

Analiza skutków polityki ekologicznej na poziomie gospodarstwa, ocena podejścia modelowego

Rolnictwo, obok przemysłu i komunikacji, może być i jest źródłem problemów ekologicznych. Najbardziej spektakularnym efektem intensywnej gospodarki rolnej są przekształcenia krajobrazu. Znacznie bardziej niebezpieczne są jednak skażenie wód gruntowych pestycydami i azotanami, erozja i zanieczyszczanie wód powierzchniowych, a także żywności.

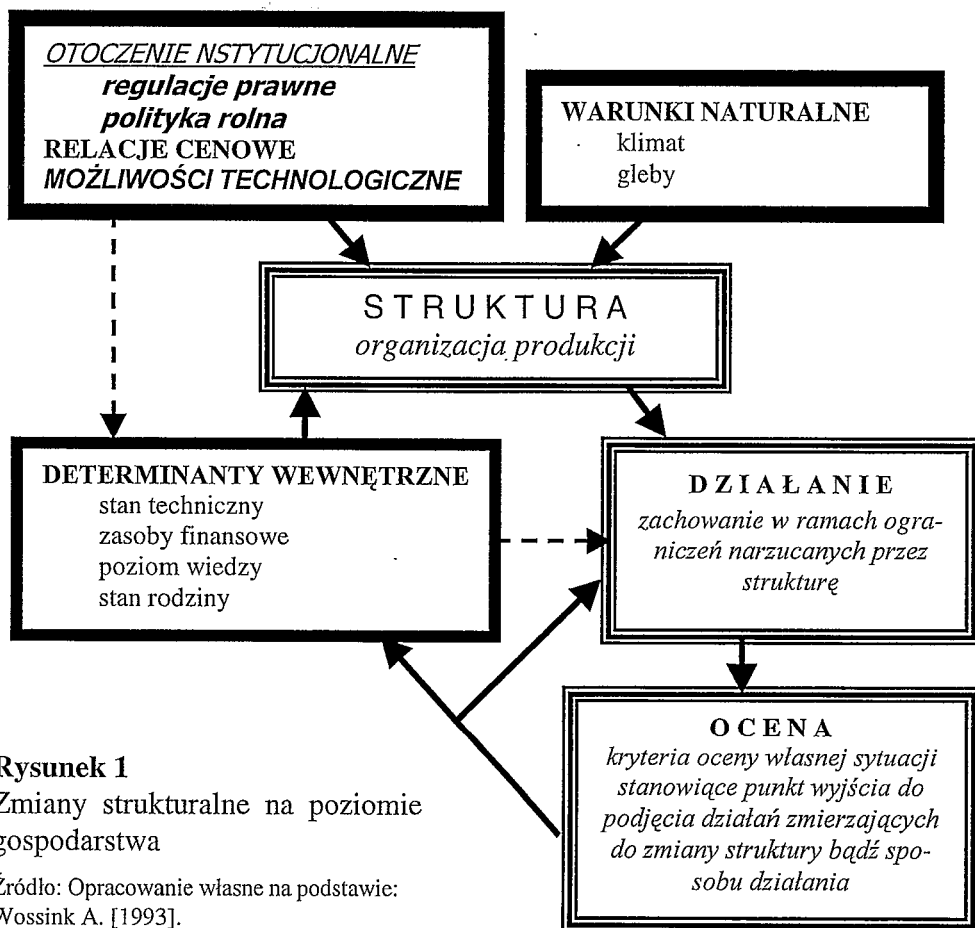
Fakty te w coraz większym stopniu docierają do świadomości społecznej, wywołując nacisk na podjęcie działań zmierzających do ograniczenia tych zjawisk. Przykładem kraju, w którym problemy ekologiczne powodowane przez rolnictwo przybrały bardzo niepokojące rozmiary, jest Holandia. Pojawiły się więc regulacje prawne odnoszące się do problemów środowiskowych kreowanych przez rolnictwo [Wossink 1993]. Istotną staje się znajomość ich skutków dla całej gospodarki, rolnictwa i dla pojedynczego gospodarstwa. Polityka rządu powinna być wybierana przed jej zastosowaniem, na podstawie skutków, które przynosi. Metodą pozwalającą tego dokonać są eksperymenty na modelach [Orcutt 1970].

