



Rafał Miłaszewski

OKREŚLENIE EFEKTU UŻYTKOWEGO INWESTYCJI W OCHRONIE WÓD

Rafał Miłaszewski, prof. zw. dr hab. inż. – Politechnika Białostocka

adres korespondencyjny:

Politechnika Białostocka

Katedra Technologii w Inżynierii i Ochronie Środowiska

15-351 Białystok, ul. Wiejska 45A

e-mail: rafal.milaszewski@interia.pl

DETERMINING THE USE EFFECTS OF INVESTMENTS IN WATER POLLUTION CONTROL

SUMMARY: The use effects of investments in water pollution control may be defined indirectly by identifying the level of avoided losses in the water environment which are the result of water treatment plant operations. An analysis of the loss estimation methods, which include the contingent valuation method and cost methods, is carried out in the article. Practical examples of applying these methods are also presented. The production results of wastewater treatment plants, such as biogas production, are also discussed. Estimation of the use effects of wastewater treatment plant operations allows for the practical application of a simplified formula of index of economics effectiveness of investments in water pollution control.

KEY WORDS: economics effectiveness of investments, loss estimation methods, avoided losses, water pollution control

Wprowadzenie

Efekty użytkowe podstawowych przedsięwzięć w dziedzinie ochrony wód powierzchniowych, jakimi są oczyszczalnie ścieków, uzyskuje się przeważnie w sposób pośredni – poza tą jednostką gospodarczą, która daną oczyszczalnię buduje i eksploatuje. Osiąga się je przede wszystkim w innych jednostkach gospodarczych położonych nad tym samym odbiornikiem ścieków, lecz poniżej miejsca ich odprowadzania z danej oczyszczalni.

Można wymienić następujące elementy efektu użytkowego inwestycji w dziedzinie oczyszczania ścieków¹:

- utrzymanie na odpowiednim poziomie lub poprawa zdrowotności ludzi i zwierząt;
- ochrona środowiska przed zanieczyszczeniem, w tym ochrona wartości przyrodniczych i krajobrazowych środowiska, zapobieganie degradacji roślin, zachowanie różnorodności biologicznej;
- umożliwienie użytkowania zasobów wodnych do różnych celów i przeciwdziałanie wzrostowi kosztów użytkowania wód, w tym utrzymanie i rozwój gospodarki rybnej w wodach śródlądowych, ochrona odpowiedniej jakości wody dla celów zaopatrzenia w wodę ludności i gospodarki narodowej, obniżenie kosztów uzdatniania wody pobieranej do różnych celów;
- ochrona budowli wodnych, urządzeń transportu wodnego i urządzeń gospodarki wodnej w przemyśle przed ich niszczeniem powodowanym korozyjnością wody;
- utrzymanie i rozwój warunków dla rekreacji ludności, turystyki i sportów wodnych;
- ochrona środowiska morskiego przed zanieczyszczeniem wnoszonym przez rzeki;
- utylizacja różnych substancji zawartych w ściekach, w tym odzysk wody ze ścieków i rolnicze wykorzystanie ścieków.

Nie wszystkie z podanych wyżej elementów efektu użytkowego oczyszczalni ścieków można wyznaczyć w sposób ilościowy, ponieważ część z nich ma charakter pozarachunkowy i pozaekonomiczny.

W ocenie ekonomicznej efektywności przedsięwzięć inwestycyjnych w ochronie wód należy jednakże dążyć do finansowego wyrażenia efektu użytkowego oczyszczalni ścieków w taki sposób, aby odzwierciedlał on w pełni wszystkie korzyści osiągnięte w konsekwencji realizacji tego przedsięwzięcia. Taka kwantyfikacja efektu użytkowego inwestycji ochrony wód jest zwykle analizowana w ramach szerszego problemu, jakim jest wartościowanie środowiska przy-

¹ M. Roman, M.J. Gromiec, *Problemy oceny ekonomicznej efektywności inwestycji służących ochronie wód*, w: *Zagospodarowanie granicznego Bugu i jego zlewni w ramach zrównoważonego rozwoju gospodarczego jako element Programu Czysty Bałtyk*, red. W. Kowalczewski, Katedra Organizacji i Zarządzania Politechniki Białostockiej, Katedra Ekonomii i Zarządzania Gospodarką Politechniki Lubelskiej, Nałęczów, 2000.

rodniczego. Stosowane są tu różne podejścia, z których najbardziej rozwinięte zostało określenie efektu użytkowego na podstawie wyceny strat spowodowanych zanieczyszczeniem środowiska wodnego. W ostatnich latach znacznie udoskonalono metody szacunku strat, a uzyskane wyniki z powodzeniem można wykorzystać do oceny ekonomicznej efektywności prowadzonej już działalności gospodarczej. Trudności pojawiają się przy wykorzystaniu tej metody do oceny przedsięwzięć inwestycyjnych, ponieważ nie jest łatwo ocenić spodziewane zmiany w ekosystemach. Przyspieszenie zastosowania tej metody w ocenie przedsięwzięć inwestycyjnych wynika z faktu, że zaawansowane są prace przyrodników nad programami prognozowania tych zmian, szczególnie przy wykorzystaniu techniki komputerowej i coraz bardziej doskonałych programów symulacyjnych. Ponadto zwiększa się zakres powszechnie dostępnej informacji o środowisku w postaci danych z inwentaryzacji środowiska, obszarów funkcjonalnych lub gmin, danych z monitoringu ekologicznego i opisów ekosystemów.

