowanym; w pełni skuteczne są wyłącznie w warunkach gospodarki rynkowej.

Opierając się na klasyfikacji, dokonanej przez Organizację Współpracy Gospodarczej i Rozwoju (OECD) [Opschoor, Vos, 1990] można wyróżnić następujące kategorie instrumentów ekonomicznych:

- opłaty emisyjne, zwane często ekologicznymi, będące płatnościami, wyznaczanymi według ilości i jakości emitowanych substancji (np. za emisję trujących gazów, ścieków, hałasu),
- opłaty usługowe, będące płatnościami za usługi na poziomie lokalnym (np. za wywóz odpadów), a także za korzystanie z zasobów naturalnych (kopaliny, parków narodowych, zasobów rybnych),
- opłaty produktowe (podatki ekologiczne), stanowiące formę narzutu na towary zanieczyszczające środowisko na etapie produkcji, konsumpcji i usuwania. Ich zadaniem jest zmiana cen za te towary i/lub finansowanie ich zagospodarowania,
- inne rodzaje opłat (np. opłaty administracyjne),
- systemy depozytowe, będące rodzajem opłaty, ponoszonej przez nabywcę potencjalnie szkodliwego dla środowiska dobra, zwrotnej pod warunkiem dostarczenia zużytego produktu do wskazanego miejsca,
- tworzenie rynków, gdzie prowadzony jest handel zbywalnymi pozwoleniami na korzystanie ze środowiska (określanymi często jako prawa lub kwoty), inaczej „handel emisjami”, polegający na możliwości handlowania przez funkcjonujące na danym obszarze podmioty „prawem do korzystania ze środowiska” w ramach ustalonej wartości całkowitej emisji,
- kary ekologiczne, będące bodźcem finansowym, mającym skłonić podmioty do zachowań zgodnych z wymogami środowiskowymi (np. kary z tytułu nadmiernej wielkości emisji bądź eksploatacji zasobów),
- zastawy ekologiczne, będące również bodźcem finansowym, stosowane przy inwestycjach szczególnie uciążliwych dla środowiska i mające pokryć koszty przedsięwzięć rekultywacyjnych po zakończeniu danej działalności; zwracane w przypadku wypełnienia zobowiązań,
- subwencje, będące pomocą finansową dla podmiotów zanieczyszczających środowisko i korzystających z jego zasobów (w tym: dotacje, subwencje właściwe, kredyty preferencyjne i gwarancje kredytowe oraz ulgi i zwolnienia podatkowe i celne), mające wspierać ich prośrodowiskowe działania. To chyba jedyna grupa instrumentów, zaprzeczająca zasadzie zanieczyszczający płaci. Subwencje są nieefektywne w długim okresie, psują rynek, wprowadzając nieuczciwą konkurencję. Mimo to stosuje się

nadal we wszystkich krajach, wszelako po spełnieniu kilku warunków. Wśród nich są przede wszystkim: ściśle określony okres subwencjonowania oraz sprecyzowany konkretny cel pomocy. Wsparcie otrzymują także podmioty ważne społecznie. Udzielanie subwencji nie powinno powodować zaburzeń na rynku międzynarodowym.

- **ubezpieczenia ekologiczne**, oparte najczęściej na odpowiedzialności cywilnej, będące instrumentem ekspansji rynkowej podmiotów gospodarczych (potencjalnych sprawców szkody), a także kompensacji szkód środowiskowych ich „ofiaram” lub rządowi (w postaci określonych świadczeń) [Lenart, Pietrewicz, 1999]. Do tej grupy zaliczyć można także tworzenie przez potencjalnych „trucicieli” funduszy kompensacyjnych.

Pierwszego przeglądu instrumentów ekonomicznych w 14 krajach OECD dokonano w 1987 r. Kolejne tego typu opracowanie, powstałe sześć lat później (1993), wykazało wzrost zastosowań tych instrumentów w niektórych państwach nawet o 50%. Na podstawie ostatniego przeglądu (1998) można przypuszczać, iż w całej dekadzie lat 90. występowała podobna tendencja. Godne uwagi jest również, iż coraz więcej krajów (także spoza członków OECD) wprowadza tego typu regulacje.

Mimo to ocena rzeczywistej skuteczności instrumentów ekonomicznych jest w praktyce dosyć trudna. Po pierwsze wynika to z faktu, że nie funkcjonują one w próżni i zawsze stosuje się je razem z instrumentami oddziaływania bezpośredniego (typu *command-and-control*), do tego jeszcze w różnych warunkach (różny poziom biurokracji, centralizmu itp.). Po drugie dokonanie oceny uniemożliwia często brak danych, ponieważ nie były one zbierane, gdyż nie przewidziano ich późniejszej przydatności. Aby ocena taka była rzetelna, trzeba by zestawić dane z okresu stosowania instrumentu z danymi z okresu wcześniejszego, co najczęściej jest niewykonalne. Po trzecie w jeden instrument wpisane mogą być różne cele, w których osiągnięciu ma on pomóc — wspomniane już funkcje fiskalne i bodźcowe, czy np. redukcja kosztów. Wysiłki decydentów spełzną na niczym, jeśli przy wprowadzaniu danego instrumentu nie został określony cel, który chciano osiągnąć. I wreszcie po czwarte — okres funkcjonowania niektórych instrumentów jest zbyt krótki, by móc dokonać wiarygodnej ich oceny.

Instrumenty ekonomiczne stosowane w ochronie środowiska w Polsce wprowadzono opierając się na ustawach: o ochronie i kształtowaniu środowiska⁷, o odpadach⁸, o ochronie gruntów rolnych i leśnych⁹, Prawo wodne¹⁰, Prawo geologiczne i górnicze¹¹. Można podzielić je na 3 grupy:

a) opłaty ekologiczne,

⁷ Ustawa z dnia 31.01.1980 r., DzU nr 49, poz. 196 z 1994 r. z późniejszymi zmianami.

⁸ Ustawa z dnia 27.06.1997 r., DzU nr 96, poz. 592 z 1997 r. z późniejszymi zmianami.

⁹ Ustawa z dnia 3.02.1995 r., DzU nr 16, poz. 78 z 1995 r. z późniejszymi zmianami.

¹⁰ Ustawa z dnia 24.10.1974 r., DzU nr 149, poz. 724 z 1974 r. z późniejszymi zmianami.

¹¹ Ustawa z dnia 4.02.1994 r., DzU nr 27, poz. 96 z 1994 r. z późniejszymi zmianami.

- b) kary pieniężne,
- c) instrumenty finansowania (dotacje, preferencyjne pożyczki, kredyty).

Pierwszy z tych instrumentów jest zapłatą za zgodne z prawem korzystanie ze środowiska i powodowanie w nim zmian. Opłaty wnoszone są za różne formy działalności: za gospodarcze korzystanie ze środowiska i wprowadzanie w nim zmian (zanieczyszczanie atmosfery, składowanie odpadów, usuwanie drzew i krzewów); za szczególne korzystanie z wód i urządzeń wodnych (pobór wody, będącej własnością Skarbu Państwa, wprowadzanie ścieków do państwowych wód i ziemi, wydobywanie z ww. wód żwiru, piachu, kamieni); za prowadzenie działalności górniczej (wydobywanie kopalin); za przeznaczanie gruntów na cele nierolnicze i nieleśne. Poza tym pobierane są opłaty administracyjne (przy wydawaniu rozmaitych licencji, rejestracji) i opłaty miejscowe. Obciążają one koszty produkcji.