Jak dotychczas, eksperymenty na modelach mające na celu ocenę skutków polityki ekologicznej przeprowadzane były głównie na poziomie makroekonomicznym¹. Ograniczenie się do tego podejścia w rolnictwie prowadzi jednak, zdaniem Jochimsena [1970], do wniosków o ograniczonej przydatności, czego powodem jest przede wszystkim brak odpowiednich danych oraz to, że zmiany są skutkiem decyzji podejmowanych przez rolników, co nie jest możliwe do uchwycenia przy analizie prowadzonej na poziomie sektora. Znacznie więc rzadziej przedmiotem tego typu analiz było pojedyncze gospodarstwo. Celem niniejszej pracy jest przedstawienie możliwości tej metody przy ocenie skutków polityki ekologicznej, wyników osiągniętych przy jej pomocy oraz kierunków dalszego rozwoju, jak i możliwości zastosowań.

¹ Typowe podejście makroekonomiczne w odniesieniu do modelowania skutków polityki ekologicznej można znaleźć w pracy Pearce'a i Turnera [1990].

Schemat analizy reakcji gospodarstwa na zmiany instytucjonalne

Punktem wyjścia w analizie skutków polityki ekologicznej na poziomie gospodarstwa jest koncepcja *adaptive men*, to znaczy rolnik traktowany jest jako jednostka dostosowująca działalność gospodarstwa do zmian zachodzących w otoczeniu gospodarstwa, również instytucjonalnym. Schematem służącym analizie procesu podejmowania decyzji w procesie dostosowywania struktury produkcji do zmian zachodzących w otoczeniu gospodarstwa jest tak zwany model SCP – Structure, Conduct, Performance – Struktura, Działanie, Ocena [Bain 1968], zaadaptowany dla potrzeb rolnictwa [Van Dijk i wsp. 1986]. Przedstawiono go na rysunku 1.



Rysunek 1
Zmiany strukturalne na poziomie gospodarstwa

Źródło: Opracowanie własne na podstawie:
Wossink A. [1993].

Adaptacja gospodarstwa do zmian zachodzących w otoczeniu zewnętrznym, zwanych najczęściej zmianami instytucjonalnymi, odbywa się w dosyć skomplikowany sposób. Na organizację produkcji gospodarstwa (co, ile i jak produkować) otoczenie zewnętrzne wpływa nie tylko w sposób bezpośredni, ale również za pośrednictwem tego, jakie są kryteria oceny własnej sytuacji rolnika, oraz tego, jakimi zasobami gospodarstwo dysponuje. Charakter i zakres zmian w strukturze gospodarstwa jest w dużym stopniu zindywidualizowany przez oczekiwania poszczególnych rolników co do poziomu życia, wielkości dochodu oraz przez posiadane zasoby i możliwości ich wykorzystania. Reakcje poszczególnych gospodarstw na zmianę, na przykład regulacji prawnych, mogą się znacznie różnić.

W stosunku do oryginalnych, na schemacie przedstawionym na rysunku 1 zaproponowano pewne zmiany odnoszące się do wzajemnych oddziaływań, zaznaczone strzałkami przerywanymi. Tak więc otoczenie instytucjonalne wpływa na wewnętrzne uwarunkowania również bezpośrednio, przede wszystkim poprzez system podatkowy i niektóre narzędzia polityki rolnej, decydując o rozmiarach zasobów płynnych środków finansowych. W przypadku polityki środowiskowej może również być ograniczony zestaw dostępnych technologii.

Przegląd i ocena dotychczasowych dokonań

Istnieje problem narzędzia, za pomocą którego można byłoby przeprowadzić „eksperymenty na modelach”, których efektem byłaby ocena zmian skutków polityki rolnej na poziomie gospodarstwa. Pierwszą, jak twierdzą Thomson i Buckwell [1979], próbą poradzenia sobie z tym zadaniem była praca Kempinskiego [1966], w której została użyta zwykła metoda bilansowa dla zbadania skutków wejścia Wielkiej Brytanii do Unii Europejskiej dla przeciętnego gospodarstwa brytyjskiego. Wraz z rozwojem możliwości obliczeniowych komputerów oraz ze wzrostem ich dostępności wykorzystywano bardziej sformalizowane modele. Najczęściej były to modele programowania liniowego.

Najbardziej znanym modelem był opracowany na University of New England w Australii model APMAA (Aggregative Programming Model of Australian Agriculture) oraz opracowany w Wielkiej Brytanii tzw. Newcastle Model [Walker i Dillon 1976; Monypeny i Walker 1976; Partona 1979]. Podstawowym zadaniem obydwu tych modeli było zastosowanie do analizy skutków polityki rolnej na poziomie gospodarstwa. Model APMAA miał bardzo uniwersalne zastosowanie, a model Newcastle miał zastosowanie jedynie do analizy skutków przystąpienia Wielkiej Brytanii do UE dla gospodarstw rolnych.