W procesie szacowania wielkości strat spowodowanych zanieczyszczeniem zasobów wodnych są wykorzystywane metody wartościowania środowiska przyrodniczego. Badania nad wartościowaniem środowiska przyrodniczego rozwijają się dynamicznie od początku lat dziewięćdziesiątych. Wypracowano szereg metod, które najczęściej dzieli się na metody bezpośredniego i pośredniego wartościowania (tabela 1).

Tabela 1
Typologia metod wartościowania środowiska przyrodniczego

Metody bezpośredniego wartościowania		Metody pośredniego wartościowania	
Eksperyment	Metoda wyceny warunkowej	Metody wykorzystujące rynki konwencjonalne	Metody wykorzystujące rynki zastępcze
		Metody kosztowe: oddziaływanie-skutek, substytucyjna, odtworzeniowa, prewencyjna, kompensacyjna, rachunek kosztów utraconych możliwości	Metody z funkcją produkcji gospodarstwa domowego (w tym metoda kosztów podróży)

Źródło: J. Śleszyński, *Ekonomiczne problemy ochrony środowiska*, Wydawnictwo ARIES, Warszawa 2000.

Do metod bezpośredniego wartościowania zalicza się eksperyment oraz metodę wyceny warunkowej. Do metod pośredniego wartościowania można zaliczyć metody kosztowe, metody z funkcją produkcji gospodarstwa domowego i metodę hedoniczną.

Metoda wyceny warunkowej opiera się na badaniach ankietowych przeprowadzanych wśród respondentów zainteresowanych danym dobrem.

Metody, za pomocą których można dokonywać wyceny w sposób pośredni, wykorzystują wyrażone wartościowo informacje dostępne na rynku. Wyróżnia się zwykle dwie grupy metod pośredniej wyceny, czyli:

- metody korzystające z informacji cenowych dostępnych na rynkach konwencjonalnych;
- metody oparte na informacjach cenowych pochodzących z rynków zastępczych.

Pierwsza grupa metod to metody kosztowe. Za punkt wyjścia przyjmuje się założenie, że pewne wydatki na dobra występujące na istniejących rynkach, a więc koszty, można traktować jako ekwiwalent wartości łączonej z danym zasobem środowiska, ocenianym z racji jego użytkowania i czerpania określonych korzyści.

Zastosowanie opisanych powyżej metod wartościowania środowiska do wyceny strat ekologicznych natrafia w dotychczasowej praktyce na pewne trudności. Wynikają one niekiedy z braku wypracowanych narzędzi pomiaru, niedostatecznej bazy danych statystycznych bądź ich fragmentaryczności. Ten stan rzeczy powoduje, że wycena strat ekologicznych ma charakter szacunkowy.

Do szacowania strat spowodowanych zanieczyszczeniem zasobów wodnych obecnie są stosowane:

- metoda wyceny warunkowej,
- metody kosztowe.

W dalszym ciągu artykułu przedstawiono opisy tych metod oraz przykłady ich praktycznego zastosowania.

Zastosowanie metody wyceny warunkowej

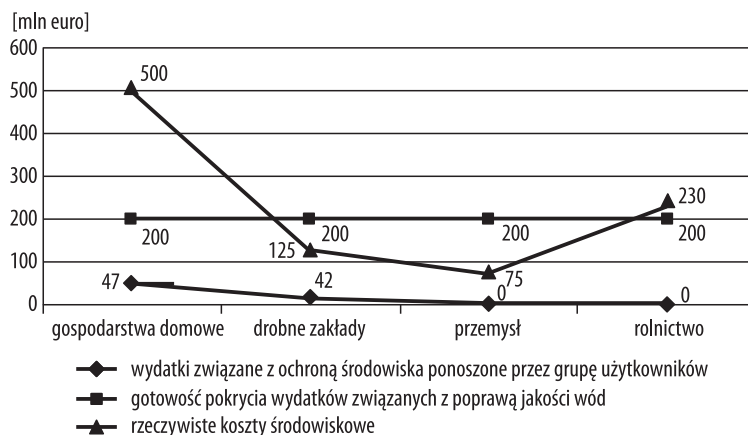
Metoda wyceny warunkowej (*Contingent Valuation Method* – CVM) wykorzystuje możliwości schematów WTP (*Willingness To Pay*) oraz WTA (*Willingness To Accept*). Metoda WTP polega na uzyskaniu od potencjalnych lub aktualnych użytkowników odpowiedzi na pytanie, ile byliby gotowi zapłacić za określone dobro lub dany poziom usług dostarczanych przez środowisko. Alternatywą tej metody jest posłużenie się schematem WTA, który oznacza postawienie użytkownikom pytania, jaką rekompensatę gotowi byliby przyjąć w razie pozbawienia ich możliwości korzystania z określonego dobra lub danego poziomu usług dostarczanych przez środowisko. Metoda wyceny warunkowej znalazła zastosowanie do wyceny całkowitej wartości ekonomicznej, a przede wszystkim wartości nieużytkowej, która jest trudno uchwytna w wypadku zasobów środowiska przyrodniczego. Ta metoda opiera się na badaniach ankietowych przeprowadzonych wśród respondentów zainteresowanych danym dobrem.