Prawidłowo skonstruowany system opłat ekologicznych powinien spełniać dwa rodzaje funkcji: makroekonomiczną w odniesieniu do całej gospodarki (tu wyróżnia się funkcje: motywacyjną, redystrybucyjną i przewencyjną) oraz mikroekonomiczną w odniesieniu do poszczególnych podmiotów gospodarczych (miernik opłacalności przedsięwzięć ochronnych, bodziec do racjonalnego korzystania z zasobów środowiska) [Piontek B., Piontek F., Piontek W., 1994].

Bez względu na formę pobierania opłat trafiają one do Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej (NFOŚiGW) oraz do funduszy wojewódzkich, powiatowych i gminnych¹². Gromadzone przez nie środki wykorzystywane są do wspierania proekologicznych przedsięwzięć poprzez dotacje, preferencyjne kredyty i pożyczki. W latach 1991–1996 opłaty stanowiły ok. 40% wydatków na ochronę środowiska w Polsce [Poskrobko, 1998, s. 245], obecnie (2000 r.) poziom ten wynosi poniżej 30% [Żylicz, Rączka, 2000].

Wadą polskiego systemu opłat ekologicznych jest nieuwzględnianie w stawkach zróżnicowania szkodliwości poszczególnych polutantów¹³.

Z kolei instrumenty finansowania wykorzystane być mogą zarówno przez przedsiębiorstwa i gminy, jak i osoby prywatne na finansowanie przedsięwzięć ograniczających uciążliwość dla środowiska, ale także np. na edukację ekologiczną. Do tej grupy zaliczane są dotacje (będące jednorazową formą pomocy bezzwrotnej) i subwencje (stałe wspomaganie danej działalności) — udzielane przez fundusze ekologiczne (NFOŚiGW, wojewódzkie, powiatowe i gminne fundusze ochrony środowiska), fundacje, budżety publiczne i samorządowe (państwa, województw, powiatów, gmin), instytucje zagraniczne; kredyty i pożyczki o niższym niż rynkowe oprocentowaniu (udzielane np. przez Bank Ochrony Środowiska na podstawie umowy z NFOŚiGW); wreszcie

¹² W 1998 r. ściągalskość opłat ekologicznych wyniosła ok. 70% (w segmencie ochrony atmosfery — ok. 94%). Źródło: GUS.

¹³ Np. opłata za emisję CH₄ wynosi tyle samo co za CO₂, choć metan w większym stopniu przyczynia się do globalnego ocieplenia.

ulgi podatkowe (obniżenia stawek VAT dla producentów niektórych wyrobów, zróżnicowanie stawek akcyzy dla paliw płynnych, zwolnienia podatkowe dla podmiotów wykorzystujących odpady w procesie produkcji, inne zwolnienia i ulgi podatkowe, w tym w podatku dochodowym). W tej grupie instrumentów można wymienić również wsparcie z zagranicy (np. w ramach obsługiwanej przez fundację EkoFundusz ekokonwersji polskiego długu wobec Klubu Paryskiego, czy programów Phare, ISPA, Global Environmental Facility). Wreszcie za formę pomocy publicznej można uznać udziały kapitałowe funduszy ekologicznych w spółkach.

Kary pieniężne nakładane są natomiast na podmioty niszczące elementy środowiska (np. za bezprawne usuwanie drzew) oraz przekraczające dopuszczalne limity (w zakresie emisji zanieczyszczeń do powietrza, zrzutu ścieków, poziomu hałasu, składowania odpadów).

Instrument ten ma oddziaływanie bodźcowe, a jest ono silniejsze niż w przypadku opłat ekologicznych, gdyż kary obciążają dochód po opodatkowaniu.

Podobnie jak opłaty, kary trafiają do funduszy ochrony środowiska. Często praktyką było i jest odraczanie oraz umarzanie wymierzonych kar, jeśli dany podmiot realizuje prośrodowiskową inwestycję, mogącą usunąć przyczynę ich naliczania. Dlatego umorzona kara może być traktowana jako jeden z instrumentów finansowania.

Można zatem stwierdzić, że funkcjonujący obecnie system instrumentów ekonomicznych ma charakter opłatowo-redystrybucyjny. W początkowym okresie transformacji polskiej gospodarki spełnił on bardzo dobrze swoje zadanie, napędzając koniunkturę na proekologiczne inwestycje, a tym samym poprawiając stan środowiska.

Jednakże w miarę stabilizowania się układu gospodarczego konieczna staje się taka modyfikacja funkcjonującego systemu, która włączy do ochrony środowiska mechanizmy rynkowe.

3. Kierunek zmian w systemie instrumentów ekonomicznych na świecie i w Polsce

Kierunek ewolucji mechanizmów polityki środowiskowej można by przedstawić w następujący sposób:

regulacje bezpośrednie → instrumenty ekonomiczne → rynkowe instrumenty ekonomiczne

Powyższy graf odzwierciedla w pełni sytuację tylko w krajach wysoko rozwiniętych (Unia Europejska, OECD, Stany Zjednoczone, Kanada, Australia), gdzie można wskazać szereg programów, wplatających mechanizmy rynkowe w politykę ochrony środowiska. W drugiej grupie, do której zalicza się: kraje Europy Środkowo-Wschodniej, były republiki radzieckie, Chiny, dopiero od

kilku lat w ogóle stosuje się instrumenty ekonomiczne. To oznacza, że „urynkowienie” polityki będzie następowało wolniej i ostrożniej. I wreszcie jest trzecia, bardzo liczna grupa krajów, które posługują się wyłącznie regulacjami bezpośrednimi albo, co często jest smutną prawdą, nie prowadzą żadnej polityki środowiskowej.

Raport *Improving Environment and Economy* [Klarer, Francis, McNicholas, 1999, s. 13–14] formułuje kilka postulatów w zakresie stosowania instrumentów ekonomicznych. Wśród nich są: konieczność jasnego i precyzyjnego sformułowania celu wprowadzania danego instrumentu; nieustanne dążenie do coraz większej efektywności, minimalizacji kosztów, innowacyjności, co w dużej mierze gwarantują rozwiązania oparte na mechanizmach rynkowych; włączanie władz finansowych (np. służb resortów finansów), grup interesów (przedsiębiorców, parlamentarzystów, organizacji społecznych) w proces wdrażania nowych rozwiązań, tak by spotykały się one z możliwie dużym poparciem społecznym.

Ewolucja w stosowaniu instrumentów ekonomicznych prowadzi ku mechanizmom, mającym aktywnie oddziaływać na użytkowników środowiska¹⁴. Oznacza to, iż na pierwszy plan wysuwa się ich funkcja bodźcowa. A zatem wpływy ze stosowania instrumentów schodzą na dalszy plan. Tak dzieje się jednak tylko w krajach wysoko rozwiniętych. Kraje Europy Środkowo-Wschodniej, zwłaszcza te przygotowujące się do wstąpienia do Unii Europejskiej, muszą podjąć bardzo wiele prośrodowiskowych inwestycji, by sprostać standardom Piętnastki. Konieczność finansowania tych inwestycji powoduje, iż rola opłat ekologicznych i subwencji pozostanie w tym regionie znacząca. Oznacza to, że efektywność ekologiczną stosowanych tam instrumentów nadal rozpatrywać będzie można przez pryzmat funduszy ekologicznych, do których trafiają wpływy z opłat i kar, służące wspieraniu wielu przedsięwzięć przyjaznych środowisku.