W innych krajach modelowanie skutków polityki rolnej na podstawie sformalizowanych modeli występowało raczej incydentalnie, przy okazji prac nad rozwojem modeli normatywnych. Najwcześniej tego typu prace pojawiły się w USA [Miler 1974; Sharples 1969]. Poza tym, można wymienić jeszcze Danię [Anderson i Strygg 1976]. Również w Polsce opracowywany w SGGW model służący optymalizacji planów produkcji i inwestycji gospodarstw rolnych został wykorzystany do analizy skutków polityki rolnej [Saganowska 1986].

Pierwszą próbą uwzględnienia zagadnień związanych również z ochroną środowiska jest model MIMOSA (Micro Modelling to Simulate changes in Agriculture) opracowany na Uniwersytecie Rolniczym w Wageningen w Holandii [Wossink i wsp. 1992; Wossink 1993]. Model MIMOSA znany jest przede wszystkim z zastosowań do analizy skutków polityki środowiskowej (skutki regulacji prawnych dotyczących ograniczenia stosowania pestycydów, ograniczeń nałożonych na nawożenie azotem mineralnym i organicznym) [Wossink 1993; Berentsen i Gisen 1994].

Zastosowanie programowania liniowego do konstrukcji modeli gospodarstw budziło i budzi wątpliwości. Pierwsza dotyczy możliwości zastosowania neoklasycznej teorii przedsiębiorstwa w przypadku gospodarstwa rolnego, druga zaś tego, czy założenia, na których oparte jest programowanie liniowe, są zgodne założeniami neoklasycznej teorii przedsiębiorstwa.

Możliwość stosowania teorii neoklasycznej w przypadku gospodarstwa rolnego kwestionowana była głównie przez przedstawicieli teorii organicznej gospodarstwa [Blohm 1965, 1969]. W teorii organicznej zakładano, że nie istnieje możliwość kalkulacyjnego wyznaczenia optimum gospodarstwa. Brinkmann [1922] wyraził to twierdząc, że nie można niezależnie prowadzić kalkulacji opłacalności poszczególnych produktów. Niemożność owa wynikała jednak wyłącznie z przyczyn technicznych [Gędek 1992], mianowicie z braku metody, za pomocą której możliwe byłoby wyznaczenie optimum przedsiębiorstwa w sposób kalkulacyjny. Programowanie liniowe jest zaś jedynie techniką, która takie jednoczesne kalkulacje opłacalności umożliwia, i w żadnym wypadku jego założenia nie stoją w sprzeczności z organicznym charakterem gospodarstwa rolnego. Krytyka programowania liniowego z punktu widzenia założeń neoklasycznej teorii przedsiębiorstwa wynikała głównie z faktu, że w przypadku programowania liniowego przyjmuje się, iż wszystkie zależności mają charakter prostoliniowy, podczas gdy w rzeczywistości zależności takie mają charakter krzywoliniowy.

W wielu pracach wykazano, iż do aproksymacji gładkimi krzywymi zależności nakład-produkt występujących w gospodarstwie rolnym znacznie lepsze

wyniki daje zastosowanie funkcji LRP² (*linear and plateau response*). Niemniej ważny jest problem metodyki doboru postaci analitycznej funkcji produkcji. Ta zaś musi być przyjęta *a priori*. Nie istnieje procedura, za pomocą której można byłoby sprawdzić, czy została przyjęta właściwa postać analityczna funkcji [Varian 1984], postać taka musi być przyjęta na wiarę. Te zastrzeżenia oraz trudności z uzyskaniem odpowiednich danych niezbędnych do estymacji takiej funkcji powodują, że niektórzy autorzy wątpią, aby „ortodoksyjna” neoklasyczna teoria produkcji mogła być operacyjnie znacząca na poziomie pojedynczego gospodarstwa.