Respondentom zadaje się w ankiecie pytania tylko jednego typu. Wiele wątpliwości budzi prawdziwość uzyskanych w taki sposób informacji. W przypadku zadania pytania WTP istnieje możliwość zaniżenia podawanej przez ankietowanych wartości badanego elementu środowiska. Respondent, deklarując określoną sumę, będzie brał pod uwagę nie tylko faktyczną wartość, jaką stanowi dla niego środowisko z punktu widzenia estetyki lub użyteczności, ale także swoje możliwości finansowe. Z drugiej strony, pytania sformułowane tak – by określić WTA, niosą zagrożenie uzyskania zawyżonych wartości wycenianych elementów środowiska. Wiąże się to bowiem z tym, iż osoby o niskich dochodach zawyżają wartość danego elementu środowiska, by uzyskać wyższą pieniężną rekompensatę za jego utratę.

Badania oparte na metodzie wyceny warunkowej, odnoszące się do zasobów wodnych, przeprowadzone zostały we Francji i dotyczyły gotowości do zapłaty za poprawę jakości wody w określonej zlewni rzecznej. Zadeklarowane przez respondentów kwoty, w odniesieniu do obecnych wydatków na ochronę wód oraz rzeczywistych kosztów środowiskowych wynikających z użytkowania wód rzecznych przez poszczególne grupy użytkowników, przedstawiono na rysunku 1.

Rysunek 1

Wydatki związane z ochroną wód ponoszone przez poszczególne grupy ich użytkowników we Francji



Źródło: opracowanie własne na podstawie: *Analiza zwrotu kosztów lub ekonomiczny cykl wody*, Agence de l'eau Seine-Normandie, Materiały Seminarium Ministerstwa Środowiska w Karnitach, 2005.

Z wyników badań ankietowych przeprowadzonych we Francji wynika, że zarówno przemysł, jak i rolnictwo nie ponoszą wydatków na ochronę wód. Największy udział w wydatkach na ochronę wód mają gospodarstwa domowe. Każda z grup użytkowników wyraziła gotowość do zapłaty za poprawę jakości wód rzecznych w maksymalnej łącznej wysokości 200 mln EUR. Zadeklarowana kwota nie pozwala jednak na pokrycie kosztów środowiskowych generowanych przez gospodarstwa domowe (500 mln EUR) oraz rolnictwo (230 mln EUR).

Przykładem zastosowania metody wyceny warunkowej mogą być również badania przeprowadzone w położnych na Wyspie Krecie w Grecji trzech gminach: Lappalon, Georgiopolis i Krioneridas przez zespół pracowników Departamentu Ekonomicznego Uniwersytetu Krety w Rethymno pod kierunkiem dr. Konstantinosa Tsagarakisa². Przeprowadzone w pierwszym kwartale 2005 roku badania ankietowe, z użyciem metody wywiadu bezpośredniego, obejmowały członków 326 gospodarstw domowych zlokalizowanych na terenie tych gmin. Średnia dodatkowa dopłata do rachunku za wodę wyniosła 44 EUR,

2 M. Genius, i in., *Estimation of willingness to pay for wastewater treatment*, Department of Economics, University of Crete, Rethymno 2005.

co wynosi znacznie więcej niż wielkość dopłaty potrzebna do realizacji oczyszczalni ścieków komunalnych w badanych gminach.

Metodę wyceny warunkowej wykorzystaną wyżej wymienione greckie gminy do uzyskania informacji, ile mieszkańcy są skłonni poświęcić, by zachować czyste wody morskie. Chociaż lokalne plaże mają przyznane niebieskie flagi (w związku z poziomem czystości), każdy dodatkowy ładunek zanieczyszczenia może jednak dramatycznie zmienić tę korzystną dla mieszkańców sytuację, ponieważ większość społeczeństwa tych obszarów utrzymuje się z turystyki. Odpowiednie zarządzanie gospodarką ściekową ma więc decydujące znaczenie dla poziomu pochodzących z turystyki dochodów mieszkańców tych gmin.

Kwestionariusz do badań został zaprojektowany w taki sposób, ażeby ujawnić preferencje gotowości do zapłaty (WTP) mieszkańców za oczyszczanie ścieków. Uzyskane informacje miały być pomocne gminom przy planowaniu polityki opłat za ścieki, a w przypadku niewyrażenia gotowości do zapłaty za oczyszczanie ścieków projekt nie zostałby zrealizowany.

