



INSTYTUT EKONOMIKI ROLNICTWA
I GOSPODARKI ŻYWNOŚCIOWEJ
PAŃSTWOWY INSTYTUT BADAWCZY



**Z badań
nad rolnictwem
społecznie
zrównoważonym
(46)**

**Teoria i praktyka internalizacji
efektów zewnętrznych**

82

**MONOGRAFIE
PROGRAMU
WIELOLETNIEGO**

WARSZAWA 2018

**Z badań
nad rolnictwem
społecznie
zrównoważonym
(46)**

**Teoria i praktyka internalizacji
efektów zewnętrznych**



INSTYTUT EKONOMIKI ROLNICTWA
I GOSPODARKI ŻYWNOŚCIOWEJ
PAŃSTWOWY INSTYTUT BADAWCZY

Z badań nad rolnictwem społecznie zrównoważonym (46)

Teoria i praktyka internalizacji efektów zewnętrznych

Redakcja naukowa
dr Konrad Prandecki
dr Edyta Gajos

Autorzy:
dr Konrad Prandecki
dr Edyta Gajos
mgr inż. Joanna Jaroszewska
dr hab. Julian Tadeusz Krzyżanowski, prof. IERiGŻ-PIB
mgr Sylwia Małażewska



**ROLNICTWO POLSKIE I UE 2020+
WYZWANIA, SZANSE, ZAGROŻENIA, PROPOZYCJE**

Warszawa 2018

Mgr Sylwia Małażewska (ORCID nr 0000-0003-3733-4082) jest pracownikiem Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie.

Dr Konrad Prandecki (ORCID nr 0000-0002-1576-5677), dr Edyta Gajos (ORCID nr 0000-0003-0441-5708), mgr inż. Joanna Jaroszewska (ORCID nr 0000-0003-3733-4082) oraz dr hab. Julian Tadeusz Krzyżanowski (ORCID nr 0000-0001-6418-154X), prof. IERiGŻ-PIB, są pracownikami Instytutu Ekonomiki Rolnictwa i Gospodarki Żywnościowej – Państwowego Instytutu Badawczego.

Pracę zrealizowano w ramach tematu **Dylematy zrównoważonego rozwoju rolnictwa w Polsce**, w zadaniu *Ekonomiczna wycena efektów zewnętrznych i dóbr wspólnych w rolnictwie*.

Celem opracowania jest porównanie bezpośredniej i pośredniej metody wyceny efektów zewnętrznych. Działanie to jest kontynuacją podjętych we wcześniejszych latach rozważań na temat efektów zewnętrznych w rolnictwie. Porównanie dwóch metod wyceny zostało uzupełnione o rozważania teoretyczne dotyczące wyceny i internalizacji efektów zewnętrznych. Dodatkowo w części teoretycznej wskazano, że problem niewłaściwej wyceny dotyczy nie tylko efektów zewnętrznych, ale również dóbr nierynkowych, np. publicznych i wspólnych.

Recenzent

prof. dr hab. Bazyli Poskrobko, Uniwersytet w Białymstoku, Wyższa Szkoła Ekonomiczna w Białymstoku

Korekta

Barbara Pawłowska

Redakcja techniczna

Leszek Ślipki

Projekt okładki

Leszek Ślipki

ISBN 978-83-7658-762-2

Instytut Ekonomiki Rolnictwa i Gospodarki Żywnościowej

– Państwowy Instytut Badawczy

ul. Świętokrzyska 20, 00-002 Warszawa

tel.: (22) 50 54 444

faks: (22) 50 54 757

e-mail: dw@ierigz.waw.pl

<http://www.ierigz.waw.pl>

Spis treści

Wprowadzenie	7
Rozdział 1. Efekty zewnętrzne w rolnictwie	11
Rozdział 2. Pozytywne efekty zewnętrzne jako siła motoryczna procesów integracji regionalnej	29
Rozdział 3. Znaczenie i zużycie wody w rolnictwie w krajach Unii Europejskiej	41
Rozdział 4. Wycena zużycia wody w rolnictwie – przykład Polski	67
Rozdział 5. Wykorzystanie metody wyceny warunkowej do wyceny efektów zewnętrznych w rolnictwie	89
Podsumowanie	107
Spis tabel	113
Spis wykresów	114

Wprowadzenie

Niniejsza publikacja jest czwartą monografią opracowaną w zadaniu pt. „Ekonomiczna wycena efektów zewnętrznych i dóbr wspólnych w rolnictwie” zrealizowaną w ramach tematu badawczego „Dylematy zrównoważonego rozwoju rolnictwa w Polsce”, który z kolei jest częścią Programu Wieloletniego obejmującego lata 2015-2019. W całym okresie zaplanowano pięć publikacji, z których dwie pierwsze mają charakter ogólny i opierają się głównie na przeglądzie istniejącej literatury. W trzeciej autorzy opisali budowę mechanizmów internalizacji efektów zewnętrznych i ocenili ich skuteczność. W tym zakresie skupiono się przede wszystkim na różnicach pomiędzy metodami rynkowymi a instytucjonalnymi. W niniejszym – czwartym – raporcie uwagę poświęcono metodom wyceny, tj. na przykładzie wody i wybranych walorów środowiska porównano bezpośrednią i pośrednią metodę wyceny. Ponadto wskazano potrzebę badania nie tylko efektów zewnętrznych, ale również dóbr nierynkowych, spośród których część, tj. dobra wspólne, były już poruszane w poprzednich latach.

W raporcie po raz kolejny uwagę skupiono głównie na środowiskowych aspektach dóbr nierynkowych i efektów zewnętrznych. Takie podejście wynika z ich znaczenia w obecnej gospodarce, tj. rosnącej presji na środowisko i tym samym narastającym ryzyku wystąpienia katastrof cywilizacyjnych pogarszających również sytuację gospodarczą. Procesy środowiskowe, ze względu na powolny przebieg, są lepiej zbadane i opisane (choć i tak w stopniu niedostatecznym). Natomiast świadomość występowania i znaczenia społecznych efektów zewnętrznych jest jeszcze mniejsza. W dodatku przebiegają one znacznie szybciej, co wpływa niekorzystnie na możliwość zaobserwowania zależności w gospodarce oraz na postrzeganie społeczne określonych zjawisk. Z tego powodu wycena społecznych dóbr nierynkowych i efektów zewnętrznych jest w jeszcze większym stopniu obciążona różnego rodzaju niepewnościami. Ponadto pozornie wydaje się, że te dobra i efekty nie mają takiej siły oddziaływania jak w przypadku dóbr i efektów o charakterze środowiskowym. Takie podejście może być złudne, ale ze względu na brak danych na wycenę społecznych efektów zewnętrznych w obszarze rolnictwa jest jeszcze zbyt wcześnie. Być może w przyszłości będzie to możliwe, a nawet konieczne. Na razie wydaje się, że wycena wybranych środowiskowych dóbr nierynkowych i efektów zewnętrznych oraz ich późniejsza internalizacja do rachunku ekonomicznego spowodowałaby znaczący postęp na drodze do redukcji ryzyka wystąpienia zagrożeń cywilizacyjnych.

Praca składa się z pięciu rozdziałów uzupełnionych o krótkie wprowadzenie i podsumowanie. Rozdziały 1 i 2 mają charakter teoretyczny, są swego rodzaju wprowadzeniem do tematyki. Jednocześnie udzielają odpowiedzi na wybrane

problemy. Rozdziały 3 i 4 zostały poświęcone problemowi wody w rolnictwie. W ich ramach podjęto próbę wyceny wartości wody w sektorze, posługując się metodą pośrednią. Ostatni, 5 rozdział zawiera ocenę wyceny efektów zewnętrznych w rolnictwie za pomocą metody bezpośredniej. Poniżej przedstawiono bardziej szczegółową charakterystykę poszczególnych rozdziałów.

Rozdział pierwszy dotyczy ogólnych zagadnień związanych z internalizacją efektów zewnętrznych – stanowi wprowadzenie do tej tematyki. Jednocześnie problemy w nim poruszone są odmienne od zagadnień teoretycznych poruszanych w pierwszych raportach. Można stwierdzić, że ten rozdział jest uzupełnieniem początkowych raportów o nowe wątki, przy jednoczesnym pogłębieniu odpowiedzi na niektóre z wcześniej stawianych pytań. Spośród nowych problemów przede wszystkim należy wskazać na dobra nierynkowe, które we wcześniejszych raportach były omawiane, ale nie podjęto próby umiejscowienia ich w kontekście efektów zewnętrznych i uzasadnienia, dlaczego powinny być analizowane i wyceniane razem z tymi efektami. W niniejszej pracy próbowano przedstawić takie uzasadnienie. Z kolei spośród zagadnień już poruszanych należy zwrócić uwagę na metody wyceny efektów zewnętrznych, w szczególności o porównanie pomiędzy metodami bezpośrednimi i pośrednimi.

W rozdziale drugim zostały opisane efekty zewnętrzne wpływające na sektor rolnictwa, a wynikające z procesu integracji europejskiej. Opublikowany tekst pokazuje, jak szerokim zagadnieniem są efekty zewnętrzne oraz w jak niewielkim stopniu zauważamy ich obecność. To ostatnie zagadnienie w szczególności dotyczy pozytywnych efektów zewnętrznych.

W rozdziale trzecim opisano zagadnienia związane ze zużyciem wody w rolnictwie. W tym zakresie wymienić należy problem znaczenia wody dla sektora, zmian jej dostępności, wielkości poboru w różnych krajach europejskich oraz śladu wodnego. Rozdział ten jest wprowadzeniem do kolejnego, w którym skupiono się na wycenie wartości wody w rolnictwie.

W rozdziale czwartym zostały opisane trzy główne problemy. Po pierwsze poruszono problem jakości danych w zakresie zużycia wody, który dotyczy praktycznie wszystkich krajów europejskich. Po drugie wyceniono wartość wody w rolnictwie. Do tego celu wykorzystano pośrednią metodę wyceny, posługując się cenami wody pochodzącymi z sektora przemysłu. Autorzy nie zdecydowali się na uwzględnienie w rachunku wartości swoistej wody ze względu na zbyt duże skomplikowanie takich rozważań. Biorąc pod uwagę, że zastosowana metoda wyceny powoduje znaczący wzrost kosztów w rolnictwie, poruszanie kwestii wartości swoistej nie wydaje się w tym zakresie zasadne. Po trzecie poruszono problem efektywności wody.

Rozdział piąty zawiera informacje dotyczące bezpośredniej metody wyceny dóbr nierynkowych i efektów zewnętrznych. W oparciu o metodę skłonności do zapłaty przedstawiono wyniki badań ankietowych dla wybranego obszaru – gminy miejsko-wiejskiej położonej w okolicach Warszawy oraz dla całego kraju. Przedmiotem badania były wybrane problemy środowiskowe występujące na tych terenach. Dzięki przeprowadzonym badaniom można nie tylko wycenić poszczególne elementy, ale również pokazać hierarchię ich postrzegania przez respondentów. Oceniono również zasadność stosowania tej metody wyceny w kontekście rozwiązań ponadlokalnych.

Całość została uzupełniona o krótkie podsumowanie łączące obie części monografii – teoretyczną i empiryczną. W pracy użyto różnych metod badawczych, a każdy rozdział ma swoją odmienną specyfikę. Jednakże w opinii Autorów stanowią one całość.

Rozdział 1. Efekty zewnętrzne w rolnictwie

Wprowadzenie

Potrzeba ekonomicznej wyceny efektów zewnętrznych i dóbr wspólnych w rolnictwie wynika ze zmian zachodzących w gospodarce. Skala produkcji i rosnąca presja człowieka na otoczenie powoduje, że działalność gospodarcza generuje szereg zjawisk, które w coraz większym stopniu wpływają na warunki życia. Wcześniej oddziaływanie tych zjawisk nie było zauważane ze względu na brak wiedzy lub brak zainteresowania nimi. W niektórych przypadkach powszechność zjawisk lub dóbr powodowała, że człowiek w swej ocenie uważał je za nie warte wyceny. Wraz z postępem, zmieniającymi się warunkami środowiskowymi (np. klimatem), rosnącą konsumpcją i presją człowieka na środowisko, nawet powszechne dobra mogą stać się rzadkimi. Za przykład może posłużyć woda, która u progu epoki przemysłowej była uważana za dobro wolne (powszechnie dostępne i tym samym niemające ceny), a obecnie jej wartość rośnie. Co więcej dotyczy to nie tylko pokrycia kosztów dostarczania wody do mieszkań i domów, ale również jej wartości swoistej, np. ludzie są skłonni płacić znaczące sumy za butelkowaną wodę pitną, która w ich opinii charakteryzuje się unikalnymi właściwościami, np. pochodzeniem.

Jednakże wiele dóbr i efektów zewnętrznych wciąż nie ma wyceny lub jest ona niepełna. Jednocześnie okazuje się, że ze względu na zmieniające się uwarunkowania prowadzenia działalności gospodarczej wiele z nich jest ważnych dla gospodarki i jakości życia człowieka. Z tych powodów istnieje konieczność ich internalizacji, czyli włączenia do rachunku ekonomicznego. Podstawowym warunkiem (ale niekoniecznym) skutecznej internalizacji jest wycena dobra lub efektu zewnętrznego.

Celem niniejszego rozdziału jest podjęcie teoretycznych rozważań na temat dóbr nierynkowych i efektów zewnętrznych w rolnictwie, tj. ich charakterystyka oraz ocena metod wyceny i internalizacji. Rozdział został przygotowany głównie na podstawie krajowej i zagranicznej literatury.

Dobra nierynkowe i efekty zewnętrzne

Wartość dobra jest określana przez jego cenę. W większości przypadków jest ona ustalana na rynku, co w założeniu odzwierciedla preferencje producentów i konsumentów. Teoretycznie cena rynkowa powinna być optymalnym rozwiązaniem, jednakże w wielu sytuacjach wynikających z niedoskonałości rynku wartość dobra może ulec zaburzeniu, a nawet zdarzają się dobra, które nie mają swojej wartości rynkowej. Wynika to z braku zainteresowania lub możliwości handlu nimi –

takie dobra są określane jako nierynkowe. Przyczyną tej sytuacji może być uwzględnianie podczas wyceny jedynie części właściwości dobra lub całkowity brak wyceny. Ponadto problem wyceny dotyczy efektów zewnętrznych, czyli niezamierzonych skutków prowadzenia działalności przez podmioty gospodarujące.

W przypadku dóbr coraz częściej zauważa się, że wiele z nich oprócz wartości wymiennej, często błędnie nazywanej użytkową¹, posiada wartość swoistą, wynikającą z samego ich istnienia. Niejednokrotnie dobra posiadają tylko wartość swoistą, która w takich przypadkach nie jest przedmiotem wymiany rynkowej, nie ma więc wyceny w kategoriach pieniężnych.

Brak wyceny skutecznie eliminuje te dobra z pola widzenia gospodarki, ponieważ nie są one uwzględniane w rachunku ekonomicznym. Może to dotyczyć całości wartości dobra lub tylko części. To z kolei może powodować liczne konsekwencje społeczno-gospodarcze. Wzrost skali oddziaływania człowieka na otoczenie powoduje, że powstaje coraz pilniejsza potrzeba wyceny nierynkowych aspektów dóbr.

Powstaje więc pytanie, jakie rodzaje dóbr można zakwalifikować jako dobra nierynkowe? Zgodnie z powszechnie stosowanymi kryteriami podziału dóbr ze względu na kryteria konkurencyjności i możliwości wykluczenia z konsumpcji zaproponowanymi przez P.A. Samuelsona (Samuelson, Nordhaus 1999) dobra dzielimy na: prywatne, publiczne, klubowe i wspólne (te ostatnie coraz częściej są określane jako wspólne zasoby)². Spośród tych czterech grup w dwóch,

¹ W literaturze pojawia się stwierdzenie, że w ramach ekonomii klasycznej podstawą wyceny dobra była wartość użytkowa (Maciejczak, Grzelak 2013; Żylicz 2007b). Podział wartości na użytkową i wymienną wprowadził już A. Smith (por. współczesne wydanie z 2007). Na przykładzie wody i diamentów udowodnił on, że ekonomia jest oparta na wartości wymiennej, a nie użytkowej dóbr. Wyznacznikiem wartości dobra jest jego cena odzwierciedlająca relacje społeczne pomiędzy kupującym a sprzedającym. Cena jest efektem postrzegania dobra przez obie strony. Może to być powiązane z wartością użytkową, ale nie musi, czego przykładem są dzieła sztuki. W efekcie stwierdzenie, że podstawową wartością w ekonomii jest wartość użytkowa jest zbyt dużym uproszczeniem. W kontekście dóbr nierynkowych można wręcz wskazać, że wartość użytkowa tych dóbr jest wyraźnie niedoszacowana, a niekiedy nawet nie brana pod uwagę.

² Pojęcie wspólne zasoby zostało wprowadzone przez E. Ostrom w celu odróżnienia jej punktu widzenia na dobro wspólne od powszechnie przyjętych kryteriów podziału dóbr stworzonych przez P.A. Samuelsona. Podstawowa różnica polega na kwestii zarządzania dobrem. Z prac E. Ostrom (Wall 2014; Ostrom 1990) wynika, że dobrem wspólnym może być jedynie dobro, którego wykorzystanie zostało uregulowane przez wspólnotę oraz ta wspólnota monitoruje prawidłowość przestrzegania reguł w celu zapewnienia sprawiedliwego dostępu do dobra dla wszystkich uprawnionych. Autorka ta nigdy formalnie nie zdefiniowała swojego podejścia do dobra wspólnego, ale w przypadku niezarządzanych dóbr wspólnych używała pojęcia wspólne zasoby. W ostatnich latach, po otrzymaniu „ekonomicznego Nobla” przez E. Ostrom pojęcie wspólne zasoby zaczyna być coraz częściej używane, co czasami powoduje błędne interpretacje wśród osób niezajmujących się problematyką dóbr wspólnych i nieznanomionych z pracami E. Ostrom. Autor niniejszego tekstu zaproponował inne rozwiązanie,

tj. w publicznych i wspólnych występowanie dóbr nierynkowych jest bardzo prawdopodobne. Wynika to z ich specyfiki, tj. szerokiego spektrum efektów zewnętrznych, które towarzyszą procesom produkcji i konsumpcji takich dóbr. Za przykład mogą posłużyć dobra wspólne, które są zarządzane przez wspólnotę. Proces ustalania wspólnych reguł wykorzystania lub produkcji dobra i sprawiedliwego rozdziału korzyści z tego wynikających oraz monitorowanie i eliminowanie nadużyć powoduje, że w społeczności wzrasta poziom zdolności do współpracy, wzajemnego zaufania oraz skłonność do pozytywnego rozwiązywania problemów. Cena tak pozyskanego produktu, np. ryb pochodzących ze wspólnego łowiska, nie będzie odzwierciedlać efektów zewnętrznych towarzyszących dobru.

Podobnie jest w przypadku dóbr publicznych. W wielu sytuacjach ich znaczenie jest bardzo ważne dla społeczeństwa i trwałości państwa (np. zapewnienie bezpieczeństwa militarnego lub żywnościowego), ale może być realizowane na różne sposoby. W przypadku czystych dóbr publicznych kwestia wyceny staje się bardzo dużym problemem, w przypadku tzw. prywatnych dóbr publicznych (chodzi o dobra publiczne, które mogą być realizowane przez podmioty prywatne, np. zapewnienie usługi więziennictwa) cena może być ustalona pomiędzy zainteresowanymi stronami (np. państwo płaci podmiotom prywatnym za usługę izolacji skazanych) i tym samym ustalona w formie negocjacji lub też przetargu. Zazwyczaj taka cena odzwierciedla koszty związane z danym dobrem, a nie jego wartość dla społeczeństwa. Wycena jest więc pozbawiona wartości swoistej dobra.

Efekty zewnętrzne są ubocznym, często niezauważanym rezultatem działalności gospodarczej, co powoduje, że zarówno w teorii ekonomii, jak i w praktyce gospodarczej nie poświęca się im wiele uwagi. Jednakże współcześnie, ze względu na zmieniającą się skalę działalności gospodarczej oraz coraz szersze spojrzenie ze strony społeczeństwa i ekonomistów na działalność gospodarczą oraz jej skutki, zauważa się, że ich wpływ na rzeczywistość jest dużo większy, niż podejrzewano. Precyzyjne określenie tego wpływu jest jednak bardzo trudne ze względu na nierynkowy charakter efektów zewnętrznych, tj. ograniczone możliwości pomiaru skali ich oddziaływania oraz niemożność wyceny ich wartości w kategoriach pieniężnych. Brak wyceny jest podstawowym ograniczeniem powodującym nieobecność efektów zewnętrznych w rachunku ekonomicznym.

Efekt zewnętrzny może występować na każdym etapie cyklu życia produktu lub usługi, tj. w procesie jego produkcji, konsumpcji, składowania, czy też

tj. rozróżnienie na produktową i procesową interpretację dobra wspólnego. Podejście produktowe oznacza powszechnie stosowany podział dóbr według kryteriów P.A. Samuelsona, natomiast podejście procesowe oznacza interpretację dobra wspólnego w oparciu o kryteria stosowane przez E. Ostrom. Więcej na ten temat: (Prandecki 2017).

utylicacji lub recyklingu. Powstaje on w sytuacji, gdy w jednym z etapów życia występują skutki wpływające bezpośrednio na inne podmioty (producentów, usługodawców lub konsumentów). Efekt zewnętrzny występuje poza mechanizmem rynkowym. Nie ma on wartości wyliczonej w jednostkach pieniężnych. Oznacza to, że „funkcja użyteczności, bądź funkcja produkcji jednych podmiotów, zawiera zmienne, których wartości nie zależą od nich, lecz od innych podmiotów” (Zegar 2010, s. 252). Żylicz (2004), definiując efekt zewnętrzny, podkreśla bezpośredni (bez pośrednictwa mechanizmu cenowego) wpływ oddziaływania decyzji jednego podmiotu na drugi, ukierunkowany na poczucie dobrobytu konsumenta albo zysk przedsiębiorstwa³. Ze względu na charakter oddziaływania efektu zewnętrznego dzieli się je na negatywne i pozytywne. Negatywne efekty powodują koszty lub uniemożliwiają prowadzenie działalności gospodarczej innym podmiotom, natomiast pozytywne powodują dodatkowe, niezamierzone i niepoliczalne korzyści.

Efekty zewnętrzne są obecne w praktycznie każdym procesie działalności gospodarczej, również w rolnictwie. Wyróżnia się pięć podstawowych cech, jakimi charakteryzują się efekty zewnętrzne występujące w tym sektorze (Pretty i in. 2000): ich koszty są często lekceważone; ich efekty są zauważalne z opóźnieniem; często powodują szkody w grupach, których potrzeby nie są reprezentowane; tożsamość producenta efektu zewnętrznego jest najczęściej niemożliwa do identyfikacji; skutkują one nieoptymalnymi rozwiązaniami ekonomicznymi i politycznymi.

Novikova A. (2014) wyróżnia cztery rodzaje efektów zewnętrznych, tj.: kulturowe, środowiskowe, społeczne i inne. W każdej z tych grup mogą występować zarówno pozytywne, jak i negatywne efekty zewnętrzne (tabela 1).

Występowanie efektów zewnętrznych może być istotne z różnego punktu widzenia, np.: agronomicznego, środowiskowego, społecznego i gospodarczego (Muller, Sukhdev 2018). Perspektywa agronomiczna powoduje potrzebę maksymalizacji produkcji. Jednocześnie negatywnym efektem zewnętrznym takiego podejścia są szkody środowiskowe i związane ze zdrowiem ludzkim. Z kolei z punktu widzenia ochrony środowiska celem jest zapewnienie prawidłowego funkcjonowania ekosystemów i zapewnienie różnorodności biologicznej. Najczęściej jest to tworzone poprzez odpowiednie systemy obszarów chronionych. Jednakże doświadczenia pokazują, że wydzielenie odpowiednich obszarów niekoniecznie musi się wiązać z realizacją założonych celów, albo może prowadzić do powstania dodatkowych szkód – negatywnych efektów zewnętrznych. Najlepszym tego przykładem jest spadek populacji ptaków na obszarach chronionych

³ Więcej na temat teorii efektów zewnętrznych: (Prandecki, Gajos, Buks 2015).

Biebrzańskiego Parku Narodowego, który nastąpił w wyniku wprowadzenia ochrony rezerwatowej. Okazało się, że bez aktywnej działalności rolników w postaci wykaszania łąk tereny chronione zarastają i przestają być atrakcyjne dla ptaków. Podobnego znaczenia w przypadku większych zwierząt nabierają różnego rodzaju korytarze i sieć połączeń pomiędzy różnymi ostojami. Z tego powodu mozaikowość pól ma duże znaczenie dla środowiska i różnorodności biologicznej, ale jednocześnie wpływa na sposób prowadzenia działalności rolnej.

Tabela 1.1. Klasyfikacja rolniczych efektów zewnętrznych

Pozytywne efekty zewnętrzne	Negatywne efekty zewnętrzne
Kulturowe	
Krajobraz Ulepszony krajobraz kulturowy, tożsamość geograficzna Poczucie przynależności do miejsca, dziedzictwo, wypoczynek, turystyka i rekreacja	Zubożały krajobraz Zniszczona tożsamość geograficzna Zniszczone dziedzictwo
Środowiskowe	
Żywy ekosystemy Różnorodność biologiczna i jej zachowanie Jakość wody i jej dostępność Jakość gleby, jakość powietrza Stabilność klimatu Odporność na ogień, odporność na zalanie	Szkody w populacji flory i fauny Zanieczyszczenie gleb, utrata różnorodności biologicznej, erozja gleb Woda, zanieczyszczenie powietrza, emisja gazów Zanieczyszczenie środowiska różnymi nawozami sztucznymi i składnikami odżywczymi
Społeczne	
Utrzymanie rentowności obszarów wiejskich Zatrudnienie na obszarach wiejskich Bezpieczeństwo żywności Stabilny przychód, dziedzictwo kulturowe	Zniszczenie obiektów kulturowych Brak bezpieczeństwa żywnościowego
Inne	
Dobrobyt mieszkańców, dobrostan zwierząt	Problemy ze zdrowiem ludzi wywoływane aktywnością rolniczą, hałas

Źródło: (Novikova 2014, s. 201).

Z socjologicznego punktu widzenia zmiany zachodzące w gospodarce rolnej, w wyniku globalizacji i postępu technicznego powodują strukturalną transformację obszarów wiejskich. Jej efektem zewnętrznym jest destrukcja małych gospodarstw rolnych, które nie są w stanie konkurować z dużymi. Tym sposobem na obszarach wiejskich tworzą się grupy wykluczonych (osoby te muszą poszukiwać pracy poza rolnictwem), upadają tradycje i relacje społeczne. Niejednokrotnie zmiany te mogą powodować powstawanie dużych obszarów

biedy zamieszkiwanych przez niewykwalifikowane społeczności, niezdolne do funkcjonowania w nowoczesnym świecie. Zazwyczaj takie zjawiska wykluczenia zachodzą w krajach rozwijających się, gdzie z pomocą kapitału zagranicznego masowo wykupywane są tereny rolnicze w celu stworzenia nowoczesnych plantacji. To wpływa nie tylko na lokalną sytuację społeczno-materialną, ale również na stan środowiska naturalnego i bioróżnorodności w skali całej planety.

Przyjęcie ekonomicznej perspektywy powoduje, że celem działalności rolnej jest maksymalizacja zysku. W takim przypadku efekty zewnętrzne mogą przybierać różnorodną postać. Ograniczanie kosztów produkcji może powodować spadek jakości produktów, pomijanie kosztów społecznych i środowiskowych prowadzonej działalności. Na przykład międzynarodowe korporacje mogą w imię maksymalizacji zysków prowadzić do nadmiernej, rabunkowej eksploatacji ziemi, aby w obliczu spadku produktywności wymienić ją na inną będącą w dobrym stanie.

Uogólniając, na podstawie literatury (Schmid, Niggli, & Pfiffner, 2008; Viaux, 2008) zauważa się, że ekstensywne formy rolnictwa powodują pozytywne efekty zewnętrzne, natomiast intensywne skutkują występowaniem negatywnych efektów wewnętrznych.

W oparciu o powyższe rozważania można stwierdzić, że pełna wycena wartości procesów gospodarczych powinna uwzględniać zarówno dobra nierynkowe, jak i efekty zewnętrzne. Powstaje więc pytanie, jaka jest różnica pomiędzy dobrami nierynkowymi a efektami zewnętrznymi? Czy w kontekście ich internalizacji i wyceny należy je analizować jako jedną grupę, czy też rozdzielnie? W wielu przypadkach, zwłaszcza w kontekście dóbr nierynkowych, które zostały tylko częściowo wycenione, np. dóbr wspólnych, głównym komponentem, który umyka ocenie, są właściwości wynikające z efektów zewnętrznych towarzyszących produkcji i konsumpcji danego dobra. Niejednokrotnie dotyczy to wartości dodanej, jaka wynika z pozytywnych efektów zewnętrznych. Wydaje się, że efekty zewnętrzne zawierają się w pojęciu dobra nierynkowe, jednocześnie nie wszystkie efekty zewnętrzne powinny nosić miano dóbr. Ponadto istnieją dobra, np. naturalne gatunki flory i fauny, które nie mają wartości, a jednocześnie problemem ich wyceny nie jest oddziaływanie efektu zewnętrznego, ale brak możliwości wyceny wartości swoistej. To powoduje, że żadne z tych pojęć nie zamyka się w drugim i nie mogą być używane zamiennie⁴. W teorii ekonomii ta sprawa nie jest jednoznacznie rozstrzygnięta. W niniejszym rozdziale przyjęto, że są to dwa odrębne pojęcia, chociaż w wielu przypadkach przedmiotem wyceny będzie ten sam element.

⁴ Na przykład T. Żylicz pokazuje, że dobra publiczne i efekty zewnętrzne są do siebie bardzo zbliżone, ale w niektórych sytuacjach mają odrębne cechy, co uzasadnia ich odrębną analizę (Żylicz 2004).

Internalizacja dóbr nierynkowych i efektów zewnętrznych

Niedoskonałości rynków powodujące występowanie efektów zewnętrznych zmuszają do poszukiwania metod umożliwiających włączenie tych efektów do rachunku ekonomicznego. Proces ten jest nazywany internalizacją. Wyróżnia się dwa podstawowe sposoby internalizacji, tj. działanie w oparciu o mechanizmy rynkowe lub poprzez ingerencję państwa⁵. W praktyce te dwa rozwiązania wiążą się ze sobą, co czasami powoduje niemożność czystego zakwalifikowania określonych działań do jednej z tych grup. Ta niemożność częściowo wynika z ułomności rynku. Pozytywne efekty zewnętrzne są zazwyczaj mniej zauważane, a uwaga interesariuszy skupia się na negatywnych, tj. tych, które przeszkadzają i wymuszają reakcję. Dla działalności gospodarczej negatywne efekty zewnętrzne oznaczają koszty. Są one niechętnie widziane w rachunku ekonomicznym, ponieważ niemożliwe jest ich wdrożenie w skali świata. Włączenie dodatkowych kosztów w jednym regionie może powodować, że przedsiębiorstwa w nim położone tracą przewagę konkurencyjną w porównaniu z innymi podmiotami spoza regionu. Biorąc pod uwagę trudności z jednoznaczną wyceną efektu zewnętrznego, powoduje to, że efekty zewnętrzne są pomijane przez rynek, nawet jeśli ewidentnie widać, że powodują koszty.

Z powyższych powodów internalizacja efektów zewnętrznych zazwyczaj zaczyna się od impulsu ze strony państwa. Skutkiem tego podział na rozwiązania rynkowe i instytucjonalne rozmywa się, ponieważ *de facto* państwo jest inicjatorem prawie wszystkich działań internalizacyjnych. Oczywiście w teorii można wyobrazić sobie sytuacje, w których presja konsumentów na rynek jest wystarczająco silna, że zmusza producentów do uwzględnienia efektów zewnętrznych w swojej działalności. Za przykład może posłużyć spadek wartości akcji niektórych amerykańskich spółek giełdowych po ujawnieniu pracy dzieci w ich fabrykach w Azji Południowo-Wschodniej⁶. W takich przypadkach inge-

⁵ Szerzej na temat metod internalizacji efektów zewnętrznych: (Prandecki 2015; Prandecki i in. 2015).

⁶ Przynotowany przykład jest tylko częściowo adekwatny, ponieważ w perspektywie długookresowej niewiele zmienił. Koncerny zapowiedziały zmianę swojej polityki, co w praktyce spowodowało powrót inwestorów i odrobienie strat giełdowych. Jednocześnie, aby formalnie sprostać zobowiązaniom, przeprowadzono outsourcing zatrudnienia na rzecz podmiotów trzecich z zaleceniem braku zatrudniania dzieci, ale w praktyce nie jest to monitorowane i oznacza kontynuację dotychczasowych praktyk. Dzieje się to już poza sztydem zachodnich marek. Długookresowy efekt był więc tylko pozorny. Niemniej wartym podkreślenia jest, że presja społeczna spowodowała reakcję przedsiębiorstw i próbę rozwiązania konfliktowej sytuacji. Z tego powodu trzeba pamiętać, że w specyficznych warunkach internalizacja efektów zewnętrznych poprzez działania oddolne na rynku jest też możliwa. Wydaje się jednak, że w obliczu większości problemów związanych z rolnictwem taka internalizacja efektów zewnętrznych długo jeszcze nie będzie skuteczna. Świadczą o tym dyskusje toczące się wokół

rencja ze strony państwa wydaje się niepotrzebna. Jednakże obserwacje pokazują, że takie zdecydowane działania konsumentów mają charakter wybiórczy i jeszcze długo nie będą skuteczne. Wymagają też odpowiedniej świadomości społecznej, aby presja zbiorowa była skuteczna.

W tym kontekście wspomniany powyżej podział na rozwiązania rynkowe i instytucjonalne należy interpretować jako ocenę pod kątem rodzaju instrumentu użytego przez państwo do procesu internalizacji. Instytucje ustanawiając mechanizm mogą posilkować się metodami rynkowymi, tj. wskazywać cel, jaki ma być osiągnięty, a interesariusze samodzielnie poprzez mechanizmy rynkowe rozwiązują kwestie związane z jego realizacją, np. kto ma ponieść wysiłek związany z osiągnięciem założonych celów czy wysokością kosztów dostosowawczych. W przypadku rozwiązań instytucjonalnych to państwo w sposób autorytarny podejmuje decyzje na temat: podmiotów, które mają przejść proces zmian, skali dostosowania, wyceny efektu zewnętrznego czy też ewentualnych kar za brak wypełnienia nałożonych zobowiązań.

Różnica w podejściu polega na zdolności mechanizmu do reagowania na zmieniającą się sytuację. Mechanizmy rynkowe wydają się być bardziej elastyczne, łatwiej im się dostosować do zmieniającej się sytuacji, natomiast instytucjonalne są bardziej trwałe i z tego powodu trudniej reagują na zmiany.

Decyzje o uruchomieniu określonego instrumentu zazwyczaj są podejmowane w oparciu o wcześniejsze analizy. Wskazują one na szkodliwość zaistniałej sytuacji (może to być obecność lub brak jakiegoś dobra lub efektu zewnętrznego na rynku) i potrzebę naprawienia sytuacji. Decyzja o sposobie ingerencji w rynek musi być jednak odpowiednio uzasadniona. Jednym z podstawowych elementów takiego uzasadnienia jest wycena wartości dóbr nierynkowych i efektów zewnętrznych. Z tego powodu metody wyceny są kluczowym (ale nie koniecznym) czynnikiem skutecznej internalizacji.

Metody wyceny efektów zewnętrznych

Określenie wartości dobra nierynkowego lub efektu zewnętrznego może mieć zarówno formę jakościową, jak i ilościową. Zazwyczaj jest stosowana pierwsza z nich, ponieważ w pełniejszy sposób przedstawia charakterystykę dobra, jego znaczenie oraz wartość. W dodatku w przypadkach badań ankietowych to respondenci sami określają wartość dobra, nie jest ona im sugerowana. Jednakże takie

oznaczenia produktów genetycznie modyfikowanych na terenie USA. W wyniku lobbingu producentów inicjatywy społeczne zmierzające do wprowadzenia czytelnych oznaczeń zostały tak skomplikowane, że jedynie osoby z dużą świadomością na temat GMO są w stanie zrozumieć różne rodzaje oznaczeń, które zostały wprowadzone.

podejście może powodować nieporozumienia, zwłaszcza gdy przedmiot badania jest mało znany i istnieje ryzyko błędnej jego wizualizacji przez respondentów. W takich przypadkach badania ilościowe, precyzyjnie wskazujące opcje do wyboru, mogą być bardziej zasadne.

W literaturze wyodrębnia się dwie podstawowe grupy metod wyceny dóbr nierynkowych i efektów zewnętrznych – bezpośrednie i pośrednie. Pierwsza z nich polega na badaniu hipotetycznych sytuacji, w których respondenci wypowiadają się na temat wartości dóbr nierynkowych i efektów zewnętrznych. Natomiast druga posługuje się analogią, tj. porównuje sytuacje podobne, które można zaobserwować w realnej gospodarce. W tym przypadku nie uzyskuje się bezpośredniej odpowiedzi na stawiane pytanie, ale podobną, którą przez analogię można wykorzystać do badanego problemu. Zauważa się, że w ostatnich latach rosnącą popularnością cieszą się metody bezpośrednie, ale w literaturze nie ma jednoznacznej odpowiedzi na temat zasadności ich stosowania czy też przewag w porównaniu z metodami pośrednimi.

W literaturze nie ma również dominującej, ujednocionej klasyfikacji metod wyceny. Autorzy niniejszej publikacji uznają, że jest jedna metoda – wyceny warunkowej, która posiada trzy warianty, tj.:

- gotowości do zapłaty,
- gotowości do przyjęcia rekompensaty,
- eksperymentu z wyborami.