Jedną ze światowych tendencji w stosowaniu instrumentów ekonomicznych jest rosnąca rola podatków ekologicznych w stosunku do opłat ekologicznych. Proces ten polega na zmienianiu formy istniejących opłat, by nabierały one charakteru podatków ekologicznych i jednocześnie stawały się częścią systemu podatkowego (a więc były wprowadzane przez ministerstwa finansów). Świadczenia takie działają głównie bodźcowo, w przeciwieństwie do opłat, które miały przede wszystkim funkcję finansowania działań ochronnych. Wpływy z ekopodatków zasilają budżety centralne i niekoniecznie wydatkowane są na cele prośrodowiskowe. Sprawnie działający system podatków ekologicznych prowadzi do erozji bazy podatkowej, stąd ostrożność w jego wdrażaniu w krajach rozwijających się (dyskusje na ten temat odnotowano jedynie w Czechach i Słowenii [Klarer, Francis, McNicholas, 1999, s. 42]). Należy jednak zaznaczyć, iż regulacje te mogą mieć charakter

¹⁴ Opis światowych trendów oparty jest na wynikach przeglądu, dokonanego w 1998 w 24 z 29 krajów członkowskich OECD [1998].

kompleksowy, jak np. „zielona reforma podatkowa” (gdzie mowa jest o rewolucyjnych zmianach w całych systemach fiskalnych, czemu towarzyszy powoływanie specjalnych „zielonych komisji budżetowych”, złożonych z polityków, przedsiębiorców, samorządowców), bądź pojedynczych regulacji, np. wprowadzanie opłat produktowych (nakładanych na opakowania i inne odpady komunalne), co zaczyna być powszechną praktyką, dobrze widoczną na przykładzie Węgier i Łotwy [Klarer, Francis, McNicholas, 1999, s. 38].

Na znaczeniu zyskują programy tworzenia rynków handlu pozwoleniami na korzystanie ze środowiska — obok ochrony atmosfery instrument ten znajduje zastosowanie w rybołówstwie, gospodarce wodnej, jest wreszcie jednym z mechanizmów redukcji emisji gazów cieplarnianych.

Istotną rolę odgrywają i odgrywać będą systemy depozytowe.

Sporo kontrowersji budzą natomiast wszelkiego rodzaju subwencje (funkcjonujące przede wszystkim w sektorze transportowym, energetyce i rolnictwie), których ograniczanie pozostaje często w sferze deklaratywnej (trudno znaleźć inny instrument powszechnie nielubiany w teorii, lecz masowo stosowany w praktyce) i które jeszcze przez długi czas stanowiąc będą niezwykle istotny element polityki środowiskowej, szczególnie w krajach rozwijających się. Unia Europejska dąży do wprowadzenia czytelnych reguł udzielania pomocy publicznej i ustalenia dopuszczalnych poziomów subwencjonowania proekologicznych inwestycji.

Niestety, trudno ocenić, czy wraz z pojawianiem się nowych instrumentów ekonomicznych rośnie ich efektywność ekologiczna. Dlatego w niektórych przypadkach nie warto wprowadzać całkowicie nowych rozwiązań, lepiej bowiem dokonać rewizji istniejących regulacji. Na przykład jeśli chodzi o opłaty ekologiczne, to dąży się do ograniczania liczby objętych nimi substancji, do uproszczenia sposobu ich naliczania, do pobierania ich raczej przez władze podatkowe niż służby ochrony środowiska.

Polski system instrumentów ekonomicznych w ochronie środowiska musi ulec przeobrażeniom. Wynika to z kilku różnych uwarunkowań:

- Polska staje się powoli krajem stabilnym gospodarczo, następuje ograniczenie wielkości deficytu budżetowego, spadek inflacji, stały wzrost PKB. Pozwala to na wprowadzanie do polityki ochrony środowiska coraz większej liczby mechanizmów bodźcowych, opartych na mechanizmach rynkowych,
- potrzeby inwestycyjne gospodarki zmuszają do poszukiwania rozwiązań efektywnych ekonomicznie, także w dziedzinie ochrony środowiska,
- jako członek OECD Polska ma łatwiejszy dostęp do doświadczeń innych krajów członkowskich, które są liderami we wprowadzaniu efektywnych rozwiązań ekonomicznych,
- Polska przygotowuje się do członkostwa w Unii Europejskiej.

Konieczność przyjęcia *acquis communautaire* (w tym strategicznych celów, zawartych we Wspólnej Polityce Ekologicznej) oznacza zobowiązanie do zmia-

ny wielu przepisów i wprowadzenia szeregu nowych uregulowań. Modyfikacji musi ulec przede wszystkim system pomocy publicznej dla proekologicznych inwestycji. Wynika to z faktu, iż pomoc ta stoi w jawnej sprzeczności z zasadą „zanieczyszczający płaci”, która jest fundamentem polityki ekologicznej UE, ponadto zakłóca handel międzynarodowy. Oczywiście instrument ten funkcjonuje nadal i będzie funkcjonował w krajach Unii, jednakże Polska musi znacznie ograniczyć skalę jego stosowania. W tym kierunku idą regulacje ustawy o pomocy publicznej¹⁵, zgodne z wytycznymi Unii Europejskiej z 1994 r., która weszła w życie w 2001 r. Ustawa wprowadza dopuszczalne procentowe pułapy udziału środków publicznych w inwestycjach środowiskowych przedsiębiorstw (wyłączywszy z tych obostrzeń podmioty, obsługujące infrastrukturę techniczną). Mają one wynieść: 15% dla dużych oraz 25% dla małych i średnich przedsiębiorstw. W przypadku zmniejszenia presji na środowisko ponad wymagane standardy, poziomy te mogą zostać podwyższone do odpowiednio: 30% i 40%. Ważną zmianą jest łączne traktowanie pomocy, uzyskanej z kilku źródeł. W roku 2000 weszły w życie w UE nowe wytyczne w zakresie pomocy publicznej. Zapisano w nich możliwość zwiększenia dopuszczalnych poziomów pomocy dla sektora energetycznego, co związane jest z przyjęciem przez UE Protokołu z Kioto. Nowe wytyczne przewidują także możliwość indywidualnych negocjacji z krajami kandydującymi do Wspólnoty w zakresie trybu dostosowywania się do unijnych regulacji.

Choć skala pomocy (mierzona jej udziałem w kosztach inwestycji) oferowanej ze środków publicznych na ochronę środowiska w Polsce w zasadzie odpowiada wytycznym UE z 1994 r. [Żylicz, Rączka, 2000], to system jej udzielania musi ulec modyfikacjom. Konieczny jest lepszy monitoring, by dokładnie wiedzieć, jak wiele środków publicznych trafiło do danego podmiotu (dotychczas jeden projekt mógł być nawet w 100% finansowany ze środków publicznych, choć pomoc pochodziła z różnych źródeł), oraz zmiana systemu umarzania kar (obecnie wojewódzkie inspektoraty ochrony środowiska mogą, umarzając całość kary, nawet w 100% finansować inwestycje prośrodowiskowe przedsiębiorstw). Istotnym problemem jest także modyfikacja jakościowych kryteriów przyznawania pomocy (np. zwiększenie udziału przedsiębiorstw w puli dotacji).