Ankieta została podzielona na trzy części. Pierwsza była częścią informacyjną i zawierała rysunki oraz zdjęcia wyjaśniające terminy „ścieki”, „oczyszczalnia ścieków” i „szambo”, co dało respondentom ogólne rozeznanie w problematyce i wyjaśnienie użytych w dalszych pytaniach pojęć. Druga część zawierała pytania o warunki domowe respondentów, dotyczące działalności na plaży oraz sposobu i kosztów usuwania ścieków. Następnie respondenci byli pytani o wysokość rachunków za wodę, gdyż wysokość opłat za oczyszczanie ścieków jest odzwierciedleniem rachunku za wodę, zgodnie z zasadą, że większa konsumpcja wody wodociągowej powoduje powstawanie większej ilości ścieków.

Pytanie WTP w kwestionariuszu zostało sformułowane w odniesieniu do trzech różnych wyjściowych kwot (w trzech różnych wersjach kwestionariuszy). Pytanie brzmiało: „Zakładamy, że budowana oczyszczalnia ścieków polepszy jakość środowiska. Czy byłbyś skłonny zapłacić x EUR?” (gdzie x zostało obliczone jako: 80% rachunku za wodę dla pierwszej wersji kwestionariusza, 100% dla drugiej i 150% dla trzeciej wersji). Trzecia część kwestionariusza dotyczyła charakterystyki socjoekonomicznej respondentów.

W ramach badań przeprowadzono 326 wywiadów, które reprezentowały próbę stanowiącą 26,5% populacji. Uzyskane wyniki zestawiono w tabeli 2.

Tabela 2
Wysokość deklarowanej gotowości do zapłaty

Statystyka	WTP		95% przedział ufności	
	Procent rachunku za wodę	Odpowiadająca kwota [EUR]	Procent rachunku za wodę	Odpowiadająca kwota [EUR]
Średnia	135,5	44,06	121,3 – 149,8	39,42 – 48,69
Mediana	110,9	33,26	99,7 – 122,1	29,91 – 36,62

Źródło: M. Genius, i in., op. cit.

Prawie wszyscy mieszkańcy (97,5%) zgodzili się na budowę oczyszczalni ścieków w regionie. W badaniu zostało odnotowanych 14 wartości rzeczywiste-

go zera (4,3%). Respondenci twierdzili „Nie stać mnie na to” (5 respondentów), „Nie wierzę, że budowa komunalnej oczyszczalni ścieków przyniesie polepszenie jakości środowiska” (3 respondentów) i „Wierzę, że nie ma problemu z odprowadzaniem ścieków” (6 respondentów). Stwierdzono również 32 (9,8%) odpowiedzi sprzeciwu. Respondenci twierdzili dosłownie: „Tak czy inaczej powinienem otrzymać usługi wodociągowo-kanalizacyjne od gminy” (29 respondentów) i „Jestem zmęczony płaceniem gminie” (3 respondentów).

Polityka społeczna powinna zagwarantować mniejsze obciążenie rodzin o niskich dochodach. Innym kryterium społecznym, które jest stosowane przez niektóre gminy w Grecji i mogłoby mieć zastosowanie na badanych obszarach, jest obciążenie rodzin wielodzietnych (≥ 4 osób) obniżoną opłatą za ścieki.

Próby wykorzystania metody wyceny warunkowej podjęto także w Polsce. Badania wartości środowiska oparte na tej metodzie zostały przeprowadzone przez Warszawski Ośrodek Ekonomii Ekologicznej przy Uniwersytecie Warszawskim. Najbardziej znane jest badanie (zwane „bałtyckim”), w którym sformułowano pytanie, ile gotowi byłiby zapłacić mieszkańcy Polski za powstrzymanie eutrofizacji Morza Bałtyckiego. Jako efekt podjętych działań przedstawiono minimalizację liczby zamkniętych kąpielisk oraz odnowę życia biologicznego w Bałtyku. Badania przeprowadzone zostały w dwóch etapach, jako badanie pilotażowe oraz badanie główne. W badaniu pilotażowym wzięło udział 116 respondentów, którzy zadeklarowali średnio 40,74 PLN na osobę w ciągu roku. W badaniu głównym wzięły zaś udział 1162 osoby, które wyraziły gotowość do zapłaty w średniej wysokości 160 PLN na osobę w ciągu roku. Podobne badania przeprowadzono także w Szwecji i na Litwie.³

Metodę gotowości do zapłaty za poprawę standardu odprowadzania i oczyszczania ścieków zastosowano po raz pierwszy w Polsce w odniesieniu do gmin województwa podlaskiego w ramach projektu polsko-greckiego „Ocena gotowości do zapłaty za oczyszczanie ścieków i zamykanie obiegów wodnych”, realizowanego na Politechnice Białostockiej w latach 2006-2008. Poprawa tego standardu polegałaby na budowie w każdej z tych gmin systemu zbiorowego odprowadzania i oczyszczania ścieków. Budowa i eksploatacja takiego systemu powinna przyczynić się do poprawy jakości wód powierzchniowych i podziemnych na terenie badanych gmin i pozwolić na likwidację zbiorników bezodpływowych oraz uciążliwego dla środowiska transportu tych ścieków taborem asenizacyjnym. Stworzy to także lepsze warunki dla rozwoju turystyki na terenach badanych gmin.