W niektórych opracowaniach spotyka się klasyfikacje, w których warianty są traktowane na równi z metodą (Maciejczak, Grzelak 2013), ale takie zrównanie powoduje, że trudno jest odróżnić wycenę warunkową od pozostałych grup.

Metoda wyceny warunkowej (Hoyos, Mariel 2010; Carson 2000) polega na zadaniu respondentom pytań dotyczących gotowości do zapłaty za dobro. W tym celu buduje się hipotetyczny scenariusz, na podstawie którego udzielana jest odpowiedź dotycząca skłonności do zapłaty za określone dobro. W zależności od wariantu respondenci wskazują odmienne aspekty transakcji. W przypadku skłonności do zapłaty przedmiotem wyceny jest ile respondenci byliby skłonni zapłacić za dane dobro lub efekt zewnętrzny. Dotyczy to głównie zjawisk o charakterze pozytywnym, np. zachowania gatunku. W przypadku gotowości do przyjęcia rekompensaty bada się, ile respondenci muszą otrzymać, aby zaakceptować negatywne zjawisko, np. wzrost poziomu zanieczyszczenia lub pogorszenie jakości życia. Trzeci wariant, tzw. eksperymentów z wyborami, jest bardziej złożoną wersją poprzednich dwóch, ponieważ oprócz jednego podstawowego scenariusza respondentom przedstawia się również inne dodatkowe. W ten sposób nie mają oni możliwości stworzenia własnych swobodnych wypowiedzi, ale wybierają spośród istniejących opcji. Takie rozwiązanie ma jed-

nak zalety, ponieważ oprócz wyceny umożliwia zbadanie bardziej szczegółowych cech dobra, np. pośredniej wartości jego cech lub preferencji respondentów. W ten sposób możliwe jest również poznanie hierarchii wartości pomiędzy różnymi dobrami nierynkowymi lub efektami zewnętrznymi.

Metoda pośrednia polega na ocenie sytuacji na rynkach zastępczych, gdzie preferencje są ujawnione. (ang. *revealed preference methods*, RPM). Metoda ta może być zastosowana w przypadku, gdy na rynku istnieją dobra, które mogą być powiązane z dobrem nierynkowym, które chcemy wycenić. W ten sposób, poprzez odpowiednio dobrany zestaw cech, możemy wskazać zależności pomiędzy tymi dobrami. W przypadku istnienia powiązań można poprzez analogię zobaczyć w realnym świecie, jakie zmiany zachodzą w określonych sytuacjach. W ramach metod pośrednich wyróżnia się⁷:

- metodę cen przyjemności (hedonicznych), która polega na określeniu, jak bardzo dane dobro wpływa na cenę innego dobra. Najczęściej podawanym przykładem tej metody jest zmiana wartości nieruchomości pod wpływem zmian w otoczeniu, np. budowy parku czy też placu zabaw;
- metodę kosztu podróży, w której wartość dóbr pozarynkowych mierzy się na podstawie kosztów, jakie gospodarstwa domowe ponoszą na rzecz doświadczenia podobnych walorów. W ten sposób można mierzyć m.in. wartość krajobrazu, czy innych walorów środowiska;
- metodę kosztów prewencji, w ramach której wartość dobra wycenia się na podstawie kosztów, jakie trzeba ponieść w celu jego zachowania.
- metodę kosztów choroby, w której szacuje się koszty choroby wynikające z oddziaływania dobra nierynkowego lub efektu zewnętrznego;
- metodę kosztów zniszczenia, w której wartość dobra jest szacowana poprzez koszty jego zniszczenia.

Uważa się, że metody pośrednie są bardziej wiarygodne, ponieważ wycena jest przeprowadzana w oparciu o preferencje ujawnione na prawdziwym rynku (Żylicz 2007a). Jednakże wraz z próbami wyceny coraz większej liczby dóbr nierynkowych i efektów zewnętrznych, które nie mogą być zbadane metodami pośrednimi, bezpośrednie metody zyskują na znaczeniu i są stosowane coraz częściej.

Niezależnie od stosowanej metody można zaobserwować szereg problemów wynikających z potrzeby wyceny dóbr nierynkowych. Uogólniając, wartość jest zjawiskiem społecznym – efektem subiektywnego postrzegania dóbr

⁷ Przyjęta klasyfikacja jest często stosowana i odzwierciedla poglądy Autora, ale w literaturze istnieją również poglądy wskazujące, że metody takie jak kosztów podróży lub kosztów choroby powinny być zaliczane do metod bezpośrednich (Becla, Czaja, Zielińska 2012; Jeżowski 2009).

przez człowieka. W teorii ekonomii dominują twierdzenia o doskonałości rynku i racjonalności decyzji podejmowanych przez interesariuszy, jednakże obserwacje podejmowane w ramach ekonomii eksperymentalnej (V.L. Smith 2009) i behawioralnej (Kahneman, Klein 2009; Kahneman, Tversky 2000) pokazują, że te założenia są dalekie od prawdy. Ludzie podejmują decyzje gospodarcze bez analizy kosztów i korzyści, kierując się doświadczeniem, analogią, impulsem czy też szeregiem innych przesłanek. Wartość dobra ustalona na zasadach rynkowych⁸ jest odzwierciedleniem postrzegania dobra przez interesariuszy. Sytuacja jeszcze bardziej komplikuje się w przypadku wyceny dóbr nierynkowych i efektów zewnętrznych, ponieważ poziom subiektywnego postrzegania ich wartości pogłębia się jeszcze bardziej. Do tego dochodzi dodatkowo polaryzacja poglądów w zakresie wyceny tej wartości. Dla jednych dobra wspólne, np. wartość istnienia jakiegoś gatunku nie są istotne i nie będą zainteresowani ich wyceną, uznając, że skoro rynek tego nie wycenia to ekonomia nie powinna poszukiwać rozwiązań zmierzających do poprawy rynku i uwzględnienia wartości dóbr nierynkowych i efektów zewnętrznych w działalności gospodarczej. Z drugiej strony są osoby, dla których wartość swoista wynikająca z samego istnienia gatunku jest istotną wartością i są skłonni ponieść określone koszty dla zachowania różnorodności biologicznej.

Antropogeniczność wyceny będzie również powodować, że wartość danego waloru będzie się różnić w zależności od zamożności osób wyceniających dobro (Żylicz 2007b).

Biorąc pod uwagę subiektywność antropogenicznej wyceny rynkowej i potrzebę wskazania wartości dóbr i efektów zewnętrznych, pojawia się problem sprawiedliwości wyceny. Dotyczy on fundamentów ekonomii, tj. jej normatywnego i pozytywnego charakteru. Dyskusja w tym zakresie jest niemożliwa do rozstrzygnięcia, dlatego w tym miejscu problem został jedynie zaznaczony, bez udzielania na niego odpowiedzi. Cena (wartość) ustalona na poziomie równowagi pomiędzy oczekiwaniami producentów i konsumentów wydaje się sprawiedliwa, ale w przypadku niedoskonałości rynku tak nie jest. Pojawia się potrzeba poprawy sytuacji, czyli sprawiedliwej wyceny, ale takie podejście budzi obawy, ponieważ teoretycznie ekonomiści mają za zadanie „badać, jakich wyborów dokonują ludzie, a nie oceniać czy postępują słusznie, czy też nie” (Żylicz 2007b, s. 33). Niedoskonałość rynku powoduje, że powstaje pokusa naprawy świata i „poprawy” wyceny rynkowej. To jednak może wywołać dwa

⁸ W niniejszym rozdziale nie uwzględniono sytuacji, gdy cena jest regulowana. W takim przypadku wartość dobra ma charakter pozarynkowy. Przesłanki dotyczące ustalania ceny regulowanej mogą być różne – mogą uwzględniać czynniki merytoryczne czy też emocjonalne, w tym również wartość swoistą.

ważne efekty. Po pierwsze należy pamiętać, że metody tej wyceny są również niedoskonałe, co może grozić błędnymi wycenami (chęcią nadmiernej „poprawy świata”). Po drugie cena rynkowa jest wyrazem społecznie akceptowanego kompromisu. Jej poprawianie może powodować napięcia. Z tego powodu wprowadzanie dodatkowych opłat wynikających z internalizacji dóbr nierynkowych i efektów zewnętrznych powinno być powiązane z odpowiednią kampanią informacyjną uzasadniającą takie działania. Zwiększanie świadomości społecznej powinno być podejmowane niezależnie od charakteru zmiany, tj. wspierania pozytywnych dóbr i efektów zewnętrznych czy też ograniczania negatywnych.

Podsumowanie

Tematyka czynników pozarynkowych wpływających na działalność gospodarczą jest jeszcze mało poznana oraz dość złożona. Wraz z postępem zauważa się potrzebę wyceny co najmniej części dóbr nierynkowych i efektów zewnętrznych w celu uzyskania bardziej adekwatnego do rzeczywistości opisu sytuacji gospodarczej w otaczającej nas rzeczywistości. To powoduje, że wciąż zasadnym jest prowadzenie teoretycznych rozważań na temat efektów zewnętrznych, dóbr wspólnych i dóbr publicznych. Dotyczą one trzech aspektów. Po pierwsze konieczne są dalsze rozważania w zakresie ich istoty i charakteru (w tym dotyczących rolnictwa), po drugie tworzenia nowych metod ich wyceny i internalizacji oraz po trzecie oceny istniejących metod w kontekście teorii ekonomii i rozwoju cywilizacyjnego.

Punktem wyjścia powinna być dyskusja o potrzebie internalizacji do rachunku ekonomicznego dóbr nierynkowych i efektów zewnętrznych. Z jednej strony rozwiązania takie jak teoremat Coase’a czy podatek Pigou pokazują, że potrzeba takich rozwiązań istnieje już od dawna, ale jednocześnie praktyka gospodarcza przez długi czas ignorowała dobra nierynkowe i efekty zewnętrzne, pokazując, że ich uwzględnianie w rachunku ekonomicznym nie jest konieczne, a wręcz zbędne.

W ostatnich latach, a właściwie już dziesięcioleciach, zauważa się rosnącą potrzebę uwzględnienia dóbr nierynkowych i efektów zewnętrznych w praktyce gospodarczej, co jest wynikiem rosnącego ryzyka wystąpienia zagrożeń środowiskowych, które mogą doprowadzić do katastrofy nawet w skali globalnej. Początkowo mówiło się głównie o problemie wyczerpywania się zasobów nieodnawialnych, aby następnie wskazać procesy nadmiernej konsumpcji zasobów odnawialnych, co w długim okresie może prowadzić do wyczerpania się możliwości pozyskiwania odpowiedniej ilości drewna, żywności, czy wody zdatnej do picia. Ponadto bardzo ważnym problemem stały się zmiany klimatyczne

i rosnące koszty ich skutków. Współcześnie zauważa się, że problemy te dotyczą również prawidłowego działania ekosystemów, a więc również podaży usług środowiska, jakie wiążą się z tymi ekosystemami.

Jednocześnie warto pamiętać, że powstające zagrożenia mogą mieć również charakter społeczny. W tym zakresie jest jeszcze więcej wątpliwości, niż w kwestiach środowiskowych, ponieważ społeczne efekty zewnętrzne nie są dobrze scharakteryzowane. Trudno jest nawet jednoznacznie określić, czy mają charakter pozytywny, czy negatywny.

Z powyższych powodów, tj. chęci przeciwdziałania zagrożeniom, wyrasta potrzeba wyceny i internalizacji dóbr nierynkowych i efektów zewnętrznych. Internalizacja może przyczynić się do zmniejszenia ich podaży (odsunięcie zagrożenia w czasie) lub poszukiwania mniej szkodliwego zamiennika (szansa na uniknięcie zagrożenia).

Badania nad ekonomicznymi aspektami dóbr nierynkowych i efektów zewnętrznych wymagają podjęcia działań wstępnych, tj. identyfikacji takich efektów oraz wskazania ich wpływu (siły oddziaływania) na otoczenie. Oznacza to nie tylko konieczność zmierzenia bezpośredniego negatywnego efektu, ale również uwzględnienia pośrednich skutków. Istotne jest również określenie momentu występowania efektów zewnętrznych oraz warunków, w jakich się to odbywa. Na przykład ograniczenie kontaktu z substancją aktywującą niepożądane efekty może powodować dalsze korzystanie z produktu bez konieczności zmian jego właściwości.

Różnorodność dóbr nierynkowych i efektów zewnętrznych oraz brak dogłębnej charakterystyki wielu z nich powoduje, że dokonanie pełnej, usystematyzowanej ich wyceny jest niemożliwe. Z tego powodu bardziej adekwatnym rozwiązaniem, jakie powinno być wykorzystywane w polityce gospodarczej, jest punktowa próba internalizacji tych dóbr i efektów, które na danym obszarze sprawiają największe problemy (ryzyko wystąpienia zagrożeń jest największe). W miarę możliwości wsparcie dla pozytywnych efektów również powinno być brane pod uwagę, zwłaszcza w tych obszarach, w których te pozytywne efekty mogą prowadzić do zmniejszenia ryzyka wystąpienia różnego rodzaju zagrożeń. Na przykład stosowanie pasów zieleni odgradzających zbiorniki wodne od pola może w znaczący sposób zmniejszyć ryzyko zanieczyszczenia wód azotem.

Dodatkowym argumentem za rosnącym zainteresowaniem dobrami nierynkowymi i efektami zewnętrznymi jest chęć pogłębiania wiedzy, a więc badania, jak dodatkowe czynniki nieujęte w rachunku ekonomicznym wpływają na procesy gospodarcze, preferencje klientów i producentów. Wydaje się jednak, że ten czysto teoretyczny argument nie ma większego znaczenia w rozwoju badań nad efektami zewnętrznymi.

Określenie zachodzących interakcji i skutków oddziaływania efektu zewnętrznego jest podstawą do właściwych, z ekonomicznego punktu widzenia, działań, tj. do wyceny wartości efektu zewnętrznego. Wycenie podlegają zarówno pozytywne, jak i negatywne efekty zewnętrzne. Wyceniona wartość efektu w przypadku pozytywnych efektów powinna stanowić dochód producenta efektu, a w przypadku negatywnych efektów zewnętrznych jego koszt.

Takie podejście rodzi pytanie o źródło środków finansowych, z których powinny być finansowane te koszty i korzyści. W przypadku kosztów to producent efektu zewnętrznego powinien płacić. Teoretycznie takie środki powinny trafiać bezpośrednio do poszkodowanych, ale w praktyce ze względu na duże rozproszenie interesariuszy nie należy się tego spodziewać. Bardziej prawdopodobne jest zasilanie budżetu w formie podatków lub funduszy celowych, które państwo mogłoby redystrybuować na rzecz poszkodowanych. Ta redystrybucja powinna przyjmować formę rozwiązań umożliwiających przeciwdziałanie negatywnym efektom zewnętrznym. W przypadku korzyści dochód powinien trafiać do przedsiębiorcy odpowiedzialnego za powstanie pozytywnego efektu zewnętrznego. Powstaje pytanie, skąd miałyby pochodzić takie środki – bezpośrednio z podatków, czy też z wyspecjalizowanych funduszy celowych? Udzielenie odpowiedzi na nie wymaga oddzielnych rozważań. Najprawdopodobniej byłoby to uzależnione od systemu prawnego danego podmiotu (państwa).

Problem wartości efektu zewnętrznego jest bardzo złożony. Po pierwsze, nie ma jednoznacznego bezpośredniego narzędzia wyceny. Nawet rozwiązania takie, jak metoda wyceny warunkowej opierają się tylko na jednej stronie transakcji rynkowej. W badaniu ocenia się skłonność do zapłaty za efekt, ale nie bierze pod uwagę kosztów działań, jakie mają być osiągnięte. Niejednokrotnie społeczeństwo może być skłonne do zapłaty ceny, która jest niewystarczająca do osiągnięcia celu, lub też nie stanowi wystarczającego bodźca do podjęcia działań. Należy również pamiętać, że wszelkie rozwiązania pośrednie muszą się opierać na określonym marginesie błędu. Oznacza to, że wycena efektów zewnętrznych ma zawsze przybliżony charakter.

Po drugie, rozróżnia się co najmniej dwa rodzaje wartości: wymienną i użytkową. Wycena ekonomiczna opiera się na wartości wymiennej, która niejednokrotnie może nie odpowiadać właściwościom (skutkom) dobra nierynkowego lub efektu zewnętrznego. Z tego powodu badana wartość może znacząco odbiegać od rzeczywistych skutków jego występowania. Na przykład szkody wywoływane przez efekt zewnętrzny mogą być znacząco wyższe niż jego wartość. W ten sposób koszt efektu zewnętrznego nie pokrywa kosztów odtworzenia środowiska do sytuacji sprzed wystąpienia efektu. Podobnie jest w przypad-

ku dóbr nierynkowych i pozytywnych efektów zewnętrznych. Jednakże w tym przypadku konsekwencje niedoszacowania nie są tak znaczące.

Istotną kwestią w kontekście ogólnych rozważań na temat dóbr nierynkowych i efektów zewnętrznych jest rola państwa i jego instytucji w procesach internalizacji. Teoria ekonomii wskazuje, że możliwe jest internalizowanie efektów zewnętrznych w oparciu o rozwiązania rynkowe, bez uczestnictwa państwa. Taką procedurę opisano m.in. w teoremacie Coase'a. Jednakże w praktyce to rozwiązanie nie sprawdza się, ponieważ żadna ze stron nie ma odpowiedniej mocy sprawczej. Przedsiębiorcy nie są zainteresowani dobrowolnym nałożeniem na siebie dodatkowych kosztów, a konsumenci na ogół mają zbyt niską świadomość i siłę oddziaływania, aby wymusić odpowiednie działania. Z tego powodu dobrowolne działania są niezmiernie rzadko spotykane, właściwie tylko w sytuacjach, kiedy mogą one doprowadzić do niższych kosztów niż inicjatywy nakładane na państwo.

Efektem takiej sytuacji jest konieczność podejmowania działań przez instytucje, które muszą być co najmniej inicjatorem procesów internalizacji efektów zewnętrznych. Skutkiem tego podział na mechanizmy rynkowe i pozarynkowe jest bardzo ułomny – w obu kluczową rolę odgrywają instytucje. Rozróżnienie występuje dopiero na etapie mechanizmów, jakie wykorzystują te instytucje.

Niezależnie od sposobu internalizacji istotnym warunkiem jej prawidłowego przeprowadzenia jest odpowiednia wycena dóbr nierynkowych i efektów zewnętrznych. W literaturze coraz częściej zyskują na znaczeniu metody bezpośrednie, które umożliwiają wycenę szerszego wachlarza dóbr i efektów, jednakże, jak wskazano, posiadają szereg wad, spośród których za największą można uznać ryzyko błędu szacunku wynikające z hipotetycznego charakteru badania. Instrumenty pośrednie są pozbawione tego błędu, ale mają ograniczone możliwości zastosowania. Ponadto istnieje ryzyko błędnego przypisania relacji przyczynowo skutkowych pomiędzy dobrem lub efektem niemającym ceny, a tym, który służy za punkt odniesienia. Z tego powodu nie można jednoznacznie przesądzać o przewadze jednej z tych grup mechanizmów wyceny. Optymalnym rozwiązaniem powinno być stosowanie ich obu w sytuacjach, w których jest to możliwe.

Bibliografia

- Becla A., Czaja S., Zielińska A. (2012). *Analiza kosztów-korzyści w wycenie środowiska przyrodniczego*. Warszawa: Difin.
- Carson R.T. (2000). *Contingent Valuation: A User's Guide*. Environ. Sci. Technol., 34, 1413-1418.
- Hoyos D., Mariel P. (2010). *Contingent Valuation: Past, Present and Future*. Prague Economic Papers, 4, 329-343. Pobrano z: <https://doi.org/10.18267/j.pep.380>
- Jeżowski P. (2009). *Metoda wyceny warunkowej*. W: Metody szacowania korzyści i strat w dziedzinie ochrony środowiska i zdrowia, red. P. Jeżowski, 117-136. Warszawa: Szkoła Główna Handlowa.
- Kahneman D., Klein G. (2009). Conditions for Intuitive Expertise. A Failure to Disagree. *American Psychologist*, 64(6), 515-526. Pobrano z: <https://doi.org/10.1037/a0016755>
- Kahneman D., Tversky A. (2000). *Choices, values, and frames*. New York, Cambridge: Russell Sage Foundation, Cambridge University Press.
- Maciejczak M., Grzelak P. (2013). *Metody wyceny dóbr nierynkowych na obszarach wiejskich*. Zagadnienia Ekonomiki Rolnej, 336(3), 143-150.
- Muller A., Sukhdev P. (2018). Measuring what matters in agriculture and food systems: a synthesis of the results and recommendations of TEEB for Agriculture and Food's Scientific and Economic Foundations report. Geneva: The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB).
- Novikova A. (2014). *Valuation of Agricultural Externalities: Analysis of Alternative Methods*. Research for Rural Development, (2), 199-206.
- Ostrom E. (1990). *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action*. Cambridge, New York: Cambridge University Press.
- Prandecki K. (2015). *Metody internalizacji efektów zewnętrznych w rolnictwie*. Studia i Prace Wydziału Nauk Ekonomicznych i Zarządzania Uniwersytet Szczeciński, 2 (42), 89-98. Pobrano z: <https://doi.org/10.18276/sip.2015.42/2-08>
- Prandecki K. (2017). *Common Goods and Sustainable Development*. European Journal of Sustainable Development, 6(3/2017), 155-165. Pobrano z: <https://doi.org/10.14207/ejsd.2017.v6n3p155>
- Prandecki K., Gajos E., Buks J. (2015). *Z badań nad rolnictwem społecznie zrównoważonym [32] Efekty zewnętrzne i dobra wspólne w rolnictwie – identyfikacja problemu*. Warszawa: IERiGŻ-PIB.

- Pretty J., Brett C., Gee D., Hine R., Mason C., Morison J., ... van der Bijl, G. (2000). *An assessment of the total external costs of UK agriculture. Agricultural Systems*, 65(2), 113-136. Pobrano z: [https:// doi.org/doi.org/10.1016 /S0308-521X\(00\)00031-7](https://doi.org/doi.org/10.1016/S0308-521X(00)00031-7).
- Samuelson P.A., Nordhaus W.D. (1999). *Ekonomia*. Warszawa: Wydawnictwo Naukowe PWN.
- Schmid O., Niggli U., Pfiffner, L. (2008). *Development of organic farming in Europe and sustainability*. W: *Low Input Farming Systems: an Opportunity to Develop Sustainable Agriculture* (s. 59-68). Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. Pobrano z: http://agrienv.jrc.ec.europa.eu/publications/pdfs/LIFS_final.pdf
- Smith A. (2007). *Badania nad naturą i przyczynami bogactwa narodów* (t. 1). Warszawa: Wydawnictwo Naukowe PWN.
- Smith V.L. (2009). *Rationality in economics: constructivist and ecological forms*. Cambridge; New York: Cambridge University Press.
- Wall D. (2014). *The Sustainable Economics of Elinor Ostrom: Commons, contestation and craft*. London; New York: Routledge.
- Viaux P. (2008). *Integrated farming systems: a form of low input farming*. W: *Low Input Farming Systems: an Opportunity to Develop Sustainable Agriculture* (s. 39-45). Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. Pobrano z: [http://agrienv.jrc.ec.europa.eu/publications /pdfs/LIFS_final.pdf](http://agrienv.jrc.ec.europa.eu/publications/pdfs/LIFS_final.pdf)
- Zegar J.S. (2010). *Racjonalność w rachunku ekonomicznym rolnictwa*. *Annales Universitatis Mariae Curie-Skłodowska, Sectio H Oeconomia*, XLIV, 249-262.
- Żylicz T. (2004). *Ekonomia środowiska i zasobów naturalnych*. Warszawa: Polskie Wydawnictwo Ekonomiczne.
- Żylicz T. (2007a). *Pośrednie metody wyceny*. *Aura*, 9/2007, 12-13.
- Żylicz T. (2007b). *Wycena dóbr nierynkowych*. *Aura*, 8/2007, 32-33.

Rozdział 2. Pozytywne efekty zewnętrzne jako siła motoryczna procesów integracji regionalnej

Wprowadzenie

Integracja gospodarcza to proces polegający na zacieśnianiu współpracy gospodarczej przez co najmniej dwa państwa, poprzez stopniową eliminację barier ograniczających współpracę gospodarczą (Budnikowski 2006). By być bardziej precyzyjnym, należałoby mówić o międzynarodowej integracji gospodarczej w skali regionalnej lub integracji regionalnej. Określenie to stosowane jest do procesów integracji dotyczących określonego regionu lub subregionu (Adamowicz 2008).

Jednym ze współczesnych nurtów teorii regionalnej integracji gospodarczej jest wskazanie na rolę tzw. efektów zewnętrznych w przyspieszaniu i wzmacnianiu powiązań ekonomicznych pomiędzy krajami (Crowley 2001). Można więc postawić hipotezę, że efekty te tworzą po ich internalizacji na poziomie powiązanych gospodarek wartość dodaną (AV). Warto zbadania jest, choć nie jest to przedmiotem tego rozdziału, czy efekty te i AV pojawiają się już na wczesnych etapach integracji.

Najbardziej dojrzałą formą integracji regionalnej jest Unia Europejska, toteż na przykładzie powiązań integracyjnych w Europie można prześledzić rolę pozytywnych efektów zewnętrznych w zakresie wzmacniania wzajemnych powiązań gospodarczych między krajami.

W tym celu, posługując się modelem integracji gospodarczej Balassy (1961) i jego dalszymi rozwinięciami, próbuje się ustalić, co jest pozytywnym efektem zewnętrznym powodującym procesy związywania się gospodarek. Na ile efekty zewnętrzne powodują przejście integracji na wyższe etapy? W rozdziale nie zajmowano się wpływem negatywnych efektów zewnętrznych na procesy integracyjne, chociaż przeciwdziałanie skutkom tych efektów, poprzez wspólne akcje może także prowadzić do wzrostu powiązań gospodarczych między krajami.

W pracy posłużono się metodą studiów literaturowych, a także analizą porównawczą.

Wyniki badań

Teoria integracji gospodarczej została rozwinięta m.in. przez Tinbergena (1954), Meada (1955, 1953) i Balassę (1961). Pięć etapów integracji gospodarczej Balassy (1961) to: strefa wolnego handlu, unia celna, wspólny rynek, unia gospodarcza i całkowita integracja gospodarcza. Etapy zaproponowane przez Balassę zostały rozszerzone i zmodyfikowane przez kolejnych badaczy i na ogół

przyjmuje się, że są to: strefa wolnego handlu, unia celna, wspólny rynek, unia gospodarcza i unia polityczna (Molle 1997). W zestawieniu (tabela 2.1) autorzy uzupełnili „drabinkę” integracyjną o etap pierwszy, czyli porozumienia handlowe. Różnica między tym szczeblem integracji a formą następną polega na tym, że w porozumieniach kraje redukują cła, ale nie znoszą ich całkowicie. Strefa wolnego handlu (SWH) obejmuje cały handel w odróżnieniu od porozumień, które nie mają tak szerokiego zakresu.

Tabela 2.1. Etapy regionalnej integracji gospodarczej

Poziom integracji	Etap	Cechy charakterystyczne	Przykłady
0	Autarkia	Bilateralne porozumienia handlowe	Porozumienia handlowe Zawierane przez USA i UE
A	Strefa wolnego handlu	Zniesione cła i inne opłaty wewnątrz obszaru Utrzymanie zewnętrznej kontroli celnej	NAFTA
B	Unia celna	Zniesione cła i inne opłaty wewnątrz obszaru Wspólna zewnętrzna taryfa celna	Mercosur
C	Wspólny rynek	Swobodny przepływ czynników produkcji, towarów i usług	UE przed utworzeniem unii monetarnej
D	Unia gospodarcza	Koordinacja polityk krajowych, przeniesienie części działań na poziom unijny	Polityka konkurencji w UE
E	Unia monetarna	Wspólna waluta Wspólny Bank Centralny	Europejski Bank Centralny
F	Unia fiskalna	Harmonizacja podatków	Częściowo w UE
G	Unia polityczna	Istnieje efektywny i demokratyczny organ na poziomie ponadnarodowym	Nie istnieje jako forma integracji regionalnej

Źródło: opracowanie własne na podstawie (Crowley 2001).

W literaturze spotykane jest rozróżnienie między „preferencyjnymi porozumieniami handlowymi” (PTA – *Preferential Trade Agreements*) a „regionalnymi porozumieniami handlowymi” (RTA – *Regional Trade Agreements*) (WTO 2018).

Według Światowej Organizacji Handlu (WTO) w ramach PTA udziela się jednostronnych preferencji handlowych i dotyczy to koncesji udzielanych krajom rozwijającym się przez kraje rozwinięte. Natomiast RTA działają na zasadzie wzajemności. Według innych autorów (Kawecka 2015, Pasierbiak 2015) takiego rozróżnienia nie stosuje się. W związku z tym określenie „preferencyjne” można wykorzystywać zamiennie z określeniem „regionalne”.

W literaturze przedmiotu proponowano też systematyki luźno związane z klasyfikacją Balassy (Emerson 1991). Ten ostatni opiera swoją klasyfikację na tempie liberalizacji handlu, budując kolejne etapy integracyjne wraz z postępowaniem w tworzeniu Wspólnego Rynku. Teoria Balassy nie wyjaśnia też, jak efekty zewnętrzne (*spillover effects*) posuwają integrację regionalną w stronę dalszych etapów integracji gospodarczej. Robson (1998) nazywa te efekty transgranicznymi efektami zewnętrznymi (*cross-border externalities*).

Efekty zewnętrzne

W teorii ekonomicznej pojęcie efektów zewnętrznych pojawiło się pod koniec XIX wieku – Alfred Marshall (Buchanan 1962), a następnie zostało uściślone w latach 20. XX wieku przez Arthura Cecila Pigou (Pigou 1920). Współczesne teorie efektów zewnętrznych przedstawił Paul Samuelson (1955; 1954), a następnie Cornes i Sandler (1996), Baumol i Oates (1998) oraz Cooper i in. (2009).

Efekt zewnętrzny (ang. *externality*) w ekonomii polega na przeniesieniu części kosztów lub korzyści wynikających z działalności jednego podmiotu gospodarczego na podmioty trzecie bez odpowiedniej rekompensaty. Zazwyczaj jest to uboczny skutek działalności danego podmiotu gospodarczego, którego konsekwencje (pozytywne bądź negatywne) ponosi szersze grono odbiorców niezależnie od swojej woli (Buchanan 1962).

Efekty zewnętrzne (*cross-border effect, spillover, externalities*) to w przypadku kosztów niezamierzone skutki prowadzenia działalności przez podmioty gospodarcze (Zegar 2010). Powstają one, gdy produkcja lub konsumpcja jednego podmiotu wpływa bezpośrednio na decyzje dotyczące produkcji lub konsumpcji podejmowane przez inne podmioty. Ważnym elementem jest tu fakt, że proces ten przebiega poza mechanizmem rynkowym. Efekty zewnętrzne dzielą się na pozytywne (korzyści zewnętrzne) i negatywne (koszty zewnętrzne). Efekty zewnętrzne powstają, gdy podmiot gospodarczy prowadzi działania wywierające wpływ na sytuację innych podmiotów, które nie są odpowiednio rekompensowane. Prowadzą one np. do nadmiernej wielkości produkcji dóbr w przypadku negatywnych efektów zewnętrznych lub niedostatecznej wielkości produkcji dóbr w przypadku pozytywnych efektów zewnętrznych. Efekty zewnętrzne istnieją, gdy część kosztów produkcji, tzw. koszty zewnętrzne ponoszą lub część korzyści (tzw. korzyści zewnętrzne) odnoszą podmioty nieuczestniczące bezpośrednio w procesie wymiany. Oznacza to, że cena przestaje być efektywnym parametrem kształtowania się równowagi rynkowej (Market 2018).

Przykładem pozytywnego efektu zewnętrznego są działania tworzące dobra publiczne takie jak udostępnianie informacji, badania naukowe czy podno-

szenie lokalnego poziomu bezpieczeństwa lub zdrowia. Ilustracją negatywnego efektu zewnętrznego są zanieczyszczenia środowiska lub hałas, jaki generuje zakład produkcyjny (Caplan 2018).

Pojęciami o zbliżonym charakterze do efektów zewnętrznych są efekt transgraniczny (*cross-border effect, cross-border externality*) i efekt zewnętrzny „rozlania” (*spillover effect*). Efekt transgraniczny powstaje wtedy, kiedy działania jednego kraju mają konsekwencje dla innego kraju, i nie dzieje się to za pośrednictwem rynku (Kanbur 2001). O efekcie transgranicznym, kluczowym dla programów współpracy transgranicznej, można mówić wówczas, kiedy projekt jest realizowany wspólnie po obu stronach granicy. Dochodzi zarazem do skoordynowania działań, instytucji i osób, a wynik tych działań jest odczuwalny dla społeczności po obu stronach granicy.

Należy też wspomnieć o badaniach z zakresu ekonomiki przestrzennej, w tym dotyczących efektów zewnętrznych (Hołuj 2018, Markowski 2017), które mogą być przydatne m.in. do analiz dotyczących problematyki integracyjnej.

Internalizacja efektów zewnętrznych i jej metody

Próbą wyliczenia efektów zewnętrznych jest tzw. internalizacja, czyli włączenie ich do rachunku ekonomicznego tego podmiotu, który kreuje koszty lub korzyści (Prandecki 2017). W literaturze przedmiotu wymieniane są cztery podstawowe teoretyczne metody internalizacji efektów zewnętrznych (Endres, 2011):

- integracja,
- negocjacje (zastosowanie teorematu Coase’a),
- wprowadzenie podatku Pigou,
- ingerencja państwa.

Inny stosowany podział to metody rynkowe i administracyjne (Prandecki 2017).

Dla dalszych rozważań przydatne być mogą metoda integracyjna i ingerencja państwa a kierując się innym kryterium – metoda administracyjna.

Zarówno metoda Coase’a, jak i Pigou mają zastosowanie do liczenia kosztów zewnętrznych, choć w praktyce jest to bardzo skomplikowane (Daly 2010, Kubisz 2009).

Integracja polega na łączeniu podmiotów związanych z efektem zewnętrznym w taki sposób, aby problem stał się sprawą wewnętrzną tylko jednego interesariusza, który w takiej sytuacji będzie zainteresowany jego rozwiązaniem (Prandecki, Gajos, Buks 2015). Może być to także organizacja państwowa albo inna, o charakterze ponadnarodowym. Takie postawienie sprawy zbliża do metody ostatniej, czyli ingerencji państwa, a więc według drugiej systematyki metody administracyjnej.

Istnieje przekonanie, że jest to najskuteczniejsze rozwiązanie (Prandecki, Gajos, Buks 2015). Rolę regulatora może odgrywać instytucja ponadnarodowa, np. Wspólnota Europejska. Tak jest np. po wprowadzeniu zazielenienia w rolnictwie krajów UE. Oczekiwany rezultatem wprowadzenia tego mechanizmu ma być zwiększenie pozytywnych efektów zewnętrznych generowanych przez rolnictwo (Prandecki i in. 2017). Rola Wspólnoty Europejskiej w tym zakresie polega na wygenerowaniu określonych bodźców dla producentów tych efektów, celem ograniczenia wytwarzania negatywnych, a pobudzenia pozytywnych efektów zewnętrznych. Sposobem na internalizację efektów pozytywnych są subwencje. Proces zazielenienia wspólnej polityki rolnej jest jednym z narzędzi administracyjnych, które pozwalają na wynagrodzenie rolnika za generowanie efektów zewnętrznych i tym samym pośrednio wyceniającym te efekty. Zgodnie z wynikami badań (Prandecki i in. 2017) metoda administracyjna może być z powodzeniem wykorzystana do administrowania innymi efektami zewnętrznymi.

Możemy sobie też wyobrazić przykład dotyczący badań naukowych. Badania przeprowadzone w jednym kraju dzięki informacjom i publikacjom unijnym są rozprzestrzeniane na cały obszar Wspólnoty i służą wszystkim zainteresowanym.

Jednak zdaniem niektórych badaczy (Tullock 1969) powstawanie efektów zewnętrznych nie zawsze przesądza o podejmowaniu decyzji na poziomie centralnym. W literaturze przedmiotu zadawane jest także pytanie: na ile efekty zewnętrzne powinny być internalizowane (Heinemann 2010; Pitlik 2007; Oates 1978, 1972). Wydaje się, że tak. Gdyż inaczej trudno byłoby je zoperacjonalizować, czyli podjąć próbę rachunku.

Rola efektów zewnętrznych w procesach integracyjnych

W tabeli 2.2 przedstawiono próbę powiązania efektów zewnętrznych, które pozwolą rozwinąć się przedsięwzięciom integracyjnym i przejść na wyższy etap porozumień gospodarczych z poszczególnymi etapami integracji gospodarczej.

Co jest efektem zewnętrznym działań integracyjnych po zawarciu pierwszych porozumień handlowych? W uczestniczących krajach zwiększy się dostępność dóbr z importu. Będą one tańsze, zwiększą się możliwości eksportowe, będzie można wykorzystać przewagi komparatywne. Dalsze efekty zewnętrzne przedstawione są w tabeli 2.2.