Nowe wytyczne z 2000 r. (które, jako członek UE, Polska będzie musiała kiedyś spełnić) są bardziej surowe (np. ograniczają odbiorców pomocy publicznej właściwie wyłącznie do sektora energetycznego). Otwiera się więc pole do szerszego stosowania innych instrumentów polityki ekologicznej.

Z m i a n y w funkcjonującym w Polsce systemie i n s t r u m e n t ó w e k o n o m i c z n y c h powinny dotyczyć:

- a) modyfikacji systemu: opłaty — kary — preferencje, polegającej na uproszczeniu systemu opłat, powiązaniu ich wysokości z normami emisji oraz

¹⁵ Ustawa o warunkach dopuszczalności i nadzorowaniu pomocy publicznej dla przedsiębiorców z 30 czerwca 2000 r., DzU nr 60, poz. 704 z 2000 r.

zwiększeniu efektywności wydatkowania środków z funduszy ekologicznych,

- b) ograniczenia subwencjonowania¹⁶ poprzez zmianę akcentów — np. wprowadzenie możliwości obniżenia podatku VAT na towary z certyfikatami ekologicznymi (np. ISO 14001),
- c) nowego uregulowania systemu kar pieniężnych, by nie stanowiły one rekompensaty za szkody środowiskowe, tylko były po prostu sankcją karną za antyekologiczne działania,
- d) wprowadzenia rynkowych mechanizmów (instrumentów) w zarządzaniu ochroną środowiska.

Rynkowe instrumenty ekonomiczne w ochronie środowiska w Polsce powinny spełniać zasadę „zanieczyszczający płaci”. Zasada ta jest próbą zinternalizowania efektów zewnętrznych, to znaczy obciążenia dodatkowymi kosztami tych podmiotów, które nie ponoszą ich w pełni. Choć to cel zdrowy ekonomicznie i podbudowany solidnym fundamentem, w praktyce bardzo rzadko dochodzi do całkowitego jego osiągnięcia.

W dużym stopniu zasadę tę spełniają opłaty za emisję zanieczyszczeń (nie są to jednak instrumenty rynkowe).

Wśród rynkowych instrumentów ekonomicznych, które znajdują zastosowanie w Polsce¹⁷, są:

- a) opłaty produktowe, zwane podatkami ekologicznymi, które — w przeciwieństwie do opłat ekologicznych — pozwalają na obciążenie finansowe produktów konsumowanych masowo i w sposób rozproszony [Jeżowski, 1999], uciążliwych dla środowiska w fazach: produkcji, konsumpcji i ewentualnego składowania. Opłaty produktowe odpowiadają modelowi „ostateczny sprawca płaci”¹⁸. Zgodnie z opracowanymi planami instrument ten wprowadzono by w odniesieniu do paliw (ropa naftowa, węgiel), opakowań jednorazowego użytku oraz urządzeń chłodniczych i klimatyzacyjnych. Celem opłat produktowych jest ograniczenie zużycia szkodliwych dla środowiska produktów, poszukiwanie substytutów oraz gromadzenie środków, służących dofinansowaniu działalności proekologicznej¹⁹,
- b) depozyty ekologiczne, będące obciążeniem finansowym doliczanym do ceny ekologicznie uciążliwych produktów, podlegające zwrotowi w momencie przekazania produktów do właściwego zagospodarowania. Celem stosowania tego instrumentu jest zapewnienie zwrotu i właściwego usu-

¹⁶ Konieczność ograniczenia skali subwencjonowania wynika z przynależności Polski do Światowej Organizacji Handlu (WTO) oraz opisanych powyżej wytycznych Unii Europejskiej, których Polska musi przestrzegać.

¹⁷ Według II Polityki Ekologicznej Państwa (Warszawa, 2000) proces wdrażania tych instrumentów powinien zostać zakończony do 2005 r.

¹⁸ Zasada „ostateczny sprawca płaci” (sformułowana w: [Jeżowski, 1999, s. 117] polega na obciążeniu ostatecznego konsumenta lub użytkownika, który — aby uniknąć ponoszenia dodatkowych kosztów — powinien wybrać produkt mniej uciążliwy dla środowiska.

¹⁹ Całość za: [Koncepcja..., 1999].

nięcia produktów. Mechanizm ten, funkcjonujący w szczątkowej formie w postaci kaucji na szklane butelki, objąłby oleje smarowe, akumulatory, opony oraz lampy wyładowcze [Konceptja..., 1999],

- c) handel emisjami (lub inaczej: rynki emisji), polegający na określeniu przez władze publiczne dopuszczalnej wielkości zanieczyszczeń na dany obszar, a następnie rozdysponowanie pomiędzy działające tam podmioty pozwoleń na tę wielkość emisji. Pozwolenia te mogą następnie stanowić przedmiot obrotu rynkowego. Wydaje się, że mechanizm ten jest najskuteczniejszy w przypadku zanieczyszczenia atmosfery, choć z powodzeniem zastosowano go w ochronie wód i gleby (poprzez ograniczenia produkcji benzyn ołowionych) oraz zasobów morskich. Nie wyklucza się zastosowań także w innych obszarach,
- d) ubezpieczenia ekologiczne (obowiązkowe i dobrowolne) — w zakresie odpowiedzialności cywilnej za winę udowodnioną (szkodę ekologiczną) oraz za ryzyko ekologiczne, czyli potencjalne zagrożenie. W głównej mierze odpowiedzialność ekologiczna dotyczy „nagłych” oddziaływań, np. katastrof o charakterze lokalnym. Powinna być ona powiązana z bodźcami ekonomicznymi, zachęcającymi do zapobiegania katastrofom [Lenart, Pietrewicz, 1999].

W przypadku dwóch pierwszych instrumentów już została opracowana (w Ministerstwie Środowiska — MŚ²⁰) koncepcja nowych mechanizmów, zawierająca propozycje zakresu ich funkcjonowania oraz stawek. Te instrumenty są zgodne z polityką Unii Europejskiej i wejdą niebawem do polskiego prawodawstwa. Z kolei rynek ubezpieczeń ekologicznych obejmie szkody powstałe w środowisku w wyniku nagłych awarii, katastrof i kataklizmów.

Zbywalne pozwolenia na korzystanie ze środowiska jako innowacyjny mechanizm rynkowy mają szansę zachęcić do prośrodowiskowych inwestycji te firmy, które są w stanie osiągnąć dany efekt ekologiczny najniższym kosztem jednostkowym. Pierwszym obszarem, gdzie instrument ten znajdzie zastosowanie w Polsce, będzie ochrona atmosfery. Zainteresowanie tym rozwiązaniem wykazuje sektor energetyczny (energetyka zawodowa jest głównym emitorem wielu rodzajów zanieczyszczeń), ponadto mechanizm ten zapisano w Protokole z Kioto, który Polska najprawdopodobniej ratyfikuje.