Kwestionariusz do badań (WTP) został tak zaprojektowany, aby ujawnić preferencje i gotowość do zapłaty mieszkańców za korzystanie z oczyszczalni ścieków komunalnych. Ankieta została podzielona na trzy części. Pierwsza część zawierała wstępne pytania, które pozwoliły na ocenę poziomu wiedzy respondentów z zakresu problematyki gospodarki ściekowej w gminie. Druga część ankiety zawierała pytania dotyczące sposobów i problemów związanych z usu-

³ T. Żylicz i in., *Contingent Valuation of Eutrophication Damage in Baltic Sea Region*, Working Paper, GEC 95-03, CSERGE, 1995.

waniem ścieków z gospodarstw domowych, znajomości problemów związanych z zanieczyszczaniem wód na terenie gminy, jak również zainteresowania respondentów rozwojem sieci kanalizacyjnej. Respondentom zadano także pytania o koszt odprowadzania ścieków oraz o częstotliwość opróżniania zbiorników bezodpływowych (w przypadku ich posiadania przez respondenta). Przed postawieniem zasadniczego pytania respondenci zostali zapytani, czy zgadzają się na budowę oczyszczalni ścieków, która mogłaby w sposób znaczący zredukować zanieczyszczenia w ściekach odprowadzanych z terenu gminy. Było to pytanie WTP (*willingness to pay* – gotowość do zapłacenia) i czy byłiby skłonni zapłacić w związku z tym 3,18 PLN/m³. Dla tych respondentów, którzy odpowiedzieli pozytywnie przygotowano pytanie o wyższą cenę za odprowadzanie ścieków. Pierwsza cena była oparta na średnim koszcie odprowadzania ścieków w gminie, druga uwzględniała koszty eksploatacji, amortyzacji oraz zysk przedsiębiorstwa wodociągów i kanalizacji. W przypadku, gdy respondenci nie wybrali żadnej z proponowanych cen, mogli sami zaproponować maksymalną kwotę, którą byłiby skłonni zapłacić za odprowadzanie ścieków, jak również podać przyczynę, dla której żadnej z proponowanych cen nie wybrali.

Zastosowanie metod kosztowych

Do pośrednich metod wyceny wartości środowiska, najczęściej stosowanych do szacowania wielkości strat spowodowanych zanieczyszczeniem środowiska wodnego, można zaliczyć metody kosztowe, a mianowicie:

- metodę restytucyjną (odtworzeniową);
- metodę substytucyjną;
- metodę wskaźnikową.

Metoda restytucyjna jest oparta na założeniu, że straty powstające na skutek zanieczyszczenia środowiska są równe wielkości nakładów niezbędnych do odnowienia zdegradowanego zasobu lub waloru środowiska przyrodniczego poprzez przywrócenie społecznie pożądanej ilości i jakości tego elementu. Straty takie powstają na przykład w stawach rybnych napełnianych wodą o niewłaściwej jakości, gdyż ryby hodowane w takich warunkach nie nadają się do konsumpcji.

W metodzie substytucyjnej miernikiem strat są koszty pozyskania w innym miejscu utraconego elementu środowiska wodnego lub koszty budowy i eksploatacji urządzeń mogących spełniać identyczną funkcję, co utracony element środowiska wodnego. Przykładowo, jeżeli lokalne zasoby wodne są tak zanieczyszczone, że nie nadają się do gospodarczego wykorzystania, trzeba wówczas sięgnąć po dalej położone zasoby wody czystej. Nakłady inwestycyjne na takie przerzuty i koszty eksploatacji obiektów i urządzeń używanych do przerzutu wody określają wysokość strat z tytułu zanieczyszczenia lokalnych zasobów. Metoda ta może być również stosowana do szacowania strat spowodowanych utratą rekreacyjnych funkcji naturalnego cieków lub zbiornika wodnego. Substytutem utraconych funkcji rekreacyjnych może być na przykład basen kąpielowy.

Metoda wskaźnikowa stanowi swoistą kompilację wszystkich metod szacowania strat ekologicznych. Jej istota polega na wykorzystaniu empirycznych oszacowań strat ekologicznych uzyskanych w warunkach porównywalnych lub uśrednionych. Adaptacja tych oszacowań jest możliwa dzięki określeniu wskaźników jednostkowych strat ekologicznych. Informują one o wielkości przeciętnej straty przypadającej na jednostkę naturalną, czyli m³, ha, jednego zatrudnionego bądź wyrażonej procentowo. Wówczas są one najbardziej przydatne do szacowania wielkości strat ekologicznych w różnych przedziałach czasowych i dla różnych obszarów. Niekiedy dostępna baza danych empirycznych pozwala je wyrażać wartościowo, co stwarza potrzebę ciągłej ich weryfikacji ze względu na procesy inflacyjne.