Tabela 2.2. Efekty zewnętrzne procesów integracyjnych

Poziom integracji	Rodzaj	Efekty zewnętrzne	Przejście do poziomu...	Przykłady
0	Autarkia	Ujednoczenie bilateralnych porozumień handlowych Uzyskanie przewag komparatywnych	B lub A A lub B	Mercosur, NAFTA. Asean
A	Strefa wolnego handlu	Zniesienie ceł i innych opłat wewnątrz obszaru. Wyrównanie cen czynników produkcji	B C	NAFTA NAFTA
B	Unia celna	Zwiększenie efektywności produkcji. Zwiększenie stabilności dla handlu		Mercosur SACU*
C	Wspólny rynek	Harmonizacja polityki i koordynacja polityki lokalizacji przedsiębiorstw/FDI Eliminacja negatywnych efektów zewnętrznych Zmniejszenie kosztów związanych z WPR Przejrzystość cen na jednolitym rynku	D i F D E E	CEAO (Afryka Zachodnia)** UE UE UE
D	Unia gospodarcza	Koordynacja polityk krajowych dla uniknięcia efektów peryferyjnych Deficyt demokracji	F G	UE UE
E	Unia monetarna	Koordynacja polityki fiskalnej przy jednolitej polityce monetarnej Deficyt demokracji	F G	Ekofin UE
F	Unia fiskalna	Odpowiedni poziom usług publicznych	G G	Kanada Niemcy

G – Unia polityczna

* Południowoafrykańska Unia Celna

** Communaute Economique De L’afrique De L’ouest (Wspólnota Gospodarcza Państw Afryki Zachodniej)

Źródło: opracowanie własne na podstawie (Crowley 2001).

Na bazie *spillover effect* powstała teoria próbująca wyjaśnić proces integracji europejskiej. Efekt rozlewania się to teoria tłumacząca zachodzące zmiany i wyjaśniająca coraz szerszą współpracę w ramach Unii Europejskiej. Ten model jest bardzo podobny do modelu „Europy à la carte” (państwa uczestniczą w pewnych obligatoryjnych przedsięwzięciach, z pozostałych mogą swobodnie wybierać te, które im nie odpowiadają) z tym zastrzeżeniem, że nie obliguje to w żadnym zakresie państw do współpracy (euabc 2018). Państwa same do niej przystępują zachęczone pozytywnymi rezultatami. Kraje, widząc sukces osią-

gnięty w jednej z polityk wspólnotowych, postanawiają podjąć wspólne działania w innych sferach. Rezultaty dotyczące polityki gospodarczej i szybko osiągnięte porozumienia spowodowały, że państwa zaczęły współpracę na polu bezpieczeństwa wewnętrznego, transportu. Dzięki sprawnej współpracy integracja europejska rozlała się na inne dziedziny (Zaucha 2015).

Z jednej strony więc występuje tworzenie dóbr publicznych lub innych efektów, które by nie powstały bez działań integracyjnych, z drugiej zaś efekt „dobrego przykładu”, który zachęca do działań w innych sektorach.

Należy też wspomnieć o tendencji do zbieżności poziomów rozwoju, tj. o teorii konwergencji i jej związku z procesami integracyjnymi. W syntetycznym ujęciu pojęcie konwergencji ekonomicznej w odniesieniu do krajów i regionów można interpretować w dwojaki sposób (Adamczyk 2011): 1) jako zbieżność typu *sigma* (σ), gdy maleje zróżnicowanie poziomu dochodów na mieszkańca, 2) jako zbieżność typu *beta* (β), gdy systemy gospodarcze o niższym poziomie rozwoju wykazują wyższe tempo wzrostu w porównaniu z systemami gospodarczymi bardziej rozwiniętymi, tj. gdy istnieje odwrotna zależność między początkowym poziomem dochodu (PKB *per capita*) a tempem wzrostu.

Rozróżnia się dodatkowo konwergencję absolutną (bezwarunkową), typu β , gdy kraje lub regiony biedne rozwijają się szybciej niż bogate niezależnie od początkowych warunków i poziomu rozwoju, a także konwergencję warunkową (określaną często jako klubową), gdy procesy zbieżności dotyczą grupy krajów lub regionów względnie jednorodnych (o zbliżonych parametrach dochodowych czy strukturalnych).

Efektom zewnętrznym jest tu wyrównywanie poziomu dochodów na mieszkańca lub/ i przy konwergencji typu β jeszcze wyższe tempo wzrostu gospodarczego niż przed powstaniem procesów integracyjnych. Dowodzi to, że przy analizie problematyki integracyjnej nie należy ograniczać się do efektów dotyczących wymiany handlowej, ale zwracać także uwagę na efekty dochodowe. Można jednak twierdzić, że te ostatnie są w jakiejś mierze pochodną efektów handlowych (Pisarski 2013).

Procesy zbieżności występują przede wszystkim w stosunkowo jednorodnych grupach krajów, w tym w krajach integrujących się gospodarczo w ramach UE, które wykształciły odpowiednie instytucje i strukturę gospodarczą sprzyjającą rozwojowi (Próchniak 2009). Konwergencję można też rozumieć – i tak właśnie przejawia się ona także w krajach UE – jako dążność do tworzenia jednolitego systemu gospodarczego (Swadźba 2018).

W nowych modelach dotyczących konwergencji ekonomicznej zwraca się przede wszystkim uwagę na pozytywne efekty zewnętrzne wynikające z wiedzy, postępu technologicznego i rozwoju kapitału ludzkiego. Przyjmuje się, że efekty

te, determinując wzrost efektywności czynników produkcji, mogą neutralizować zasadę malejącej krańcowej produktywności kapitału, która była podstawą koncepcji neoklasycznych (Wojtyna 1996).

W tabeli 2.2 pozostawiono za Crowley (2001) w wierszach D i E „deficyt demokracji”. Należy go zaliczyć do negatywnych efektów zewnętrznych, choć w tytule rozdziału zastrzegano się, że rozpatruje się tylko efekty pozytywne. Zabiegu tego dokonano celowo, by zwrócić uwagę także na znaczenie „*political spillover*” dla procesów integracyjnych. Nie trzeba zapewne tłumaczyć znaczenia tych działań. Gdyby ich nie było, to kilka z obecnych krajów członkowskich UE, nie weszło by w skład tego ugrupowania.

Podsumowanie

Przykładem pozytywnego efektu zewnętrznego są działania tworzące dobra publiczne (Market 2018). Na podstawie obserwacji rozwoju regionalnych powiązań integracyjnych można twierdzić, że integracja tworzy nowe europejskie dobra publiczne, które mogą być dostarczane efektywnie tylko na wspólnym poziomie. Należą do nich np.: obniżanie barier handlowych, polityka migracyjna, przepływy czynników produkcji. Pojawianie się tych dóbr powoduje efekty transgraniczne. Można też udowodnić, że kierowanie realizacją zadań z wyższego poziomu pozwala krajom członkowskim osiągnąć większe korzyści niż poprzez sumę działań na poziomie krajowym, a przede wszystkim zmniejszyć (zaoszczędzić) środki. Wtedy właśnie powstaje wartość dodana (Heinemann 2011).

Skoro sposobem na internalizację efektów zewnętrznych w metodzie administracyjnej jest wprowadzanie do rachunku wysokości subwencji, to można przez analogię twierdzić, że miernikiem internalizacji efektów zewnętrznych w procesach integracyjnych jest wartość dodana. Osobną kwestią wymagającą jeszcze wielu studiów, jest jak tę wartość mierzyć, choć są już w tym zakresie badania (Bohdziewicz i in. 2018, Paluszak 2018, European 2013, Kwiatkowski 2010, Ferrara 2010).

Bibliografia

- Adamczyk-Łojewska G. (2011). *Problemy konwergencji i dywergencji ekonomicznej na przykładzie krajów Unii Europejskiej, w tym Polski*. *Ekonomia* Economics, 4(16), 57-76.
- Adamowicz M. (2008). *Teoretyczne uwarunkowania rozwoju rolnictwa z uwzględnieniem procesów globalizacji i międzynarodowej integracji*. *Roczniki Nauk Rolniczych. Seria G, Ekonomika Rolnictwa*, nr 94, z. 2, 49-64.
- Balassa B. (1961). *The Theory of Economic Integration*. Irvin, Homewood, USA.
- Baumol W.J., Oates W. (1998). *The Theory of Environmental Policy*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Bohdziewicz-Lulewicz M., Gil B., Głowacki J., Jelonek M., Rosiek K. (2012). *Pomiar społecznej wartości dodanej generowanej przez podmioty ekonomii społecznej – główne dylematy i wyzwania*. *Ekonomia Społeczna*, 5, 16-32.
- Buchanan J.M, Stubblebine W.C. (1962). *Externality*. *Economica*, 29(116), London, 371-384,
- Budnikowski A. (2006). *Międzynarodowe stosunki gospodarcze*. Warszawa: PWE.
- Caplan B. (2018). *Externalities: The Concise Encyclopedia of Economics | Library of Economics and Liberty*. Pobrano z: www.econlib.org.
- Cooper T., Hart K., Baldock D. (2009). *The Provision of Public Goods through Agriculture in the European Union, report prepared for DG Agriculture and Rural Development*. London: Contract Institute for European Environmental Policy.
- Cornes R., Sandler T. (1996). *The Theory of Externalities, Public Goods and Club Goods*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Crowley P.M (2001). *Beyond EMU: Is there a logical integration sequence*. Pobrano z: <http://aei.pitt.edu/2070/>.
- Daly H.E., Farley J. (2010). *Ecological Economics. Principles and Applications*. Washington DC: Island Press.
- Emerson M., Gros D., Italianer A., Pisani-Ferry J., Reichenbach H. (1991). *One Market, One Money: An Evaluation of the Potential Benefits and Costs of Forming an Economic and Monetary Union*. Oxford: Oxford University Press.
- Endres A. (2011). *Environmental Economics: Theory and Policy*. Cambridge Mass: Cambridge University Press.
- Ferrara A. (2010). *Cost-Benefit Analysis of Multi-Level Government: The Case of EU Cohesion Policy and US Federal Investment Policies*. London and New York: Routledge.

- Fiscal Relations, in Secular Trends of the Public Sector*. Editions Cujas, Paris, 151-60.
- Heinemann, F. (2011). *European Added Value for the EU Budget*. W: D. Tarschys (red.), *The EU Budget. What should go in? What should go out?* Swedish Institute for European Policy Studies. Stockholm, 58-73.
- Hołuj. A. (2018). *Ekonomiczne i ekologiczne efekty zewnętrzne w planowaniu przestrzennym*. *Folia Oeconomica, Acta Universitatis Lodzianensis*, 4(336), 137-154.
<http://pl.euabc.com/word/381>
https://www.wto.org/english/tratop_e/region_e/rta_pta_e.htm. Odczyt 5.05.2018
- Kanbur R. (2001). *Cross-Border Externalities, International Public Goods and Their Implications for Aid Agencies*. Working Paper Department of Applied Economics and Management Cornell University, Ithaca, New York.
- Kawecka-Wyrzykowaka E. (2015). *Preferencyjne porozumienia Handlowe – znaczenie dla handlu dobrami i innych dziedzin współpracy Unii Europejskiej z partnerami zagranicznymi*. *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Ekonomicznego w Krakowie*, 9(945), 5-25.
- Kubisz R. (2009). *Prawa własności a efektywność ekonomiczna w teorii Ronda Coase'a*. *Wrocławskie Studia Erazmiańskie, Własność, Idea, Instytucje, Ochrona (III)*, 134-143.
- Kwiatkowski S. (2010). *Teoria dóbr publicznych i rynkowe metody ich produkcji*. W: Pod prąd głównego nurtu ekonomii, wyd. 1. Warszawa: Instytut Misesa, 100-106.
- Market Failures, Public Goods, and Externalities, College Economics Topics, Library of Economics and Liberty*. Pobrano z: <https://www.econlib.org/library/Topics/College/marketfailures.html> (dostęp 22.08.2018).
- Markowski T. (2017). *New externalities in development of creative and intelligent city – theoretical concept*. *Studia Regionalia* 51: 69-81, doi: 1012657/studreg-51-05.
- Meade J. (1953). *Problems of Economic Union*. London: Allen and Unwin.
- Meade J. (1955). *The Theory of Customs Union*. Amsterdam: North-Holland.
- Molle W. (1997). *The Economics of European Integration*. Ashgate.
- Oates W. (1972). *Fiscal Federalism, Harcourt Brace Jovanovich*. NY.
- Oates W. (1978). *The Changing Structure of Intergovernmental*.
- Paluszak G. *Federalizm fiskalny. szansa czy zagrożenie dla europejskiej unii walutowej*. Pobrano z: <http://instytut.info/wp-content/uploads/2016/08/r07-3.pdf>
- Pasierbiak P. (2015). *Porozumienia handlowe w zagranicznej polityce ekonomicznej Japonii*. *Prace Naukowe Uniwersytetu Ekonomicznego we Wrocławiu*, 407, 159-168.
- Pigou A.C. (1920). *The Economics of Welfare*. London: Macmillan.

- Pisarski M. (2013). *Badanie zależności pomiędzy handlem zagranicznym a PKB z wykorzystaniem modelu VAR oraz przyczynowości Grangera*. *Econometria* *Econometrics*, 4(42), 103-116.
- Pitlik H. (2007). *The Impact of Growth Performance and Political Regime Type on Economic Policy Liberalization*. WIFO Working Papers 300, WIFO.
- Prandecki K., Gajos E., Buks J. (2015). *Z badań nad rolnictwem społecznie zrównoważonym [32]. Efekty zewnętrzne i dobra wspólne w rolnictwie – identyfikacja problemu*. Monografie Programu Wieloletniego 2015-2019, nr 7. Warszawa: IERiGŻ-PIB.
- Prandecki K., Gajos E., Jaroszewska J., Wąs A., Wrzaszcz W. (2017). *Z badań nad rolnictwem społecznie zrównoważonym [40]. Rynkowe i instytucjonalne metody internalizacji efektów zewnętrznych*. Monografie Programu Wieloletniego 2015-2019, nr 62. Warszawa: IERiGŻ-PIB.
- Próchniak M., Rapacki R. (2009). *Konwergencja typu beta i sigma w krajach transformacji w latach 1990-2005*. W: *Wzrost gospodarczy w krajach transformacji, konwergencja czy dywergencja?*, red. R. Rapacki. Warszawa: PWE.
- Robson P. (1998). *The Economics of International Integration*. London: Routledge.
- Samuelson P. (1954). *The Pure Theory of Public Expenditure*. *Review of Economics and Statistics*, 36, 103-116.
- Samuelson P. (1955). *A Diagrammatic Exposition of a Theory of Public Expenditure*. *Review of Economics and Statistics*, 37, 387-389.
- Swadźba S. (2018). *Wpływ integracji europejskiej na systemy gospodarcze krajów członkowskich*. Pobrano z: http://www.mikroekonomia.net/system/publication_files/755/original/2.pdf?1315215135
- The European Added Value of EU Spending: Can the EU Help its Member States to Save Money?* Exploratory Study (2013). Gütersloh: Bertelsmann Stiftung.
- Tinbergen J. (1954). *International Economic Integration*. Amsterdam: Elsevier.
- Tullock G. (1969). *Federalism: Problems of scale, Public Choice*. 1969, vol. 6, issue 1, 19-29.
- Wojtyna A. (1996). *Rola państwa we wzroście gospodarczym*. Referat na konferencję „Współczesne teorie wzrostu gospodarczego”, Warszawa: PTE.
- Zaucha J., Brodzicki T., Ciołek D., Komornicki T., Mogiła Z., Szlachta J., Zaleski J. (2015). *Terytorialny wymiar wzrostu i rozwoju*, Warszawa: DIFIN.
- Zegar J.S. (2010). *Racjonalność w rachunku ekonomicznym rolnictwa*. *Annales Universitatis Mariae Curie-Skłodowska, Sectio H Oeconomia*, z. XLIV, 252.

Rozdział 3. Znaczenie i zużycie wody w rolnictwie w krajach Unii Europejskiej

Wprowadzenie

Woda jest jednym z podstawowych i najważniejszych zasobów, z których korzysta człowiek. Jest również ważnym czynnikiem rolnictwa – jednej z podstawowych gałęzi działalności człowieka zapewniającej żywność. W obecnych czasach istotny jest nie tylko sam fakt dostępu do wystarczającej ilości wody, lecz także jej jakość oraz wpływ poboru wody do celów gospodarczych na środowisko. Coraz częściej mówi się również o konkurencji w dostępie do wody pomiędzy potrzebami bytowymi ludzi, potrzebami przemysłu i rolnictwa. Społeczeństwo coraz częściej i w coraz większym stopniu zauważa te wzajemne powiązania oraz dostrzega fakt, że wbrew powszechnemu przekonaniu zasoby wody nie są niewyczerpywalne.

Ze względu na wzrastającą konkurencję o wodę między sektorami oraz rosnącą świadomość i presję społeczną w zakresie ochrony zasobów wody niezbędne jest oszacowanie zużycia wody i jej poboru w rolnictwie. Ze względu na niekompletne dane dotyczące poboru i zużycia wody w rolnictwie w państwach Unii Europejskiej jest to zadanie trudne. Dane co do zużycia wody zbiera Eurostat na polecenie Unii Europejskiej oraz Aquastat na polecenie FAO. Wiele państw nie dostarcza danych dotyczących zużycia i poboru wody przez rolnictwo, gdyż nie mają obowiązku ich przekazywania. Z tego względu w badaniu wykorzystano możliwie najnowsze dostępne dane. Celem rozdziału jest przedstawienie znaczenia wody i jej zasobów oraz próba zaprezentowania zużycia wody w rolnictwie w krajach Unii Europejskiej oraz porównanie dostępnych danych w zależności od ich źródła. Ponadto przedstawione zostaną informacje na temat zapotrzebowania na wodę do produkcji różnych produktów rolniczych.

Woda i jej znaczenie

Niezaprzeczalnym jest fakt, że np. rolnictwo jako sektor potrzebuje ogromnej ilości wody, zarówno do produkcji roślinnej, jak i zwierzęcej. Woda jest jednym z najważniejszych zasobów na ziemi i ma nie tylko kluczowe znaczenie dla rolnictwa, lecz także dla zdrowia i życia ludzkiego oraz działania całego systemu ekologicznego i pozostałych sektorów gospodarki. Należy mieć również na uwadze, że zatrudnienie połowy ludności na świecie związane jest właśnie z wodą (WWAP 2016). Ludność ta jest zatrudniona w ośmiu branżach zależnych od wody i naturalnych zasobów: w rolnictwie, leśnictwie, rybołówstwie, energii, produkcji

zależnej od zasobów, recyklingu, budownictwie i transporcie. Woda staje się zatem czynnikiem decydującym nie tylko o poziomie życia społeczeństwa, ale i jego utrzymaniu. Z tego względu istotne jest odpowiednie zaopatrzenie, zarówno pod względem jakości, jak i ilości, w wodę (GUS 2017, Eurostat 2010). Zasoby wody i zakres ich usług stanowią podstawę wzrostu gospodarczego, ograniczenia ubóstwa i równowagi środowiskowej (WWAP 2016).

Według wielu źródeł narasta problem dostępności wody, jej jakości i ilości (WWAP 2016, FAO 2015, EEA 2012, FAO 2011, Eurostat 2010). Wpływ na to ma wiele czynników nierównomiernie oddziaływujących w skali globalnej i regionalnej. Pierwsza grupa to czynniki naturalne. Wynikają one z: panującego na danym obszarze klimatu, wielkości opadów, sezonowości, ukształtowania terenu i rodzaju gleby. Do drugiej grupy czynników należą te, które wynikają z działalności człowieka. Człowiek poprzez zmiany użytkowania gruntów wprowadza pośrednio zmiany w cyklu wodnym. Przykładami może być tu proces urbanizacji czy wycinka lasów na dużą skalę. Poprzez pokrycie gruntów asfaltem i betonem utrudniony jest naturalny przepływ wody, co w konsekwencji przyczynia się do występowania powodzi. Również wycinka lasów zaburza naturalny cykl wodny panujący na danym obszarze, co skutkuje suszami. Człowiek poprzez emisję gazów cieplarnianych przyczynił się do zmian klimatycznych, których efektem jest ocieplenie klimatu. Zmiany klimatyczne potęgują występowanie susz i powodzi. Ekstremalne zdarzenia, takie jak powódzie czy susze, nie są co prawda niczym nowym, ale występują coraz częściej i dotyczą coraz większego obszaru, a ich skutki odczuwa coraz więcej rolników i w konsekwencji konsumentów. Przewiduje się, że zmiany klimatu wpłyną na wielkość produkcji rolniczej (IPCC 2014), a to w połączeniu ze wzrastającym zapotrzebowaniem na żywność przyczyni się do ogromnego globalnego ryzyka dotyczącego bezpieczeństwa żywnościowego. Przewiduje się również poważne ograniczenia w dostępności wód powierzchniowych w większości suchych regionów podzwrotnikowych i intensyfikację konkurencji o wodę między sektorami gospodarki (IPCC 2014). Kolejną presją na zasoby wody jest przewidywany wzrost liczby ludności na świecie (UN DESA 2011). W związku z tym można się spodziewać, że zużycie wody pitnej oraz potrzeby związane z wodą wzrosną również w sektorze rolnictwa. Kolejną kwestią jest zanieczyszczenie wód. Praktyki rolnicze zaraz po przemyśle są uznawane za jedną z głównych przyczyn zanieczyszczenia wody i ziemi. Chodzi tu głównie o niezbilansowane nawożenie chemiczne, które przyczynia się do wzrostu w glebie i wodach azotu i fosforu oraz do zjawiska eutrofizacji. W rezultacie ciąży na rolnictwie odpowiedzialność za dostępność wody oraz jej jakość zarówno na własne potrzeby, jak i na potrzeby innych użytkowników (OECD 2012).

Rolnictwo pochłania globalnie około 70% całkowitego poboru wody, natomiast w przypadku państw słabiej rozwiniętych jest to nawet ponad 90% (FAO, 2011). Generalnie w państwach wyżej rozwiniętych na rolnictwo przeznaczają się znacznie mniej wody, z kolei więcej na produkcję energii i przemysł.

Zasoby wody w Europie są uważane za obfite (EAA 2009), jednakże problem z dostępnością wody w tej części świata jest nadal aktualny. Prognozy OECD (2012) przewidują wzrost zapotrzebowania na wodę, głównie na potrzeby elektryczności – wytwarzania i krajowego zapotrzebowania. Natomiast ograniczona dostępność wody jeszcze bardziej zintensyfikuje konkurencję o wodę między rolnictwem, utrzymaniem ekosystemów, osiedlami ludzkimi, przemysłem i produkcją energii. Będzie to miało wpływ na regionalne bezpieczeństwo wodne, energetyczne i żywnościowe oraz potencjalnie na bezpieczeństwo geopolityczne, przyczyniając się nawet do migracji (WWAP 2016). Wiadomym jest, że nie uda się uniezależnić rolnictwa od zużycia wody, można jedynie uczynić je bardziej produktywnym, wydajnym i ograniczyć wykorzystanie świeżej wody. Dla realizacji kompleksowej polityki wodnej krajów Unii Europejskiej ustanowiona została ramowa dyrektywa wodna, której celem jest poprawa jakości wód powierzchniowych i podziemnych, przy zachowaniu trwałej równowagi pomiędzy zjawiskami naturalnymi a działalnością człowieka, zgodnie z zasadą zrównoważonego rozwoju. Komisja Europejska w 2007 roku zidentyfikowała problem niedoboru wody w Unii Europejskiej i określiła zestaw wariantów strategicznych celem osiągnięcia efektywnej i oszczędnej gospodarki pod względem zużycia wody (COM 2007). Służą temu inicjatywy, które przyczyniają się do lepszego zarządzania wodą oraz do zmniejszenia zanieczyszczenia wody przez praktyki rolnicze.

Nieprzestrzeżenie reguł dotyczących zarządzania wodą odczuje również rynek, handel i w konsekwencji wpłynie to na bezpieczeństwo żywnościowe. Badania IFPRI (2002) wskazują, że w przypadku kontynuacji obecnych trendów gospodarowania wodą, przed 2050 rokiem globalne zapotrzebowanie na wodę przekroczy podaż o ponad 40%, co zagroziłoby 45% światowego PKB, 52% światowej populacji i 40% produkcji zbóż. Według WWAP (2016) zaniedbanie kwestii związanych z wodą będzie miało negatywny wpływ na gospodarkę i społeczeństwo, zwiększy ubóstwo, ograniczy miejsca pracy ludności i zaprzepaści z trudem osiągnięte korzyści rozwojowe. Zgodnie z szacunkiem przed 2050 globalnie zapotrzebowanie na wodę w rolnictwie wzrośnie o ok. 20%, jeżeli nie zastosuje się środków poprawiających efektywność. Przewiduje się również, że potrzeby związane z nawadnianiem w rolnictwie wzrosną w 2050 roku o 5,5% z poziomu z roku 2008 (FAO 2011). Niezbędne będzie zwiększenie nawadniania lub utrzymania go na tym samym poziomie, co w przypadku wzrostu konkurencji o zasoby wody może okazać się niemożliwe (WWAP 2016).

Dostępność wody w Europie charakteryzuje się dużą zmiennością. Wpływają na to zróżnicowane praktyki rolnicze i konsumpcja (chodzi tu o zmiany żywieniowe, coraz większą konsumpcję mięsa). Klimat, nawet przy pominięciu nasilających się zmian klimatycznych, również warunkuje zużycie wody w rolnictwie. Głównymi konsekwencjami zmian klimatu związanymi z zasobami wody są: wzrastająca temperatura, zmiany w strukturze opadów atmosferycznych i pokrywie śnieżnej, wzrost zdarzeń ekstremalnych (susze i powodzie) oraz możliwe skutki podnoszenia się poziomu mórz. Wszystkie te działania będą miały wpływ na dostępność wody (EEA 2007).

Obecnie w rolnictwie europejskim występują rejon, w których jest konieczne przez cały rok, oraz rejon, gdzie nawadnianie może być stosowane tylko jako uzupełnienie opadów. Dużą rolę w poziomie zużycia wody odgrywa również zastosowana technologia nawadniania w rolnictwie. W związku ze zmianami klimatycznymi coraz więcej państw doświadcza sezonowych lub długoterminowych suszy. Wówczas korzystanie z nawadniania pól staje się warunkiem uzyskania zadawalających plonów oraz dochodów. Z brakiem wody wiążą się również zanieczyszczenia gleby. Problem braku wody z powodu suszy powoduje, iż coraz mniej nawozów azotowych jest usuwanych z pól w plonach roślin, zatem coraz więcej niewykorzystanego azotu zostaje w glebie, co powoduje wzrost ryzyka wymywania. Kolejnym problemem wynikającym ze wzmożonego nawadniania staje się zasolenie i zanieczyszczenie wody. Nadmierny pobór wody może być przyczyną niedoboru wody, obniżenia poziomu wód gruntowych i poziomu wody w rzekach i jeziorach oraz zanikanie mokradel. Dlatego też narasta konkurencja między zastosowaniem wody w rolnictwie, konsumpcją oraz środowiskiem (Eurostat 2011). Jeżeli dołożyć skutki zmian klimatu, które na jednych obszarach powodują zagrożenia powodziowe, a na innych zmniejszenie opadów i susze, to sytuacja związana z wodą staje się nieprzewidywalna i nierównomierna.

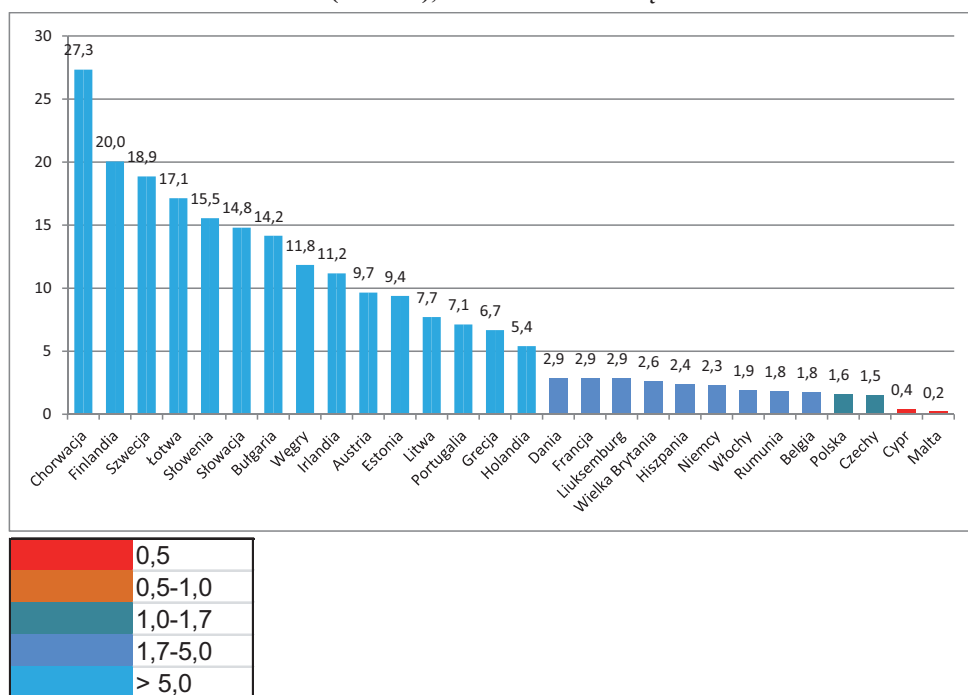
Zasoby wody

Światowe zasoby słodkiej wody⁹ są nieustannie odnawiane w czasie cyklu wodnego poprzez odparowywanie, opady i spływy. Od tego cyklu zależy dystrybucja i dostępność wody w czasie i przestrzeni. Zarówno rolnictwo, jak i inne sektory oraz potrzeby rosnącej populacji przyczyniają się do wzrostu zapotrzebowania na wodę słodką, dlatego też ważne jest monitorowanie stanu jej zasob-

⁹ Zasoby wodne – są to zasoby wód powierzchniowych i podziemnych, dostępnych lub tych, które mogą być dostępne do wykorzystania w regionie, oznaczonej ilości i jakości, w ciągu danego okresu.

bów oraz jakości, a także efektywne nią gospodarowanie. W związku z zagrożeniami dostępności wody pojawiły się pojęcia związane z **niedoborem wody oraz ze stresem wodnym**. Problemy z niedoborem wody występują wówczas, gdy zapotrzebowanie na wodę przekracza, w danym okresie, ilość wody dostępnej. Problemy te występują na obszarach o niskich opadach deszczu i wysokiej gęstości zaludnienia oraz na obszarach o intensywnym rolnictwie lub przemyśle (Eurostat 2010). Z tego względu ważna jest informacja na temat dostępności wody i stan jej niedoboru. Informację tę uzyskuje się poprzez porównanie zasobów wodnych i poboru wody.

Wykres 3.1. Odnawialne zasoby słodkowodne, średnia roczna długoterminowa (LTAA*), w 1000 m³ na osobę



* LTAA – (średnia roczna długoterminowa) – minimalny okres brany pod uwagę przy obliczaniu średnich rocznych długoterminowych wynosi 20 lat.

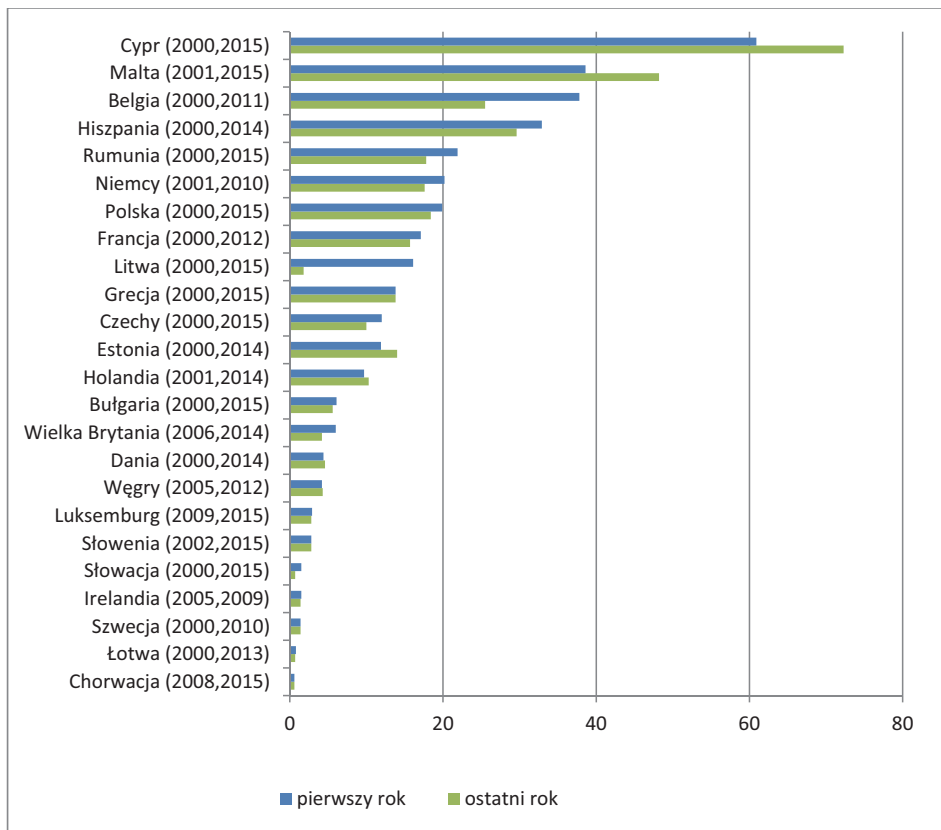
Źródło: Eurostat, *Renewable freshwater resources [env_wat_res]*.

Szacuje się, że Europa posiada bogate zasoby wodne, ale są one nierównomiernie rozłożone i należy je rozpatrywać biorąc pod uwagę czynnik gęstości zaludnienia. Najbardziej powszechnym wskaźnikiem badania krajowego niedoboru wody jest wskaźnik dostępności wód odnawialnych w przeliczeniu na 1 mieszkańca na rok. Wartości progowe tego wskaźnika informują o poziomie stresu wodnego.

Według WWAP (2016) kraj lub obszar, którego dotyczy **stres wodny**, to obszar, gdzie zasoby wody odnawialnej spadają poniżej 1700 m³ na mieszkańca rocznie. Natomiast obszar, którego dotyczy **niedobór wody**, to obszar, gdzie dostawy wody spadają poniżej 1000 m³ na mieszkańca rocznie. Wyróżnia się również **całkowity niedobór wody**, który występuje poniżej 500 m³ na mieszkańca rocznie. Średnia roczna długoterminowa, dotycząca okresu 1981-2010, wskazuje, iż w dwóch państwach, które są wyspami, tj. na Malcie i na Cyprze występuje całkowity niedobór wody. Na jednego mieszkańca przypada tam 200-400 m³ wody na rok. Natomiast stres wodny dotyczy Polski oraz Czech – zasoby wody są tam poniżej 1700 m³ na mieszkańca na rok (wykres 3.1). Najbardziej stabilna sytuacja pod względem zasobów słodkiej wody występuje w Chorwacji – przypada tam średnio ponad 27 000 m³ wody słodkiej na mieszkańca na rok.

Ze względu na pewne uproszczenie wynikające z różnej dostępności ludności do wody opracowano nowy wskaźnik – wskaźnik eksploatacji wody (*water exploitation index* – WEI), który ma za zadanie zmierzenie poziomu presji człowieka na zasoby wodne. Im wyższa jest wartość wskaźnika, tym trudniej będzie sprostać rosnącej presji na wodę i zapewnić długookresową, zrównoważoną politykę wodną. WEI jest podstawowym wskaźnikiem wykorzystywanym przez Eurostat. Jest on wyliczany jako relacja średniego rocznego poboru wód słodkich do długookresowych średnich rocznych wielkości zasobów wód słodkich (*long-term annual average available water* LTAA). Całkowity pobór wody słodkiej obejmuje wodę usuniętą z dowolnego źródła wody słodkiej zarówno w sposób stały, jak i tymczasowy. Do wyliczenia tego wskaźnika uwzględniane są wody kopalniane i drenażowe oraz woda z opadów atmosferycznych, z wyłączeniem wody wykorzystywanej do wytwarzania energii wodnej. Wartość wskaźnika WEI przekraczająca 20% oznacza **niedobór wody**, a wskaźnik powyżej 40% jest już sygnałem poważnego **stresu w zasobach wodnych**. Jednakże nie oznacza to, że jeżeli kraje przekroczyły ten limit, to stoją w obliczu poważnego niedoboru wody. Wysoki wskaźnik WEI oznacza jedynie, że pobór wody narusza funkcjonowanie ekosystemów, co jest równoznaczne z niezrównoważeniem gospodarki wodnej (Eurostat 2010 za Cosgrove et al. 2000).

Wykres 3.2. Indeks eksploatacji wody (*water exploitation index, WEI*) jako % długoterminowej średniej dostępności wody, dla dwóch skrajnych lat, zgodnie z dostępnością danych (w nawiasie)*



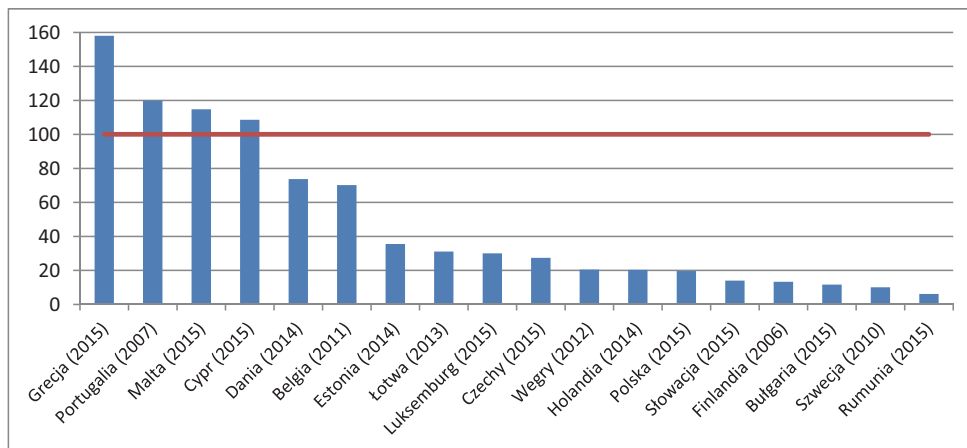
* brak danych dla Włoch, Austrii, Portugalii i Finlandii

Źródło, opracowanie własne, Eurostat, [sdg_06_60] https://ec.europa.eu/eurostat/tgm/table.do?tab=table&init=1&plugin=1&language=en&pcode=sdg_06_60.