4. Handel emisjami w Polsce

Idea zbywalnych pozwoleń na emisję, jako jednej z dróg poprawy jakości środowiska przy minimalizacji społecznych kosztów ochrony środowiska, została zawarta w Polityce Ekologicznej Państwa (PEP) przyjętej już w 1991, a zaakceptowanej przez parlament rok później. Niestety, pomimo zawarcia w 1991 r. zapisu o zbywalnych pozwoleniach na emisję (ZPE) w projekcie no-

²⁰ Na mocy rozporządzenia Rady Ministrów z 26.10.1999 r. (DzU nr 91, poz. 1017 z 1999 r.) Ministerstwo Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa (MOŚZNiL) zostało przekształcone w Ministerstwo Środowiska (MŚ). Obie nazwy dotyczą więc tego samego urzędu.

welizacji ustawy o ochronie i kształtowaniu środowiska nie znalazł się on w wersji przyjętej przez parlament; taki stan panuje po dziś dzień.

Najnowszy dokument rządowy, II Polityka Ekologiczna Państwa (Warszawa 2000; w skrócie II PEP), wymienia rynki zbywalnych uprawnień do emisji zanieczyszczeń i instrumenty pochodne od nich (np. „związki emitentów”²¹) jako jeden z elementów działania mechanizmów ekonomicznych i rynkowych w polityce ekologicznej. Dokument jako pilne określa

wprowadzenie możliwości zbywania uprawnień do emisji zanieczyszczeń w zakresie i na warunkach szczegółowo ustalanych w oparciu o zasadę skuteczności ekologicznej i efektywności ekonomicznej.

Proponuje się, by uczestnictwo w rynku ZPE było dobrowolne, tzn. każdy podmiot mógłby „pozostać” w systemie opłat za emisję. Przy takim rozwiązaniu organ wydający decyzję o dopuszczalnej emisji musiałby zaniechać pobierania opłat ekologicznych od podmiotów, uczestniczących w programie HE. Sformułowania II PEP mogą wskazywać na przyspieszenie prac implementacyjnych systemów ZPE.

Także w dokumencie *Założenia polityki energetycznej państwa do 2020 r.* wymienia się ZPE jako jeden z instrumentów realizacji celów środowiskowych. Rozdział pt. *Strategia zintegrowanego zarządzania energią i środowiskiem* zawiera jasną deklarację dotyczącą pozwoleń zbywalnych: [...] *Rząd stoi na stanowisku, iż należy je niezwłocznie wdrażać.*

Pomimo trzech istotnych wydarzeń, związanych z handlem emisjami, jakimi były: eksperyment chorzowski (1991), eksperyment opolski (1994) oraz warsztaty nt. zbywalnych pozwoleń na emisję w Jadwisinie (1996), a także wielu innych mniejszych opracowań w tej dziedzinie²², do dziś nie uruchomiono żadnego projektu HE. Zdecydował o tym przede wszystkim opór i asekuranctwo polityków i działaczy regionalnych, którzy woleli stosować regulacje bezpośrednie, zamiast spróbować wprowadzać bardziej ryzykowne, ale o dużych perspektywach efektywnościowych, rozwiązania rynkowe, jak np. HE.

Niestety, do dziś polskie przepisy wiążą wydane pozwolenie na emisję z konkretnym źródłem, a zatem obecnie nie jest możliwe praktyczne zastosowanie handlu emisjami, nawet w takim zakresie, jaki obejmowały przedstawione poniżej eksperymenty.

²¹ Chodzi tu o „klosze” lub „bańki” (*bubbles*).

²² W 1996 r. na Politechnice Warszawskiej zrealizowano „komputerowy system symulacji handlu uprawnieniami zbywalnymi do wprowadzania zanieczyszczeń do atmosfery (handlu emisjami)”, obejmujący 42 źródła emisji na terenie ówczesnego województwa warszawskiego. Osiągając wyznaczone cele emisyjne oraz imisyjne, wykazano, że nakłady na zmniejszenie emisji SO₂ przy wykorzystaniu HE wyniosły 3,2 mln USD/rok, wobec 23,33 mln USD/rok bez stosowania tego instrumentu [Budziński i in., 1996].

4.1. Eksperyment chorzowski²³

Pomimo braku rzeczywistych uregulowań prawnych, w 1991 r. Minister Ochrony Środowiska zaakceptował pilotażowy projekt HE w Chorzowie (jednym z najbardziej zanieczyszczonych miast w Polsce). Wzięły w nim udział dwa podmioty: Huta „Kościuszko” oraz Elektrownia „Chorzów”. Wojewoda katowicki zezwolił na łączne rozliczanie emisji z obu tych zakładów. Huta, obok emisji pyłów i dwutlenku siarki (będącej na podobnym poziomie, jak w elektrowni), „wyróżniała się” znaczną emisją tlenku węgla oraz węglowodorów. Zakład był właśnie w trakcie restrukturyzacji, mającej doprowadzić do znacznych redukcji emisji po roku 1995. Koszt tej redukcji nie był wysoki, ponieważ większość planowanych wydatków inwestycyjnych zamierzano wliczyć w koszty produkcji.

Z kolei elektrownia to jeden z najstarszych zakładów tego typu w Europie. Zakład pracował na urządzeniach z lat 50. i miał zostać wkrótce zamknięty, co czyniło inwestycje weń nieopłacalnymi.

A zatem huta była zakładem o niskim krańcowym koszcie redukcji emisji, elektrownia zaś — o wysokim. Do tego doszła jeszcze zła sytuacja ekonomiczna huty i nie najgorsza elektrowni. Takie warunki wstępne sugerowały zastosowanie rozwiązania, w którym huta ogranicza emisję w dużo większym stopniu, aniżeli elektrownia, ta ostatnia zaś uczestniczy w finansowaniu proekologicznych inwestycji huty.

Chociaż lokalne koncentracje niektórych zanieczyszczeń w powietrzu powinny wykluczyć wydawanie jakichkolwiek pozwoleń na emisję, wojewoda wydał takowe zarówno hucie, jak i elektrowni, opierając się na szacowanych krańcowych kosztach redukcji emisji dla obu zakładów. Elektrownia otrzymała więcej pozwoleń (tyle, by pokryły jej emisję), za które zapłaciła hucie (redukującej emisję), zasilając fundusz restrukturyzacyjny tej ostatniej.

Tabela 1.

Emisje wybranych zanieczyszczeń z obu zakładów w roku 1992

	huta		elektrownia		huta plus elektrownia	
	tony	1992/1990 [%]	tony	1992/1990 [%]	tony	1992/1990 [%]
Pyły	517	12	4028	80	4545	49
Tlenek węgla	47	0,3	1141	570	1188	7
Dwutlenek siarki	972	32	3226	105	4198	69
Dwutlenek azotu	769	45	1782	318	2551	112
Węglowodory alifatyczne	0	0	71	100	71	13
Węglowodory aromatyczne	0	0	9	112	9	3

Źródło: [Żylicz, 1998, s. 8–12].

²³ Według: [Żylicz, 1998, s. 8–12].

W efekcie do roku 1994 huta ograniczyła emisję większości związków o kilkadziesiąt procent, a emisje z elektrowni nieznacznie wzrosły. Bilansując, osiągnięto znaczne redukcje emisji (tabela 1.), przyspieszając restrukturyzację huty o ok. 2,5 roku i osiągając zgodność łącznej emisji obu zakładów z normą.