Przy ustalaniu wielkości kosztów środowiskowych, spowodowanych usługami wodnymi, można posłużyć się jednostkowymi wskaźnikami określonymi na podstawie analizy dostępnych opracowań oraz informacji uzyskanych od operatorów usług wodnych. Wielkości tych wskaźników zestawiono w tabeli 3 w podziale na dwie grupy.

Grupa pierwsza obejmuje wartości wskaźników kosztów szkód w środowisku wodnym spowodowanych przez użytkowników wody. Zaliczają się do niej straty spowodowane zmniejszeniem zdolności wód do samooczyszczania, straty w rybostanie oraz straty spowodowane odprowadzaniem zasolonych wód kopalnianych.

Do drugiej grupy zaliczono wartości wskaźników kosztów szkód występujących pośrednio u użytkowników wody. Są to dodatkowe koszty uzdatniania nad-

Tabela 3

Orientacyjne wielkości wskaźników kosztów środowiskowych (poziom cen z 2003 roku)

Nazwa wskaźnika kosztów środowiskowych	Wielkości wskaźników
1. Koszty szkód w środowisku wodnym spowodowane przez użytkowników wody	
1.1. Zmniejszenie zdolności wód do samooczyszczania	0,53 zł/m ³ odprowadzonych ścieków
1.2. Straty w rybostanie	1062,76 zł/tonę utraconej wielkości połowu ryb
1.3. Straty spowodowane odprowadzaniem zasolonych wód kopalnianych	0,51 zł/m ³ odprowadzonych wód kopalnianych
2. Koszty szkód występujących pośrednio u użytkowników wody	
2.1. Dodatkowe koszty uzdatniania nadmiernie zanieczyszczonych wód powierzchniowych:	0,16 zł/m ³ pobranej wody
2.1.1. Pobieranych na potrzeby gospodarki komunalnej:	
2.1.2. Pobieranych na potrzeby energetyki cieplnej:	0,01 zł/m ³ pobranej wody
• dla obiektów otwartych	0,35 zł/m ³ pobranej wody
• dla obiektów zamkniętych	0,27 zł/m ³ pobranej wody
2.1.3. Pobieranych na potrzeby przemysłu (bez energetyki)	
2.2. Dodatkowe koszty przerzutu i magazynowania wody w przypadku nadmiernego zanieczyszczenia lokalnych zasobów wodnych	0,74 zł/m ³ transportowanej wody 1% wartości środków trwałych brutto (w przemyśle i gospodarce komunalnej);
2.3. Straty spowodowane przez korozję budowli i urządzeń stykających się z nadmiernie zanieczyszczoną wodą	2,6% wartości środków trwałych brutto (w energetyce)

Źródło: opracowanie własne na podstawie *Straty gospodarcze spowodowane zanieczyszczeniem środowiska naturalnego w Polsce w warunkach transformacji gospodarczej*, cz. 1, red. J. Famielec, Akademia Ekonomiczna, Kraków 2001.

miernie zanieczyszczonych wód ujmowanych dla potrzeb przemysłu i gospodarki komunalnej, dodatkowe koszty przerzutu wody w przypadku nadmiernego zanieczyszczenia lokalnych zasobów wodnych oraz straty spowodowane przez korozję budynków i urządzeń stykających się z zanieczyszczoną wodą.

W praktyce często jest stosowany wskaźnik jednostkowych strat ogólnokrajowych obejmujący wszystkie rodzaje strat wymienione w tabeli 3. Na potrzeby określenia orientacyjnej wartości tego wskaźnika strat (dla poziomu cen z 2003 roku) przyjęto, na podstawie literatury, następujące założenia:

- całkowite straty powodowane zanieczyszczeniem środowiska stanowią 5% PKB⁴, czyli $0,05 \cdot 916,000 \text{ mld zł/rok} = 45,800 \text{ mld PLN/rok}$;
- straty powodowane zanieczyszczeniem wód powierzchniowych stanowią 15% całkowitych strat powodowanych zanieczyszczeniem środowiska⁵, czyli $0,15 \cdot 45,800 \text{ mld PLN/rok} = 6,870 \text{ mld PLN/rok}$;
- straty powodowane przez zrzuty ścieków ze źródeł punktowych stanowią 70% całkowitych strat powodowanych zanieczyszczeniem zasobów wodnych, a pozostałe 30% strat jest powodowane przez źródła obszarowe⁶, czyli $0,70 \cdot 6,870 \text{ mld zł/rok} = 4,809 \text{ mld PLN/rok}$;
- ilość ścieków nieoczyszczonych oraz niedostatecznie oczyszczonych (tylko w sposób mechaniczny) wyniosła w 2003 roku 815 mln m³.

Po uwzględnieniu przyjętych założeń orientacyjną wartość wskaźnika jednostkowych strat ogólnokrajowych (s_j), powodowanych zanieczyszczeniem wód powierzchniowych ze źródeł punktowych, można przedstawić w następujący sposób:

$$s_j = \frac{4.809 \text{ mln PLN/rok}}{815 \text{ mln m}^3/\text{rok}} = 5,90 \text{ PLN/m}^3 \quad (1)$$

Określony za pomocą wzoru (1) orientacyjny wskaźnik jednostkowych ogólnokrajowych strat powodowanych zanieczyszczeniem wód powierzchniowych ściekami odprowadzanymi bez oczyszczania lub niedostatecznie oczyszczonych może być stosowany do określenia wartości strat unikniętych w rezultacie realizacji i eksploatacji oczyszczalni ścieków.