Na wykresie 3.2 przedstawiono dane dotyczące dwóch skrajnych lat (w nawiasie) celem porównania sytuacji w państwach Unii Europejskiej i ukazania, w jakim kierunku zmienia się sytuacja pod względem dostępności wody w tych państwach. Według dostępnych danych wskaźnikiem powyżej 20% świadczącym o niedoborze wody charakteryzowały się w pierwszym analizowanym roku: Rumunia, Hiszpania, Belgia, Malta i Cypr. Wśród tych państw wskaźnikiem powyżej 40% charakteryzował się Cypr oraz wyraźnie zbliżała się do niego Malta (wszystkie dane dotyczyły 2000 roku). Sytuacja po kilkunastu latach poprawiła się w Rumunii (2000, 2015) – wskaźnik obniżył się tam z 21,9 do 17,8%. W Hiszpanii (2000, 2014) z 32,9 obniżył się do 29,6%, w Belgii (2011, 2000) z 37,8 do 25,5%. Oznacza to, że jedynie Rumunii udało się zniwe-

lować niedobór wody, w pozostałych państwach problem ten nadal pozostaje aktualny. Natomiast znacznie pogorszyła się sytuacja na wyspach – Malcie i Cyprze, gdzie stres wodny już w latach wcześniejszych. Na Malcie wskaźnik WEI przekroczył w 2015 roku 48%. Sytuacja na Cyprze już w 2000 roku świadczyła o niezrównoważonej gospodarce wodnej (wskaźnik WEI 60,9%). W 2015 wskaźnik ten wzrósł tam do ponad 72%. Należy pamiętać, że w przypadku wskaźnika WEI wyliczonego na poziomie państwa wskaźnik ten może różnić się w regionach danego państwa.

Wykres 3.3. Pobór wód gruntowych, ostatni dostępny rok (w nawiasie)* jako % zasobu wód gruntowych dostępnych do poboru



* brak danych dla: Austrii, Włoch, Hiszpanii, Słowenii, Litwy, Irlandii, Wielkiej Brytanii, Francji, Niemiec i Chorwacji

Źródło: opracowanie własne na podstawie: Eurostat Renewable freshwater resources [env_wat_res], Annual freshwater abstraction by source and sector [env_wat_abs] Extracted on 14.11.2018.

Generalnie woda wykorzystywana w sektorach gospodarki pochodzi z dwóch źródeł: z wód powierzchniowych (rzeki, jeziora) i z wód gruntowych. Wody gruntowe charakteryzują się wolniejszą reakcją na zmiany zachodzące na powierzchni oraz wyższą jakością niż wody powierzchniowe. Jest to ważne szczególnie w miesiącach letnich. Ze względu na swoją jakość są znakomitym zasobem wody pitnej. Stanowią zatem bardzo ważny zasób, który mimo swojej większej stabilności, również niestety podlega zanieczyszczeniom spowodowanym działalnością człowieka. Są one znacznie trudniejsze do zneutralizowania niż w przypadku wód powierzchniowych. Jednym ze źródeł zanieczyszczeń wód jest rolnictwo, co wynika z nieprawidłowej gospodarki nawozami azotanowymi i fosforowymi, które mogą wnikać do głębszych warstw ziemi i wód grunto-

wych. Dostępność wód gruntowych zależy od wielkości zasobu, tempa uzupełniania oraz od ich jakości. Na wykresie 3.3 przedstawiono udział pobieranych wód gruntowych w roku w zasobach wód gruntowych do poboru rocznego w państwach Unii Europejskiej, według dostępności danych. Wody dostępne do poboru rocznego to całkowita ilość wody uzupełnionej do poziomu nasycenia warstwy wodonośnej pomniejszona o długoterminowy średnioroczny wskaźnik przepływu wymagany do osiągnięcia ekologicznych celów jakościowych dla wód powierzchniowych (*long-term annual average LTAA*)¹⁰. Teoretyczną maksymalną dostępną ilością wód gruntowych jest jej uzupełnianie.

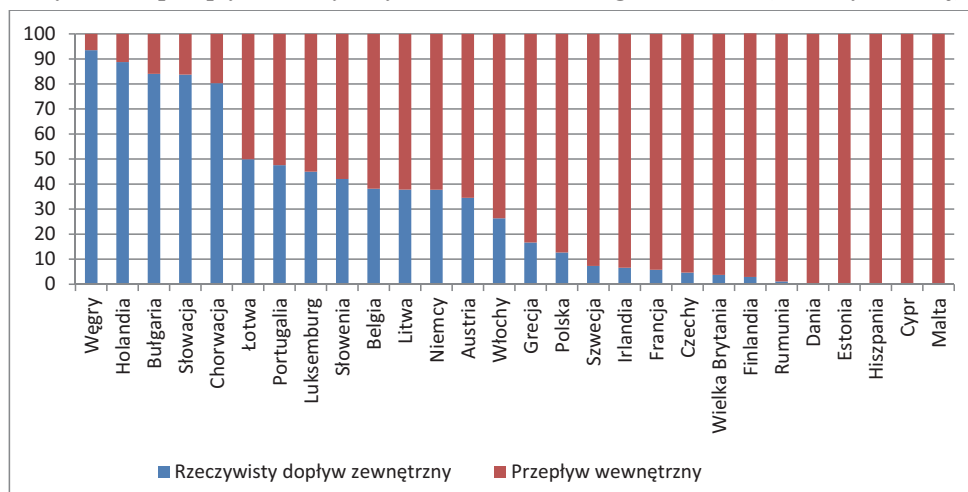
Z przedstawionego powyżej wykresu 3.3 wynika, że zarówno w Grecji, Portugalii, jak i na Malcie i Cyprze pobiera się więcej wód gruntowych niż wynosi ich zasób. Oznacza to, że pobór wody w tych państwach przekracza ustalony limit ekologiczny. W Grecji limit ten jest przekroczony o prawie 60%. Również państwa, takie jak Dania i Belgia, w których pobiera się ponad 50% zasobów wód gruntowych, narażają je na stres. W Polsce pobiera się ok. 20% wód gruntowych z ich całkowitego zasobu. Drugim czynnikiem zagrażającym dostępności wody w państwach może być ich położenie, które warunkuje ich zależność od zasobów (ilości i jakości) wodnych państw sąsiednich. Wyróżnia się przepływ wewnętrzny (*internal flow*) – jest to całkowita ilość odpływów rzecznych i wód gruntowych w naturalnych warunkach wyłącznie z opadów atmosferycznych na danym terytorium (państwa), oraz przepływ zewnętrzny (*actual external inflow*), który dotyczy całkowitej objętości rzeczywistego przepływu rzek i wód gruntowych z sąsiednich terytoriów (państw).

Z danych przedstawionych na wykresie 3.4 wynika, że aż szesnaście państw Unii Europejskiej jest zależnych w ponad 10% od źródeł wody położonych w sąsiednich państwach. Na Łotwie udział ten wynosi ponad 50% wody słodkiej ogółem. Natomiast już: Chorwacja, Słowacja, Bułgaria, Holandia i Węgry w ponad 80% korzystają z wody słodkiej ze źródeł położonych w sąsiednich państwach. Wymienione państwa są w wysokim stopniu zależne od wody pochodzącej spoza ich granic – chodzi tu zarówno o jej dostępność, jak i jej jakość. Z tego względu ważne jest aby wszystkie państwa, a w szczególności te zależne od ilości i jakości wody z państw sąsiednich, realizowały kompleksową politykę wodną jaką jest ramowa dyrektywa wodna. Celem jej ustanowienia jest poprawa jakości wód powierzchniowych i podziemnych, przy zachowaniu trwałej równowagi pomiędzy zjawiskami naturalnymi a działalnością człowieka, zgodnie z zasadą zrównoważonego rozwoju. Jest to ważne z tego względu, że jedynie

¹⁰ LTAA (*long-term annual average*) – długoterminowy średnioroczny wskaźnik przepływu. Minimalny okres do jego wyliczeń to 30 ostatnich lat. Eurostat zaleca okres 1981-2010 jako obliczeniowy dla LTAA.

wspólne dążenie do zapewnienia poprawy jakości wód powierzchniowych i podziemnych gwarantuje jej rzeczywistą jakość i ilość w każdym państwie. Państwa, które w 100% korzystają z własnych źródeł to przeważnie wyspy jak Malta czy Cypr, ale dotyczy to również Hiszpanii, Estonii oraz Danii. Sytuacja tych trzech państw wynika z braku dużych rzek wpływających na ich obszar, co sprawia, że nie są one zależne od źródeł wody słodkiej spoza ich obszaru.

Wykres 3.4 Źródła słodkiej wody, rzeczywisty napływ zewnętrzny z sąsiednich terytoriów i przepływ wewnętrzny, średnia roczna długoterminowa (% wody słodkiej)



Źródło: opracowanie własne, Eurostat, *Renewable freshwater resources [env_wat_res]*. Extracted on 26.10.18.

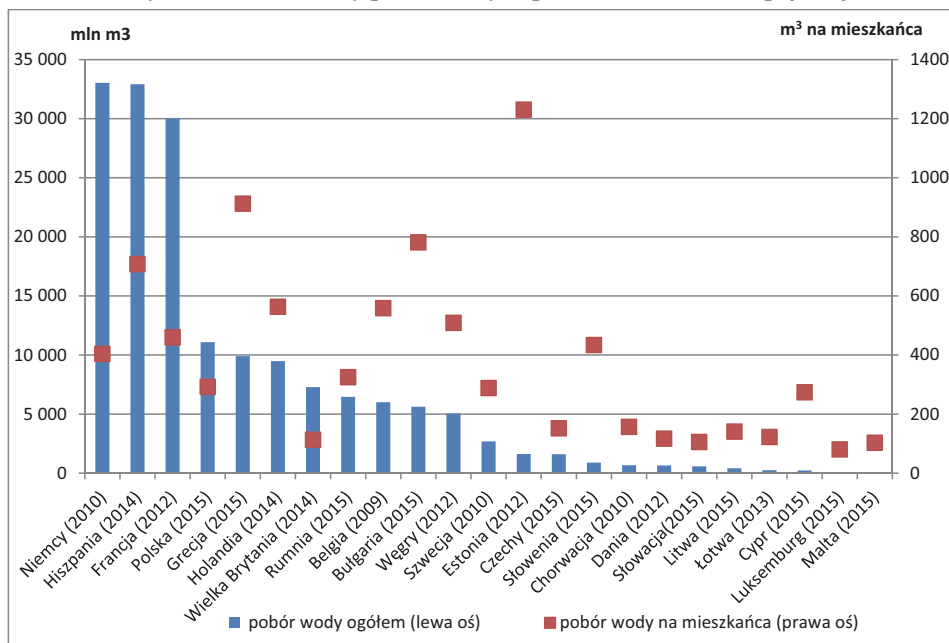
Pobór wody

Według głównego źródła danych Eurostat **pobór wody** (inaczej abstrakcja) definiuje go jako stały lub tymczasowy pobór wody słodkiej ze źródeł wód gruntowych lub powierzchniowych i przekazywanej na miejsce użytkowania. Jeżeli woda powraca do źródła wód powierzchniowych, to pobór tej samej wody przez kolejnego użytkownika jest liczony ponownie w zestawieniu całkowitych poborów, co może prowadzić do podwójnego liczenia tej samej wody. Dane Eurostatu obejmują pobór wody od publicznego zaopatrzenia w wodę, nawadniania, do procesów przemysłowych i chłodniczych w elektrowniach. Pobór wody z opadów atmosferycznych (np. wody deszczowej) jest ujęty w pozycji pobór z wód powierzchniowych. Uwzględnia się wody kopalniane i wody drenażowe, natomiast woda wykorzystywana w hydroelektryczności jest wyłączana.

Według FAO (Aquastat) **rolniczy pobór wody** (abstrakcja) to roczna ilość pobranej wody do celów nawadniania, hodowli zwierząt i akwakultury.

Może dotyczyć wody pochodzącej z pierwotnych źródeł odnawialnych i wtórnych zasobów słodkowodnych, wody pochodzącej z nadmiernej eksploatacji odnawialnych wód gruntowych lub wód pochodzących z kopalnych wód gruntowych, bezpośrednio wykorzystanych rolniczo wód odwadniających, bezpośrednio wykorzystanych (oczyszczonych) ścieków i wody osolonej. Natomiast woda dla przemysłu mleczarskiego i mięsnego oraz przetwórstwa przemysłowego produktów rolnych jest objęta przemysłowym poborem wody.

Wykres 3.5 Całkowity pobór wody w państwach Unii Europejskiej*



* dane za ostatni dostępny rok (w nawiasie)

Brak danych dla Austrii, Portugalii, Finlandii, Włoch i Irlandii

Źródło: opracowanie własne, Eurostat, *Annual freshwater abstraction by source and sector [env_wat_abs]*.

Na wykresie 3.5. przedstawiono porównanie poboru wody w państwach Unii Europejskiej ogółem i w przeliczeniu na jednego mieszkańca. Porównanie to jest zasadne ze względu na różną liczbę mieszkańców danych państw. Jeżeli pod uwagę weźmie się całkowity pobór wody w mln m³, to najwięcej wody pobiera się w trzech krajach: w Niemczech, Hiszpanii i Francji (ponad 33 mld m³). W Polsce pobiera się ponad 10 mld m³ wody. Około 10 mld m³ wody pobiera się również w Grecji i Holandii (wykres 3.5). Natomiast całkowity pobór wody w przeliczeniu na jednego mieszkańca zmienia powyższe ustalenia. Największy pobór wody ma

miejsce tym razem w Estonii (2012) – jest to 1230,7 m³ na mieszkańca, a najmniej w Luksemburgu (2015) – jedynie 80,5 m³ na osobę. Niewiele więcej pobiera się wody na Malcie, na Słowacji, w Wielkiej Brytanii, Danii i Łotwie (ok. 100 m³ na osobę). Prawie trzykrotnie więcej wody pobiera się w Polsce i Szwecji, pięciokrotnie więcej na Węgrzech, w Belgii i w Holandii. Kraje z poborem wody ponad 700 m³ na osobę to kraje położone w południowej części Europy (za wyjątkiem Estonii) – Bułgaria, Włochy i Hiszpania. Należy mieć na uwadze, że na Malcie i na Cyprze wykorzystuje się wodę z alternatywnych źródeł, takich jak odsalanie wody morskiej i ponowne jej wykorzystanie.

Zarówno woda powierzchniowa, jak i podziemna mają wiele zastosowań. Wykorzystywana jest zarówno w przemyśle, transporcie, rolnictwie oraz jako woda pitna dla ludności. Główny kierunek wykorzystania pobieranej wody wśród państw Unii Europejskiej jest zróżnicowany (wykres 3.6). Dominującym są **cele energetyczne** – aż w dziewięciu badanych państwach. Zaliczyć do nich należy przede wszystkim Estonię, która na ten cel przeznaczają ok. 80% pobieranej wody w stosunku do całego poboru wody, w dalszej kolejności Słowenię – 77%, Węgry – 71%, Belgię – 68%, Bułgarię – 65%, Francję – 63% i Polskę – 58%. W trzech państwach dominującym kierunkiem przeznaczenia pobieranej wody jest **przemysł**: Finlandia – 67%, Szwecja – 54% i Rumunia – 53%. Pobraną wodę przeznacza się głównie na cele zaopatrzenia ludności w **wodę pitną** w 4 państwach: Luksemburgu – 93%, Chorwacji – 78%, Wielkiej Brytanii 72% i Danii 55%. Natomiast na cele **rolnictwa** głównie wykorzystują pobraną wodę kraje południowe Europy, gdzie panuje bardziej suchy klimat (Grecja 84%, Portugalia 78%, Hiszpania 67% i Malta 62%).

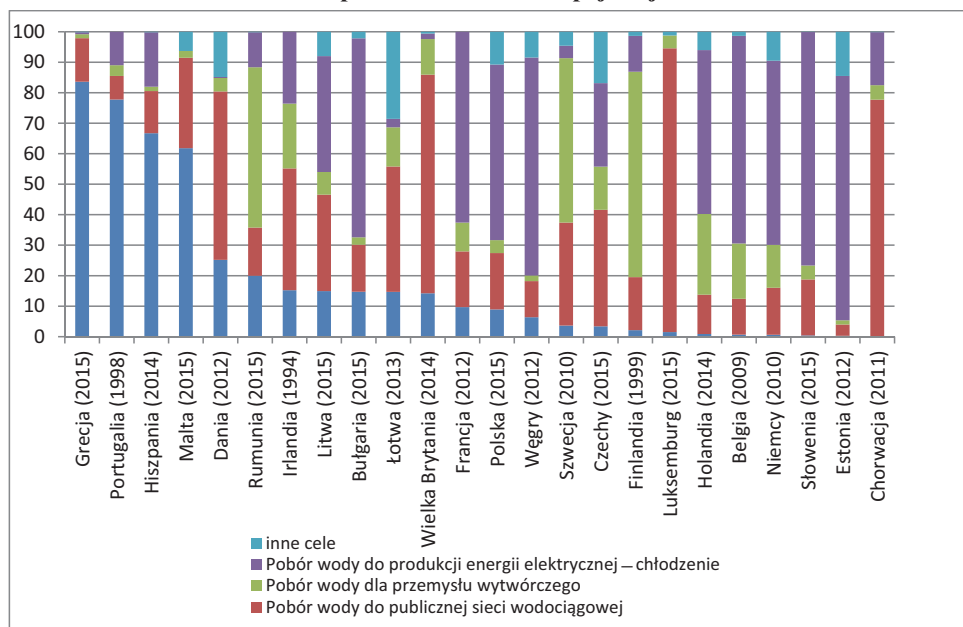
Ze względu na miejsce pobierania wody słodkiej wyróżnia się wodę powierzchniową¹¹ oraz gruntową¹². Woda gruntowa charakteryzuje się lepszą jakością niż wody powierzchniowe i jest wykorzystywana przeważnie na zaopatrzenie ludności w wodę pitną. Wody gruntowe są również mniej podatne na oddziaływanie klimatu związane z suszami, są zatem uznawane za bardziej stabilny zasób. Jednakże podlegają również zanieczyszczeniom, a czas ich odnowy może wynosić wieki i jest znacznie trudniejszy niż oczyszczenie rzek czy jezior. Zanieczyszczenie wód gruntowych jest wynikiem w znacznej mierze prowadze-

¹¹ Kategoria słodka woda powierzchniowa obejmuje wodę, która przepływa lub pozostaje naturalnie na powierzchni ziemi (rzeki, jeziora). Obejmuje również sztuczne ciekie wodne, takie jak kanały nawadniające, sztuczne zbiorniki itp. Nie jest natomiast uwzględniona woda słona, co w przypadku Malty i Cypru zaniża ilość wody pobieranej, ze względu na to, że wykorzystuje się tam wodę słoną dzięki jej odsalaniu.

¹² Kategoria słodka woda gruntowa obejmuje zarówno naturalne, jak i sztuczne (stałe i tymczasowe) zasoby wody znajdujące pod ziemią w warstwach wodonośnych i głębokich, pod ciśnieniem lub nie.

nia niewłaściwych praktyk rolniczych (stosowanie nawożenia i środków ochrony roślin). Jej wydobycie jest też droższe niż pobranie wody powierzchniowej. Także tam, gdzie jakość wody odgrywa drugorzędne znaczenie wykorzystuje się przeważnie wody powierzchniowe.

Wykres 3.6. Procentowy pobór wody według sektorów gospodarki w państwach Unii Europejskiej*

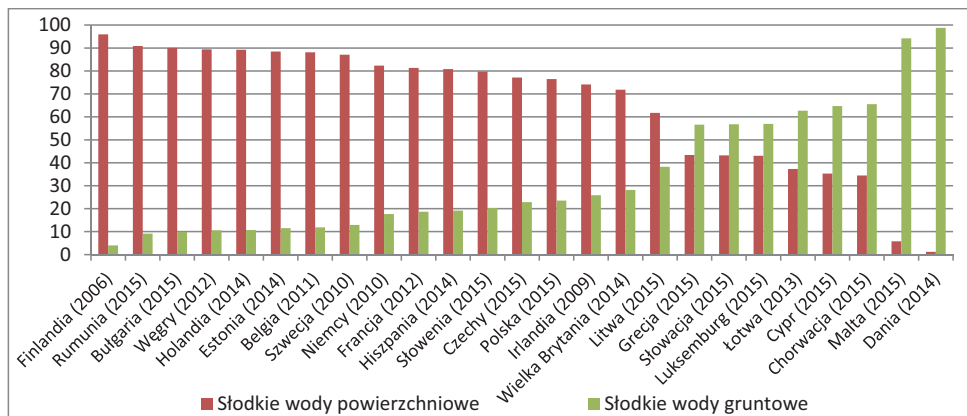


* dane za ostatni dostępny rok (w nawiasie). Brak danych dla Słowacji, Włoch, Cypru i Austrii

Źródło: opracowanie własne, Eurostat Annual freshwater abstraction by source and sector [env_wat_abs] Extracted on [12.10.2018].

Najwięcej jest państw, w których dominują wody powierzchniowe w całkowitym poborze wody (wykres 3.7). Z wód gruntowych korzystają głównie Dania i Malta. Natomiast w kilku państwach woda jest pobierana zarówno z wód powierzchniowych, jak i podziemnych. Są to przede wszystkim: Słowacja, Luksemburg, Grecja, Łotwa i Litwa. W Polsce dokonuje się poboru wody głównie ze źródeł powierzchniowych (76%), pozostałe 24% pobiera się z wód gruntowych. Pożądanym wzorcem jest dywersyfikowanie zasobów wodnych w państwach, co pozwoli na zarządzanie ryzykiem katastrof (IPCC 2014).

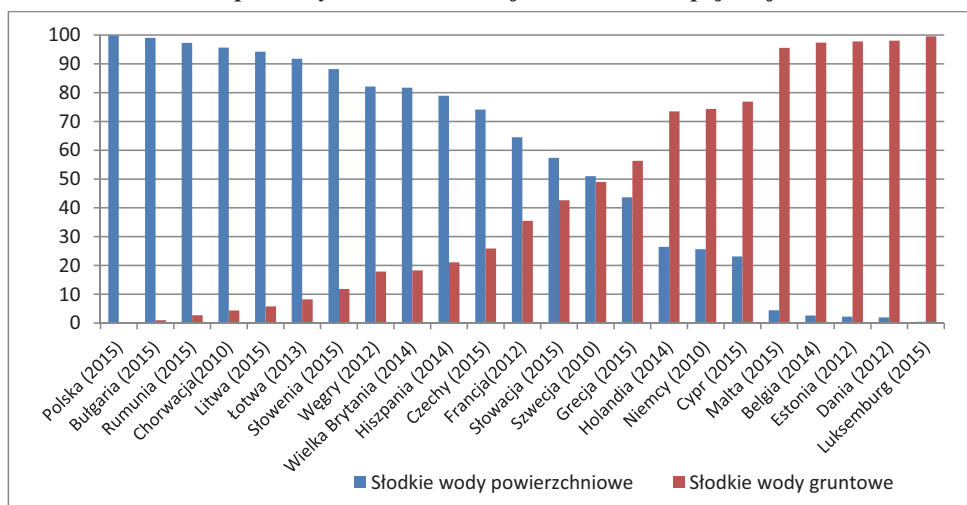
Wykres 3.7. Procentowy udział poboru słodkiej wody powierzchniowej i słodkich wód gruntowych w całkowitym poborze wody w krajach Unii Europejskiej*



* dane za ostatni dostępny rok (w nawiasie). Brak danych dla Austrii, Portugalii i Włoch. Brak danych dla lat 2010-2015 dla: Irlandii, Włoch, Austrii, Portugalii i Finlandii

Źródło: Opracowanie własne, Eurostat: Annual freshwater abstraction by source and sector [env_wat_abs] Extracted on [19.09.2018].

Wykres 3.8. Procentowy udział poboru słodkiej wody powierzchniowej i słodkich wód gruntowych w całkowitym poborze wody na potrzeby rolnictwa w krajach Unii Europejskiej***



* dane za ostatni dostępny rok (w nawiasie);

** brak danych dla lat 2010-2015 dla Irlandii, Włoch, Austrii, Portugalii i Finlandii

Źródło: Opracowanie własne, Eurostat: Annual freshwater abstraction by source and sector [env_wat_abs] Extracted on [19.09.2018].

Jeżeli przeanalizuje się pobór wody w państwach Unii Europejskiej z przeznaczeniem *stricte* na potrzeby rolnictwa (wykres 3.8), to również można wydzielić trzy grupy państw. Pierwsza grupa, z dominującym źródłem wód powierzchniowych wykorzystywanych w rolnictwie, jest mniejsza niż grupa państw korzystająca z tego źródła ogółem. Do tej grupy zalicza się przede wszystkim: Polska, Bułgaria, Rumunia i Chorwacja. Do państw, które bazują na wodzie podziemnej w rolnictwie, zaliczają się głównie: Luksemburg, Dania, Estonia, Belgia i Malta. Ta grupa państw jest wyraźnie większa niż grupa państw korzystających ogółem z tego źródła (wykres 3.7). Państwa, które łączą te dwa źródła poboru wody, to przede wszystkim Szwecja, Grecja i Słowacja. W Szwecji oba źródła są wykorzystywane w podobnym stopniu. Natomiast w Grecji jest niewielka przewaga wód podziemnych, a na Słowacji wód powierzchniowych.

W zakresie ilościowego poboru wody *stricte* na potrzeby rolnictwa najwięcej wody pobiera się na ten cel w Hiszpanii (2014) prawie 22 mld m³ wody, co w przeliczeniu na mieszkańca daje 472,2 m³. Drugim państwem co do wielkości pobieranej wody na cel rolniczy jest Portugalia (1998), a trzecim Grecja (2015). Ilość pobranej wody w porównaniu do Hiszpanii jest tam ponad 2,5-krotnie niższa i wynosi ponad 8 mld m³ wody. Natomiast w przeliczeniu na mieszkańca w Portugalii i Grecji pobiera się ok. dwukrotnie więcej wody niż w Hiszpanii, odpowiednio 863,9 i 762,8 m³ na osobę. Kolejne kraje pobierają znacznie mniej wody na potrzeby rolnictwa. Francja (2012) pobiera prawie 3 mld m³ wody, tj. ponad 2,5 razy mniej niż Portugalia i Grecja i aż 7 razy mniej niż Hiszpania. Znacznie mniej wody na cele rolnicze pobiera się w Polsce (2015) – ok. 1 mld m³, co w przeliczeniu na osobę daje 26,1 m³ (tabela 3.1).

Fakt, że działalność rolnicza stanowi jedną z największych presji na zasoby wodne, związany jest w szczególności z praktykami nawadniania (irygacją). W Unii Europejskiej zapotrzebowanie na wodę w rolnictwie jest zróżnicowane ze względu na panujące w tych państwach warunki klimatyczne oraz na znaczenie nawadniania w rolnictwie. Jeszcze w publikacji z 2010 roku (Eurostat 2010) zostało podane, że z nawadniania upraw korzystają głównie państwa położone na południu Europy, natomiast rolnictwo państw położonych w Europie centralnej i północnej wykorzystuje nawadnianie okazjonalnie w przypadku suchego lata. Jak wskazują bieżące dane (wykres 9) ta reguła nie jest już prawdziwa. Wśród państw południowej Europy, które pobierają wodę wykorzystują na cele rolnicze i 100% z niej wykorzystują na nawadnianie, znalazły się również Francja, Słowenia i Irlandia. Niemcy wykorzystują 85% pobranej wody na nawadnianie, Finlandia – 80%, Słowacja – 71%. Dane wskazują, że nawadnianie upraw nie jest praktykowane na Łotwie, w Belgii i Chorwacji. Tylko 1% pobieranej wody wykorzystywany jest na nawadnianie na Litwie, i tylko 5% w Estonii.

Tabela 3.1. Pobór wody w rolnictwie w państwach Unii Europejskiej*

Państwo**	Pobór wody w rolnictwie	
	ogółem w mln m ³	na mieszkańca w m ³
Hiszpania (2014)	21 963,7	472,2
Portugalia (1998)	8 754,6	863,9
Grecja (2015)	8 282,5	762,8
Francja (2012)	2 913,2	44,6
Rumunia (2015)	1 290,0	64,9
Wielka Brytania (2014)	1 037,5	16,1
Polska (2015)	991,8	26,1
Bułgaria (2015)	828,8	115,1
Węgry (2012)	321,7	32,4
Niemcy (2010)	210,9	2,6
Cypr (2015)	165,2	195,0
Dania (2012)	164,2	29,4
Szwecja (2010)	98,0	10,5
Holandia (2014)	82,7	4,9
Austria (2010)	77,1	9,2
Litwa (2015)	61,4	21,0
Czechy (2015)	54,1	5,1
Belgia (2014)	37,3	3,3
Łotwa (2013)	36,4	18,0
Słowacja (2015)	30,5	5,6
Malta (2015)	28,0	63,7
Chorwacja (2010)	8,5	2,0
Estonia (2012)	4,5	3,4
Słowenia (2015)	3,6	1,8
Luksemburg (2015)	0,7	1,2

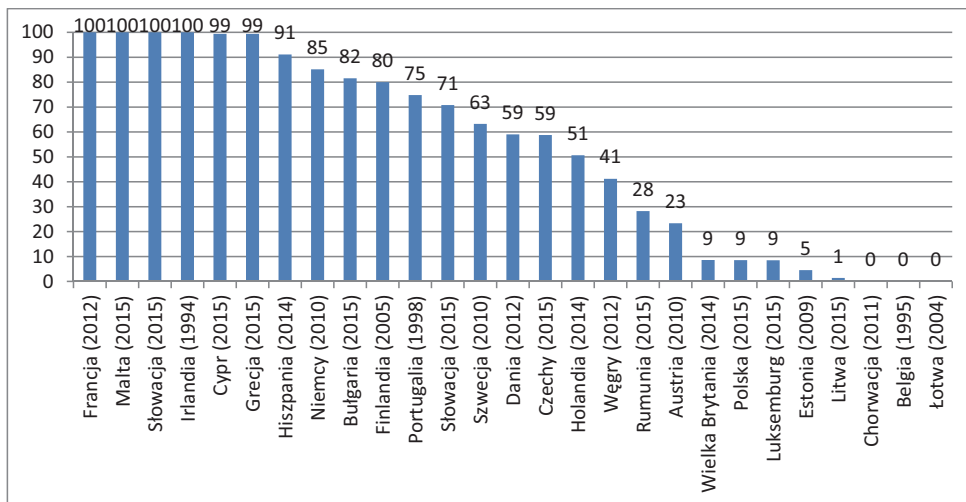
* dane za ostatni dostępny rok (w nawiasie);

** brak danych dla Irlandii, Włoch i Portugalii

Źródło: opracowanie własne, Eurostat *Annual freshwater abstraction by source and sector [env_wat_abs]* Extracted on [12.10.18].

W krajach śródziemnomorskich nie tylko nawadnianie jest kluczowym elementem produkcji rolniczej. W państwach tych największy jest także pobór i zużycie wody w rolnictwie oraz powierzchnia nawadnianych użytków rolnych.

**Wykres 3.9. Pobór wody wykorzystywanej w rolnictwie na nawadnianie*
(% całkowitego zużycia wody w rolnictwie)****

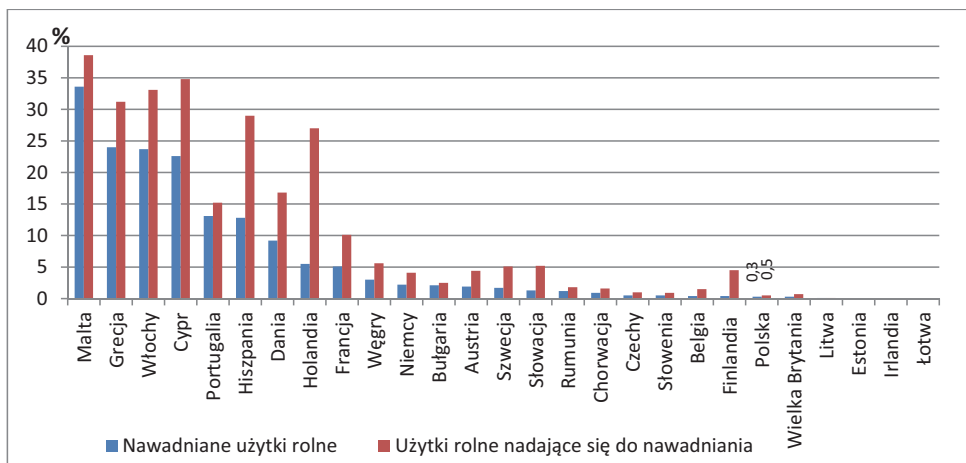


* dane za ostatni dostępny rok (w nawiasie);

** brak danych dla Włoch

Źródło: Opracowanie własne. Eurostat Annual freshwater abstraction by source and sector [env_wat_abs], Extracted on 24.09.2018 (b.d. Włochy).

**Wykres 3.10. Udział powierzchni użytków rolnych nawadnianych
i powierzchni użytków rolnych nadających się do nawadniania
w całej powierzchni użytków rolnych w 2013* roku**



* w przypadku Hiszpanii udział nawadnianych użytków rolnych dotyczy roku 2010;

** brak danych dla Luksemburga

Źródło: opracowanie własne Eurostat, Share of irrigable and irrigated areas in utilised agricultural area (UAA) by NUTS 2 regions [aei_ef_ir].

W roku 2013 (wykres 3.10) najwięcej użytków rolnych było nawadnianych: na Malcie (33,6%), w Grecji (24%), we Włoszech (23,7%), na Cyprze (22,6%), w Portugalii (13,1%) i Hiszpanii (12,8%)¹³. Dla porównania w Polsce nawadnia się tylko 0,3% użytków rolnych.

Tabela 3.2. Pobór wody na potrzeby rolnictwa w krajach Unii Europejskiej w latach 2010-2015 według danych Aquastatu oraz w roku 2010 według danych OECD (mln m³)

	2010		2011	2012	2013	2014	2015
	Aquastat	OECD					
Austria	77,1						
Belga							
Bułgaria		37,0		949,4			828,8
Chorwacja				8,6			
Cypr				171,0	167,6		
Czechy				43,2	44,0		
Dania				164,0			
Estonia				4,5		5,0	
Finlandia							
Francja							
Niemcy	210,9						
Grecja			7918,0				
Węgry				322,0			
Irlandia							
Włochy		1153,0					
Łotwa				40,8	36,3		
Litwa			65,6				
Luksemburg		1,0		0,2	0,3		
Malta				24,1	29,0		
Holandia				60,2			
Polska				1102,0			
Portugalia							
Rumunia				1093,0	1135,0		
Słowacja		37,0		30,7		22,9	
Słowenia				2,3	3,6		
Hiszpania				25470,0			
Szwecja	98,0						
Wielka Brytania				1049,0			

Źródło: FAO. Aquastat. 26.07.2018, OECD.Stat 25.09.2018.

¹³ Hiszpania – dane za 2010 rok.

Eurostat jest głównym dostępnym źródłem danych na temat szeroko rozumianego zużycia wody w rolnictwie w Unii Europejskiej. Innym źródłem informacji na temat poboru wody w rolnictwie są dane jakimi dysponują OECD i FAO. W tabeli 3.2 przedstawiono dane dotyczące krajów Unii Europejskiej, warto jednak podkreślić, iż organizacje te dysponują także danymi dla innych krajów świata. Jest to jednak jedyna zaleta tych danych w porównaniu do danych Eurostat. Główne wady są natomiast dwie: są to dane szacunkowe i często mało aktualne. W przypadku krajów Unii Europejskiej jedynie dla Bułgarii dostępna jest wartość poboru wody w 2015 roku. Dla części krajów nie są dostępne żadne dane. Wskazuje to na olbrzymi problem jakim jest zbieranie informacji statystycznych na temat poboru wody, a przecież bez tych danych nie można poczynić żadnych kroków w kierunku zoptymalizowanie poboru wody w skali kraju, kontynentu czy świata.

Zużycie wody

Kwestia zużycia wody w rolnictwie ze względu na zaopatrzenie w wodę przedstawiona została w tabeli 3.3. Podstawowymi czynnikami determinującymi ilość zużytej wody są intensywność produkcji, a także poziom i wzorce konsumpcji indywidualnej. Zużycie odnosi się do wody, która jest faktycznie wykorzystywana przez użytkowników końcowych do określonego celu na danym terytorium, takiego jak użytek domowy, nawadnianie lub przetwarzanie przemysłowe. Co ważne nie obejmuje wody zwróconej, czyli niewykorzystanej. Występują dwa źródła zaopatrzenia w wodę. Pierwszy to samozaopatrzenie i inne zaopatrzenie (*self-supply and other supply*). Samozaopatrzenie dotyczy poboru wody przez użytkownika na własny użytek końcowy. Inne zaopatrzenie oznacza część zaopatrzenia w wodę dla rolnictwa, która nie została uwzględniona w pozycji „publiczne zaopatrzenie w wodę” i w pozycji „samozaopatrzenie” (co dotyczy wszystkich systemów nawadniania w rolnictwie, które nie są indywidualnymi systemami nawadniania). W tej pozycji może być również zawarta część wody pochodzącej z samozaopatrzenia w wodę dla innych użytkowników. Natomiast publiczne zaopatrzenie w wodę (*public water supply*) obejmuje wodę dostarczaną przez jednostki gospodarcze, łącznie z wodą morską odsoloną.