Analizy ekonomiczne przedsięwzięcia wykazały, iż inne rozwiązania (np. pozostawienie obu zakładów „samym sobie”, inwestycje technologiczne w elektrownię lub jej zamknięcie) byłyby dużo gorsze zarówno dla środowiska (przekraczające normę emisje z elektrowni), jak i społeczności lokalnej (bankructwo elektrowni, oznaczające utratę pracy dla wielu ludzi) [Śleszyński, 2000, s. 234].

4.2. Eksperyment opolski²⁴

W ramach projektu Phare spółka Atmoterm utworzyła w 1994 r. konsorcjum, którego zadaniem było opracowanie i wdrożenie programu handlu pozwoleniami na emisję²⁵ dwutlenku siarki na terenie ówczesnego województwa opolskiego, z uwzględnieniem maksymalnej redukcji emisji. Niestety brak woli politycznej, a także ciągnące się w nieskończoność prace nad prawnym uregulowaniem pozwoleń, zmusiły organizatorów przedsięwzięcia do zmiany jego charakteru. Eksperyment stał się komputerową symulacją właściwego mechanizmu.

Uczestnikami systemu są wszystkie jednostki organizacyjne, które muszą posiadać decyzję o dopuszczalnej emisji (w przyszłości: zintegrowane pozwolenie ekologiczne²⁶), natomiast stronami transakcji (uczestnikami rynku) mogą być także podmioty niemające osobowości prawnej oraz osoby fizyczne (np. działacze ekologiczni, zainteresowani zmniejszeniem puli pozwoleń dostępnych na rynku).

Jednostką transakcyjną programu jest pozwolenie na emisję 1 kg SO₂, przy czym ta sama liczba pozwoleń daje prawo do różnej wielkości emisji, w zależności od uciążliwości emitora. Tę uciążliwość wyraża wskaźnik wymiany — do emisji 1 kg zanieczyszczeń potrzeba jednego pozwolenia tylko wtedy, gdy wskaźnik ten wynosi 1. Maksymalna jego wartość to 6. Wskaźnik wymiany wyliczany jest na podstawie wskaźnika uciążliwości emitora. Ten ostatni zależy od wielkości stężeń powodowanych przez emisję z danego źródła, od wielkości obszaru, na który emitor oddziałuje, od zależności pomiędzy tłem a dopuszczalnym stężeniem substancji, wreszcie od wrażliwości terenu na zanieczyszczenie (ten ostatni czynnik planowany jest na dalszy etap wdrażania programu). Uwzględniając możliwe poziomy średniej emisji z każdego ze źródeł, jednostki organizacyjne obliczają wskaźniki uciążliwości dla tych

²⁴ Według: [Zaprojektowanie..., 1996; Pazdan, 1999].

²⁵ W opracowaniu *Zaprojektowanie...*[1996] używano terminu „uprawnienia do emisji”. Oba terminy są synonimami.

²⁶ Wymagane dyrektywą IPPC.

źródeł, stanowiące następnie podstawę do skonstruowania tabeli wskaźników wymiany.

Rokrocznie, opierając się na historycznym, średnim poziomie emisji, podmioty otrzymują nieodpłatnie bony emisyjne (nieuprawniające do emisji), które mogą być wykorzystane do zapłaty za pozwolenia, oferowane periodycznie na specjalnych aukcjach, w stosunku 1:1. Całkowita pula bonów, rozdzielanych pomiędzy uczestników systemu, zależy od wymogów wojewódzkiego programu redukcji emisji. Oczywiście na aukcjach możliwe jest dokupienie dodatkowych pozwoleń, zawsze po cenie równowagi²⁷. W przypadku, gdy podmiot potrzebuje mniej pozwoleń aniżeli posiada bonów emisyjnych, za niewykorzystane bony może otrzymać refundację po cenie równowagi, jaka wykształciła się podczas aukcji.

Niezależnie od liczby posiadanych pozwoleń, poziom emisji z danego źródła nie może przekraczać norm emisji, ustanowionych w prawie (czyli DDE).

Obrót pozwoleńmi zbywalnymi może się odbywać bezpośrednio pomiędzy podmiotami, z wykorzystaniem pośredników lub aukcji. Transakcja jest ważna dopiero po otrzymaniu Decyzji o Rejestracji Transakcji. W przypadku dwóch źródeł, należących do tego samego podmiotu (ale mogących mieć różne wskaźniki wymiany), również konieczne jest oficjalne zarejestrowanie transakcji. Dopuszcza się zachowanie²⁸ niewykorzystanych pozwoleń, z tym, że ich liczba zostaje wtedy zredukowana o 20%. Przedsiębiorstwo kończące działalność może sprzedać przysługujące mu prawa na rynku, a podmiot rozpoczynający działalność już po uruchomieniu programu zobowiązany jest do kupna pozwoleń na rynku (nie przysługują mu bowiem darmowe bony emisyjne).

Każdy uczestnik systemu, którego roczny ładunek SO₂ wynosi minimum 100 Mg, zobowiązany jest do prowadzenia ciągłego pomiaru emisji, dla mniejszych źródeł przewidziany jest System Ewidencji Emisji — rozwiązanie oparte na szacowaniu emisji drogą jej konfrontacji z poziomem produkcji (niezależnie od tego funkcjonują procedury kontroli dopuszczalnej emisji). Kary za przekroczenie poziomu emisji, ustalonego liczbą posiadanych pozwoleń, są dotkliwe i mają całkowicie zniechęcać do tego typu praktyk (przy czym kary za nieprzestrzeganie zasad systemu zbywalnych pozwoleń są niezależne od kar za nieprzestrzeganie decyzji o dopuszczalnej emisji). Niewypełnianie zobowiązań w systemie pozwoleń zbywalnych jest groźne dla niego samego, podważa sens prośrodowiskowych wysiłków pozostałych uczestników. Dane z systemów monitoringu konfrontowane są z księgą rejestrową, prowadzoną przez wojewodę (celem ustalenia, czy poziom rzeczywistej emisji znajduje odzwierciedlenie w liczbie posiadanych pozwoleń).

²⁷ Cena równowagi jest wtedy, gdy całkowity popyt ze strony jednostek organizacyjnych równa się liczbie oferowanych zbywalnych pozwoleń. Cenę tę płać wszyscy nabywcy pozwoleń na aukcjach.

²⁸ W opracowaniu *Zaprojektowanie...* [1996] używano terminu „deponowanie”. Oba terminy są synonimami.

Podstawą administrowania systemem jest *Decyzja Startowa o Emisji*, którą wszyscy uczestnicy systemu otrzymują od wojewody opolskiego. Zawiera ona: ilość rocznego ładunku rzeczywistego SO₂, stanowiącą podstawę przyznania bonów emisyjnych; grafik redukcji emisji na kolejne lata programu, wyrażony liczbą przysługujących bonów emisyjnych, wartości emisji dopuszczalnej dla każdego wariantu pracy emitora, tabelę wskaźników wymiany, nakaz rocznej aktualizacji Systemu Ewidencji Emisji.