W przypadku konstrukcji modeli gospodarstw używanych w analizie skutków polityki występują problemy, których nie ma w przypadku wykorzystywania techniki programowania liniowego do sporządzania planów produkcji. Polegają one na tym, że znaczna część współczynników techniczno-ekonomicznych nie może być uzyskana empirycznie. Z założenia każdy model jest reprezentantem pewnej grupy gospodarstw i jest w jakimś sensie tworem sztucznym, stąd konieczne jest przyjmowanie wartości tych współczynników na podstawie osądu osoby dokonującej analizy. Jest to element najtrudniejszy, gdyż nie wydaje się, aby można było w pełni sformalizować procedurę konstrukcji takich współczynników. Ten fakt rzutuje na sposób wyciągania wniosków co do ocenianych zmian instytucjonalnych, w tym oczywiście i narzędzi polityki ekologicznej. Podobnie jak w przypadku każdego podejścia modelowego, większą wagę należy przywiązywać do tego, w jakim kierunku idą zmiany w modelach gospodarstw wywoływane ocenianymi rozwiązaniami polityki ekologicznej, niż do precyzyjnego określania wartości liczbowej tych zmian. W związku z tym również wartość wspomnianych współczynników może być przyjmowana z pewną tolerancją.

Zakres uzyskiwanych informacji

Stosowane dotychczas modele gospodarstw służące analizie skutków polityki rolnej należą do kategorii tzw. *supply models*. Oznacza to, że podstawową informacją uzyskiwaną za ich pomocą są zmiany w wielkości produkcji poszczególnych artykułów oraz zmiany w wielkości dochodu przypadającego na

² Funkcja ta, zaproponowana przez Cate i Nelsona [1971], nawiązuje do prawa minimum Liebiega. Składa się ona z dwu części – odcinka liniowego wzrostu wielkości plonu wynikającego ze wzrostu poziomu nawożenia (*linear response*) i odcinka poziomego, gdzie wielkość plonu nie wykazuje reakcji na wzrost poziomu nawożenia (*plateau*). Punkt, w którym następuje załamanie linii reakcji plonu na wzrost nawożenia, określa maksymalny poziom plonu, jaki można uzyskać zwiększając dawkę danego nawozu w danych warunkach (przy innych czynnikach ograniczających).

gospodarstwo. W przypadku analizy skutków polityki ekologicznej te informacje nie są najistotniejsze. Podstawową informacją jest to, czy zastosowane narzędzia przynoszą zamierzone skutki, zwłaszcza gdy oceniane narzędzia należą do kategorii „podatek środowiskowy”. Narzędzia polityki ekologicznej należące do kategorii *fixed standards* mogą się okazać nie w pełni skuteczne, jeśli nawet założymy, iż przepisy prawne są respektowane w sposób absolutny. Może się okazać, na przykład w przypadku ograniczania wielkości nawożenia azotem, że przepis określający wielkość tego nawożenia w przeliczeniu na całą powierzchnię gospodarstwa jest przestrzegany, a jednak wody gruntowe są nadal zatrutowane azotanami. Dzieje się tak, gdyż następuje koncentracja dużego nawożenia azotowego na niewielkich powierzchniach, eliminacja roślin nie wymagających intensywnego nawożenia azotem, nawet wyłączenie części gruntów z uprawy [Gędek 1997].

Dane dotyczące zmian w strukturze produkcji i w wielkości dochodu gospodarstwa są również istotne. Pozwalają bowiem uchwycić całość kosztów, również społecznych, prowadzonej polityki. Dzięki temu decyzje podejmowane na poziomie sektora są bardziej racjonalne.

Rozwiązania modeli programowania liniowego oferują szerszy zestaw informacji niż ten, który wykorzystywany jest w przypadku analizy skutków polityki na poziomie gospodarstwa. Chodzi przede wszystkim o tak zwane ceny dualne, które mogą być interpretowane jako marginalne efektywności zasobów. Jeśli więc w modelach, w których uwzględniono skutki stosowania polityki ekologicznej, ceny dualne ziemi są niższe od modelu testowego, to może to oznaczać spadek cen ziemi jako efekt stosowania ocenianych narzędzi tej polityki. Podobnie spadek cen dualnych bilansu płynności może oznaczać spadek zainteresowania kredytem. Modele generują też informacje o wielkości zużycia materiałów, nie tylko tych, do których bezpośrednio odnosi się oceniane narzędzie czy zestaw narzędzi polityki. Zmiany tych wielkości w modelach z uwzględnionymi efektami polityki ekologicznej mogą sygnalizować zmiany na rynku tych produktów.

Każde gospodarstwo może w odmienny sposób reagować na zmiany, a więc nie jest możliwe dokonanie oceny dla każdego gospodarstwa. Stąd pojawia się problem konstrukcji modeli, które byłyby reprezentatywne dla grupy gospodarstw wydzielonej na podstawie jakich kryteriów. Najczęściej stosowaną metodą jest grupowanie gospodarstw z uwzględnieniem zasobów i warunków naturalnych, za pomocą techniki analizy skupień (*cluster analysis*) lub analizy regresji [Buckwell i Hazell 1972; Kennedy 1975].