Największym wykorzystaniem wody, podobnie jak największym jej poborem, charakteryzuje się Hiszpania (2014) – ponad 15 mld m³ wody jest zużywane na potrzeby sektora rolnego. Ponad dwukrotnie mniej wody zużywa się w Grecji (7221,1 mln m³) i ponad pięciokrotnie mniej w Portugalii – 2785,1 mln m³. Niestety, jak jest to widoczne w tabeli 3, dane dotyczące zużycia wody nie są kompletne. Kraje nie podają np. zużycia wody pochodzącej z publicznego ujęcia lub nie podają ilości z samodzielnego zaopatrzenia w wodę, co uniemożliwia podanie całkowitego zużycia wody w rolnictwie.

Tabela 3.3. Zużycie wody w rolnictwie w podziale na źródło wody w mln m³*

Państwo **	Ogółem	Zaopatrzenie w wodę	
		samozaopatrzenie i inne	publiczne
Hiszpania (2014)	15 154,5	15 129,0	25,5
Grecja (2015)	7 221,1	7 186,0	35,1
Francja (2013)	b.d.	2 788,0	b.d.
Portugalia (2009)	2 785,1	2 784,4	0,7
Polska (2015)	b.d.	990,1	b.d.
Węgry (2005)	361,7	359,1	2,6
Bułgaria (2015)	359,6	356,1	3,5
Niemcy (2013)	315,3	309,3	6,0
Szwecja (2007)	132,0	132,0	0,0
Holandia (2014)	124,6	82,7	41,9
Wielka Brytania (2011)	b.d.	b.d.	120
Litwa (2015)	61,2	61,1	0,1
Cypr (2015)	b.d.	55,9	b.d.
Czechy (2015)	61,7	54,2	7,5
Belgia (2009)	51,9	42,6	9,3
Dania (2006)	b.d.	b.d.	49,0
Łotwa (2015)	38,9	38,5	0,4
Chorwacja (2015)	b.d.	30,0	b.d.
Malta (2015)	29,2	29,0	0,2
Estonia (2013)	4,9	4,6	0,3
Słowenia (2015)	6,7	3,6	3,1
Rumunia (2015)	b.d.	b.d.	1,6
Luksemburg (2015)	b.d.	0,7	b.d.
Szwecja (2007)	b.d.	b.d.	0,0

* dane za ostatni dostępny rok (w nawiasie);

** brak danych dla: Austrii, Irlandii, Finlandii i Włoch

Źródło danych Eurostat, *Water use by supply category and economical sector [env_wat_cat]*.

Dane pobrane: 30.10.18.

W tabeli 3.4 przedstawiono różnice pomiędzy poborem wody a jej zużyciem w sektorze rolnictwa. Zestawienie to jest ograniczone tylko do wybranych krajów Unii Europejskiej, co wynika z braku adekwatnych danych. W trzech z ośmiu analizowanych państwach zużycie wody w rolnictwie było mniejsze niż jej pobranie na ten cel (Hiszpania, Grecja i Bułgaria). Oznacza to, że prawdopo-

dobnie część wody zwracana była bez wykorzystania, lub też jest to wynik błędów w szacunkach. W pozostałych pięciu krajach zużycie wody było większe niż jej pobranie. Sytuację tę można wyjaśnić również na dwa sposoby: w zużyciu wody została uwzględniona deszczówka (nie brana pod uwagę w poborze wody) lub jest to również wynik błędów w szacunkach.

Tabela 3.4. Różnica między poborem wody a zużyciem wody w rolnictwie * w mln m³ dla wybranych państw Unii Europejskiej

Państwo	Pobór wody dla rolnictwa	Zużycie wody w rolnictwie	Różnica
Hiszpania (2014)	21 964	15 154,5	6 809,5
Grecja (2015)	8 283	7 221,1	1 061,9
Bułgaria (2015)	829	359,6	469,4
Holandia (2014)	83	124,6	- 41,6
Litwa (2015)	61	61,2	-0,2
Czechy (2015)	54	61,7	-7,7
Malta (2015)	28	29,2	-1,2
Słowenia (2015)	4	6,7	-2,7

* dane za ostatni dostępny rok (w nawiasie)

Źródło danych opracowanie własne, Eurostat, Annual freshwater abstraction by source and sector [env_wat_abs] Extracted on 24.09.18; Water use by supply category and economical sector [env_wat_cat] Extracted on 30.10.18.

Ślad wodny

Ślad wodny to całkowita ilość wody, jaka jest zużywana do wyprodukowania danej – standardowej, najczęściej jednej tony – ilości produktów roślinnych, zaś w przypadku produktów zwierzęcych wyprodukowania danej – również standardowej – ilości produktów pochodzenia zwierzęcego (np. jaj, mleka, mięsa) lub utrzymania jednej sztuki danego gatunku przez rok.

Ślad wodny pokazuje realne zużycie wody w rolnictwie. W przeciwieństwie do poboru i zużycia wody omówionych we wcześniejszych częściach publikacji nie jest to ilość ograniczona do wody pobieranej przez rolników i dodatkowo dostarczanej na pola czy też zwierzętom. O ile w większości przypadków zwierzęta piją jedynie wodę dostarczaną przez człowieka, o tyle w przypadku roślin zdecydowana większość zużywanej wody nie pochodzi od człowieka, lecz bezpośrednio z natury. Ślad wodny uwzględnia wodę pobraną przez rośliny ze źródeł naturalnych, np. opadów czy podsiąku kapilarnego. Jest to więc rzeczywista ilość wody pobierana przez rośliny.

W tej części rozdziału przedstawiona zostanie różnica pomiędzy statystycznymi szacunkami dotyczącymi poboru i zużycia wody a zużyciem wynikającym ze śladu wodnego. Przedstawione obliczenia mają charakter pogładowy i są bardzo uproszczone. Zostały wykonane jedynie dla Polski – jako ilustracja. Ponadto obliczono ślad wodny jedynie dla najpopularniejszych gatunków roślin i zwierząt. Pominięto tu produkcję drobiu z uwagi na brak wystarczająco szczegółowych informacji na temat populacji poszczególnych gatunków w Polsce i śladu wodnego dla nich. W tabeli 3.5 przedstawiono odpowiednie dane i obliczenia.

Tabela 3.5. Ślad wodny wybranych gatunków roślin i zwierząt w Polsce

Gatunek roślin	Ślad wodny (m ³ /t)	Zbiory (tys. ton)	Całkowity ślad wodny (mln m ³)
pszenica	1 827	10 828	19 783
jęczmień	1 423	3 441	4 897
kukurydza na ziarno	1 222	4 343	5 307
żyto	1 544	2 200	3 397
owies	1 788	1 358	2 428
Ziemniaki	287	8 624	2 475
buraki cukrowe	132	13 524	1 785
rośliny oleiste	2 364	2 280	5 390
warzywa	322	4 547	1 464
Gatunek zwierząt	Ślad wodny (m ³ /rok/szt.)	Pogłowie (tys. szt.)	Całkowity ślad wodny (mln m ³)
krowy mleczne	2 056	2 332	4 795
trzoda chlewna	520	10 865	5 650
Łączny ślad wodny			57 370

Źródło: opracowanie własne na podstawie Mekonnen M.M. i Hoekstra A.Y. (2010, 2012); (GUS 2017b).

Obliczony ślad wodny dla polskiego rolnictwa wynosi 57 370 mln m³ – jest znacznie zaniżony. Należy pamiętać, że uwzględniono jedynie najpopularniejsze gatunki roślin i zwierząt, a w przypadku tych drugich pominięto całkowicie istotną w Polsce produkcję drobiu. Jednak już nawet ten ślad wodny jest niemal 60 tysięcy razy wyższy niż zużycie czy pobór wody w rolnictwie w Polsce podawane w oficjalnych statystykach (patrz tabela 2 i 3). Pokazuje to, jak istotnie różni się oficjalne zużycie wody od tego realnego. W przypadku analizy zużycia wody jako efektu zewnętrznego należy uwzględnić pełny wpływ zużycia wody w rolnictwie na środowisko naturalne. Woda pobierana przez rośliny ze środowiska nie pochodzi tylko i wyłącznie ze sztucznych nawodnień, lecz także bezpośrednio ze środowiska – z gleby. Ten całkowity pobór wody przez rośliny i zwierzęta odzwierciedla całkowity wpływ zużycia wody w rolnictwie na środowisko. Przedstawione porównanie pokazuje, jak bardzo to realne zużycie różni się od oficjalnych szacunkowych statystyk.

Podsumowanie

Przedstawiona analiza poboru i zużycia wody ogółem, w tym w szczególności w rolnictwie, pokazała skalę zużycia wody oraz luki i niedoskonałości w oficjalnych danych statystycznych. Dane te są szacunkami dokonywanymi przez poszczególne kraje. Nie jest znana dokładna metodyka tych szacunków oraz czy występują w niej istotne różnice pomiędzy państwami. Drugim problemem z danymi jest fakt, że występują w nich luki – nawet w Unii Europejskiej i w danych dostępnych w Eurostacie, w przypadku części państw dane nie są w ogóle dostępne lub są szczątkowe. W przypadku danych OECD i FAO sytuacja jest jeszcze gorsza.

Pomimo tych niedoskonałości dostępne dane pozwalają na przedstawienie pewnego ogólnego obrazu sytuacji pod względem zasobu wodnego w państwach Unii Europejskiej. Według wskaźnika dostępności wód odnawialnych w przeliczeniu na 1 mieszkańca na rok Polskę dotyka stres wodny, ponieważ zasoby wodne przypadające na mieszkańca wynoszą poniżej 1700 m³ na rok. Podobna sytuacja ma miejsce w Czechach. Całkowity niedobór wody występuje na Cyprze i Malcie. Inny wskaźnik – indeks eksploatacji wody – wskazuje, że Polska jest blisko wartości sugerującej, iż wielkość pobieranej wody może naruszyć funkcjonowanie jej ekosystemów. Podobna sytuacja ma miejsce w Rumunii i Niemczech. Biorąc pod uwagę, że wskaźnik ten zmniejszył się według ostatnich dostępnych danych, to sytuacja w tych państwach poprawia się. Wskaźnik ten potwierdza również, iż w przypadku Cypru i Malty występuje poważny stres związany z zasobami wody. Z kolei w czterech państwach, w tym na Malcie i Cyprze pobiera się znacznie więcej wód gruntowych niż ustalony limit ekologiczny. Problem ten dotyczy przede wszystkim Grecji i Portugalii. Czynnikiem wpływającym na bezpieczeństwo wodne danego państwa jest udział napływu wody ze źródeł zewnętrznych z państw sąsiednich. Ukazuje on, jak silna jest zależność danego państwa od ilości i jakości wody napływającej z państw sąsiednich. W wielu państwach udział tych wód wynosi ponad 50%. Problem ten dotyczy: Łotwy, Chorwacji, Słowacji, Bułgarii, Holandii i w największym stopniu Węgier. Warto zwrócić uwagę na fakt, że porównanie poboru wody istotnie zmienia się w przypadku przyjęcia klasyfikacji poboru w przeliczeniu na mieszkańca. W takim przypadku najwyższym całkowitym poborem wody charakteryzowały się Niemcy, Hiszpania i Francja, natomiast w przeliczeniu na jednego mieszkańca najwyższym poborem wody charakteryzowała się Estonia, Grecja i Bułgaria. Wodę zarówno powierzchniową, jak i głębinową w państwach UE wykorzystuje się przeważnie na cele energetyczne. Na cele rolnicze wodę wykorzystują głównie państwa południowe Europy. Największym udziałem wykorzystywanej w państwach UE są zdecydowanie wody po-

wierzchniowe. Ich dostępność w szczególności sposób jest uwarunkowana klimatem i jego zmianami. O ile bardziej udokumentowany jest pobór wody przez jednostki statystyczne, o tyle zużycie wody jest mniej rozpoznane. Z kolei zastanawiające jest zestawienie poboru i zużycia wody. Wyniki wskazywały, że zużycie wody jest większe niż jej pobór i odwrotnie, pobór jest większy niż jej zużycie, co można tłumaczyć na wiele sposobów, ale brak jest jednoznacznej i pewnej odpowiedzi, z czego wynikają te różnice.

Według szacunków dotyczących rolniczego śladu wodnego w Polsce wynika, że jest on znacznie zaniżony. Ponieważ zestawienie z zużyciem wody czy poborem wody na cele rolnicze sugeruje, że jest on niemal 60 tysięcy razy wyższy od nich. Analiza produktywności wykorzystania wody w rolnictwie zarówno ta wyliczona jako wartość produkcji rolniczej (w mln euro) w stosunku do zużycia wody w rolnictwie (w mln m³), jak i ta wyliczona jako relacja PKB w cenach roku poprzedniego w mln zł do ilości zużytej wody do celów rolniczych w mln m³ w Polsce wyraźnie wzrasta.

Bibliografia

- COM (2007) 414 final, Communication from the Commission to the European Parliament and the Council “Addressing the challenge of water scarcity and droughts in the European Union”.
- Cosgrove, W.J., Rijsberman F.R. (2000). *World water vision – Making water everybody’s business*. Earthscan Publications Ltd, London.
- EAA (2009). European Environment Agency, Water resources across Europe – Confronting water scarcity and drought. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- EEA (2012). European waters – current status and future challenges. Synthesis, No. 9/2012, Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- EIP –AGRI, Focus Group Water & agriculture: adaptive strategies at farm level, MINIPAPER: Soil management for improved water availability. Pobrano z: https://ec.europa.eu/eip/agriculture/sites/agri-eip/files/fg15_soil_management_minipaper_2015_en_0.pdf
- EIP-AGRI. Focus Group Water & agriculture: adaptive strategies at farm level, MINIPAPER: Tools for improving crop/farm management – “Scientific crop and/or environmental models and their utilization as decision-making tools”. Pobrano z: https://ec.europa.eu/eip/agriculture/sites/agri-eip/files/fg15_improving_crop_farm_management_minipaper_2015_en.pdf
- EIP-AGRI. Focus Group Water & agriculture: adaptive strategies at farm level, MINIPAPER: Tools for improving irrigation scheduling: present and future

- perspectives. Pobrano z: https://ec.europa.eu/eip/agriculture/sites/agri-eip/files/fg15_irrigation_management_minipaper_2015_en.pdf
- EIP-AGRI. Focus Group Water & agriculture: adaptive strategies at farm level, DRAFT DISCUSSION PAPER, Version 17 JUNE 2015.
- Eurostat (2010). Environmental statistics and accounts in Europe. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Eurostat (2011). Data requirements, availability and gaps in agri-environment indicators (AEIs) in Europe, s. 27.
- FAO (2011). The State of the World's Land and Water Resources for Food and Agriculture: Managing Systems of Risk. London/Rome, Earthscan/FAO. Pobrano z: <http://www.fao.org/nr/solaw/solaw-home/en/>
- FAO (2015). Towards A Water And Food Secure Future Critical Perspectives For Policy-Makers, Food And Agriculture Organization Of The United Nations, Rome.
- GUS (2017). *Ochrona środowiska 2017*. Warszawa: GUS.
- GUS (2017a). *Wskaźniki Zielonej Gospodarki w Polsce*. Białystok: US, GUS.
- GUS (2017b). *Rocznik Statystyczny Rzeczypospolitej Polskiej*. Warszawa: GUS.
- IFPRI (International Food Policy Research Institute), strona internetowa, Project on water futures. Pobrano z: <http://www.ifpri.org/project/water-futures>
- IPCC (2014). Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. Geneva: IPCC.
- Kuś J. (2016). *Gospodarowanie wodą w rolnictwie*. W: Problemy produkcji rolniczej w Polsce w kontekście ich oddziaływania na środowisko, Studia i Raporty IUNG-PIB, 47(1), 83-104.
- Mekonnen M.M., Hoekstra A.Y. (2010). *The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products*. Value of Water Research Report Series No. 47, UNESCO-IHE, Delft, the Netherlands.
- Mekonnen, M.M., Hoekstra, A.Y.(2012). *A Global Assessment of the Water Footprint of Farm Animal Products*. Ecosystems, 15, 401-415.
- OECD (2012). OECD Environmental Outlook to 2050, OECD Publishing. Pobrano z: <http://dx.doi.org/10.1787/9789264122246-en>, 211.
- UN DESA (United Nations Department of Economic and Social Affairs). 2011. World Urbanization Prospects: The 2011 Revision. New York, United Nations. Pobrano z: http://www.un.org/en/development/desa/populationpublications/pdf/urbanization/WUP2011_Report.pdf
- WWAP (2016). The United Nations World Water Development Report 2016: Water and Jobs. Paris: UNESCO.

Rozdział 4. Wycena zużycia wody w rolnictwie – przykład Polski

Wprowadzenie

Woda to zasób o niemal nieograniczonych zastosowaniach i ogromnym znaczeniu zarówno przyrodniczym jak i gospodarczym. Znajduje zastosowanie w zdecydowanej większości procesów produkcyjnych, poczynając od produkcji i przetwórstwa żywności, poprzez procesy chemiczne, aż po funkcję chłodziwa w procesach wytwarzania dużej ilości ciepła (np. w elektroenergetyce). Jest to jeden z kluczowych zasobów naszej planety.

Jednocześnie jej pozornie powszechne występowanie powoduje, że nie ma większej wartości wyliczanej w pieniądzu. Najdobitniej wskazał to Adam Smith, który rozróżniał wartość użytkową i wymienną. Różnice w tych dwóch podejściach opisał na podstawie paradoksu wody i diamentu, tj. porównując ich wartość wymienną i użytkową (Smith, 2007, s. 36). Wynika z niej, że nieoceniona wartość użytkowa wody nie wpływa na wartość wymienną ze względu na jej powszechne występowanie.

Wraz ze wzrostem liczby ludności zapotrzebowanie na wodę rośnie, co wynika z potrzeb konsumpcyjnych każdego człowieka. Dodatkowo popyt na ten zasób powiększa się ze względu na pośredni wpływ wzrostu bogactwa, głównie w krajach rozwijających się. Wzrost zamożności społeczeństw powoduje zwiększenie konsumpcji produktów wodochłonnych, a więc w przyszłości popyt na wodę może dalej rosnać. Zużycie wody w przemyśle również rośnie. Warto pamiętać, że do wyprodukowania 1 kg wołowiny zużywa się czterokrotnie więcej wody niż do produkcji 1 kg kurczaka (Hoekstra, 2008), a globalnie na cele rolnicze przeznaczanych jest około 70% wody (Chartres & Varma, 2010). W połączeniu ze zmianami klimatycznymi, które powodują, że zmieniają się cykle hydrologiczne, powoduje to rosnące obawy o przyszłe zapewnienie powszechności dostępu do wody o odpowiedniej jakości, co z kolei przekłada się na rosnące jej ceny.

Powyższa sytuacja powoduje, że coraz częściej w dyskusjach na rzecz ochrony środowiska i jego kluczowych zasobów pojawia się problem skali wykorzystania wody w rolnictwie i braku opłat za jej zużycie. Zagadnienia te zostały częściowo uregulowane w nowej ustawie Prawo wodne z dnia 20 lipca 2017 r. (Prawo wodne 2018). Obecnie obowiązująca jej wersja powstała w wyniku poprawek uchwalonych 28 lipca 2018 r. Celem powstania nowej ustawy było dostosowanie krajowych przepisów do regulacji obowiązujących w Dyrek-

tywie wodnej (UE 2000)¹⁴. Jednym z efektów wprowadzanych zmian było stworzenie spółki Państwowe Gospodarstwo Wodne „Wody Polskie” mającej na celu zarządzanie krajowymi zasobami wodnymi, w tym na potrzeby rolnictwa. W wyniku decyzji politycznych ustalono, że rolnicy będą zobowiązani do opłat

¹⁴ Potrzeba wprowadzenia opłat za wodę wynika z ramowej dyrektywy wodnej (dyrektywa z 2000 roku z późn. zm.), w której na mocy artykułu 9 ustanowiono konieczność zwrotu kosztów za usługi wodne. Jest to uzasadnione potrzebą zwrotu ekologicznych i materiałowych kosztów pozyskania wody oraz podstawową zasadą ochrony środowiska w Unii Europejskiej, tj. zasadą zanieczyszczający płaci. Dyrektywa zakłada obliczanie kosztów dla przynajmniej trzech grup: przemysłu, gospodarstw domowych i rolnictwa.

Celem dyrektywy jest wprowadzenie odpowiednich rozwiązań, które służyłyby bardziej racjonalnej, efektywnej i przyjaznej dla środowiska gospodarce wodą. Opłaty za wodę mają być rozwiązaniem służącym temu celowi.

Wspomniany zwrot kosztów oznacza konieczność wprowadzenia opłat za pobór wody. Zgodnie z ramową dyrektywą powinno to nastąpić do końca 2010 r. W Polsce prace nad wdrożeniem odpowiednich mechanizmów trwały od 2011 r. i zakończyły się dopiero wraz z nowelizacją ustawy Prawo wodne z 2017 r. Bodźcem dla ich zakończenia była potrzeba uruchomienia środków wspólnotowych przeznaczonych na wsparcie gospodarki wodnej. W przypadku braku wprowadzenia opłat za wodę środki te nie mogły być przez Polskę wykorzystane.

Ustawa Prawo wodne (2018), podobnie jak ramowa dyrektywa wodna dotyczy szerokiego spektrum problemów związanych z gospodarką wodną. Podobnie jak w przypadku dokumentu wspólnotowego celem jest wprowadzenie rozwiązań, które umożliwiłyby bardziej racjonalne i przyjazne dla środowiska zarządzanie zasobami wodnymi w kraju. W tym celu stworzono jeden centralny podmiot „Wody polskie” mający za zadanie kreowanie odpowiedniej polityki wodnej, dbałość o krajowe zasoby, przeciwdziałanie zagrożeniom, np. podtopieniom itp. Wprowadzenie i egzekwowanie opłat za korzystanie z zasobów wodnych jest tylko jednym z zadań przewidzianych w ustawie, ale ze względu na bezpośrednie oddziaływanie na odbiorców wywołuje ono najczęściej kontrowersji.

W praktyce dopiero na podstawie ustawy powstało odpowiednie Rozporządzenie Ministra Środowiska ustanawiające stawki opłat za wodę. Dokument ten był przygotowywany w porozumieniu z Ministerstwem Rolnictwa i Rozwoju Wsi. Jedną z podstawowych przyczyn opóźnień wdrożenia dyrektywy w Polsce było ustalenie wielkości opłat za wodę w rolnictwie. Ich niedostosowanie do krajowych uwarunkowań mogło spowodować wzrost kosztów prowadzenia działalności rolnej i tym samym wzrost cen żywności oraz utratę przewag konkurencyjnych w porównaniu z innymi krajami. Zgodnie z zapisami ramowej dyrektywy wodnej oraz koncepcji zrównoważonego rozwoju wysokość opłat powinna uwzględniać skutki społeczne, ekologiczne i ekonomiczne wynikające z wprowadzenia zwrotu kosztów. Z tego zapisu skorzystano również w Polsce i początkowe propozycje opłat naliczanych w rolnictwie, które były porównywalne z opłatami stosowanymi w przemyśle, zostały zredukowane do znacznie niższego poziomu. Było to wynikiem licznych dyskusji politycznych oraz wyliczeń przeprowadzanych m.in. przez IERiGŻ-PIB w ramach Polskiego FADN. Negocjacje stawek trwały kilka lat. Ich efektem jest stworzenie systemu obejmującego jedynie duże podmioty, tj. zużywające powyżej 5 m³ wody dziennie i pozyskujące ją z ujęć własnych (powierzchniowych lub głębinowych). Takie zapisy wynikają z dwóch przyczyn. Po pierwsze są to trudności w monitorowaniu zużycia wody w mniejszych gospodarstwach, a po drugie wspomniane już społeczno-gospodarcze koszty wyższych opłat.

Z wypowiedzi przedstawicieli Ministerstwa Środowiska (farmer.pl 2017) wynika, że ze względu na społecznych stawki opłat za wodę zostały skalkulowane poniżej kosztów i w kolejnych latach, tj. począwszy od 2019 r. będą rosły. Problem ten dotyczy przede wszystkim opłat za wodę dla gospodarstw domowych, ale można się spodziewać, że i w rolnictwie stawki będą podlegać stopniowemu wzrostowi. Z tego powodu wycena przedstawiona w niniejszym raporcie ma uzasadnienie.

za zużycie wody, jednakże ustanowiono wiele zwolnień z tej opłaty. Pierwszym są gospodarstwa korzystające wyłącznie z wody wodociągowej, co ma uzasadnienie merytoryczne, gdyż w tych gospodarstwach ponoszona jest opłata za wodę w postaci kosztu zakupu wody z wodociągów. Kolejnym zwolnieniem są gospodarstwa zużywające poniżej 5000 l (5 m^3) wody dziennie. Pozostali, tj. około 3000 gospodarstw mają płacić 0,15 zł za każde 1000 litrów (1 m^3).

Biorąc pod uwagę, że w Polsce w 2016 r. było ponad 1,4 mln gospodarstw rolnych (GUS, 2017b), można przyjąć, że zużycie wody w rolnictwie nadal nie jest objęte opłatami, ponieważ niewielkie opłaty będzie ponosić jedynie 0,2% gospodarstw. Ponadto dyskusje wzbudza nie tylko odsetek gospodarstw objętych opłatą, lecz także wielkość tej opłaty. Przyjęta w obecnej wysokości stawka opłaty za korzystanie z wody w rolnictwie nie realizuje celów z zakresu ochrony środowiska, nie jest bowiem bodźcem dla rolników, aby wprowadzali bardziej oszczędne pod względem zużycia wody metody produkcji ani nie motywuje do szukania rozwiązań pomagających uregulować gospodarkę wodną w rolnictwie, tak aby zarówno potrzeby rolników, jak i środowiska były spełnione. Ponadto, przyjęta stawka opłaty nie oddaje również realnego kosztu zewnętrznego wynikającego z wykorzystywania tego zasobu przez rolników. Zarówno wartość samoistna wody jako zasobu, jak i koszty wynikające z eksploatacji jej zasobów są według autorów wyższe.

Dodatkowym problemem powiązany ze zużyciem wody w rolnictwie jest efektywność i produktywność wodna w rolnictwie. Z punktu widzenia wartości zasobu wody oraz jej zużycia jako efektu zewnętrznego istotna jest informacja na temat efektywności jej użycia w produkcji rolnej. Wzrost kosztów wody może być powiązany z co najmniej równie wyższym poziomem produkcji, co uzasadnia większe zużycie wody. Jeżeli natomiast wzrost produkcji rolnej jest mniej niż proporcjonalny lub wręcz nie występuje, to wykorzystywanie większej ilości wody w procesie produkcji jest całkowicie nieuzasadnione ekonomicznie i należy temu przeciwdziałać. Wprowadzenie adekwatnych opłat za zużycie wody wynikających z jej wartości jako efektu zewnętrznego mogłoby być jednym z możliwych rozwiązań.

Celem niniejszego rozdziału jest zaproponowanie metody wyceny zużycia wody w rolnictwie jako efektu zewnętrznego produkcji rolnej z wykorzystaniem metody wyceny pośredniej – kosztu alternatywnego pozyskania zasobu wody. Do realizacji tego celu wykorzystano proste metody statystyczne oraz dane statystyczne Głównego Urzędu Statystycznego, Eurostatu i Izby Gospodarczej „Wodociągi Polskie”. Dodatkowym celem jest przedstawienie efektywności i produktywności wodnej w rolnictwie polskim.

Takie wyliczenia mają na celu uświadomienie skali wartości wody zużywanej w rolnictwie. Uzyskane wyniki nie są próbą zmiany polityki gospodarczej państwa, a więc zmiany cen wody w rolnictwie, ponieważ taka zmiana wprowadzona tylko w jednym kraju Unii Europejskiej doprowadziłaby do utraty przewag konkurencyjnych w krajowym rolnictwie. Obliczenia mają na celu podkreślenie skali wartości wody konsumowanej w rolnictwie. Przy czym należy podkreślić, że wyliczenia dotyczą jedynie wody dostarczanej przez człowieka, a nie pozyskiwanej w sposób naturalny (np. opady).

Zużycie wody w rolnictwie krajów Unii Europejskiej – jakość danych

W tabeli 4.1 pokazano dane dotyczące zużycia wody w rolnictwie krajów Unii Europejskiej w latach 2013-2015. W przeciwieństwie do danych przedstawionych w rozdziale 3, tutaj zaprezentowano informacje na temat trzech najnowszych dostępnych lat w bazie Eurostat. Celem tego zabiegu było pokazanie pewnych istotnych niedociągnięć/wad danych dostępnych na temat zużycia wody w rolnictwie krajów Unii Europejskiej. Na początku należy stwierdzić, że zgodnie z danymi z rozdziału 3 dane na temat wykorzystania wody w rolnictwie w Unii Europejskiej udostępniane przez Eurostat są znacznie pełniejsze i nowsze niż dane udostępniane przez inne organizacje (OECD, FAO). Należy zatem podkreślić, że mimo pewnych wad, które zostaną wskazane w niniejszym rozdziale, dane te są bardzo ważne dla pełnego zrozumienia analizowanego zagadnienia oraz są krokiem milowym w kierunku uzyskania w pełni satysfakcjonujących danych statystycznych na temat zużycia wody w rolnictwie. Rozwój rolnictwa skutkuje zwiększonym zapotrzebowaniem na wodę, której zasoby, zwłaszcza przydatne dla tego sektora, są ograniczone. W efekcie problem wpływu zużycia wody w rolnictwie na zasoby tego surowca w przyrodzie staje się ważną kwestią wymagającą zbadania. Warunkiem niezbędnym do kompleksowej oceny gospodarki wodnej w rolnictwie jest posiadanie odpowiednich danych na temat jej poboru i zużycia. Ocena danych Eurostatu przesyłanych przez poszczególne kraje członkowskie Unii Europejskiej pokazuje, że wiedza z tego zakresu jest fragmentaryczna, a metody pomiaru dalekie od doskonałości. Jednakże należy podkreślić, że nawet takie szczątkowe informacje są ważne z punktu widzenia rozwoju metod badania zużycia wody w rolnictwie. W przyszłości należy spodziewać się, że metody te rozwiną się i będą ujednoczone na poziomie Unii Europejskiej, co będzie stanowiło istotny krok w kierunku pełnego zbadania tego zagadnienia.

Pierwszym istotnym problemem jest fakt, że dane przedstawione w tabeli 4.1 dotyczą wody przeznaczonej na cele związane z rolnictwem, leśnictwem i rybactwem. Oznacza to, iż ujęta tu jest woda wykorzystywana m.in. do uzupełniania stawów rybnych. Interpretując przedstawione wartości, należy brać pod

uwagę, że o ile leśnictwo stanowi zapewne marginalny odsetek zużywanej wody, o tyle rybactwo w przypadku części krajów może mieć już statystycznie istotne znaczenie. Dostępne dane statystyczne nie pozwalają na wyodrębnienie wody wykorzystywanej rzeczywiście tylko i wyłącznie w rolnictwie, lecz zawierają inny istotny statystycznie składnik – rybactwo. Wydaje się, iż pobór wody w rybactwie nie powinien w istotny sposób zaburzać porównań międzynarodowych. Jednakże w przypadku prób przeliczenia zużycia wody na gospodarstwo w danym kraju, na powierzchnię użytków rolnych itp., woda zużywana do uzupełniania stawów rybnych może już w istotny sposób wpłynąć na uzyskane dane.

**Tabela 4.1. Zużycie wody w rolnictwie* krajów Unii Europejskiej
w podziale na źródło wody (mln m³)**

Kraj/Rok i źródło wody	2013			2014			2015		
	Łącznie	Własne i inne	Publiczne	Łącznie	Własne i inne	Publiczne	Łącznie	Własne i inne	Publiczne
Austria	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Belgia	8,9	0,0	8,9	9,0	0,0	9,0	-	-	-
Bułgaria	296,2	293,0	3,1	289,3	285,9	3,3	359,6	356,1	3,5
Chorwacja	30,0	30,0	0,0	30,0	30,0	0,0	30,0	30,0	0,0
Cypr	64,8	64,8	0,0	53,1	53,1	0,0	55,9	55,9	
Czechy	51,6	44,0	7,6	55,7	48,5	7,2	61,7	54,2	7,5
Dania	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Estonia	4,9	4,6	0,3	-	-	-	-	-	-
Finlandia	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Francja	2 788,0	2 788,0	0,0	-	-	-	-	-	-
Niemcy	315,3	309,3	6,0	-	-	-	-	-	-
Grecja	7 221,1	7 186,0	35,1	7 221,1	7 186,0	35,1	7 221,1	7 186,0	35,1
Węgry	1,2	0,0	1,2	1,2	0,0	1,2	1,2	0,0	1,2
Irlandia	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Włochy	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Łotwa	35,8	35,4	0,4	35,8	35,4	0,5	38,9	38,5	0,4
Litwa	58,8	58,8	0,1	57,7	57,6	0,1	61,2	61,1	0,1
Luksemburg	-	-	-	-	-	-	0,7	0,7	
Malta	31,6	31,4	0,2	29,9	29,7	0,2	29,2	29,0	0,2
Holandia	147,9	106,9	41,0	124,6	82,7	41,9	-	-	-
Polska	1 080,0	1 080,0	0,0	1 055,5	1 055,5	0,0	990,1	990,1	0,0
Portugalia	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Romania	1,4	0,0	1,4	5,6	0,0	5,6	1,6	0,0	1,6
Słowacja	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Słowenia	5,4	3,6	1,8	4,8	1,7	3,1	6,7	3,6	3,1
Hiszpania	14 556,8	14 534,0	22,8	15 154,5	15 129,0	25,5	-	-	-
Szwecja	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Wielka Brytania	-	-	-	-	-	-	-	-	-

* rolnictwo, leśnictwo i rybactwo

Źródło: Eurostat.

Drugim mankamentem dostępnych danych jest ich fragmentaryczność. W tabeli 4.1 przedstawiono dane za trzy lata i wyraźnie widoczne są ich braki. Sta-je się to jeszcze bardziej widoczne przy przeglądaniu dłuższych szeregów czasowych. Warto zwrócić uwagę na fakt, że problemem jest nie tylko brak ewidencji zużycia wody w rolnictwie w niektórych krajach, np. w Danii czy we Włoszech, lecz także, iż część krajów udostępnia dane jedynie za wybrane lata. W przypadku przedstawionego szeregu czasowego dane dla Niemiec i Francji dostępne są jedynie za rok 2013, dla Belgii i Holandii nie ma danych za 2015 rok, a Luksemburg udostępnił jedynie te za rok 2015. Tak wysoka fragmentaryczność danych powoduje bardzo duże problemy przy analizie zużycia wody w rolnictwie oraz jego wycenie. W szczególności w perspektywie planów dotyczących wprowadzenia powszechnej wyceny zużycia wody w rolnictwie i opłat za nią. Nie jest możliwe przygotowanie odpowiedniego rozwiązania administracyjnego bez dostępu do pełnych i rzetelnych danych. W szczególności zaskakuje brak informacji na temat zużycia wody w rolnictwie w krajach o suchym klimacie, takich jak Włochy i Portugalia, gdzie należy się spodziewać wysokiego zużycia z uwagi na konieczność obfitych nawodnień, m.in. plantacji winogron.

Rzetelność danych, ich szacunkowość, jest kolejną istotną kwestią. Część, jeżeli nie całość, dostępnych danych nie pochodzi z badań statystycznych na rzeczywistej populacji lecz jest jedynie oszacowaniem Eurostatu lub krajowych urzędów statystycznych. Warto zastanowić się w szczególności nad kwestią metody szacowania zużycia wody. Niemcy – kraj o bardzo zbliżonym do Polski położeniu geograficznym i klimacie, o podobnej wielkości i ważności rolnictwa w gospodarce, z wyżej rozwiniętym technologicznie rolnictwem (co potencjalnie zwiększa efektywność nawadniania, ale równocześnie może zwiększać zapotrzebowanie na nie) – wykazują w statystykach dużo niższe zużycie wody niż Polska. Budzi to wątpliwości autorów w zakresie porównywalności metod szacowania zużycia wody w tych krajach. Wysoka pozycja Francji pod względem zużycia wody w rolnictwie potwierdza jedynie wątpliwości dotyczące danych dla Niemiec – wydają się one zbyt niskie w porównaniu z innymi krajami z regionu. Kolejnym krajem o zaskakująco niskim zużyciu wody w statystykach jest Rumunia. Jest to kraj rolniczy położony w rejonie geograficznym, gdzie nawadnianie jest konieczne, a jednak zużycie wody podawane w dostępnych statystykach jest zaskakująco niskie. Po raz kolejny pokazuje to, że aby móc wprowadzić narzędzie administracyjne do pobierania opłat za zużycie wody w rolnictwie, najpierw należy ujednoclić i doprecyzować metodę zbierania danych na temat tego zużycia.

Ponadto wątpliwości budzi metoda oszacowania zużycia wody pochodzącej ze źródeł własnych. W przypadku wody wodociągowej istnieje obowiązek mierzenia ilości zużytej wody, w ogrodnictwie zużycie to jest przynajmniej czę-

ściowo kontrolowane z uwagi na konieczność dobrania odpowiednich dawek wody do potrzeb roślin. Jednakże w przypadku upraw polowych nawadnianych z ujęć własnych zużycie takie można, według wiedzy autorów, jedynie oszacować metodą ekspercką i adekwatność tego oszacowania może budzić wątpliwości w szczególności w skali, jaką jest zużycie krajowe wody. Dodatkowo należy wskazać na fakt, że nie jest do końca wiadome, czy dane te dotyczą tylko zużycia wody, czy też wody i ścieków w rolnictwie oraz jak klasyfikowane jest zużycie wody w produkcji zwierzęcej. Ponadto nie podano informacji, czy przedstawione dane dotyczą tylko sieci wodociągowych, czy również ujęć własnych.