Szkoda, że przedstawione powyżej rozwiązanie to tylko założenia programu, który nie mógł zostać wdrożony (mimo że zaproponowano modyfikacje prawne, które umożliwiłyby skuteczną implementację systemu, oczywiście zgodnie z istniejącymi regulacjami — np. niezależnie od posiadania pozwoleń podmioty muszą płacić opłaty emisyjne). Warto jednak zwrócić uwagę na kilka interesujących propozycji założenia. Po pierwsze, zamiast pozwoleń podmiotom przyznaje się bony emisyjne. Zmusza to podmioty do składania zleceń kupna na pozwolenia i do pełniejszej analizy swych krańcowych kosztów redukcji emisji, a więc do większej aktywności (przy braku obciążeń finansowych zarówno dla tych podmiotów, otrzymujących bony emisyjne nieodpłatnie, jak i władz — konieczność refundacji niewykorzystanych bonów kompensowana jest przez wpływy ze sprzedaży dodatkowych pozwoleń). Po drugie, dzięki uwzględnieniu różnej uciążliwości poszczególnych podmiotów tworzy się swego rodzaju ranking jednostek organizacyjnych. Na górze znajdują się podmioty o wskaźniku wymiany 6 — to one w pierwszej kolejności zredukują emisję i będą dysponowały dużą pulą pozwoleń do sprzedaży.

Z drugiej jednak strony, rozwiązanie opolskie jest chyba *na zbyt skomplikowane*, ponieważ rynkowe mechanizmy w polskiej polityce środowiskowej są w powijakach. Także oparcie alokacji bonów tylko na historycznym poziomie emisji karze, zamiast nagradzać, podmioty, które zredukowały emisję wcześniej. Ponadto konstrukcja wskaźnika wymiany, mająca zapobiegać powstawaniu nierównomiernych koncentracji zanieczyszczeń, może doprowadzić do nieuczciwych warunków gry dla poszczególnych podmiotów i nie gwarantuje osiągnięcia założonego poziomu emisji²⁹.

Bezsprzecznie trafną propozycją jest utrzymanie regulacji bezpośredniej (decyzja o dopuszczalnej emisji, która gwarantuje spełnienie celu środowiskowego niezależnie od powodzenia programu) obok rynku zbywalnych pozwoleń (który jest bardzo elastyczny, daje bowiem szerokiemu kręgowi podmiotów i osób fizycznych możliwość kształtowania podaży pozwoleń). Wątpliwości nie budzi także słuszność rozpisania długofalowego celu emisyjnego na coroczne „kroczki” (stopniowe ograniczanie emisji).

Nie mogąc wdrożyć zaproponowanych rozwiązań, zdecydowano się kontynuować projekt jako *symulację komputerową systemu*³⁰.

²⁹ Mimo zabezpieczeń w postaci indywidualnych norm emisji nie wiadomo do końca, ile ton SO₂ wyemitowanych zostanie na podstawie danej liczby pozwoleń.

³⁰ Opis symulacji dodatkowo oparty jest na: [Pazdan, 1999].

Do obliczeń symulacyjnych wzięto 25 zakładów przemysłowych z różnych branż, mających łącznie 174 źródła emisji dwutlenku siarki (z tego 6 elektrowni, 113 ciepłowni i kotłowni, 55 innych). Przyjęto 2 podejścia do symulacji — pierwsze było symulacją rynku zbywalnych pozwoleń na emisję; celem była minimalizacja kosztów ogólnych uzyskania redukcji, drugie zaś — symulacją aukcji pozwoleń; oba w wersji ze wskaźnikami wymiany i bez nich. Ponadto założono dwa cele redukcji emisji: o 50% i o 75%.

Generalnie potwierdzono skuteczność handlu emisjami, szczególnie w aspekcie efektywności kosztowej³¹. Symulacja wykazała, iż zastosowanie wskaźnika wymiany powoduje redukcję emisji przede wszystkim u dużych trucicielu, natomiast najtańsze są rozwiązania bez użycia wskaźnika wymiany (przynosząc przy tym podobny — jak w rozwiązaniach ze wskaźnikiem — efekt środowiskowy). Wszystkie rozwiązania oparte na HE są dużo efektywniejsze, aniżeli regulacja bezpośrednia. Natomiast przy zakładanych wysokich redukcjach emisji (np. 75%) regulacja bezpośrednia zapewnia lepszy aniżeli HE efekt (przy poziomie 50% efekt jest podobny dla obu rozwiązań).

Pamiętać jednak należy, iż żadna symulacja nie zastąpi praktycznego eksperymentu, choć jest istotnym krokiem naprzód we wdrażaniu tego innowacyjnego ekonomicznego mechanizmu ochrony środowiska.

5. Wnioski

Przyszłość skutecznej polityki ochrony środowiska leży w stosowaniu rynkowych instrumentów ekonomicznych. Zbywalne pozwolenia na korzystanie ze środowiska to jedne z ciekawszych. Dziś instrument ten znajduje zastosowanie przede wszystkim w ochronie atmosfery. Programy HE na szeroką skalę funkcjonują na razie tylko w Stanach Zjednoczonych, ale już niebawem zostaną uruchomione także w Europie i Australii, a nawet na kontynencie azjatyckim, stając się powszechnym i tanim rozwiązaniem szeregu problemów ekologicznych w XXI w. Jeżeli wejdzie w życie Protokół z Kioto, handel pozwoleniami na emisję CO₂ może objąć cały świat (choć nigdy nie będzie identycznych reguł w każdym kraju).

Doświadczenia w zakresie stosowania ZPE są bogate. Niemal w każdym miesiącu w różnych regionach świata uruchamiane są kolejne systemy bądź symulacje. Wszystkie prawidłowo skonstruowane programy pokazują skuteczność HE — cel środowiskowy osiągany jest wyraźnie niższym kosztem, władze nie muszą się zajmować emisją pojedynczych podmiotów, a przedsiębiorstwa

³¹ Oczywiście absolutny priorytet mają zawsze działania, zmierzające do likwidacji zanieczyszczeń u źródła — np. stosowanie innych nośników energii, usprawnienia technologii, minimalizacja zużycia surowców, zapewnienie produktom pełnego cyklu życia [tzn. od wyprodukowania poprzez odpowiednie wykorzystanie, aż do właściwego usunięcia (utyliczacji lub unieszkodliwienia)]. Elastyczne mechanizmy rynkowe (np. ZPE) mają funkcjonować obok innych regulacji, dając podmiotom dodatkową możliwość osiągnięcia danych celów emisyjnych, i to w sposób efektywny ekonomicznie.

mogą działać w sposób dużo bardziej elastyczny niż do tej pory. Cały czas wyzwaniem pozostaje możliwość zastosowania tej regulacji do ograniczenia emisji w sektorze transportowym (dużo małych źródeł emisji), ale i tu rysują się szanse na rozwiązanie problemu³².

Polska zrobiła bardzo dużo, w porównaniu z innymi krajami europejskimi, w zakresie przebadania i przetestowania uwarunkowań, koniecznych do wprowadzenia mechanizmów handlu pozwoleniami — przeprowadzono kilka symulacji i eksperymentów, nasz kraj bierze czynny udział w pracach Konferencji Stron Konwencji Klimatycznej, organizowanych jest wiele spotkań i sympozjów na ten temat. Szkoda tylko, że mimo kilkuletniej dyskusji nie udało się przenieść wynikających z niej wniosków do praktyki.