⁴ *Straty gospodarcze spowodowane zanieczyszczeniem środowiska naturalnego w Polsce w warunkach transformacji gospodarczej*, cz. 1, red. J. Famielec, Akademia Ekonomiczna, Kraków 2001.

⁵ A. Symonowicz, *Straty spowodowane degradacją środowiska*, „*Ekonomia i Środowisko*” 1994, nr 2 (5).

⁶ B. Poskrobko, *Wstępna koncepcja ekologiczno-ekonomicznej oceny inwestycji*, w: *Ekonomia ochrony wód*, red. M.J. Gromiec, Wyd. Polski Komitet ds. IAWPRC (obecnie IWA) przy IMGW, Warszawa 1991.

Określenie wskaźnika ekonomicznej efektywności inwestycji w ochronie wód

Inwestycje w ochronie wód są podejmowane w celu niedopuszczenia do powstania albo zmniejszenia już istniejących strat spowodowanych zanieczyszczeniem zasobów wodnych. Ich efektem są zatem straty uniknione. Opisane w rozdziale 1 i 2 w niniejszym artykule metody szacowania strat spowodowanych zanieczyszczeniem zasobów wodnych umożliwiają określenie wielkości strat unikniętych w rezultacie funkcjonowania oczyszczalni ścieków. Wprowadzając kategorię strat unikniętych (jako efektów) do formuł określających efektywność ekonomiczną inwestycji, można określić efektywność ekologiczno-ekonomiczną projektowanych przedsięwzięć. Biorąc to pod uwagę, Poskrobko⁷ proponuje następujący wzór przedstawiający stosunek przewidywanych efektów do nakładów, zapisany w układzie formuły uproszczonej, a mianowicie:

$$E = \frac{P + S_u}{J(r + s) + K_e} \quad (2)$$

gdzie:

- E – wskaźnik ekonomicznej efektywności inwestycji (wielkość bezwymiarowa),
- P – efekty produkcyjne oczyszczalni ścieków, obejmujące sumę wartości odzyskanych surowców ze ścieków i nowych wytworzonych produktów, na przykład biogazu, kompostu [zł/rok],
- S_u – roczne straty w środowisku wodnym, których uniknięto w wyniku realizacji i eksploatacji oczyszczalni ścieków, obliczone na podstawie jednostkowych strat ogólnokrajowych [zł/rok],
- J – wartość nakładów inwestycyjnych na budowę oczyszczalni ścieków [zł],
- r – stopa dyskontowa [rok⁻¹],
- s – średnia stopa amortyzacji [rok⁻¹],
- K_e – przewidywany roczny koszt eksploatacji (bez amortyzacji) oczyszczalni ścieków [zł/rok].

Warunkiem efektywności określonej za pomocą wzoru (2) jest, ażeby wskaźnik $E \geq 1$.

W powyższym wzorze (2) do efektów użytkowych oczyszczalni ścieków, obok strat unikniętych (S_u), zaliczono również efekty produkcyjne, obejmujące sumę wartości surowców odzyskanych ze ścieków oraz nowych wytworzonych produktów (biogaz).

Osady ściekowe stanowią uboczny produkt procesu oczyszczania ścieków. Ze względu na zawartość znacznych ilości związków węgla stanowią one potencjalne źródło energii odnawialnej, która może być wykorzystywana do zmniejszenia poboru energii netto dla potrzeb procesu oczyszczania ścieków⁸. Jedną z najważniejszych metod stabilizacji osadów ściekowych jest fermentacja meta-

⁷ Ibidem.

⁸ S.M. Rybicki, *W jakim stopniu oczyszczalnia ścieków może być proekologicznym odnawialnym źródłem energii?*, Materiały Ogólnokrajowego Sympozjum HYDROPREZENTACJE XV'2012, Ustroń 2012.

nowa. Zachodzi ona zarówno w zbiornikach otwartych, w warunkach panujących w danym czasie w środowisku, jak również w wydzielonych komorach fermentacji, w beztlenowych, kontrolowanych warunkach. Biogaz powstający podczas fermentacji osadów ściekowych zawiera 55-70% biometanu, 27-44% dwutlenku węgla, 0,2-1,0% wodoru, 0,2-3,0% siarkowodoru⁹.

Przykład określenia wskaźnika efektywności bezwzględnej (E) dla trzech wariantów realizacji komunalnej oczyszczalni ścieków o przepustowości $Q_{\text{dśr}} = 10000 \text{ m}^3/\text{d}$ przedstawiono w tabeli 4. Do obliczeń przyjęto wysokość stopy oprocentowania $r = 5\%$ oraz średnią stopę amortyzacji $s = 3,5\%$. Obliczenia wykonano według wzoru (2).