Zużycie wody w polskim rolnictwie

Dane statystyczne dotyczące zużycia wody w polskim rolnictwie dostępne są na poziomie regionalnym – województw. Zostały one przedstawione w tabeli 4.2.

Pierwszą istotną obserwacją w przypadku porównania danych dotyczących zużycia wody w rolnictwie z tabeli 4.2 z danymi dla Polski z tabeli 4.1 jest fakt, że nie są one identyczne. Analiza rozbieżności pozwoliła na wyjaśnienie, że w Eurostat zużycie wody w rolnictwie odpowiada poborowi wód powierzchniowych na potrzeby rolnictwa, pomijany jest natomiast pobór wód podziemnych. Główny Urząd Statystyczny w Polsce przedstawia zużycie wody w rolnictwie jako równe poborowi łącznie wód powierzchniowych i podziemnych na potrzeby rolnictwa. Wskazać należy, że podobnie jak w przypadku danych Eurostatu, tu również poprzez rolnictwo rozumiane jest rolnictwo, leśnictwo i rybactwo. Natomiast dane dotyczące powierzchni nawadnianych oraz poboru wody i ścieków obejmują rolnictwo i leśnictwo.

W przypadku zużycia wody w rolnictwie w ujęciu regionalnym widoczna jest dominacja trzech województw – dolnośląskiego, lubelskiego i wielkopolskiego. W pozostałych zużycie to jest znacząco niższe. Jest ono najwyższe w tych województwach z uwagi na m.in. postępujący proces stepowienia w Polsce zachodniej (Górski, Kuś 2003) oraz udział ogrodnictwa szklarniowego w całości produkcji rolnej. Zaobserwować można, iż powierzchnia nawadnianych gruntów nie ma bezpośredniej korelacji z zużyciem wody. Najwyższe zużycie wody występuje w województwie dolnośląskim, mimo iż ma ona jedną z niższych powierzchni nawadnianych gruntów. Wielkość zużycia wody ma dużo większy związek z dostępnością wody opadowej oraz kierunkiem produkcji rolnej, w tym w szczególności ogrodniczej. Powierzchnia nawadniania gruntów jest najwyższa w województwach wielkopolskim, podlaskim i mazowieckim. Spośród nich tylko wielkopolskie charakteryzuje się także najwyższym zużyciem wody.

Ciekawe jest porównanie danych dotyczących zużycia wody z poborem wody i ścieków na cele nawodnień w rolnictwie i leśnictwie. Pierwszą istotną obserwacją jest fakt, że nie są to dane spójne. Oznacza to, że zużycie wody w rolnictwie nie obejmuje użycia ścieków na cele nawodnień. Dyskusyjna i w trakcie wyjaśnień pozostaje dla autorów kwestia klasyfikacji wody używanej w produkcji zwierzęcej. Teoretycznie powinna być ona uwzględniona w zużyciu wody i pominięta w poborze wody na cele nawodnień. Ponadto należy wskazać, że najwyższy pobór wody i ścieków zaobserwowano w województwach mazowieckim, wielkopolskim i kujawsko-pomorskim, czyli innych niż w przypadku zużycia wody. Różnice można próbować wyjaśniać skalą zużycia ścieków na potrzeby nawodnień, jednak w opinii autorów nie jest to jedyne wyjaśnienie występujących różnic.

Tabela 4.2. Statystyki regionalne dotyczące zużycia wody w polskim rolnictwie* w 2016 roku

Region	Zużycie ¹ wody (mln m ³)	Powierzchnia nawadnianych użytków rolnych i leśnych (ha) ²	Pobór wody i ścieków na cele nawodnień oraz zużycie ścieków ³ w dam ³	
			całkowity	na 1 ha
Polska	1 047,7	73 202	89 870	1,2
dolnośląskie	184,9	453	399	0,9
kujawsko-pomorskie	54,9	2 902	11 615	4,0
lubelskie	129,1	5 142	6 342	1,2
lubuskie	35,8	824	1 279	1,6
łódzkie	53,3	339	809	2,4
małopolskie	56,5	-	-	-
mazowieckie	89,0	12 072	31 286	2,5
opolskie	51,7	-	613	0,3
podkarpackie	39,0	1 230	1 772	1,4
podlaskie	26,6	12 693	1 670	0,1
pomorskie	8,9	6 689	7 121	0,9
śląskie	64,2	-	-	-
świętokrzyskie	65,5	-	-	-
warmińsko-mazurskie	32,2	3 048	8 824	2,9
wielkopolskie	119,1	19 785	17 354	0,8
zachodniopomorskie	32,0	674	786	0,6

* rolnictwo, leśnictwo i rybactwo

¹ równe poborowi wody; ² obiekty o powierzchni co najmniej 20 ha, bez rybactwa; ³ bez rybactwa

Źródło: Ochrona Środowiska 2017.

Wskazane nieścisłości pokazują konieczność dopracowania metodologii zbierania danych na temat zużycia wody w rolnictwie. Aktualnie dostępne dane nie są wystarczające aby wykorzystać je na potrzeby opracowania administracyjnego rozwiązania kwestii wprowadzenia opłat za zużycie wody w rolnictwie.

Wycena zużycia wody w rolnictwie

Proponowana metoda wyceny zużycia wody w rolnictwie opiera się na koszcie alternatywnym pozyskania tego zasobu. Jak wynika z tabel 4.1 oraz 4.2 zdecydowana większość wody zużywanej w rolnictwie pochodzi z ujęć własnych. Sytuacja ta powoduje, że dla rolnika woda ta jest bardzo tania. Największym wydatkiem jest budowa infrastruktury niezbędnej do pozyskania wody, jak studnie i pompy (wykorzystywane również do powierzchniowego poboru ze zbiorników wodnych). Późniejsze wydatki eksploatacyjne są już relatywnie niewielkie w stosunku do ilości możliwej do pozyskania wody. Z punktu widzenia rolnika jest to rozwiązanie niemal idealne – po jednorazowej inwestycji może on bardzo tanio podlewać swoje uprawy czy poić zwierzęta i uzyskiwać dobre wyniki produkcyjne. Jednakże taka forma organizacji gospodarki wodnej powoduje, że rolnicy nie dbają o trwałość zasobów wodnych, starając się czerpać możliwie jak najwięcej dla swoich potrzeb, z pominięciem potrzeb innych użytkowników czy środowiska. W powiązaniu ze zmianami klimatycznymi skutkuje to kurczeniem się naturalnych zasobów wody ogółem, wody pitnej czy też wzrastającymi kosztami oczyszczania wody na cele bytowe i gospodarcze. Ponadto ze społecznego punktu widzenia nie jest rozwiązaniem sprawiedliwym, że producenci z innych gałęzi płacą za wodę, podczas gdy producenci rolni nie. Są to jedne z powodów, dla których kwestia wprowadzenia opłaty za wodę w rolnictwie jest dyskutowana na forum prawodawców¹⁵.

Kwestia wartości wody jako efektu zewnętrznego jest bardzo skomplikowana. Woda jako zasób ma wartość samą w sobie. Jest to wartość, która odzwierciedla wartość wewnętrzną zasobu, a nie koszt jego pozyskania czy wykorzystania. Byłaby to wartość idealna z punktu widzenia internalizacji efektów zewnętrznych. Zużycie wody pochodzącej z ujęć własnych zmniejsza zasoby wody w przyrodzie i tym samym generuje koszty zewnętrzne. Wartość zużytego zasobu jest idealnym odzwierciedleniem tego kosztu. Jednakże jest ona niezwykle trudna do oszacowania. Dużym problemem jest fakt, że pozorna powszechność wody (pozorna, gdyż zdecydowana większość dostępnej wody nie nadaje się do zastosowań bytowych i przemysłowych, np. woda słona czy zbytnio za-

¹⁵ Ustawa regulująca opłaty za wodę w polskim rolnictwie została już uchwalona, ale podjęte decyzje nie zakończyły dyskusji na temat zasadności przyjętych stawek.

nieczyszczona) powoduje, że nie ma ona wartości wymiennej. W takiej sytuacji rozwiązaniem w zakresie wyceny zużycia wody w rolnictwie jest zastosowanie metody wyceny pośredniej, która jest powszechnie stosowana w przypadku wyceny efektów zewnętrznych.

Proponowana przez Autorów metoda wyceny pośredniej opiera się na koszcie alternatywnym pozyskania wody. Przy założeniu braku możliwości pozyskiwania wody z ujęć własnych rolnicy musieliby pozyskiwać wodę z sieci wodociągowych i uiszczać opłatę w wysokości takiej samej jak inni odbiorcy wody przemysłowej. Wycena zużycia wody w rolnictwie opiera się w proponowanej metodzie na prostym oszacowaniu tej wartości na podstawie zużycia wody i cen wody wodociągowej dla odbiorców przemysłowych. Przyjęta przez Autorów cena wody dla przemysłu (tabela 3) jest znacznie wyższa niż wspomniana we wstępie stawka opłaty wynikająca z ustawy Prawo wodne. Wynika to z przekonania Autorów, że stawka ta zaniża znacznie realną wartość wody i koszt zewnętrzny wykorzystania wody w rolnictwie. Proponowana metoda wyceny pośredniej opiera się na koszcie alternatywnym pozyskania wody, który odzwierciedla koszty pozyskania zasobu i jest znacznie bardziej zbliżony do wartości samoistnej wody jako zasobu. W praktyce wartość wody powinna zawierać w sobie zarówno wycenę kosztów poboru, jak i wartość samoistną, jednakże ze względu na niemożność wyceny tej drugiej Autorzy zdecydowali się jedynie na wycenę wartości pozyskania wody, co już przybliżyło do jej realnej wartości.

Cena wody wodociągowej odzwierciedla koszt pozyskania wody, jej przygotowania oraz dostarczenia do finalnych odbiorców. Nie jest to wartość wewnętrzna zasobu wody, lecz wystarczająco bliski substytut, gdyż z punktu widzenia rachunku ekonomicznego jednostek wykorzystujących wodę w produkcji to właśnie koszt jej zakupu jest najistotniejszy. Podobnie jak w przypadku wyceny emisji gazów cieplarnianych w rolnictwie, gdzie Autorzy zastosowali metodę rynkową, wykorzystując cenę nabycia praw do emisji dwutlenku węgla (Prandecki, Gajos 2017). Cena, za którą można nabyć wodę od przedsiębiorstw wodociągowych, nie jest jednak ceną rynkową. Są to przedsiębiorstwa funkcjonujące w warunkach *quasi*-monopolu. Nie konkurują one bezpośrednio ze sobą. Cena wyznaczona jest nie przez mechanizm rynkowy, lecz kalkulację kosztów przedsiębiorstw wodociągowych i oczekiwanych przez nie zysków.

Koszt alternatywny w postaci ceny zakupu wody wodociągowej odzwierciedla koszty pozyskania wody, nie zaś wartość wody jako zasobu, co jest pewną zaletą tej metody z punktu widzenia planowanego wprowadzenia opłat za wodę w rolnictwie. Tak przeprowadzona wycena pokazuje bowiem skalę kosztów, jakie ponieśliby rolnicy, gdyby pozyskiwali wodę z tych samych źródeł co przedsiębiorcy z innych gałęzi gospodarki. W opinii Autorów wartość ta nie

powinna być także niższa niż koszty dla środowiska wynikające z poboru wody przez rolników i prowadzące do uszczuplenia się jej zasobów czy potencjalne zwiększone koszty pozyskania wody na cele bytowe i gospodarcze przez przedsiębiorstwa wodociągowe.

Tabela 4.3. Ceny wody dla odbiorców przemysłowych w Polsce

Region/rok	2013	2016
Polska	4,01	4,22
dolnośląskie	4,71	4,99
kujawsko-pomorskie	3,13	3,27
lubelskie	3,07	3,37
lubuskie	4,01	4,26
łódzkie	3,42	3,62
małopolskie	4,80	4,91
mazowieckie	3,85	4,08
opolskie	3,61	4,35
podkarpackie	4,57	4,97
podlaskie	2,90	3,43
pomorskie	3,26	3,38
śląskie	5,76	5,31
świętokrzyskie	4,22	5,13
warmińsko-mazurskie	3,26	3,80
wielkopolskie	3,49	3,80
zachodniopomorskie	4,61	3,10

Źródło: Izba Gospodarcza „Wodociągi Polskie”.

Dane na temat cen wody (tabela 4.3) pozyskane zostały dzięki współpracy z Izłą Gospodarczą „Wodociągi Polskie”, która udostępniła autorom średnie ceny wody w zrzeszonych przedsiębiorstwach wodociągowych, które wzięły udział w corocznej ankiecie na temat cen wody właśnie. Oparcie wyceny na cenach rzeczywistych pochodzących z planów taryfowych przedsiębiorstw wodociągowych pozwala na uwzględnienie czynnika rynkowego w wycenie.

W 2016 roku metr sześcienny wody dla odbiorców przemysłowych kosztował w Polsce średnio 4,22 zł. Najniższa cena odnotowana została w województwie zachodniopomorskim i wyniosła 3,10 zł/m³, najwyższa zaś w województwie śląskim – 5,31 zł/m³. Dysproporcje pomiędzy poszczególnymi województwami są więc bardzo duże. Podobne różnice występują w przypadku analizy zmienności cen w czasie. W analizowanym okresie (2013-2016) ceny wody w Polsce ogółem podrożały o 5,2%. Najwyższy wzrost cen odnotowano w województwie świętokrzyskim (+21,6%) oraz opolskim (+20,5%). W zachodniopomorskim i śląskim odnotowano natomiast spadki cen (odpowiednio -32,8% oraz -7,8%).

Analizując przedstawione dane, należy wziąć pod uwagę, że pochodzą one z nie-reprezentatywnego badania ankietowego przeprowadzonego wśród przedsiębiorstw zrzeszonych w Izbie Gospodarczej „Wodociągi Polskie”. Udział w badaniu był dobrowolny. Dodatkowo pomiędzy rokiem 2013 a 2016 zmieniła się klasyfikacja taryfowa dla grupy „przemysł” – wyodrębniono grupę przemysł spożywczy i farmaceutyczny. Przytoczone fakty mają pewien wpływ na zachowanie przedstawionych cen.

W tabeli 4.4 przedstawiono wycenę zużycia wody w rolnictwie. Bazując na danych opublikowanych przez GUS oraz udostępnionych przez Izbę Gospodarczą „Wodociągi Polskie”, stwierdzono, że koszt wody zużytej w polskim rolnictwie, pochodzącej głównie z ujęć własnych rolników, w 2016 roku wyniósł prawie 4,5 mld zł. Z uwagi na zróżnicowanie poziomu cen hierarchia województw według wartości zużytej wody nie jest identycznie taka sama jak według fizycznego zużycia wody. Różnice polegają jednak w dużej mierze na zamianie dwóch województw miejscami, a nie na odwróceniu hierarchii. Trzy województwa z najwyższą wartością zużycia wody w rolnictwie to w kolejności dolnośląskie, wielkopolskie i lubelskie. Dolnośląskie charakteryzuje się przy tym kosztem użycia wody ponad dwukrotnie wyższym niż kolejne dwa województwa.

Koszt zużycia wody w rolnictwie na poziomie prawie 4,5 mld zł jest pozycją bardzo istotną i gdyby zostało to włączone do rachunku ekonomicznego gospodarstw, to zmieniłoby poziomy opłacalności poszczególnych działalności, a wręcz mogłoby skutkować pojawieniem się braku opłacalności części działalności rolniczych.

Według danych GUS w Polsce w 2016 roku było 1,4 mln gospodarstw rolnych (GUS 2017b). Prosty rachunek pozwala określić, że na jedno gospodarstwo rolne przypada koszt zużycia wody ponad 3,2 tys. zł. Kwota ta zakłada równomierne rozłożenie tego kosztu na wszystkie gospodarstwa, co jest oczywiście nadmiernym uproszczeniem, gdyż nie tylko gospodarstwa większe obszarcowo ponoszą wyższe koszty, ale skala nawodnienia zależy również od typu działalności rolnej. Obraz dodatkowo komplikuje kwestia produkcji zwierzęcej i technologii produkcji roślinnej. Jednakże nawet przyjmując tak wysoko idące uproszczenie, koszt zewnętrzny zużycia wody w przeliczeniu na jedno gospodarstwo jest wysoki. W chwili obecnej producenci rolni nie płacą dodatkowo za wodę pobieraną z ujęć własnych. Skala wartości wody zużytej w rolnictwie jest bardzo duża, a potencjalne dodatkowe koszty produkcji wręcz ogromne. Koszt wody przypadający na jedno gospodarstwo wydaje się być możliwy do pokrycia przez zdecydowaną większość gospodarstw tylko w krótkim okresie. Nadwyżka bezpośrednia większości działalności rolniczych po uwzględnieniu skali produkcji w gospodarstwach powinna pozwolić na pokrycie tego kosztu. Jednakże

w długim okresie, przy konieczności pokrycia nie tylko kosztów bezpośrednich produkcji, lecz także kosztów pośrednich, w tym finansowych, dodatkowy koszt w postaci kosztu wody może spowodować problemy z już i tak trudnym w przypadku polskich gospodarstw odnawianiem kapitału.

Tabela 4.4. Wycena zużycia wody w polskim rolnictwie w 2016 roku

Region	Zużycie wody (mln m ³)	Cena wody dla odbiorców przemysłowych (PLN/m ³)	Wartość zużycia wody w rolnictwie (mln PLN)
Polska	1047,7	4,22	4421,29
dolnośląskie	184,9	4,99	922,65
kujawsko-pomorskie	54,9	3,27	179,52
lubelskie	129,1	3,37	435,07
lubuskie	35,8	4,26	152,51
łódzkie	53,3	3,62	192,95
małopolskie	56,5	4,91	277,42
mazowieckie	89,0	4,08	363,12
opolskie	51,7	4,35	224,90
podkarpackie	39,0	4,97	193,83
podlaskie	26,6	3,43	91,24
pomorskie	8,9	3,38	30,08
śląskie	64,2	5,31	340,90
świętokrzyskie	65,5	5,13	336,02
warmińsko-mazurskie	32,2	3,80	122,36
wielkopolskie	119,1	3,80	452,58
zachodniopomorskie	32,0	3,10	99,20

Źródło: opracowanie własne na podstawie GUS (2017a) i danych Izby Gospodarczej „Wodociągi Polskie”.

W kolejnej tabeli – 4.5 – przedstawiono wycenę zużycia wody w rolnictwie bazującą nie na statystykach dotyczących zużycia wody podawanych przez GUS, lecz na śladzie wodnym obliczonym w rozdziale 3 (tabela 3.5). Z punktu widzenia ekonomicznej wyceny efektu zewnętrznego jakim jest zużycie wody w rolnictwie wycena bazująca na śladzie wodnym jest bliższa rzeczywistości kosztowi zewnętrznemu, gdyż uwzględnia całą wodę pobieraną z przyrody przez produkcję rolną. Jest to o tyle istotne, że nawet bez dodatkowego nawadniania rośliny i zwierzęta pobierają wodę z przyrody i w pewnych warunkach może to powodować zaburzenia w równowadze w przyrodzie i generować negatywne efekty zewnętrzne.

Tabela 4.5. Wycena śladu wodnego w polskim rolnictwie w 2017 r.*

Region	Ślad wodny (mln m ³)	Cena wody dla odbiorców przemysłowych (PLN/m ³)	Wartość śladu wodnego w rolnictwie (mln PLN)
Polska	57 370	4,22	242 101,4

* przyjęto cenę wody z 2016 r. z uwagi na brak nowszych danych

Źródło: opracowanie własne.

Wartość śladu wodnego w Polsce w 2017 roku wyniosła ponad 240 mld zł. Należy pamiętać, że podobnie jak sam ślad wodny jest zaniżony z uwagi na uwzględnienie przy jego obliczaniu jedynie wybranych gatunków roślin i zwierząt, tak i wartość śladu wodnego z tego samego powodu również jest zaniżona. Mimo to wartość ta jest ponad 50-krotnie wyższa niż obliczona na podstawie zużycia wody podawanego w oficjalnych statystykach. Gdyby tę wartość zużycia wody przeliczyć na pojedyncze gospodarstwo rolne, okazałoby się, że koszt zużycia wody przypadający na nie wyniósłby prawie 173 tys. zł. Kwota ta jest niewyobrażalna dla niemal wszystkich polskich gospodarstw. Kwota 3,5 tys. zł bazująca na oficjalnym zużyciu wody w rolnictwie może powodować problemy w długim okresie. Kwota 173 tys. zł wynikająca ze śladu wodnego powodowałaby problemy także i w krótkim okresie, a także byłaby wręcz niemożliwa do pokrycia przez znaczną część gospodarstw i doprowadziłaby do ich bankructwa. Jednakże z punktu widzenia wyceny zużycia wody w rolnictwie jako efektu zewnętrznego wartość ta jest znacznie bliższa jego faktycznej wartości niż ta wynikająca z oficjalnych statystyk. Jak wspomniano w rozdziale 1, efekt zewnętrzny pokrywa nie tylko wodę podawaną roślinom i zwierzętom przez rolników ze źródeł antropogenicznych, lecz także tę pobieraną przez nie bezpośrednio z natury.

Efektywność wodna w rolnictwie

Woda spełnia zróżnicowane funkcje w działalności gospodarczej, w związku z czym konieczna jest nie tylko jej ochrona przed zanieczyszczeniami, ale również racjonalne i oszczędne gospodarowanie jej zasobami. Efektywne wykorzystanie wody stanowi podstawę właściwego zarządzania gospodarką wodną. Rolnictwo opiera się na dwóch źródłach wody. Pierwszy to opady atmosferyczne i nawadnianie. W warunkach polskich, gdzie 0,3% UR jest nawadnianych, można uznać, że wielkość opadów atmosferycznych decyduje o wielkości plonów i dalej o dochodach w rolnictwie. W Polsce obserwowane są w ostatnich latach susze, które przynoszą duże straty w plonach i w dochodach rolniczych, jak również poważne szkody w środowisku przyrodniczym. W Polsce prawie 25% powierzchni kraju stano-

wią obszary o dużym i bardzo dużym stopniu zagrożenia występowaniem susz hydrologicznych. Są to przeważnie tereny rolnicze (Kuś 2016). Kuś podaje, że w przypadku Polski główną rolę powinna odgrywać mała retencja. Chodzi tu o: mokradła, stawy, zbiorniki przeciwpowodziowe, małe zbiorniki śródpolne, urządzenia piętrzące wodę na rzekach i strumieniach, poldery. Znaczenie mają również fitomelioracje i zadrzewienia śródpolne.

Ogółem ilość wody w glebie jest dynamiczna. Jej ilość warunkują przychody (opady atmosferyczne, nawadnianie, napływ i wzrost kapilarny) oraz straty, które są spowodowane ewapotranspiracją, odpływem i perkolacją. Z kolei za gromadzenie wody i jej dostępność dla roślin odpowiada struktura gleby. Aby zapewnić odpowiednią ilość wody dla roślin oraz zmniejszyć straty wody, stosuje się odpowiednie praktyki rolnicze. Praktyki te mają za zadanie poprawić strukturę gleby, zmniejszyć jej zagęszczenie oraz chronić i zwiększać poziom materii organicznej gleby (próchnicy). W konsekwencji sprzyja zdolności gleby do wychwytywania i magazynowania wody, a tym samym poprawia efektywność jej wykorzystania. Praktyki rolnicze można podzielić na dwie grupy: praktyki zwiększające dostępność wody dla roślin oraz te poprawiające bilans wodny w glebie. Jako przykład tych pierwszych **poprawiających dostępność wody** można wymienić głęboką uprawę roli (*Ripper subsoiling (non-inversion tillage)*), zwiększenie zawartości materii organicznej w glebie (*Increasing soil OM*), utrzymanie zawartości materii organicznej w glebie (*Preserve soil OM*), kontrolowany ruch (*Controlled traffic*). Do drugich można zaliczyć: rolnictwo tradycyjne (*Conservation Agriculture*), mulczowanie gleby (*Soil mulching*) i dobór gatunków uprawowych (*Choice of cultivated species*) (opracowane na podstawie *EPI-AGRI*, Kuś 2016).

Ripper subsoiling (non-inversion tillage) – głęboka uprawa roli. Praktyka ta polega na rozdrabnianiu twardych warstw gleby, co ułatwia rozrost korzeni w głębsze warstwy gleby.

Increasing soil OM – zwiększenie zawartości materii organicznej w glebie. Zawartość próchnicy warunkuje strukturę gleby, która z kolei odpowiada za zatrzymywanie wody w glebie. Warunkiem poprawy zdolności retencji wody w glebie jest jej odpowiednia struktura gruzełkowata. Dzięki niej woda zatrzymywana jest w glebie, tym samym zostają ograniczone spływy powierzchniowe i erozja wodna. Oprócz tego rośliny mogą rozbudować system korzeniowy, który przyczynia się do lepszego wykorzystania zapasów wody glebowej. Za prawidłową strukturę gleby odpowiada zawartość próchnicy w glebie. Aby uzyskać przyrost materii organicznej w glebie zaleca się uprawę roślin bobowatych wieloletnich oraz ich mieszanek z trawami lub samych traw, stosowanie nawozów naturalnych, organicznych, uprawa międzyplonów oraz bezorkowa uprawa roli lub siew bezpośredni. Stosowanie tradycyjnych substancji organicznych jak obornik oraz nawóz

zielony, czy alternatywnych, takich jak: kompost, rośliny okrywowe, ściółkowanie, odpady pofermentacyjne czy osady ściekowe służy to wzrostowi zawartości próchnicy. Stosowanie zewnętrznych źródeł materii organicznej ogranicza efektywna zawartość składników pokarmowych i stosunek węgla do azotu oraz ryzyko zanieczyszczenia gleby (metale ciężkie, antybiotyki, pestycydy).

Preserve soil OM – utrzymanie zawartości materii organicznej w glebie. Aby zminimalizować mineralizację materii organicznej w glebie minimalizuje się zabiegi, w szczególności orkę. Duże znaczenie mają warunki pedoklimatyczne (susza lub wilgotność).

Controlled traffic – kontrolowany ruch. Chodzi tu o zwracanie uwagi, aby maszyny rolnicze poruszały się po tych samych torach, i niepotrzebnie nie ugniatały gleby, zagęszczając ją. Ideałem jest ograniczenie torów przejazdu pojazdów do 20% wielkości pola. Dzięki temu poprawia się struktura gleby, lepsza jest retencja składników odżywczych, mniejsza erozja gleby. Praktyka ta wymaga standaryzacji szerokości maszyn oraz stosowania nawigacji GPS.

Techniki poprawiające bilans wody w glebie to:

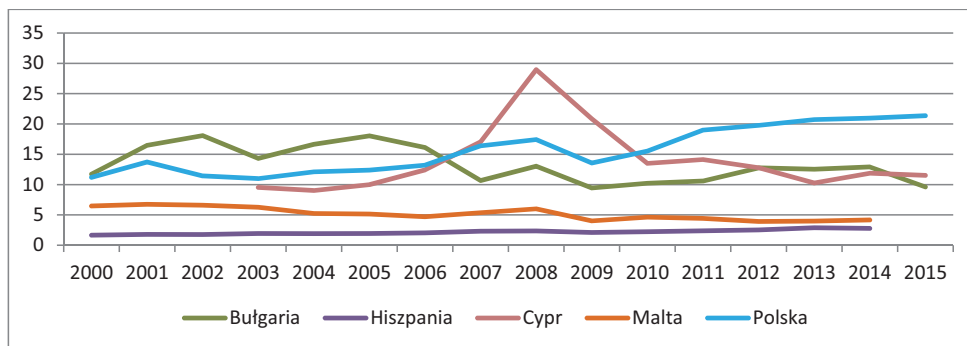
- *Conservation Agriculture* – Rolnictwo tradycyjne, polegające na połączeniu szeregu praktyk rolniczych, które powodują minimalne zmiany w glebie. Chodzi tu o: uprawę uproszczoną, wysiew nasion, retencję resztek poźniwnych, płodozmian. Praktyki te poprawiają inflitację wody w glebie, redukują straty wody wynikające z procesu parowania i spływania. Dodatkowymi zaletami jest większa stabilność plonów oraz niższe koszty pracy i maszyn.
- *Soil mulching* – mulczowanie gleby (ściółkowanie). Do zalet należy zaliczyć zmniejszenie parowania gleby i przyspieszenie pierwszej fazy wzrostu roślin. Stosuje się ściółki naturalne i z tworzyw sztucznych. Ściółki z tworzyw sztucznych stosuje się przeważnie do uprawy gatunków ogrodniczych przy jednoczesnym stosowaniu nawadniania. Zatrzymują one wodę w glebie.
- *Choice of cultivated species* – dobór gatunków uprawowych. Jest to odpowiedni dobór roślin do konkretnej gleby pod względem wymagań, systemu korzeniowego. Roślin, które mają krótszy okres wegetacyjny, mniejsze potrzeby wodne. Stosowanie międzyplonów. Wybór roślin ozimych, które lepiej wykorzystują wodę.

Efektywne wykorzystanie wody jest kluczową kwestią dla właściwego zarządzania gospodarką wodną. **Efektywność wody** (*Water efficiency*) można rozpatrywać jako stosunek nakładu wody do jej użyteczności ekonomicznej/produktywnej danego sektora lub działalności (m^3 na jednostkę produktu). Oznacza to, że wzrost efektywności oznacza mniejszą ilość wody do osiągnię-

cia tej samej lub większej ilości produktu. Z kolei **produktywność wody** (*Water productivity*) rozpatruje się jako stosunek korzyści netto do ilości zużytej wody w procesie produkcyjnym (jednostka produktu na m³ wody (GWP, 2006). A zatem zwiększona produktywność wody oznacza zwiększenie korzyści płynących z jednostki nakładu wody. W przypadku, gdy produkcję wyrażamy wartościowo, określa się ją mianem wydajności ekonomicznej wody (zł/m³). Aby osiągnąć zrównoważenie, należy rozpatrywać wodę, energię oraz żywność i ekosystem całościowo, należy dostrzec synergię.

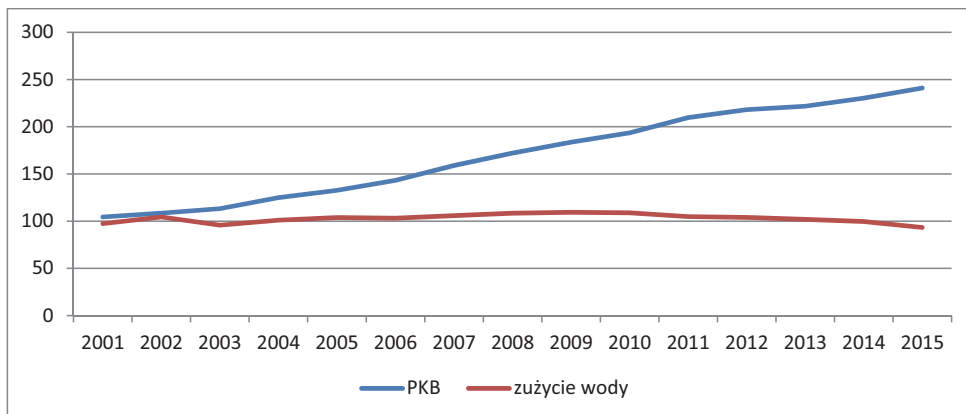
W przypadku Polski stwierdzono wzrost produktywności wykorzystania wody w latach 2000-2015 (wykres 4.1). Produktywność została tu wyliczona jako wartość produkcji rolniczej (w mln euro) w stosunku do zużycia wody w rolnictwie (w mln m³). W całym okresie jedynie w czterech latach odnotowano jej spadek (w 2002, 2003, 2009 i 2010). Przyczyną było obniżenie w tych latach wartości produkcji rolniczej. Ze względu na niekompletne dane dotyczące zużycia wody w rolnictwie, produktywność wykorzystania wody była możliwa do wyliczenia tylko dla kilku państw. W przypadku Hiszpanii odnotowano wzrost produktywności wody. Z kolei na Cyprze tylko do roku 2008, następnie odnotowano jej spadek. Przyczyną tego zjawiska było znaczne obniżenie zużycia wody w roku 2008. Pozostałe kraje wykazywały spadek produktywności wody wykorzystywanej w celach rolniczych w badanych latach.

Wykres 4.1. Produktywność wody w wybranych państwach w latach 2000-2015 (w euro/m³)



Źródło: opracowanie własne na podstawie *Water use by supply category and economical sector [env_wat_cat]*, dane pobrane: 16.12.2018 *Economic accounts for agriculture – values at current prices [aact_eaa01]*.

Wykres 4.2. Dynamika zużycia wody na potrzeby rolnictwa oraz PKB w Polsce (2000=100)

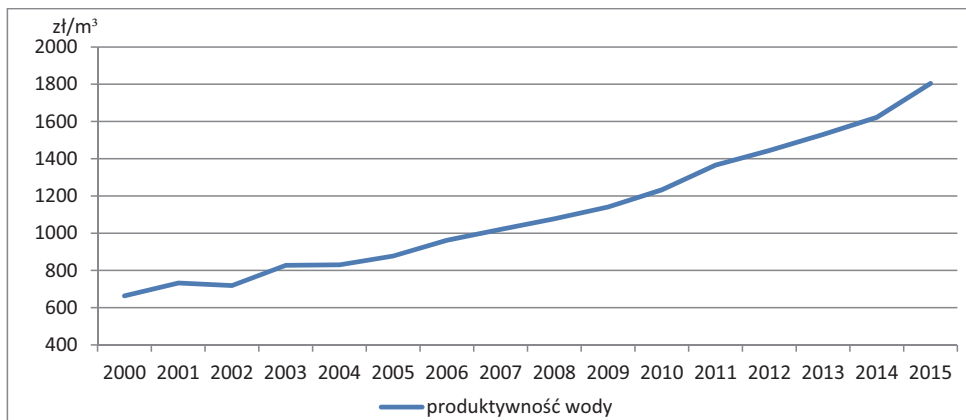


Źródło: Eurostat, *GDP and main components (output, expenditure and income) [nama_10_gdp]* Extracted on 19.12.2018, *Water use by supply category and economical sector [env_wat_cat]* dane pobrane 16.12.2018.

Innym sposobem określenia produktywności wody może być uwzględnienie PKB. Poziom zużytej wody łączy się tu z intensywnością produkcji i wzorcami konsumpcji indywidualnej. GUS produktywność wody definiuje jako relacje między produktem krajowym brutto wyrażonym w cenach stałych a zużyciem wody na potrzeby gospodarki narodowej i ludności. Wskaźnik przedstawia poziom PKB przypadający na jednostkę zużycia wody i służy do oceny efektywności gospodarowania wodą (GUS, 2017a). Na podstawie dynamiki zużycia wody w rolnictwie i dynamiki PKB (wykres 4.2) widoczny jest pozytywny trend, a mianowicie spadek zużycia wody w rolnictwie przy jednoczesnym wzroście PKB w Polsce.

Natomiast produktywność wody wyliczona jako relacja produktu krajowego brutto cenach stałych a zużyciem wody na potrzeby rolnictwa wyraźnie wzrasta (za wyjątkiem 2002 roku). W 2015 roku wyniosła 1804,34 zł/m³ i była w stosunku do roku poprzedniego wyższa o ponad 11%, a w stosunku do roku 2000 o ponad 171% (wykres 4.3).

Wykres 4.3. Produktywność wody jako relacja PKB w cenach roku poprzedniego w mln zł do ilości zużytej wody do celów rolniczych w mln m³



Źródło: opracowanie własne na podstawie danych Eurostatu: *GDP and main components (output, expenditure and income) [nama_10_gdp]* dane pobrane 19.12.2018, *ater use by supply category and economical sector [env_wat_cat]* Dane pobrane: 16.12.2018.

Podsumowanie

Woda jest czynnikiem niezbędnym do życia. Jej znaczenie dla ludzkości jest nieocenione. Zmiany zachodzące w środowisku wywołane bezpośrednią i pośrednią działalnością człowieka powodują, że dostęp do wody o odpowiedniej jakości (np. zdatnej do spożycia lub do wykorzystania rolniczego) staje się coraz większym wyzwaniem. Z tego powodu woda jako zasób przestaje mieć charakter dobra wolnego i stopniowo nabiera wartości. Przejawem tego są różne opłaty naliczane za pobór wody. Dotyczą one już nie tylko systemów wodociągowych, ale również ujęć własnych, w tym powierzchniowych.

Niezależnie od wzrostu znaczenia wody, w Europie (będącej liderem w zakresie ochrony środowiska) zauważa się braki w wiedzy na temat poziomu jej zużycia. W szczególności dotyczy to rolnictwa, które według szacunków odpowiada za około 70% konsumpcji wody. Porównanie statystyk międzynarodowych (dane Eurostatu) prowadzi do wniosku o ignorowaniu tego problemu przez wiele państw oraz o stosowaniu różnych metod pomiaru w pozostałych. Świadczą o tym znaczące różnice w zużyciu wody w krajach o zbliżonych warunkach klimatycznych i metodach produkcji oraz porównania krajów o odmiennych warunkach klimatycznych. W tym ostatnim przypadku zdarza się, że według statystyk, przy podobnej produkcji, kraje o większej ilości opadów i bardziej umiarkowanym klimacie nawadniają więcej niż te z klimatem suchym i ciepłym. Wydaje się to mało prawdopodobne. Ze względu na brak dokładnych informacji na temat różnic w metodach pomiaru oraz szacunkowe dane w przy-

padku wielu krajów, trudno jest przeprowadzić rzeczywiste porównania w zakresie konsumpcji wody w europejskim rolnictwie. Ograniczone dane pozwalają jednak na wnioski o niskiej świadomości i wiedzy Europejczyków w zakresie znaczenia i konsumpcji wody w poszczególnych krajach.