Analiza uwarunkowań organizacyjnych pokazuje, iż możliwość uruchomienia rynku ZPE w Polsce jest realna. Uwzględniając międzynarodowe zobowiązania Polski, w pierwszym etapie mechanizm powinien objąć emisje dwutlenku siarki i dwutlenku węgla z sektora energetyki zawodowej i przemysłowej. Rozwiązanie to może wydatnie wesprzeć proces restrukturyzacji tego sektora, szczególnie w obliczu trwającej jego prywatyzacji oraz liberalizacji europejskiego rynku energii elektrycznej. W przypadku CO₂ krajowy program HE pomógłby naszemu krajowi w lepszym przygotowaniu organizacyjnym do uczestnictwa w handlu międzynarodowym, który — ze względu na przewidywaną nadwyżkę pozwoleń — powinien okazać się dla Polski bardzo intratny. Należy jednak zawsze pamiętać, że podstawowym celem wprowadzania HE jest ograniczenie całkowitych kosztów redukcji emisji. Dlatego też instrument ten powinien stanowić dopełnienie całościowej polityki państwa w tym zakresie (a ta powinna się skupiać na oszczędzaniu energii, zwiększaniu udziału w bilansie czystszych jej źródeł — co wiązać się może z zamykaniem niektórych podmiotów, promowaniem programów ocieplania budynków i in.), a nie być jedynym jej wyrazem.

Uruchomienie programu wymaga przede wszystkim uchwalenia podstaw prawnych oraz zmodyfikowania istniejącego systemu instrumentów ekonomicznych — zwłaszcza opłat ekologicznych oraz zasad udzielania pomocy publicznej. Naszemu krajowi nie brakuje ekspertów, którzy mogliby wziąć udział w implementacji HE. Brakuje tylko woli politycznej, i to nie tylko w kraju, ale także ze strony Unii Europejskiej.

Patrząc realnie, nie należy spodziewać się przyjęcia niezbędnych regulacji przed 2002 r. Uwzględniając czas na przygotowanie reguł funkcjonowania rynku, oznacza to, iż mógłby on zaistnieć najwcześniej w 2003 r. Termin uruchomienia systemu HE mógłby się zbiec w czasie z naszym członkostwem w UE —

³² Pojawiają się propozycje, dotyczące przydzielania właścicielom pojazdów mechanicznych pozwoleń na emisję zanieczyszczeń, np. w postaci punktów na specjalnej karcie magnetycznej. W miarę zużycia paliwa pula tych punktów zmniejszałaby się. Osoby często jeżdżące samochodem (którym nie wystarczy początkowa pula) musiałyby dokupić jakąś część na rynku, inni (np. chodzący do pracy piechotą) mogliby być stroną podażową.

Polska pokazałaby wtedy, iż jest w stanie wnieść do Wspólnoty swoje doświadczenia w zakresie innowacyjnych mechanizmów polityki środowiskowej.

Bibliografia

- Budziński K. i in., 1996, *Zasady handlu uprawnieniami zbywalnymi (handel emisjami)*, Politechnika Warszawska, Warszawa.
- Instrumenty ekonomiczne polityki ekologicznej w warunkach gospodarki rynkowej*, 1995, Górka K. (red.), Biblioteka „Ekonomia i Środowisko” nr 18, ESEŚiZN, Kraków.
- Jeżowski P., 1999, *Związki ekonomii z ochroną środowiska*, referat z konferencji „Ekonomia a ochrona środowiska”, w: EkoKadry '99, WGiSR UW, Warszawa.
- Klarer J., Francis P., McNicholas J., 1999, *Improving Environment and Economy*, SIEI — REC, Szentendre.
- Koncepcja nowych mechanizmów ekonomicznych w zakresie ochrony środowiska*, 1999, MOŚZNiL, Warszawa.
- Lenart T., Pietrewicz A., 1999, *Ubezpieczenia ekologiczne jako instrument przyspieszenia proekologicznych przemian w gospodarce*, referat z konferencji „Ekonomia a ochrona środowiska”, w: EkoKadry '99, WGiSR UW, Warszawa.
- Nowicki M., 1993, *Strategia ekorozwoju Polski*, Agencja Wydawniczo-Reklamowa A. Grzegorzczak, Warszawa.
- OECD, 1997, *Applying Market-based Instruments to Environmental Policies in China and OECD Countries*.
- Opschoor J. B., Vos M. B., 1990, *Instrumenty ekonomiczne dla ochrony środowiska*, OECD-MOŚZNiL, Warszawa.
- Pazdan R., 1999, *Handel pozwoleniami zbywalnymi na emisję (część II i III)*, w: „Problemy ocen środowiskowych”, nr 3, 4.
- Piontek B., Piontek F., Piontek W., 1994, *Ekorozwój i narzędzia jego realizacji*, Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko, Białystok.
- Poskrobko B., 1998, *Zarządzanie środowiskiem*, PWE, Warszawa.
- Śleszyński J., 2000, *Ekonomiczne problemy ochrony środowiska*, AW Aries, Warszawa.
- Zaprojektowanie systemu zbywalnych uprawnień do emisji i wdrożenie Pilotowego Projektu w Polsce*, 1996, projekt Phare EC/EPP/91/1.2.2, Atmoterm, Opole.
- Żylicz T., 1996, *Cele, zasady i ograniczenia polityki ochrony środowiska*, w: Folmer H., Gabel L., Opschoor H., *Ekonomia środowiska i zasobów naturalnych*, Krupski i S-ka, Warszawa.
- Żylicz T., 1998, *Obstacles to Implementing Tradable Pollution Permits: The Case of Poland*, w: *Workshop on Domestic Tradable Permit Systems for Environmental Management: Issues and Challenges*, OECD.
- Żylicz T., Rączka J., 2000, *Analiza zgodności z wytycznymi Unii Europejskiej polskiego systemu pomocy publicznej dla działań i inwestycji ekologicznych w sektorze przedsiębiorstw*, Warszawa.

A b s t r a c t **Innovative Economic Instruments of Environmental Policy. Experiences and Perspectives of Development in Poland**

A

This article is an attempt at a compilation of world wide experiences in the scope of introduction and application of economic instruments of using the natural environment and indication of concrete conditions in which these instruments can be effectively used in Poland.

The influence on users of environment can have direct or indirect character. Direct methods are the most often administrative-legal regulations characterized by standards and limits. These instruments have the character of orders and prohibitions. On one hand it decides about environment, on the other hand it means most often low economic effectiveness.

Indirect influence on the users of environment are economic instruments. They are the key to balanced development and comprise the tool of optimum allocation, optimum distribution and optimum scale and scope of use.

They are to stimulate economic subjects to a more economical use of environmental resources, eliminate products and services worsening its quality and finally to internalization of external costs of the interaction of production processes on the environment.

The most interesting, innovative economic market instrument of environmental protection became recently transferable permissions for emissions and trade. Apart from the characteristic of this instrument the authors indicated the advantages and faults. Also the possibilities and limitations of using transferable permissions for emission in Poland were described. Against this background there were discussed a number of experiments conducted in several regions of Poland, whose role was investigation of the influence of the discussed economic instrument of environmental protection upon the effectiveness of the functioning of enterprises.

Intern the analyzes of limitations in the development of the market of transferable permissions for the emission of pollutants into the atmosphere was aimed at showing the necessary changes in the Polish legislation which would lead to a higher effectiveness and propagation of the use of this instrument. At this point it should be stressed that Polish experiences and regulations in the scope are more advanced than those existing in the European Union, which means that in the field of environmental protection we can bring a valuable contribution in the accession processes.