Kierunki rozwoju

Modele stosowane dotychczas w ocenie polityki ekologicznej są stosunkowo proste, niezależnie od całego skomplikowania struktury wewnętrznej. Były to modele deterministyczne, których rozwiązania uzyskiwano w liczbach rzeczywistych. Właśnie uwzględnienie problemu ryzyka w tych modelach wydaje się być sprawą obecnie najpilniejszą. Jednym bowiem z poważniejszych skutków polityki ekologicznej, zwłaszcza polegającej na ograniczaniu stosowania niektórych środków ochrony roślin, może być wzrost ryzyka produkcyjnego. Technika uwzględniania ryzyka w modelach programowania liniowego jest dosyć dobrze opracowana, znane są również próby uwzględniania ryzyka we wspomnianym powyżej modelu APMAA³. Rozszerzenie analizy o ten element wydaje się więc stosunkowo proste. Drugą techniczną modyfikacją, która mogłaby być wprowadzona stosunkowo łatwo, jest problem całkowitoliczbowości niektórych zmiennych. Znane są liczne zastosowania tego zagadnienia w przypadku modeli służących optymalizacji planów gospodarstw (w Polsce pierwszą próbą zastosowania programowania całkowitoliczbowego była praca Ziętarek z 1981 r.), opracowane są również zarówno algorytmy, jak i programy obsługujące ten problem.

Następnym elementem, o który trzeba rozszerzyć stosowane dotychczas postępowanie przy analizie skutków polityki ekologicznej na poziomie przedsiębiorstwa, jest uwzględnienie faktu, iż gospodarstwo rolne stanowi jedność z gospodarstwem domowym. Jak dotychczas, uwzględniany był tylko komponent behawioralny tego zagadnienia, wynikający ze stanu rodziny, co skutkuje motywacją do przeprowadzania zmian. Problem gospodarstwa domowego może być w tej analizie uwzględniany jedynie przy wydzielaniu grup gospodarstw. Tymczasem gospodarstwo domowe i gospodarstwo rolne tworzą jedność również w sensie finansowym, stąd minimalne wymaganie, aby wydatki gospodarstwa domowego włączać do bilansów płynności gospodarstwa rolnego. Postulat ten dotyczy również przychodów spoza gospodarstwa rolnego.

³ Prace nad tym problemem nie wykroczyły poza fazę teoretyczną. W opublikowanych zastosowaniach modelu APMAA stosowany był model deterministyczny.

Podsumowanie

Problemy ochrony środowiska przed skażeniami generowanymi przez rolnictwo stają się coraz bardziej realne. Rośnie też wrażliwość społeczna w tym zakresie. Pojawia się więc problem aplikacji właściwej polityki i opracowania narzędzi jej oceny. Analiza skutków polityki ekologicznej na poziomie gospodarstwa wydaje się być koniecznością ze względu na to, że gospodarstwo rolne jest obiektem takiej polityki i określenie jego reakcji jest potrzebne dla uzyskania pełnego obrazu skutków polityki rolnej. Istnieją już znaczne osiągnięcia metodologiczne dotyczące analizy skutków zmian instytucjonalnych na poziomie gospodarstwa zarówno w dziedzinie budowy modeli, jak i wykorzystania ich w analizie. Osiągnięcia te mogą być z powodzeniem rozszerzone również na modele, w których oceniana będzie polityka ekologiczna.

Literatura

- ANDERSON F. and STRYG P.E., 1976: Inter-regional Recursive LP Model Used in Forecasting Danish Agricultural Development up to 1985, *Eur. Rev. Agric. Econ.* 3, 7–21.
- BAIN J.S., 1968: *Industrial Organisations*. John Wiley, New York.
- BERENTSEN P.B.R. and GIESEN G.W.J., 1993: A Comparison at Farm Level of Different Governmental Policies to Reduce N-Loses in Dairy Farming, Paper presented to the VIIth EAAE Congress, Stresa Italy.
- BLOHM G., 1965: *Ogólna ekonomika i organizacja gospodarstwa rolnego*. PWRiL, Warszawa.
- BLOHM G., 1969: *Nowe zasady prowadzenia gospodarstw*. PWRiL, Warszawa.
- BRINKMANN T., 1922: *Die Oekonomik des landwirtschaftlichen Betriebes*. Grundriss der Sozialoekonomik. Tübingen.
- BUCKWELL A.E. and HAZELL P.B.R., 1972: Implications of Aggregation Bias for the Construction of Static and Dynamic Linear Programming Supply Models, *J. Agric. Econ.* 23, 119–134.
- CATE R.B., NELSON L.A., 1971: A Simple Statistical Procedure Partitioning Soil Test Correlation Data into Two Classes. *Proceedings of American Soil Science Society*, 35, 858–860.
- DIJK G. VAN, HOOGERVORST N., BAUWENS N., TIJDINK T., 1986: A Framework of Agricultural Policy Analysis. *Sociologia Ruralis*, 26, 109–129.