Przedstawiony mechanizm wyceny wartości wody opiera się na rozwiązaniach rynkowych, co powoduje, że wycena zawiera tylko wycinek wartości, tj. nie uwzględnia wartości pozarynkowej – efektów zewnętrznych. Do wyceny zastosowano proste wyliczenia statystyczne. Umożliwiają one zorientowanie się w wartości zużycia wody w rolnictwie oraz w przeliczeniu na poszczególne regiony. Wycena wartości wody w jednostkach pieniężnych umożliwia większe wyobrażenie sobie skali wpływu zasobów naturalnych na gospodarkę rolną.

Szczególne znaczenia nabierają analizy porównawcze w układzie regionalnym. Przykład Polski pokazuje, że połączenie różnej ceny wody i zapotrzebowania na nią może skutkować odmiennymi warunkami prowadzenia działalności rolniczej. Na razie różnice cenowe i w zakresie zapotrzebowania na wodę nie są znaczące. Jednakże już wiadomo, że z dużym prawdopodobieństwem różnice te będą się pogłębiać, co wynika z prognoz zmian klimatycznych. W efekcie wraz z zapotrzebowaniem może rosnąć również cena wody, a tym samym jej udział w kosztach produkcji rolniczej.

Bibliografia

- Chartres C.J., Varma, S. (2010). *Out of water: from abundance to scarcity and how to solve the world's water problems*. Upper Saddle River, N.J.; London: Financial Times/Prentice Hall ; Pearson Education [distributor].
- farmer.pl. (2017). Gajda: *Analizy wskazują, że opłaty za wodę powinny być wyższe; będą stopniowo rosły*. Pobrano 19.09.2018, z: <http://www.farmer.pl/finanse/gajda-analizy-wskazuja-ze-oplaty-za-wode-powinny-byc-wyzsze-beda-stopniowo-rosly,73774.html>
- GUS (2017a). *Ochrona środowiska*. Warszawa: GUS.
- GUS (2017b). *Rocznik Statystyczny Rzeczypospolitej Polskiej*. Warszawa: GUS.
- Górski T., Kuś J. (2003). *Wpływ zmian klimatu na rolnictwo*. W: Czy Polsce grożą katastrofy klimatyczne? Warszawa: Polska Akademia Nauk, Komitet Prognoz „Polska 2000 Plus”.
- Hoekstra A.Y. (2008). *The water footprint of food*. W: J. Förare (red.), *Water for food* (s. 9-61). Stockholm: The Swedish Research Council for Environment, Agricultural Sciences and Spatial Planning.

- Prandecki K., Gajos E. (2017). *Ekonomiczna wycena emisji wybranych substancji do powietrza w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem rolnictwa*. Kwartalnik Naukowy Uczelni Vistula, 2(53), 189-207.
- Smith A. (2007). *Badania nad naturą i przyczynami bogactwa narodów* (t. 1). Warszawa: Wydawnictwo Naukowe PWN.
- Prawo wodne (2018). Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r. Prawo wodne. Dz.U. 2018, poz. 2268.
- UE. (2000). Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego I Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej. Dziennik Urzędowy Wspólnot Europejskich. L. 327/1. wersja polska Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej. 15/t5. s. 275-346.

Rozdział 5. Wykorzystanie metody wyceny warunkowej do wyceny efektów zewnętrznych w rolnictwie

Wprowadzenie

W literaturze ekonomicznej poświęconej problemom efektów zewnętrznych coraz więcej uwagi poświęca się bezpośrednim metodom wyceny. W założeniu ich zastosowanie powinno nie tylko umożliwiać wycenę dóbr niemających wartości rynkowej i nieposiadających możliwości pośredniej wyceny, ale również umożliwiać dokładną wycenę konkretnego dobra, a nie ich grupy.

W dotychczasowych pracach prowadzonych w ramach zadania badawczego pt. „Ekonomiczna wycena efektów zewnętrznych i dóbr wspólnych” korzystano z pośrednich metod wyceny efektów zewnętrznych, zdecydowano jednak, że konieczne jest również rozszerzenie badań o metody bezpośrednie, co wynika z potrzeby wskazania rozwiązań najbardziej adekwatnych do potrzeb polskiego rolnictwa oraz rosnącej ich popularności.

W niniejszym rozdziale podjęto próbę oceny skuteczności zastosowania takiej metody w kontekście celów zadania, tj. wyceny wartości dóbr publicznych, wspólnych oraz efektów zewnętrznych. Działanie to zostało oparte na badaniach ankietowych przeprowadzonych metodą *wiligness to pay* przez Sylwię Małazewską. Celem rozdziału jest pokazanie wad i zalet wynikających ze stosowania bezpośrednich metod wyceny.

Metoda wyceny warunkowej – CVM (*Contingent Valuation Method*)

Metoda *Contingent Valuation Method* (CVM) została sformułowana przez Ciriacy-Wantrup pod koniec lat 40. ubiegłego wieku (1947). Jest ona zaliczana do bezpośrednich metod wyceny wartości dóbr nierynkowych. Wykorzystywana jest do szacowania wartości ekonomicznej różnego rodzaju dóbr, w tym dóbr publicznych i dóbr wspólnych. Coraz częściej można również zauważyć próby wykorzystania jej do wyceny efektów zewnętrznych. Autorom niniejszej publikacji nie są znane polskie przypadki takiego zastosowania metody wyceny warunkowej.

Prezentowana metoda opiera się na wykorzystaniu badań ankietowych do ustalenia wartości określonego dobra lub efektu zewnętrznego. W ramach jednego badania można zadać pytania o kilka dóbr, co dodatkowo umożliwia zbadanie hierarchii pomiędzy nimi.

Wycenę można przeprowadzić za pomocą sondażu w dwóch wariantach:

- *willingness to pay* (WTP) – skłonność do zapłaty – bezpośrednie pytanie o kwotę, jaką respondenci byliby skłonni zapłacić zadane dobro;

- *willingness to accept* (WTA) – skłonność do akceptacji – pytanie dotyczy wartości, która rekompensowałaby zmianę bądź utratę danego dobra, wyrażoną w cenach *quasi*-rynkowych.

Podstawowym założeniem stosowanym w tej metodzie jest budowa hipotetycznego scenariusza (lub kilku), który przedstawiany jest respondentom w postaci ankiety ukazującej sytuację transformacji danego dobra. Natomiast ankietowani mogą odpowiedzieć na ten proces adekwatnie do swoich preferencji. W metodzie CVM respondenci proszeni są z reguły o zadeklarowanie, czy przy określonej cenie (do zapłaty np. w formie zwiększonego podatku) byłiby za, czy też przeciw wprowadzeniu w życie określonego scenariusza, który opisuje zmianę dobra. Sytuacja, do której odnosi się respondent, określając deklarowaną kwotę, jest hipotetyczna. W związku z tym, w badaniach wykorzystywane jest założenie, że respondenci zachowują się w identyczny sposób jak na prawdziwym rynku (Wróblewska 2014).

Istnieje wiele formatów, w jakich można zadać główne pytanie wyceny (ang. *elicitation formats*). Do najprostszej kategorii należy format otwarty, który generuje dane w postaci ciągłej. Przykładem takiego pytania może być: „Ile maksymalnie zapłaciłby Pan/ zapłaciłaby Pani za...”. Najczęściej jednak stosowaną grupą pytań jest ta z formatem zamkniętym (ang. *dichotomous choice*), który jest wykorzystywany zwykle w scenariuszu przypominającym referendum – ang. *Referendum format* (Czajkowski b.d.). Można zastosować także różne formy „licytacji” wymagające odpowiedzi typu „tak/nie”, w połączeniu z pytaniami o maksymalną wartość *willingness to pay* – WTP, (Wróblewska 2014).

W literaturze podkreśla się, że istotną zaletą stosowanej metody jest bezpośrednie uzyskanie konkretnej kwoty – wyniku, jaki badana próba byłaby skłonna zapłacić za dane dobro lub efekt zewnętrzny. Jednocześnie inni autorzy (np. Winpenny 1995) wskazują, że hipotetyczny wynik może odbiegać od rzeczywistych zachowań ludzi. Jest to efektem pobudek natury psychologicznej, które są trudne do jednoznacznego określenia w modelach ekonomicznych. Głównie zwraca się uwagę, że w scenariuszach hipotetycznych respondenci są skłonni do zapłaty większych sum niż w rzeczywistości. Wydawanie pieniędzy, których człowiek nie posiada, jest łatwiejsze, ponieważ nie widać możliwości przeznaczenia ich na alternatywne potrzeby. Ponadto zwraca się uwagę na problem racjonalności decyzji (Kahneman i Tversky 2000, Smith 2009, Prandecki 2014). W sytuacjach nieznanych respondentom zamiast rozważenia danej hipotetycznej sytuacji następuje przeniesienie decyzji z innych sytuacji, znanych danej osobie. To powoduje, że odpowiedź na zadane pytanie nie musi się odnosić do wyceny rzeczywistych problemów, jakie występują na danym obszarze, ale do sytuacji, jaka jest przeniesiona z innego rynku (*de facto* wycena pośrednia)

lub innego obszaru, w którym dany problem (dobro lub efekt zewnętrzny) może mieć zupełnie inną wartość. Ponadto przedmiotem badania jest skłonność do zapłaty za dobro, a nie rzeczywiste koszty jego pozyskania czy też usunięcia (w przypadku negatywnych efektów zewnętrznych). Oznacza to, że wycena poprzez CVM może odzwierciedlać jedynie pewne wyobrażenie o wartości dobra lub wycenianej sytuacji.

Zdecydowaną zaletą opisywanej metody jest jej wysoka elastyczność, tj. możliwość zbadania i dostosowania do przeróżnych sytuacji (Czajkowski, b.d.). Z tych powodów jest ona najbardziej znana i najczęściej stosowana w badaniach, a także reprezentatywna dla wyceny dokonywanej bezpośrednio.

Do wad tej metody można zaliczyć potrzebę znacznej liczebności próby oraz wysokie koszty (Czajkowski b.d.). Nie pozwala ona ponadto na zebranie bardzo szczegółowych danych, tak jak przy metodzie np. *Choice Experiment* – CE (Carson 2011).

Miarodajne wyniki przy stosowaniu CVM można uzyskać tylko dzięki odpowiednio zaprojektowanym i dobrze przeprowadzonym badaniom. Trzeba również rozpatrywać różne problemy metodologiczne związane z wiarygodnością, błędami systematycznymi i poprawnością. Wiarygodność wiąże się z określeniem, w jakim stopniu zróżnicowanie odpowiedzi na pytania o WTP (wariancja) może być związane z błędem losowym. Im mniej losowy jest charakter badania, tym mniejsza jest jego wiarygodność, a także średnia WTP wynikająca z odpowiedzi ma niewielką wartość (Anderson, Śleszyński 1996).

Metoda CVM została uznana przez Komisję Arrowa–Solowa (1993) za poprawną przy szacowaniu wartości środowiskowych dóbr nierynkowych. Metoda jest powszechnie stosowana zarówno w skali światowej – m.in. w Finlandii (Pouta 2000) wykorzystano ją przy szacowaniu wartości programu Natura 2000, a w Japonii do wyceny roli systemów nawadniania (Toshisuke 2008) – jak również w Polsce, gdzie została wykorzystana do zbadania gotowości ludzi do zapłacenia za:

- oszczędność czasu (Bartczak 2002);
- obniżenie ryzyka zdrowotnego związanego z zanieczyszczeniem powietrza (Dzięgielewska 2003);
- poprawę jakości wody powierzchniowej (Markowska 2004);
- poprawę opieki medycznej (Markiewicz 2008);
- ochronę Morza Bałtyckiego przed nadmiernym napływem substancji, takich jak azotany i fosforany (Markowska i in. 1999);
- preferencje pracodawców wobec zatrudnienia nierejestrowanego (Czajkowski, 2008);
- poprawę jakości wody w jednym z polskich jezior (Czajkowski i Ščasný, 2010).

Sklonność do zapłaty – WTP – jako metoda wyceny efektów zewnętrznych w rolnictwie

Informacje na temat skłonności do zapłaty za dobra publiczne, wspólne i efekty zewnętrzne można wykorzystać do oszacowania ich wartości. Przyjmując założenie, że deklaracje mieszkańców zostaną poparte działaniami, możliwe jest utworzenie funduszy celowych przeznaczonych na utrzymanie konkretnych efektów zewnętrznych na danym terenie. Należy założyć, że skoro respondenci deklarują gotowość zapłaty za utrzymanie tych efektów, to są one dla nich ważne i chcą ich stałego występowania w miejscu, które zamieszkują. W takiej sytuacji obowiązkiem gminy jako samorządu lokalnego jest wyjście naprzeciw oczekiwaniom mieszkańców i pomoc w utrzymaniu wspomnianych efektów zewnętrznych. Tworzenie lokalnych funduszy celowych i w oparciu o nie oszacowywanie wartości efektów zewnętrznych na terenie danej gminy jest podejściem lokalnym. Wykorzystując WTP, można uzyskać informacje na temat deklaracji mieszkańców danej gminy co do ich gotowości do zapłaty i tym samym w późniejszym etapie wartość efektów zewnętrznych lokalnie w danej gminie.

Drugim możliwym podejściem do problemu wyceny efektów zewnętrznych w oparciu o metodę WTP jest podejście krajowe. W tym przypadku konieczne jest uzyskanie deklaracji mieszkańców danego kraju na temat ich gotowości do zapłaty za utrzymanie dóbr publicznych, wspólnych i efektów zewnętrznych w danym kraju. W tym przypadku potencjalnie tworzony fundusz celowy na utrzymanie efektów zewnętrznych miałby charakter funduszu centralnego – narodowego. Nie jest jednak wskazane, aby decyzje dotyczące alokacji środków na konkretne działania były podejmowane na szczeblu centralnym. To samorządy lokalne wiedzą najlepiej, jakie są lokalne potrzeby danej społeczności. Zasadnym byłby zatem podział środków z funduszu centralnego na regiony a następnie przydział środków do konkretnych samorządów lokalnych. W przypadku tego podejścia wartość uzyskanego narodowego funduszu celowego odpowiadałaby oszacowanej wartości efektów zewnętrznych w danym kraju.

Oba podejścia nie są wolne od wad, mają też jednak swoje zalety. Szczegółowa analiza samych funduszy celowych nie jest przedmiotem bieżącego rozdziału, wydaje się jednak, że ich zastosowanie w kontekście problemów lokalnych i internalizacji efektów zewnętrznych jest warte rozważenia. Rozwiązanie takie mogłoby funkcjonować na wzór nieistniejących już gminnych i powiatowych funduszy ochrony środowiska. Korzyści z zastosowania lokalnych rozwiązań wynikają m.in. z możliwości uzyskania bardziej szczegółowych i adekwatnych danych. Po pierwsze dostępność danych na poziomie gminnym pozwala na analizę wartości efektów zewnętrznych w gminach, powiatach, woje-

wódczostwach i całym kraju. Po drugie oszacowana wartość uwzględnia różnice pomiędzy poszczególnymi jednostkami podziału terytorialnego, gdyż pierwotna wartość ustalana jest na poziomie gmin – najmniejszej jednostki podziału terytorialnego. Wadą tego podejścia jest jego kosztowność i czasochłonność – wymagane byłoby ustalenie skłonności do zapłaty oddzielnie w każdej gminie. W przypadku podejścia krajowego wskazane wcześniej zalety i wady ulegają odwróceniu. Oszacowanie wartości efektów zewnętrznych byłoby dużo tańsze – kosztowność staje się zaletą. Wymagane jest przeprowadzenie tylko jednego badania na poziomie całego kraju. Natomiast tak uzyskanym danym brak jest szczegółowości i oszacowana wartość nie uwzględnia w wystarczającym stopniu zróżnicowania wewnętrznego kraju.

Jednocześnie warto zwrócić uwagę na kolejną wadę badania metodą wyceny warunkowej, tj. jednorazowość badania. Ankieta jest wypełniana w określonym momencie, co powoduje, że wzrasta ryzyko udzielenia niemiarodajnych odpowiedzi, wynikających z uwarunkowań zewnętrznych. Na przykład w upalne dni uciążliwość zapachów z pobliskiego wysypiska śmieci czy składowiska obornika może skłaniać respondentów do większych wydatków na ochronę przed zapachami niż np. na pozyskanie dostępu do wody pitnej o odpowiedniej jakości, która może powodować większe problemy zdrowotne i bytowe, w dodatku w okresie całego roku. Zmiana nastawienia może też wynikać z wpływu mediów, które w danym okresie mogą zwracać większą uwagę na jeden z problemów i poprzez informację oddziaływać na opinię publiczną.

Wartość wybranych efektów zewnętrznych – podejście lokalne na przykładzie gminy Góra Kalwaria

W III kwartale 2015 roku zostały przeprowadzone badania za pomocą kwestionariusza ankiety skonstruowanego zgodnie z metodą CVM na niereprezentatywnej próbie 100 dorosłych osób zamieszkujących wiejsko-miejską gminę Góra Kalwaria. W tabeli 5.1 została przedstawiona struktura badanej próby z uwzględnieniem 3 cech, podobnie jak przy badaniach ogólnopolskich: wiek, płeć oraz miejsce zamieszkania. Respondenci zostali zapytani o kwotę, jaką byliby skłonni w skali roku przeznaczyć na poszczególne dobra publiczne generowane przez rolnictwo, które wcześniej zostały im scharakteryzowane.

W tabeli 5.2 została natomiast przedstawiona skłonność mieszkańców gminy do zapłaty za wspieranie krajobrazu rolniczego.

Tabela 5.1. Struktura próby badawczej (%)

Miejsce zamieszkania	Grupa wiekowa	Kobiety	Mężczyźni
wieś	18-29	5,0	5,0
	30-49	10,0	10,0
	50+	14,0	10,0
miasto	18-29	3,0	3,0
	30-49	8,0	6,0
	50+	14,0	10,0
Razem		55,0	45,0

Źródło: opracowanie własne.

Tabela 5.2. Skłonność do zapłaty za krajobraz rolniczy w ocenie mieszkańców gminy Góra Kalwaria (PLN/1 mieszkańca na rok)

Wyszczególnienie		Krajobraz rolniczy (PLN/1 mieszkańca na rok)
płeć	kobieta	49,76
	mężczyzna	74,35
wiek	18-29 lat	122,50
	30-49 lat	58,43
	50 i więcej	42,9
miejsce zamieszkania	wieś	76,82
	miasto	41,82
Średnia		61,07

Źródło: opracowanie własne.

Średnia wartość kształtowała się na poziomie 61,07 zł. Uwzględniając płeć, można zauważyć, że mężczyźni byli skłonni zapłacić znacznie więcej za to dobro publiczne niż kobiety. W tym przypadku wyniki są również odwrotne niż w badaniach Hawesa (1998), Fleischera i Tsura (2000) czy Howleya, Donoghue'a i Hynesa (2012). W przeprowadzonych badaniach, podobnie jak u Drake'a (1992) oraz Kaltenborna i Bjerke'go (2002), wykazano, że wiek jest ujemnie skorelowany z popytem na krajobraz. Natomiast nie jest to statystycznie istotna różnica (p -value=0,11). W kwestii płci, gdzie kobiety są mniej skłonne zapłacić niż mężczyźni również wyniki okazały się nieistotne statystycznie (p -value=0,40), a zależność jest odwrotna niż np. u Hawesa (1998) czy Fleischera i Tsura (2000). Podobnie jak w badaniach ogólnopolskich osoby ze wsi były skłonne zapłacić więcej za wspieranie krajobrazu niż osoby z miast. Nie występuje tu jednak statystyczna istotność różnic pomiędzy średnimi wartościami krajobrazu rolniczego (p -value=0,11).

W kwestii wspierania dobrostanu zwierząt w przeprowadzonych badaniach w wiejsko-miejskiej gminie Góra Kalwaria, mieszkańcy są skłonni średnio w roku zapłacić 64,10 zł (tabela 5.3). Pomimo że różnice w skłonności do zapłaty wydają się być znaczące ze względu na wyodrębnione cechy to w żadnym przypadku różnice nie są statystycznie istotne. W podziale na płeć ($p\text{-value}=0,37$), to kobiety są skłonne zapłacić mniej, podobnie jak mieszkańcy miast ($p\text{-value}=0,80$). Natomiast widać, że im starszy respondent, tym mniej byłby skłonny zapłacić za wspieranie dobrostanu zwierząt ($p\text{-value}=0,23$). W badaniach Małażewskiej i Gajos (2017) również osoby młodsze były skłonne zapłacić więcej za utrzymywanie dobrostanu zwierząt.

Tabela 5.3. Skłonność do zapłaty za dobrostan zwierząt w ocenie mieszkańców gminy Góra Kalwaria (PLN/1 mieszkańca na rok)

Wyszczególnienie		Dobrostan zwierząt (PLN/ 1 mieszkańca na rok)
płeć	kobieta	55,33
	mężczyzna	74,34
wiek	18-29 lat	133,75
	30-49 lat	70,66
	50 i więcej	36,63
miejsce zamieszkania	wieś	77,87
	miasto	47,22
Średnia		64,10

Źródło: opracowanie własne.

Trzecim analizowanym dobrem, którego wartość próbowano poznać w gminie Góra Kalwaria, była bioróżnorodność UR. Wyniki przeprowadzonych badań zaprezentowanych w tabeli 5.4 wskazują na większą skłonność do zapłaty za bioróżnorodność przez mężczyzn, jednakże nie można stwierdzić, że chcieliby oni zapłacić w rzeczywistości więcej ze względu na brak istotnej statystycznie różnicy ($p\text{-value}=0,61$). Podobnie jest w przypadku miejsca zamieszkania, gdzie mieszkańcy wsi byłiby skłonni zapłacić nieznacznie więcej ($p\text{-value}=0,95$). Podobnie wyniki zostały uzyskane dla skłonności do zapłaty, uwzględniając wiek respondenta. Osoby z najmłodszej grupy wiekowej są skłonne zapłacić najwięcej, a osoby z najstarszej grupy wiekowej najmniej ($p\text{-value}=0,77$).

**Tabela 5.4. Skłonność do zapłaty za bioróżnorodność UR
w ocenie mieszkańców gminy Góra Kalwaria (PLN/1 mieszkańca na rok)**

Wyszczególnienie		Bioróżnorodność UR (PLN/ 1 mieszkańca na rok)
płeć	kobieta	61,66
	mężczyzna	72,54
wiek	18-29 lat	103,13
	30-49 lat	40,43
	50 i więcej	38,92
miejsce zamieszkania	wieś	64,67
	miasto	31,44
Średnia		49,70

Źródło: opracowanie własne.

Dane z przedstawionego badania można wykorzystać do oszacowania wartości efektów zewnętrznych w gminie Góra Kalwaria. Podążając za argumentacją przedstawioną na początku rozdziału w zakresie wykorzystania metody WTP do wyceny efektów zewnętrznych, uzyskane informacje można w prosty sposób przeliczyć na wartość efektów zewnętrznych w gminie.

**Tabela 5.5. Wartość wybranych efektów zewnętrznych
w gminie Góra Kalwaria w 2015 roku**

Efekty zewnętrzne	Krajobraz rolniczy	Bioróżnorodność	Dobrostan zwierząt
Wartość	1 256 881,67	1 023 287,32	1 318 830,48

Źródło: badania własne na podstawie Małażewska, Gajos (2016) i bdl.stat.gov.pl.

Według Banku Danych Lokalnych (BDL 2018) w 2015 roku w gminie Góra Kalwaria mieszkało 20 581 osób dorosłych w wieku co najmniej 20 lat, co przekłada się na wartość efektów zewnętrznych przedstawioną w tabeli 5.5. Wartość każdego z analizowanych efektów zewnętrznych w gminie Góra Kalwaria przekroczyła 1 mln zł i wahała się od 1,02 do 1,32 mln zł. Najniższą wartością charakteryzowała się bioróżnorodność, zaś najwyższą dobrostan zwierząt. Łącznie wartość efektów zewnętrznych przekroczyła 3,60 mln zł. Należy pamiętać, że oszacowana wartość bazuje na skłonności do zapłaty mieszkańców gminy. Może to wyjaśnić, czemu dobrostan zwierząt został wyceniony najwyżej. Jest to kwestia poruszana dość często w mediach i generalnie świadomość społeczna związana z tym zagadnieniem ciągle rośnie. Społeczeństwo wie, że jest to ważna kwestia i wpływa to na ich wycenę. Krajobraz rolniczy jest czymś widocznym, z czym mieszkańcy spotykają się na co dzień lub w trakcie wyjazdów. Mogą go obserwować i uroki krajobrazu mają dla nich większą lub mniejszą

wartość. Z kolei bioróżnorodność nie jest tak łatwo widoczna. Dla przeciętnego obserwatora nawet bardzo niska bioróżnorodność wydaje się być wystarczająca. Niska wycena bioróżnorodności może mieć związek ze słabą jeszcze znajomością tego zagadnienia i jego ważności przez społeczeństwo.

Wartość wybranych efektów zewnętrznych – podejście krajowe

Badania dotyczące określenia wartości wybranych dóbr publicznych i efektów zewnętrznych generowanych przez rolnictwo zostały przeprowadzone w II kwartale 2017 roku na reprezentatywnej próbie 500 dorosłych Polaków. Próba została dobrana w sposób warstwowo-losowy. Warstwy uwzględniały wiek, płeć oraz miejsce zamieszkania. Próba odzwierciedla populację generalną zgodnie z danymi prezentowanymi przez GUS dla wymienionych 3 warstw. Udział procentowy w poszczególnych grupach został przedstawiony w tabeli 5.6.

Tabela 5.6. Struktura próby badawczej (%)

Miejsce zamieszkania	Grupa wiekowa	Kobiety	Mężczyźni
wieś	18-29	4,2	4,2
	30-49	7,2	7,0
	50+	9,0	7,4
miasto	18-29	5,6	6,0
	30-49	10,8	11,2
	50+	15,2	12,2
Razem		52,0	48,0

Źródło: opracowanie własne.

Badania zostały wykonane przez profesjonalne studio badań opinii publicznej. Kwestionariusz ankiety został zaprojektowany zgodnie z metodą CVM. Pytanie główne dotyczyło określenia, ile w skali roku respondent jest skłonny zapłacić za wymienione w ankiecie 6 dóbr publicznych generowanych przez rolnictwo. Wszystkie 6 dóbr zostało na wstępie zdefiniowanych, aby respondent miał świadomość za co miałby zapłacić. W pierwotnej wersji miał zostać zapytany o każde dobro osobno, jednakże badania pilotażowe pokazały, że respondenci nie radzą sobie z przypisaniem kwoty każdemu dobru oddzielnie. W celu podzielenia kwoty na poszczególne dobra publiczne zostało zadane kolejne pytanie dotyczące określenia ważności każdego z dóbr na skali 0-100 (0 – w ogóle nie ważne, 100 – bardzo ważne). Proporcjonalnie do zadeklarowanych ważności kwota została podzielona pomiędzy poszczególne dobra publiczne. W niniejszym rozdziale zostały przedstawione 3 dobra publiczne: krajobraz rolniczy, dobrostan zwierząt oraz bioróżnorodność użytków rolnych (UR).

**Tabela 5.7. Skłonność do zapłaty za krajobraz rolniczy
w ocenie mieszkańców Polski (PLN/1 mieszkańca na rok)**

Wyszczególnienie		Krajobraz rolniczy (PLN/ 1 mieszkańca na rok)
płeć	kobieta	29,97
	mężczyzna	33,60
wiek	18-29 lat	32,75
	30-49 lat	35,13
	50 i więcej	28,41
miejsce zamieszkania	wieś	33,79
	miasto	30,39
Średnia		31,71

Źródło: opracowanie własne.

W tabeli 5.7 została zaprezentowana skłonność do zapłaty za krajobraz rolniczy. Przeciętnie każdy dorosły Polak byłby skłonny zapłacić 31,71 zł za to dobro publiczne. Przeciętna skłonność do zapłaty jest różna w każdej z wyodrębnionych warstw. W literaturze przedmiotu jednym z czynników determinujących zapotrzebowanie na krajobraz rolniczy, który wymieniany jest najczęściej, jest wiek respondentów. W badaniach Drake'a (1992) oraz Kaltenborna i Bjerke'go (2002), wykazano, że wiek jest ujemnie skorelowany z popytem na krajobraz. Natomiast badania Fleischer i Tsur (2000) oraz Aizakiego, Sato i Osari (2006) pokazały odwrotną zależność – starsi respondenci zgłaszali większe zapotrzebowanie na krajobraz rolniczy. W przypadku przeprowadzonych badań można zauważyć, że ze względu na wiek są różne wartości krajobrazu rolniczego. Najwyższą wartość odnotowano w grupie osób w wieku 30-49 lat, a najniższą u osób powyżej 50. roku życia. Nie można jednak zauważyć tu żadnego kierunku zależności. Testem Kruskala–Wallisa została sprawdzona statystyczna istotność różnic w średnich kwotach i okazało się, że są one istotnie statystyczne. Statystyczna istotność występuje jedynie pomiędzy najmłodszą a najstarszą grupą respondentów ($p\text{-value}=0,01$). Mogłoby to wskazywać na kierunek taki sam jak w badaniach Drake'a (1992) oraz Kaltenborna i Bjerke'go (2002).

Innym ważnym aspektem, który poruszają badacze w kontekście wartości krajobrazu rolniczego, jest miejsce zamieszkania. Yu (1995) jak również Kaltenborn i Bjerke (2002) badając preferencje odnośnie krajobrazu, stwierdzili, że osoby mieszkające na wsi bardziej preferują krajobraz rolniczy niż osoby mieszkające w mieście. Z kolei w holenderskim badaniu van den Berga i in. (1998) wykazano, że rolnicy wyżej oceniają piękno krajobrazu naturalnego (wiejskiego) niż pozostali mieszkańcy terenów wiejskich i goście. W przypadku przeprowadzonych badań można potwierdzić zależności występujące w literaturze. Osoby ze wsi były skłonne zapłacić więcej za wspieranie krajobrazu niż

osoby z miast. Nie występuje tu jednak statystyczna istotność różnic pomiędzy średnimi wartościami krajobrazu rolniczego ($p\text{-value}=0,33$).

Do innych czynników demograficznych występujących w literaturze, które mogą różnicować chęć zapłacenia za wspieranie krajobrazu rolniczego, można zaliczyć między innymi płeć. Okazała się być ona równie ważną determinantą w badaniach m.in. Hawesa (1998), Fleischera i Tsura (2000) czy Howleya, Donoghue i Hynesa (2012). Według wymienionych badaczy kobiety zgłaszają większe zapotrzebowanie na krajobraz niż mężczyźni, bądź ich preferencje dotyczące krajobrazu są po prostu większe. Natomiast w badaniach Yu (1995) ta determinanta nie miała znaczenia. W niniejszych badaniach zależność między płcią a skłonnością do zapłaty jest odwrotna niż wskazywana w literaturze, co może być związane m.in. z kulturą. Jednakże nie występuje statystyczna istotność różnic w kwotach ($p\text{-value}=0,83$).

Drugim analizowanym dobrem publicznym pod względem skłonności do zapłaty była bioróżnorodność użytków rolnych (UR). Wyniki przeprowadzonych badań zaprezentowano w tabeli 5.8. Pomimo większej skłonności do zapłaty za bioróżnorodność przez mężczyzn nie można stwierdzić, że byliby skłonni zapłacić więcej w rzeczywistości ($p\text{-value}=0,84$). Podobnie jest w przypadku miejsca zamieszkania, gdzie mieszkańcy wsi byliby skłonni zapłacić nieznacznie więcej, jednakże nie jest to statystycznie istotna różnica ($p\text{-value}=0,32$). Jedynie zróżnicowanie skłonności do zapłaty występuje przy wieku. Osoby z najmłodszej grupy wiekowej są skłonne zapłacić więcej niż osoby z najstarszej grupy wiekowej ($p\text{-value}=0,02$). Natomiast osoby z grupy wiekowej 30-49 lat nie różnią się istotnie pod względem statystycznym od pozostałych grup wiekowych ($p\text{-value}> 0,20$). W literaturze można się spotkać z tezą, że pomimo różnorodnych wartości bioróżnorodności między poszczególnymi grupami osób wyodrębnionymi według: wieku, dochodu, płci, miejsca zamieszkania, zainteresowania kulturą i polityką nie są one istotne statystycznie (Małażewska 2016).

Tabela 5.8. Skłonność do zapłaty za bioróżnorodność UR w ocenie mieszkańców Polski (PLN/1 mieszkańca)

Wyszczególnienie		Bioróżnorodność UR (PLN/ 1 mieszkańca na rok)
płeć	kobieta	29,44
	mężczyzna	34,46
wiek	18-29 lat	33,11
	30-49 lat	35,82
	50 i więcej	27,99
miejsce zamieszkania	wieś	32,74
	miasto	31,42
Średnia		31,85

Źródło: opracowanie własne.

Kolejnym aspektem jest określenie skłonności do zapłaty za dobrostan zwierząt. Według badań przeprowadzonych metodą CVM i CE (*Choice experiment*) część konsumentów w Unii Europejskiej gotowa jest płacić więcej za produkty wytworzone z zachowaniem wysokich norm dobrostanu (Szücs i in. 2007, Kehlbacher i in. 2012, Mørkbaki i in. 2009). W swoich badaniach Bennett i Tawse (Bennet 1998, Bennet 1996, Tawse 2010) dotyczących postaw konsumentów oraz ich gotowości do zapłacenia (WTP) za poprawę dobrostanu kur niosek poprzez zakazanie chowu w klatkach bateryjnych, stwierdzili, że konsumenci byli skłonni zapłacić za tuzin jajek od kur utrzymywanych na ściółce lub wybiegu otwartym o 0,43 funta więcej niż za jajka od kur utrzymywanych w klatkach. Jednakże w badaniach nie zostały wskazane powody, dla których niektórzy konsumenci wykazują większą troskę o dobrostan niż inni. Ponadto w swoich badaniach Bennett (1996) pokazuje, że metoda wyceny warunkowej z wykorzystaniem wariantu WTP może dostarczyć przydatnych informacji dla decydentów politycznych w kwestii prawodawstwa związanego z dobrostanem zwierząt oraz informacji o tym, jakie jest poparcie społeczne dla polityki w zakresie dobrostanu zwierząt. Lusk i in. (2007), Lagerkvist i in. (2006), Meuwissen i van der Lans (2004) przeprowadzili badania za pomocą metody CE dotyczące preferencji konsumentów w odniesieniu do wieprzowiny, która została wyprodukowana z zachowaniem dobrostanu zwierząt. We wszystkich przypadkach konsumenci byli skłonni zapłacić więcej za taką wieprzowinę. W publikacji Małażewskiej i Gajos (2017) za pomocą metody CART zidentyfikowano determinanty wartości dobrostanu zwierząt w jednej z podwarszawskich gmin. Badanie pokazuje, że stosunek do tego samego zjawiska może znacząco różnić się w zależności od badanej grupy. Na przykład takim kryterium różnicującym jest wiek respondentów. Osoby poniżej 36. roku życia były skłonne zapłacić więcej za utrzymywanie dobrostanu zwierząt. Ponadto zauważono, że osoby regularnie kupujące żywność ekologiczną są skłonne wydać więcej, niż ich rówieśnicy niekupujący lub sporadycznie kupujący żywność ekologiczną.

W przeprowadzonych badaniach kobiety były skłonne zapłacić mniej niż mężczyźni za utrzymywanie dobrostanu zwierząt, jednakże nie jest to różnica statystycznie istotna ($p\text{-value}=0,75$), co zostało zaprezentowane w tabeli 5.9. Podobnie występująca różnica między osobami mieszkającymi na wsi a w mieście, gdzie mieszkańcy wsi byli skłonni zapłacić więcej, nie jest istotna statystycznie ($p\text{-value}=0,18$). Natomiast podobnie jak przy omawianych wcześniej dobrach publicznych i efektach zewnętrznych generowanych przez rolnictwo statystycznie istotna różnica występuje między najmłodszą a najstarszą grupą wiekową ($p\text{-value}=0,02$). Zależność jest tu taka sama jak w przypadku badań

Małazewskiej i Gajos (2017), przeprowadzonych w gminie Góra Kalwaria. W obu przypadkach to osoby z najmłodszej grupy wiekowej były skłonne zapłacić więcej za utrzymywanie dobrostanu zwierząt.

Tabela 5.9. Skłonność do zapłaty za dobrostan zwierząt w ocenie mieszkańców Polski (PLN/1 mieszkańca)

Wyszczególnienie		Dobrostan zwierząt (PLN/1 mieszkańca na rok)
płeć	kobieta	32,02
	mężczyzna	35,05
wiek	18-29 lat	35,55
	30-49 lat	36,95
	50 i więcej	29,65
miejsce zamieszkania	wieś	36,65
	miasto	31,61
Średnia		33,47

Źródło: opracowanie własne.

Podobnie jak w przypadku podejścia lokalnego i przykładu gminy Góry Kalwarii informacje na temat skłonności do zapłaty zostaną wykorzystane do oszacowania wartości wybranych efektów zewnętrznych w Polsce – podejście krajowe.

Przedstawioną w tabeli 5.10 wartość wybranych efektów zewnętrznych w Polsce obliczono w oparciu o wyniki badania ankietowego oraz parametry próby.

Tabela 5.10. Wartość wybranych efektów zewnętrznych w Polsce w 2017 roku

Efekty zewnętrzne	Krajobraz rolniczy	Bioróżnorodność	Dobrostan zwierząt
Wartość	999 990 705,00	1 003 459 610,00	1 055 493 185,00

Źródło: opracowanie własne.