Określony za pomocą wzoru (1) orientacyjny wskaźnik jednostkowych strat ogólnokrajowych powodowanych zanieczyszczeniem wód powierzchniowych ściekami umożliwił określenie wartości strat unikniętych w rezultacie realizacji poszczególnych wariantów przykładowej oczyszczalni ścieków (tabela 4).

Wielkość nakładów inwestycyjnych i rocznych kosztów eksploatacji dla poszczególnych wariantów przykładowej komunalnej oczyszczalni ścieków określono na podstawie orientacyjnych danych z literatury¹⁰. Wartość efektów produkcyjnych tej oczyszczalni określono na podstawie informacji uzyskanych z biur projektowych.

Zestawienie rezultatów przeprowadzonych obliczeń przedstawiono w tabeli 4.

Tabela 4
Określenie wskaźników ekonomicznej efektywności dla przykładowej oczyszczalni ścieków komunalnych (poziom cen z 2003 roku)

Nazwa wariantu przedsięwzięcia inwestycyjnego	Elementy rachunku efektywności bezwzględnej				Wskaźnik efektywności bezwzględnej E, wielkość bezwymiarowa
	Całkowite nakłady inwestycyjne J [PLN]	Roczne koszty eksploatacji Ke [PLN/rok]	Roczne straty uniknione Su [PLN/rok]	Roczne efekty produkcyjne oczyszczalni W [PLN/rok]	
Wariant I	57 450 000	7 008 000	53 837 500	800 000	4,59
Wariant II	52 300 000	7 800 000	53 837 500	800 000	4,46
Wariant III	61 700 000	6 400 000	53 837 500	800 000	4,69

Źródło: opracowanie własne na podstawie *Materiały*, op. cit.

Jak wynika z porównania danych zestawionych w tabeli 4, dla wszystkich trzech wariantów został spełniony warunek, że wskaźnik efektywności bezwzględnej (E) jest większy od 1. Oznacza to, że realizacja każdego z analizowanych wariantów jest opłacalna dla inwestora. Spośród trzech analizowanych wariantów największą ekonomiczną efektywnością charakteryzuje się wariant III, dla którego wielkość wskaźnika E wynosi 4,69 i jest najwyższa spośród rozpatrywanych wariantów realizacji.

⁹ A. Kowalczyk-Juśko, *Potencjał surowców do produkcji biogazu na terenie gminy Łaszczów*, „Ekonomia i Środowisko” 2011, nr 2 (40).

¹⁰ *Materiały do studiowania ekonomiki zaopatrzenia w wodę i ochrony wód*, red. M. Cygler, R. Miłaszewski, Fundacja Ekonomistów Środowiska i Zasobów Naturalnych, Białystok 2008.

Wnioski

Na podstawie przeprowadzonych w artykule analiz możliwe było sformułowanie następujących wniosków:

1. Efekt użytkowy oczyszczalni ścieków można przedstawić, w sposób pośredni, za pomocą wielkości strat spowodowanych zanieczyszczeniem wód powierzchniowych unikniętych w rezultacie jej funkcjonowania.
2. Do szacowania wielkości strat spowodowanych zanieczyszczeniem wód powierzchniowych są stosowane metody wartościowania środowiska przyrodniczego. Najczęściej stosuje się metodę wyceny warunkowej (schemat WTP – gotowość do zapłaty) oraz metody kosztowe.
3. W artykule przedstawiono praktyczne przykłady zastosowania metody wyceny warunkowej (schemat WTP – gotowości do zapłaty) do oszacowania strat spowodowanych zanieczyszczeniem wód powierzchniowych ze źródeł punktowych.
4. Spośród metod kosztowych najczęściej stosowana do wyceny strat spowodowanych zanieczyszczeniem wód powierzchniowych jest metoda wskaźnikowa. Wielkości wskaźników strat jednostkowych wymagają ciągłej weryfikacji ze względu na procesy inflacyjne oraz ograniczenie wielkości ładunków zanieczyszczeń odprowadzanych ze ściekami do wód powierzchniowych. Istotnym elementem efektu użytkowego oczyszczalni ścieków jest produkcja biogazu powstającego w procesie fermentacji osadów ściekowych.
5. Energetyczne wykorzystanie biogazu z fermentacji osadów ściekowych może w istotny sposób poprawić rentowność usług wodociągowych i kanalizacyjnych, ponieważ oczyszczalnie ścieków mają stosunkowo wysokie zapotrzebowanie własne na energię cieplną i elektryczną. Ze względów ekonomicznych pozyskanie biogazu do celów energetycznych jest uzasadnione w większych oczyszczalniach ścieków, przyjmujących powyżej 10 tys. m³/dobę¹¹.
6. Konieczne jest dalsze prowadzenie prac badawczych nad doskonaleniem metod określania wartości efektu użytkowego oczyszczalni ścieków. Będą one stanowić istotny czynnik w procesie rozwoju metod oceny ekonomicznej efektywności inwestycji w dziedzinie oczyszczania ścieków.

¹¹ A. Kowalczyk-Juśko, op. cit.