- GEDEK S., 1992: Gospodarstwo rolne w świetle teorii. Studium porównawcze. *Annales UMCS*, sectio H, XXVI, 199–214.
- GEDEK S., 1997: Assessment of Environmental Policy Measures: A Farm Approach. [W:] Wilson J. (red.) *Soil Quality in Relation to Sustainable development of Agriculture and Environmental Security in Central and Eastern Europe*, Kluwer Academic Publisher, Dordrecht (w druku).
- JOCHIMSEN H., 1970: Mikroökonomische orientierte Simulationsmodelle. *Berichte über Landwirtschaft*, 51, 647–679.
- KEMPINSKI T., 1966: *Entry into the European Common Market and British Agricultural Income*, Bulletin 114, University of Manchester, Department of Agricultural Economics.
- KENNEDY J.O.S., 1975: Using Regression Analysis to Reduce Aggregation Bias in Linear Programming Supply Models, *Aust. J. Agric. Econ.* 19, 1–11.
- MILLER T.A., 1974: Economic Adjustment Research for Policy Guidance: An Example from Agriculture. [W:] G. Judge and T. Takayama (red.). *Studies in Economic Planning over Time and Space*, North Holland, Amsterdam.
- MONYPENNY J.R. and WALKER N., 1976: APMAA '74: a Minimum Level Aggregative Programming Model of New South Wales Agriculture, *Rev. Mktg. Agric. Econ.* 44, 3–18.
- ORCUTT G., 1970: Simulation of Economic Systems. *American Economic Review*, 50, str. 895–911.
- PARTON K.A., 1979: The Use of a Decision Maker's Utility Function in a Linear Programming Analysis of Agricultural Policy, *Aust. J. Agric. Econ.* 23, 207–219.
- PEARCE D.W., TURNER R.K., 1990: *Economics of Natural Resources and the Environment*. Harvest Wheatsheaf, New York.
- SAGANOWSKA E., 1986: Symulowanie reakcji producentów rolnych na planowane zmiany cen i zaopatrzenia gospodarstw w środki produkcji, *Zag. Ekon. Rol.*, nr 6, 48–58.
- SHARPLESS J.A., 1969: The Representative Farm Approach to Estimation of Supply Model, *Am. J. Agric. Econ.* 51, 353–361.
- THOMSON K.J. and BUCKWELL E.A., 1979: A Microeconomic Agricultural Supply Model, *J. Agric. Econ.* 30, 1–11.
- VARIAN H.R., 1984: The Nonparametric Approach to Production Analysis. *Econometrica*, 52, 579–597.
- WALKER N. and DILLON J.L., 1976: Development of Aggregative Programming Model of Australian Agriculture, *J. Agric. Econ.* 27, 243–248.

- WOSSINK G.A.A., de KOEIJER T.J. and RENKEMA J.A., 1992: Environmental-Economic Policy Assessment: A Farm Economic Approach, *Agricultural Systems* 39, 421–438.
- ZIĘTARA W., 1981: Wybrane zagadnienia stosowania programowania liniowego w organizacji gospodarstw rolniczych (agregacja zmiennych i parametrów oraz rozwiązania w liczbach całkowitych). *Zag. Ekon. Rol.*, nr 5, 90–102.

Analysis of environmental policy effects on the farm level. Assessment of model approach

Abstract

There exists the need for the creation and an implementation of environmental policy that would influence particular agricultural holdings and farmers.

The effectiveness of environmental policy instruments may be improved due to construction of adequate models, which would make possible to avoid mistakes made in the course of the experimental application of policy measures in overall agricultural sector. Instead of this, the experiments could be made on the models.

Author points out the necessity to create and develop some methodological solutions with respect to an analysis of effects of institutional changes on farm level.