Obliczone wartości znajdują się w zakresie 1 mld zł. Różnice pomiędzy poszczególnymi efektami zewnętrznymi w wartości nie są tak duże, jak w przypadku wyceny w gminie Góra Kalwaria. Należy pamiętać, że przykład Góry Kalwarii nie jest badaniem reprezentatywnym. Mogą być z tym związane wyższe i bardziej zróżnicowane wysokości skłonności do zapłaty. Drugim możliwym wytłumaczeniem jest fakt, że badania krajowe charakteryzują się mniejszym stopniem szczegółowości i zacierają wiele różnic regionalnych. Gmina Góra Kalwaria z uwagi na swoje usytuowanie i charakter może być jedną z gmin, gdzie mieszkańcy są skłonni płacić więcej i np. znacznie wyżej ceną dobrostan zwierząt niż bioróżnorodność.

Podsumowanie

Bezpośredni charakter jest największą zaletą metod wyceny warunkowej. Możliwość jednoznacznego zadania pytania, wprost nawiązującego do dobra nierynkowego lub efektu zewnętrznego, najczęściej w formie scenariusza powoduje, że uzyskujemy odpowiedź dokładnie na taką sytuację jaka nas interesuje. Ponadto narzędzie to charakteryzuje się dużą elastycznością – poprzez różnego rodzaju scenariusze można nie tylko wycenić wartość dobra lub efektu zewnętrznego, ale również ustalić hierarchię wartości pomiędzy różnymi dobrami.

Powyższe cechy powodują, że metody wyceny warunkowej są coraz częściej wykorzystywane w analizie efektów zewnętrznych i dóbr nierynkowych. Jednakże wykorzystanie tej metody wiąże się z ryzykiem powstania błędu przeszacowania wyniku, tj. wyższej hipotetycznej niż rzeczywistej skłonności do zapłaty. Im większa próba, tym ryzyko odchylenia maleje, ale nadal powinno być brane pod uwagę.

Innym ograniczeniem tej metody jest jej punktowy charakter, tj. badanie zazwyczaj wykonuje się jednorazowo w określonym punkcie czasu. Wybór momentu przeprowadzenia badania może wpływać na postrzeganie problemów przez respondentów. W skrajnych przypadkach odchylenia mogą być znaczące. Przeprowadzenie kolejnych badań jest kosztowne, co powoduje, że takie rozwiązanie raczej nie jest stosowane.

Zarówno w badaniach ogólnopolskich jak i przeprowadzonych w wiejsko-miejskiej gminie Góra Kalwaria została wykorzystana metoda wyceny warunkowej w formie skłonności do zapłaty. Porównując wyniki uzyskanych badań, można zauważyć, że mieszkaniec gminy jest skłonny zapłacić rocznie więcej za każde z badanych dóbr niż przeciętny Polak. Nie przeprowadzono oddzielnej analizy tego fenomenu, ale można się spodziewać, że jest to wynikiem wiejsko-miejskiego charakteru gminy oraz (a może przede wszystkim) jej położenia w pobliżu wielkiej aglomeracji miejskiej – Warszawy. To drugie kryterium powoduje, że znaczna część mieszkańców gminy pracuje w stolicy, traktując swoją gminę jedynie jako sypialnię i miejsce wypoczynku. Taka sytuacja z kolei może powodować, że mieszkańcy osiągają wyższe zarobki niż typowa gmina wiejsko-miejska oraz są skłonni wydać więcej na potrzeby związane z jakością życia niż na przykład na cele społeczne.

Roczna skłonność do zapłaty za każde z prezentowanych rolniczych dóbr publicznych (a zarazem efektów zewnętrznych) w przypadku dorosłego Polaka to około 30 zł, a w przypadku mieszkańca gminy kwota jest prawie dwukrotnie wyższa. Natomiast zależności niezależnie od badania okazały się niemal identyczne. W obu badaniach kobiety są skłonne zapłacić mniej za każde z dóbr, po-

dobnie jak osoby mieszkające w miastach. Rozróżnienie według płci nie jest istotne statystycznie w badaniach, co oznacza, że zarówno kobiety jak i mężczyźni mają taką samą skłonność do zapłaty. Sytuacja jest identyczna w kwestii miejsca zamieszkania. W badaniach ogólnopolskich osoby z najmłodszej grupy wiekowej były skłonne zapłacić więcej za każde z dóbr niż osoby z najstarszej grupy wiekowej. Identycznie sytuacja prezentowała się w badaniach w gminie. Jednakże pomiędzy skrajnymi grupami w badaniach na reprezentatywnej próbie ogólnopolskiej występująca różnica była istotna statystycznie. Natomiast w badaniach na niereprezentatywnej próbie w gminie nie było różnic statystycznie istotnych. Warto zwrócić uwagę, że w badaniach respondenci największej pieniędzy byliby skłonni przeznaczyć na dobrostan zwierząt, a gdyby każdy dorosły Polak płaciłby taką kwotę rocznie, to dofinansowanie kształtowałoby się na poziomie miliarda złotych. Podobne kwoty uzyskałyby pozostałe dobra publiczne generowane przez rolnictwo. Należy zauważyć, że kwoty za każde dobro może i nie są wygórowane, ale biorąc pod uwagę sytuację materialną w Polsce nawet niewielkie dofinansowanie od każdego obywatela w znaczący sposób mogłoby wesprzeć dostarczanie dóbr publicznych przez rolnictwo.

W oparciu o podany przykład można ocenić, jaka jest wartość danego efektu zewnętrznego w zależności od kilku czynników, na przykład płci czy też grupy wiekowej. To pozwala badaczom na poznanie preferencji społecznych. W przypadku gdy skłonność do zapłaty jednej z grup wiekowych znacząco odbiega od pozostałych, może to świadczyć o konieczności podjęcia kampanii edukacyjnej skierowanej do tej grupy i uświadamiającej pozaekonomiczne cechy danego efektu zewnętrznego.

Ponadto zastosowana metoda pozwala na stworzenie mapy preferencji danej społeczności. Poprzez kryterium skłonności do zapłaty respondenci określają, które z walorów są dla nich ważniejsze lub bardziej pilne do rozwiązania. Uzyskane wyniki mogą być podpowiedzią dla zamawiających odnośnie kolejności podejmowanych działań. W szczególności może to być wskazówką dla podejmowania działań na poziomie samorządu terytorialnego. W przypadku badań ogólnopolskich taka mapa preferencji musiałaby zdecydowanie wskazywać na przewagę jednego, wiodącego problemu, aby uznać go za istotny w skali kraju. W innych przypadkach różnice regionalne mogą znacząco zaburzać wyniki.

Każdorazowo uzyskaną wycenę należy traktować jedynie jako wskazówkę w procesach podejmowania decyzji, np. przy budowie odpowiedniej polityki, ponieważ preferencje ankietowanych nie muszą pokrywać się z rzeczywistymi potrzebami. Na przykład skutki działania efektu zewnętrznego mogą być bardzo szkodliwe, a niezauważane przez społeczność i z tego powodu dany efekt może charakteryzować się niską skłonnością do zapłaty.

Niezależnie od powyższych ograniczeń w praktycznym zastosowaniu metody wyceny warunkowej należy stwierdzić, że posiada ona walory praktyczne w postaci *quasi-rynkowej* wyceny dobra lub efektu zewnętrznego. Wynika to z szerokiego wachlarza możliwości jej zastosowania, tj. nawet w sytuacjach, gdy nie ma możliwości użycia metod pośrednich oraz z możliwości uzyskania odpowiedzi na pytanie bezpośrednio interesujące badacza.

Bibliografia

- Aizaki H., Sato K., Osari H. (2006). *Contingent valuation approach in measuring the multifunctionality of agriculture and rural areas in Japan*. Paddy and Water Environment, 4, 217-222.
- Anderson G., Śleszyński J. (1996). *Ekonomiczna wycena środowiska przyrodniczego*. Białystok: Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko.
- Arrow K., Solow R., Portney P., Leamer E., Radner R., Schuma H. (1993) *Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation*. Pobrano z: www.darrp.noaa.gov/library/pdf/cvblue.pdf.
- Bartczak A. (2002) *Wartość czasu podróży prywatnych w Polsce*. Ekonomia, 7, 100-121.
- Bennett R. (1996). *People's Willingness to Pay for Farm Animal Welfare*. Animal Welfare, z. 5, nr 1, 3-11.
- Bennett R. (1998). *Measuring Public Support for Animal Welfare Legislation: A Case Study of Cage Egg Production*. Animal Welfare, z. 7, nr 1.
- BDL (2018). *Bank Danych Lokalnych*. Pobrano z: bdl.stat.gov.pl, dostęp: 12.09.2018.
- Ciriacy-Wantrup S.V. (1947). *Capital returns from soil-conservation practices*. Journal of Farm Economics, 29, 1181-1196.
- Czajkowski M. (2008). *Analiza preferencji przedsiębiorców wobec zatrudnienia nierejestrowanego*. W: Przyczyny pracy nierejestrowanej w Polsce, Bednarski, M., Kryńska, E., Pater, K. i Walewski, M. (red.), Warszawa: Ministerstwo Pracy i Polityki Społecznej.
- Czajkowski M., *Metody wyboru warunkowego i wyceny warunkowej*. W: Wartości nierynkowych korzyści z lasów. Metody wyceny oraz zastosowanie wyników w analizach ekonomicznych. Pobrano z: http://www.polforex.wne.uw.edu.pl/docs/przewodnik_v3_final.pdf, dostęp: 3.09.2018.
- Czajkowski M., Ščasný M. (2010). *Study on benefit transfer in an international setting. How to improve welfare estimates in the case of the countries' income heterogeneity?*, Ecological Economics, 69(12), 2409-2416.

- Drake L. (1992). *The non-market value of the Swedish agricultural landscape*. European Review of Agricultural Economics, 19 (3), 351-364
- Dzięgielewska D. (2003). *Essays on Contingent Valuation and Air Improvement in Poland*. Rozprawa doktorska, Yale University, New Haven.
- Fleischer A., Tsur Y. (2000). *Measuring the recreational value of agricultural landscape*. European Review of Agricultural Economics, 27, 385-398.
- Hawes D.K. (1998). *Travel related lifestyle profiles of older woman*. Journal of Travel Research, 27, 22-32.
- Howley P., Donoghue C., Hynes S. (2012). *Exploring public preferences for traditional farming landscapes*. Landscape and Urban Planning, 104, 66-74.
- Kahneman D., Tversky A. (2000). *Choices, values, and frames*. New York, Cambridge: Russell Sage Foundation, Cambridge University Press.
- Kaltenborn B.P., Bjerke T. (2002). *Associations between environmental value orientations and landscape preferences*. Landscape and Urban Planning, 59, 1-11.
- Kehlbacher A., Bennett R., Balcombe K. (2012), *Measuring the consumer benefits of improving farm animal welfare to inform welfare labelling*. Food Policy, 37, 627-633.
- Lagerkvist C.J., Carlsson F., Viske D. (2006). *Swedish consumer preferences for animal welfare and biotech: a choice experiment*. AgBioForum, 9, 51-58.
- Lusk J., Nilsson T., Foster K. (2007). *Public preferences and private choices: effect of altruism and free riding on demand for environmentally certified pork*. Environmental and Resource Economics, 36, 499-521.
- Małazewska S. (2016). *Bioróżnorodność na obszarach wiejskich jako dobro publiczne – wartość i jej determinanty*. W: Wyzwania współczesnej gospodarki – aspekty teoretyczne i praktyczne, t. 2, B. Gołębiewska (red. nauk.), Warszawa: Wydawnictwo Wieś Jutra, 112-119.
- Małazewska S., Gajos E. (2016). *Hierarchia dóbr publicznych w rolnictwie*. Zeszyty Naukowe SERiA, t. 18, z. 5, 158-163.
- Małazewska S., Gajos E. (2017). *Dobrostan zwierząt jako dobro publiczne w ocenie mieszkańców Polski*. Zeszyty Naukowe SERiA, t. 19, z. 6, 153-158.
- Markiewicz O. (2008). *Analiza opłacalności programów ochrony zdrowia na podstawie wyceny statystycznego życia i wyceny dodatkowego roku przeżycia w Polsce*. Rozprawa doktorska, Uniwersytet Warszawski.
- Markowska A. (2004). *Koszty i korzyści wdrożenia w Polsce Dyrektywy 91/271/EWG w Sprawie Oczyszczania Ścieków Komunalnych*. Rozprawa doktorska, Uniwersytet Warszawski.
- Markowska A., Żylicz T. (1999). *Costing an international public good: The case of the Baltic sea*. Ecological Economics, 30, 301-316.

- Meuwissen M.P.M., van der Lans I.A. (2004). *Trade-offs between consumer concerns: an application for pork production*. Paper presented at the 84th EAAE Seminar, Food Safety in a Dynamic World, Zeist, The Netherlands, 8-11 February 2004.
- Mørkbak M.R., Nordström J. (2009). *The Impact of Information on Consumer Preferences for Different Animal Food Production Methods*. Journal of Consumer Policy, 32, 313-331.
- Pouta E., Rekola M., Kuuluvainen J., Tahvonon O. (2000). *Contingent Valuation of the Natura 2000 Nature Conservation Programme in Finland*. Forestry, 73(2), 119-128.
- Prandecki K. (2014). Racjonalność planetarna w rolnictwie i gospodarce żywnościowej. W: Z badań nad rolnictwem społecznie zrównoważonym [24], J.S. Zegar (red.). Warszawa: IERiGŻ-PIB, 53-74.
- Smith V.L. (2009). *Rationality in economics: constructivist and ecological forms*. Cambridge, New York: Cambridge University Press.
- Szücs E., Jezierski T., Kaleta T. (2007). *Farm animal welfare and society-consumers' perceptions*. W: Farm Animal Welfare, environment & food quality interaction studies, E. Sossidou (red.). Giannitsa: National Agricultural Research Foundation.
- Toshisuke M., Hiroshi T. (2008). *An economic evaluation of Kanazawa and Shichika irrigation water's multi-functional roles using CVM*. Paddy and Water Environment, 6, 309-318.
- Winpenny J.T. (1995). *Wartość środowiska. Metody wyceny ekonomicznej*. Warszawa: PWE.
- Wróblewska A. (2014). *Wartościowanie dóbr środowiskowych w świetle badań ankietowych według metody wyceny warunkowej*. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie, t. 14, z. 2(46), 155-171.
- Yu K. (1995). *Cultural variations in landscape preference: comparisons among Chinese sub-groups and Western design experts*. Landscape and Urban Planning, 32, 107-126.

Podsumowanie

Problem wyceny wartości w gospodarce dotyczy dóbr nierynkowych i efektów zewnętrznych. W większości przypadków ich wycena nie jest niezbędna dla prawidłowego działania gospodarki. Brak zainteresowania producentów i konsumentów oraz niewielka skala oddziaływania powodują, że pewne dobra i zjawiska mogą funkcjonować w formie pozarynkowej czy wręcz pozagospodarczej. Taka sytuacja może wynikać z ich charakteru lub niemożności rynkowej wyceny (np. organizmy chronione, które są objęte zakazem handlu, nie mają oficjalnej ceny rynkowej). Jednakże wraz z rozwojem gospodarczym, zwiększającą się liczbą ludności na świecie i tym samym rosnącą presją człowieka na otoczenie pojawia się problem narastającej rzadkości dóbr uznawanych dotychczas za powszechnie dostępne oraz zwiększa się skala niedoboru pozytywnych efektów zewnętrznych i nadmiaru negatywnych. Skutkiem takiej sytuacji jest rosnąca potrzeba ich internalizacji, czyli włączenia do rachunku ekonomicznego, aby bardziej precyzyjnie szacować koszty i korzyści wynikające z prowadzenia działalności gospodarczej.

Problem ten dotyczy również sektora rolnictwa, który jest ściśle powiązany z zasobami środowiska. Z tego powodu środowiskowe aspekty dóbr nierynkowych i efektów zewnętrznych stają się coraz ważniejszym elementem analizy sektora rolnictwa czy też poszczególnych gospodarstw. Zgodnie z koncepcją zrównoważonego rozwoju nie oznacza to jednak, że czynniki społeczne i gospodarcze mogą być pominięte lub zejść na dalszy plan. Powinna być stosowana równowaga w ocenie ich wpływu na rozwój człowieka jako jednostki i całych społeczeństw. Jednakże duża dynamika zmian czynników społecznych powoduje, że ich zidentyfikowanie i zbadanie następuje z trudnością. To z kolei przekłada się na trudności z ich wyceną i internalizacją. Z tego powodu nacisk jest położony na badanie środowiskowych dóbr nierynkowych i efektów zewnętrznych. Ponadto należy zwrócić uwagę, że siła ich oddziaływania, choć powolna, może być jednak większa, a skutki trudniejsze lub wręcz niemożliwe do odwrócenia.

Wielkość dóbr nierynkowych i efektów zewnętrznych oraz trudności z ich precyzyjną identyfikacją, a także pomiarem skali znaczenia w gospodarce i rozwoju cywilizacyjnym świata powodują, że internalizacja powinna być nakierowana głównie na te dobra i efekty, które charakteryzują się największą siłą oddziaływania (w celu redukcji negatywnych i wspierania pozytywnych). Jednym z podstawowych warunków skutecznej internalizacji jest odpowiednia wycena.

W kontekście rolnictwa dobrami o charakterze nierynkowym wiążącymi się z największą siłą oddziaływania są podstawowe czynniki produkcji rolnej, czyli gleba i woda. Oba mają charakter środowiskowy oraz w pewnym sensie wy-

stępują na rynku, jednakże ich wycenę należy uznać za niepełną. W przypadku gleby można uznać, że rynek częściowo uwzględnia jej jakość, więc problem jest nieco mniejszy, natomiast w przypadku wody sytuacja jest dużo bardziej skomplikowana. Wynika to z ograniczeń, jakie wynikają ze stosowania najpowszechniej używanego sposobu wyceny, czyli określenia wartości wymiennej dobra. Jej zaletą jest precyzyjne odzwierciedlenie preferencji społecznych w formie kompromisu pomiędzy oczekiwaniami producentów i konsumentów (przy założeniu braku zmów cenowych, monopolu czy innych ograniczeń formalno-prawnych ograniczających relacje rynkowe), jednakże ze względu na brak świadomości istnienia efektów zewnętrznych oraz brak wiedzy na temat dodatkowych właściwości dobra ze strony konsumentów wycena taka może być zafałszowana lub może w ogóle nie istnieć. Dotyczy to w szczególności dóbr powszechnie dostępnych, uznawanych za dobra wolne, lub dóbr w przypadku których obowiązuje zakaz handlu, co oznacza niemożność odbycia odpowiednich transakcji rynkowych. W takiej sytuacji znajduje się m.in. woda, która uważana jest za dobro wolne, tj. powszechnie występujące. Praktyka gospodarcza, zmiany klimatyczne i zanieczyszczenie wód powodują jednak, że dostęp do wody o odpowiedniej jakości jest ograniczony – przestaje być ona dobrem wolnym, a staje się rzadkim, co oznacza, że w przyszłości jej wartość będzie rosła.

W niniejszym raporcie oprócz wyceny uwagę skupiono na porównaniu bezpośredniej i pośredniej metody wyceny. Celem było przeciwstawienie zalet i korzyści obu rozwiązań. Jednocześnie, aby nie skupiać uwagi jedynie na teoretycznych zagadnieniach, do przedstawienia pośredniej metody wyceny posłużono się wodą jako jednym z najważniejszych z punktu widzenia rolnictwa dóbr nierynkowych. W ten sposób niniejszy raport posiada również pewną wartość empiryczną. Ponadto takie podejście umożliwiło powiązanie niniejszej publikacji z poprzednim raportem, w którym poprzez porównanie rynkowych i instytucjonalnych metod internalizacji efektów zewnętrznych poruszono problem wartości emisji gazów cieplarnianych pochodzenia rolniczego oraz różnorodności biologicznej.

Impulsem do wyceny wody w rolnictwie były decyzje w zakresie wprowadzenia opłat za rolnicze wykorzystanie zasobów wody wynikających z regulacji Unii Europejskiej oraz brak publicznie dostępnych szacunków w krajowych badaniach naukowych z zakresu rolnictwa. Współcześnie stosowane rozwiązanie można uznać za zasadne ze społeczno-gospodarczego punktu widzenia, ale ze środowiskowego punktu widzenia nie stanowi ono żadnego bodźca do poprawy racjonalności gospodarki wodą. Z tego powodu, wobec coraz częściej występujących okresowych niedoborów wody w rolnictwie oraz publikowanych prognoz w zakresie pogarszania się dostępu do wody w różnych regionach Polski, wycena uwzględniająca wyższą wartość wody wydaje się zasadną,

nie tylko jako próba rewizji rachunku kosztów i korzyści w rolnictwie, ale również jako prognoza ostrzegawcza, wskazująca zasadność wzrostu efektywności wykorzystania wody w tym sektorze i promocji odpowiednich praktyk rolniczych uwzględniających przyszłe uwarunkowania środowiskowe. W tym kontekście praktyki dotyczące zazielenienia, służące nie tylko zwiększeniu różnorodności biologicznej, ale również ograniczające spływ powierzchniowy i wiążące wodę w środowisku (np. poprzez systemy korzeniowe, oczka wodne itp. elementy lokalnych ekosystemów) będą nabierać na znaczeniu. Wycena wartości wody jest więc nie tylko elementem rachunku ekonomicznego, ale wskazówką w zakresie gospodarczych konsekwencji utrzymania obecnych rozwiązań w obliczu narastającego ryzyka niedoborów wody.

Wartość jest podstawowym kryterium ekonomicznym. Jednocześnie pięniężne przedstawienie wartości dobra umożliwia ludziom łatwiejszą wizualizację problemu, niż nawet najbardziej adekwatny opis kosztów i korzyści wynikających z istnienia dobra lub efektu zewnętrznego. Wycena nawet poprzez przybliżone oszacowanie wartości charakteryzuje się istotną korzyścią społeczną, ponieważ człowiek poprzez analogię może wyobrazić sobie skalę problemu związanego z efektem zewnętrznym lub dobrem nierynkowym. Taki proces jest znacznie szybszy niż wnikliwe studiowanie jakościowych opisów kosztów i korzyści, które same w sobie mogą być niezrozumiałe dla czytelnika niezaznajomionego z problemem. Z tych powodów wycena dóbr nierynkowych i efektów zewnętrznych jest rozwiązaniem, które ułatwia zrozumienie znaczenia elementów środowiska dla człowieka. Wycena ta nie musi oznaczać konieczności podejmowania działań gospodarczych powiązanych z tym dobrem, ale ma na celu wskazanie jego wartości. Dalsze działania zmierzające do internalizacji są już pochodną wyceny, znaczenia dobra lub efektu oraz możliwości oddziaływania na problem (w niektórych przypadkach, np. braku rozwiązań alternatywnych nie ma możliwości zapobiegania występowaniu negatywnego efektu zewnętrznego).

Przedstawione w niniejszej publikacji dwie metody wyceny dóbr nierynkowych i efektów zewnętrznych znacząco różnią się od siebie. Obie charakteryzują się licznymi niedoskonałościami, które istotnie mogą wpłynąć na wycenę. W efekcie zawsze należy ostrożnie podchodzić do wyceny dóbr nierynkowych i efektów zewnętrznych. Nie można traktować takiej wyceny tak samo jak ceny rynkowej, nawet w przypadku pośrednich metod wyceny. W większości przypadków jest ona jedynie wskazówką pozwalającą określić rząd wartości zjawiska. Na przykład wartość zapyłania jako usługi środowiska realizowanej przez owady wycenia się w Polsce na 0,7-1,7 mld euro. Rozpiętość takiego szacunku w zależności od badania pokazuje jak złożone są takie obliczenia oraz jak wiele założeń może zmienić wynik końcowy. W podobny sposób należy podchodzić do wyceny warto-

ści wody czy też dóbr publicznych szacowanych za pomocą metody *willingness to pay* opisanych w niniejszym raporcie. Pokazują one pewien szacunek, który umożliwia podejmowanie decyzji, ale nie jest precyzyjnym wyrażeniem wartości.

Porównując dwie podstawowe metody wyceny należy zwrócić uwagę na kilka czynników determinujących sposób wyceny. Na wstępie trzeba podkreślić, że pośrednie metody wyceny charakteryzują się większą precyzją szacunku, natomiast w przypadku bezpośrednich rozwiązań istnieje większe ryzyko błędów w szacunku. Jednocześnie metody bezpośrednie charakteryzują się większymi możliwościami zastosowania, tj. wprost można zapytać o interesujący nas problem. W przypadku metod pośrednich nie zawsze istnieje rynek podobny, który może być punktem odniesienia.

Jednocześnie w przypadku metod bezpośrednich istnieje ryzyko nieprawidłowego szacowania wartości. W przypadku metody *willingness to pay* zauważa się, że podejmowanie hipotetycznych decyzji często prowadzi do przeszacowania wartości, ponieważ odbiorcy często zbyt optymistycznie określają wydatki, których nie odczuwają bezpośrednio, tzn. nie mają poczucia, że wpływają na ich zdolności konsumpcyjne w innych obszarach. Proces wizualizacji problemu również może być nieprecyzyjny. Jednakże można stwierdzić, że ten problem dotyczy obu metod. W przypadku metody bezpośredniej respondent może błędnie wyobrazić sobie problem i tym samym błędnie go interpretować, np. mieć nadmierne oczekiwania odnośnie uzyskanych efektów. Natomiast w metodzie pośredniej nieprecyzyjne wskazanie cech badanego problemu może spowodować błędne wskazanie rynku pośredniego, służącego za wzorzec do wyceny.

W przypadku decyzji odnośnie wyboru metody wyceny można przyjąć następujące postępowanie. W pierwszej kolejności należy precyzyjnie określić, co jest przedmiotem badania. Następnie spróbować określić, czy istnieje podobny rynek, którym można posłużyć się do zbadania nurtującego problemu. Jeśli tak, to można próbować wykorzystać jedną z pośrednich metod wyceny do określenia wartości dobra nierynkowego lub efektu zewnętrznego, jaki nas interesuje. W przypadku braku istnienia takiego rynku należy posłużyć się metodą bezpośrednią z uwzględnieniem powyższych uwag. W sytuacjach idealnych najlepszym rozwiązaniem byłoby wykorzystanie obu metod do zbadania tego samego zjawiska, jednakże ze względu na koszty i złożoność takiego rozwiązania trudno spodziewać się jego zastosowania w praktyce.

O istocie przyjętych założeń może świadczyć przykład wyceny wody za pomocą metody pośredniej. Do tego celu posłużono się cenami za pobór wody z sieci wodociągowych. Ceny te nie mają charakteru rynkowego, ponieważ każdorazowo przedsiębiorstwo je ustalające ma charakter monopolisty. Ceny te są jedynie uzgadniane z prawodawcą, mają na celu odzwierciedlenie kosztów po-

boru wody i funkcjonowania systemu przesyłowego. Przyjęcie takiej ceny jako punktu odniesienia do wyceny wody w rolnictwie znacząco podnosi koszty działalności rolnej. W dodatku, w porównaniu z systemem poboru opłat wprowadzonym w rolnictwie, wydaje się, że przyjęta przez autorów cena jest stanowczo zawyżona. Biorąc pod uwagę dyskusję polityczną, jaka towarzyszyła wprowadzaniu opłat w rolnictwie, można wskazać, że kluczową rolę odgrywały kwestie społeczne, tj. obawa przed narzuceniem zbyt dużych kosztów na barki rolników, co groziłoby utratą konkurencyjności polskiego rolnictwa, bankructwami oraz wzrostem cen żywności w Polsce. Jednocześnie taka sytuacja powoduje, że w dłuższej perspektywie można spodziewać się stopniowego wzrostu tych cen. O wielkości tego wzrostu i wartości wody w rolnictwie będą decydować dwa czynniki. Po pierwsze będzie to koszt zaopatrzenia w wodę. Najprawdopodobniej będzie on niższy niż przedstawiony w niniejszym opracowaniu, ponieważ rolnicy nie będą zmuszeni do korzystania ze złożonej infrastruktury. Wprowadzone opłaty dotyczą samodzielnego poboru wody, a więc koszt budowy systemu poboru wody leży w gestii rolnika. Po drugie wpływ na wartość wody będzie wynikać z dostępności zasobu wody i jej ceny w systemach wodociągowych. W przypadku ograniczeń w dostępie do wody można spodziewać się, że pobór własny będzie ograniczany na rzecz systemów zbiorowych. Ponadto wysoka cena wody pochodzącej z systemów wodociągowych będzie generowała presję na wzrost ceny wody dla rolnictwa. W takim kontekście wycena wody przedstawiona w niniejszej publikacji ma uzasadnienie.

Badania przeprowadzone za pomocą metody *willingness to pay* pokazują, że może być ona stosowana zarówno na poziomie lokalnym, jak i ponadlokalnym, jednakże to drugie rozwiązanie jest dużo bardziej skomplikowane i do jego wyników należy podchodzić z większą ostrożnością. Wynika to z pewnego uśrednienia wyceny, co może prowadzić do sytuacji, w których rozwiązania oparte na takiej wycenie mogą być nieakceptowalne dla lokalnych społeczności. Najprawdopodobniej takie przypadki będą miały charakter mniejszościowy, ale mogą spowodować, że procesy internalizacji nie odniosą oczekiwanych skutków, ponieważ mogą nie być wdrożone tam, gdzie jest to najbardziej istotne.

Porównanie badania ogólnokrajowego z wybraną gminą miejsko-wiejską położoną w okolicach Warszawy pokazuje, że lokalnie skłonność do zapłaty za wybrane dobra publiczne może być dwukrotnie wyższa niż średnia dla kraju. Jednocześnie pokazane wyniki badań nie uprawniają do stwierdzenia, że jest to skrajny przypadek – istnieje możliwość, że w innych regionach kraju mogą zdarzyć się jeszcze wyższe wartości, co może być np. wynikiem uciążliwości spowodowanej brakiem badanych dóbr lub też ich pozytywnym wpływem na rozwój społeczności.

Metody wyceny bezpośredniej oprócz podkreślonych wyżej ograniczeń posiadają również dodatkowe zalety. Przedstawione badanie pokazuje nie tylko wartość danego dobra lub efektu zewnętrznego dla społeczności (w przypadku negatywnych efektów będzie to koszt poniesienia uciążliwości lub koszt redukcji efektu), ale również może wskazać grupy społeczne, np. kategorie wiekowe, w których zauważany jest dany problem (wyższa wycena) lub w których jest on bagatelizowany (niższa wycena). W szczególnych przypadkach, gdy w jakiejś grupie wycena danego dobra lub efektu znacząco odbiega od pozostałych, może to być bodźcem do podjęcia dodatkowych działań zmierzających do wyjaśnienia problemu, np. podjęcia kampanii informacyjnej.

Ponadto ważną korzyścią wynikającą ze stosowania bezpośrednich metod wyceny jest możliwość hierarchizowania problemów. W badanym przypadku zauważa się, że zarówno w ujęciu lokalnym, jak i ogólnokrajowym najwyższej został wyceniony dobrostan zwierząt. Na poziomie kraju różnica pomiędzy skłonnością do zapłaty za krajobraz rolniczy a bioróżnorodność jest niewielka – wynosi 14 groszy. W przypadku gminy Góra Kalwaria różnica ta jest znacząco większa – 11,37 zł. Przy czym w przeciwieństwie do poziomu krajowego w badanej gminie wyższą wartość przyznano krajobrazowi rolniczemu.

Powyższy przykład pokazuje możliwości zastosowania metody bezpośredniej do uzyskania szeregu informacji na temat wyceny wartości określonego dobra nierynkowego lub efektu zewnętrznego, co zazwyczaj nie jest możliwe w przypadku metod pośrednich. Jednakże warto zwrócić uwagę, że przytoczone rozwiązania, np. hierarchia potrzeb może odmiennie wyglądać w przypadku przedstawienia respondentom innego zestawu opcji do wyboru lub też w przypadku przeprowadzenia badania ankietowego w innym momencie. Na przykład problemy zanieczyszczenia powietrza ujawniają się z większą siłą w okresie jesienno-zimowym i wtedy należy liczyć się z większą skłonnością do redukcji czynników je powodujących, niż np. w okresie letnim, kiedy ten problem może mieć mniejsze znaczenie, zwłaszcza wobec narastających problemów z suszą i dostępem do wody.

Podsumowując niniejszy raport, należy zwrócić uwagę na jeszcze jeden problem związany z wyceną wody w rolnictwie. Jest nim niedoskonałość statystyk z zakresu rolniczego wykorzystania wody. Problem ten jest zauważalny w Polsce, ale w oparciu o dane Eurostatu można stwierdzić, że występuje tu w znacznie mniejszym stopniu niż w innych krajach członkowskich Unii Europejskiej. Z jednej strony jest to zaskakujące, jeśli weźmie się pod uwagę znaczenie wody w rolnictwie, a z drugiej potwierdza małe zainteresowanie dobrami nierynkowymi i efektami zewnętrznymi w gospodarce niezależnie od ich rzeczywistego znaczenia dla procesów produkcyjnych – bez wody rolnictwo nie istnieje.

Spis tabel

Tabela 1.1. Klasyfikacja rolniczych efektów zewnętrznych	15
Tabela 2.1. Etapy regionalnej integracji gospodarczej	30
Tabela 2.2. Efekty zewnętrzne procesów integracyjnych	34
Tabela 3.1. Pobór wody w rolnictwie w państwach Unii Europejskiej	55
Tabela 3.2. Pobór wody na potrzeby rolnictwa w krajach Unii Europejskiej w latach 2010-2015 według danych Aquastatu oraz w roku 2010 według danych OECD (mln m ³)	57
Tabela 3.3. Zużycie wody w rolnictwie w podziale na źródło wody w mln m ³	59
Tabela 3.4. Różnica między poborem wody a zużyciem wody w rolnictwie w mln m ³ dla wybranych państw Unii Europejskiej	60
Tabela 3.5. Ślad wodny wybranych gatunków roślin i zwierząt w Polsce	61
Tabela 4.1. Zużycie wody w rolnictwie krajów Unii Europejskiej w podziale na źródło wody (mln m ³)	69
Tabela 4.2. Statystyki regionalne dotyczące zużycia wody w polskim rolnictwie w 2016 roku	72
Tabela 4.3. Ceny wody dla odbiorców przemysłowych w Polsce	75
Tabela 4.4. Wycena zużycia wody w polskim rolnictwie w 2016 roku	77
Tabela 4.5. Wycena śladu wodnego w polskim rolnictwie w 2017 roku	78
Tabela 5.1. Struktura próby badawczej (%)	92
Tabela 5.2. Skłonność do zapłaty za krajobraz rolniczy w ocenie mieszkańców gminy Góra Kalwaria (PLN/1 mieszkańca na rok)	92
Tabela 5.3. Skłonność do zapłaty za dobrostan zwierząt w ocenie mieszkańców gminy Góra Kalwaria (PLN/1 mieszkańca na rok)	93
Tabela 5.4. Skłonność do zapłaty za bioróżnorodność UR w ocenie mieszkańców gminy Góra Kalwaria (PLN/1 mieszkańca na rok)	94
Tabela 5.5. Wartość wybranych efektów zewnętrznych w gminie Góra Kalwaria w 2015 roku	94
Tabela 5.6. Struktura próby badawczej (%)	95
Tabela 5.7. Skłonność do zapłaty za krajobraz rolniczy w ocenie mieszkańców Polski (PLN/1 mieszkańca na rok)	96
Tabela 5.8. Skłonność do zapłaty za bioróżnorodność UR w ocenie mieszkańców Polski (PLN/1 mieszkańca)	97
Tabela 5.9. Skłonność do zapłaty za dobrostan zwierząt w ocenie mieszkańców Polski (PLN/1 mieszkańca)	99
Tabela 5.10. Wartość wybranych efektów zewnętrznych w Polsce w 2017 roku	99

Spis wykresów

Wykres 3.1. Odnawialne zasoby słodkowodne, średnia roczna długoterminowa (LTAA*), w 1000 m ³ na osobę	44
Wykres 3.2. Indeks eksploatacji wody (<i>water exploitation index</i> , WEI) jako % długoterminowej średniej dostępności wody, dla dwóch skrajnych lat, zgodnie z dostępnością danych (w nawiasie)	46
Wykres 3.3. Pobór wód gruntowych, ostatni dostępny rok (w nawiasie) jako % zasobu wód gruntowych dostępnych do poboru	47
Wykres 3.4. Źródła słodkiej wody, rzeczywisty napływ zewnętrzny z sąsiednich terytoriów i przepływ wewnętrzny, średnia roczna długoterminowa (% wody słodkiej)	49
Wykres 3.5. Całkowity pobór wody w państwach Unii Europejskiej	50
Wykres 3.6. Procentowy pobór wody według sektorów gospodarki w państwach Unii Europejskiej	52
Wykres 3.7. Procentowy udział poboru słodkiej wody powierzchniowej i słodkich wód gruntowych w całkowitym poborze wody w krajach Unii Europejskiej	53
Wykres 3.8. Procentowy udział poboru słodkiej wody powierzchniowej i słodkich wód gruntowych w całkowitym poborze wody na potrzeby rolnictwa w krajach Unii Europejskiej	53
Wykres 3.9. Pobór wody wykorzystywanej w rolnictwie na nawadnianie (% całkowitego zużycia wody w rolnictwie)	56
Wykres 3.10. Udział powierzchni użytków rolnych nawadnianych i powierzchnia użytków rolnych nadających się do nawadniania w całej powierzchni użytków rolnych w 2013 roku	56
Wykres 4.1. Produktywność wody w wybranych państwach w latach 2000-2015 (w euro/m ³)	81
Wykres 4.2. Dynamika zużycia wody na potrzeby rolnictwa oraz PKB w Polsce (2000=100)	82
Wykres 4.3. Produktywność wody jako relacja PKB w cenach roku poprzedniego w mln zł do ilości zużytej wody do celów rolniczych w mln m ³	83

EGZEMPLARZ BEZPŁATNY

Nakład 800 egz., ark. wyd. 6,7

Druk i oprawa: ZAPOL Sobczyk Spółka Jawna