

INSTYTUT GOSPODARKI SUROWCAMI MINERALNYMI I ENERGIA
POLSKIEJ AKADEMII NAUK — KRAKÓW

STUDIA, ROZPRAWY, MONOGRAFIE **169**

Joanna Kulczycka

EKOEFEKTYWNOŚĆ PROJEKTÓW INWESTYCYJNYCH
Z WYKORZYSTANIEM KONCEPCJI CYKLU ŻYCIA PRODUKTU

WYDAWNICTWO INSTYTUTU GOSPODARKI SUROWCAMI MINERALNYMI
I ENERGIA PAN • KRAKÓW • 2011

KOMITET REDAKCYJNY

prof. dr hab. inż. Eugeniusz Mokrzycki (redaktor naczelny serii)
dr hab. inż. Lidia Gawlik (sekretarz redakcji), prof. IGSMiE PAN
dr hab. inż. Zenon Pilecki, prof. IGSMiE PAN
dr hab. inż. Wojciech Suwała, prof. IGSMiE PAN
dr inż. Alicja Uliasz-Bocheńczyk

RECENZENCI

dr hab. inż. Alina Matuszak-Flejszman, prof. nadzw. UEP
prof. zw. dr hab. inż. Stefan Wrzosek

ADRES REDAKCJI

31-261 Kraków, ul. Józefa Wybickiego 7
tel. (12) 632-33-00, fax (12) 632-35-24

Redaktor Wydawnictwa: mgr Danuta Nikiel-Wroczyńska
Redaktor techniczny: Beata Stankiewicz

© Copyright by Joanna Kulczycka

© Copyright by Instytut Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią PAN — Wydawnictwo

Kraków 2011

Printed in Poland

ISSN 1895-6823

ISBN 978-83-60195-29-1

IGSMiE PAN — Wydawnictwo, Kraków 2011

Nakład 150 egz. Objętość ark. wyd. 23,53; ark. druk. 33,00 (× 8)
Druk i oprawa: Drukarnia Firma VIA, Kraków, ul. św. Gertrudy 17

Spis treści

Stosowane skróty	7
Wprowadzenie	9
1. Inwestycje w przedsięwzięcia z zakresu ochrony środowiska i ich wpływ na konkurencyjność podmiotów	15
Wprowadzenie	15
1.1. Znaczenie ochrony środowiska w polityce i strategiach Unii Europejskiej	17
1.2. Inwestycje z zakresu ochrony środowiska w Polsce	22
1.2.1. Motywy i bariery wprowadzania inwestycji proekologicznych w Polsce	22
1.2.2. Poziom i struktura finansowania inwestycji z zakresu ochrony środowiska w Polsce	26
1.2.3. Wymagane nakłady inwestycyjne na racjonalizację gospodarki odpadami przemysłowymi w Polsce	29
1.3. Znaczenie efektywności ekonomicznej w procesie podejmowania decyzji inwestycyjnych z zakresu ochrony środowiska	31
1.3.1. Metody oceny efektywności (opłacalności) ekonomicznej inwestycji z zakresu ochrony środowiska	32
1.3.2. Kryteria wyboru projektów inwestycyjnych dla działań z zakresu ochrony środowiska	35
1.4. Znaczenie efektywności ekologicznej w procesie podejmowania decyzji inwestycyjnych	39
1.4.1. Metody oceny efektywności ekologicznej inwestycji z zakresu ochrony środowiska	41
1.4.2. Kryteria wyboru (efekt ekologiczny) projektów inwestycyjnych wspieranych ze środków pomocowych.....	47
Podsumowanie	53
2. Zastosowanie LCA do określenia potencjalnego wpływu na środowisko obiektu i ustalenia efektu ekologicznego	55
Wprowadzenie	55
2.1. Propozycje stosowania metody LCA zawarte w strategicznych dokumentach Unii Europejskiej	56
2.2. Zasady prowadzenia badań metodą LCA	64
2.2.1. Definicje i struktura LCA	65
2.2.2. Zasady prowadzenia badań metodą LCA	67
2.2.3. Przegląd metod oceny wpływu cyklu życia	77
3. Rachunek kosztów cyklu życia produktu i projektów inwestycyjnych	93
3.1. Rodzaje kosztów cyklu życia produktu	93

3.2.	Zasady prowadzenia rachunku kosztów cyklu życia obiektu	98
3.3.	Zakres i struktura rachunku kosztów cyklu życia obiektu i jego zastosowania do oceny efektywności projektów inwestycyjnych	102
3.3.1.	Konwencjonalny rachunek kosztów cyklu życia produktu	103
3.3.2.	Zastosowanie konwencjonalnego rachunku kosztów cyklu życia produktu do oceny efektywności projektów inwestycyjnych	106
3.3.3.	Środowiskowy rachunek kosztów cyklu życia produktu	108
3.3.4.	Propozycja włączenia środowiskowych LCC do oceny efektywności projektów inwestycyjnych	110
4.	Metoda oceny ekoefektywności projektów inwestycyjnych	119
	Wprowadzenie	119
4.1.	Analiza wskaźników oceny efektów ekologicznych i ekoefektywności	120
4.1.1.	Charakterystyka i klasyfikacja wskaźników efektywności środowiskowej	121
4.1.2.	Ekobilans podstawą wyznaczania zintegrowanych ekowskaźników	123
4.2.	Możliwość wykorzystania ekowskaźników do oceny efektów ekologicznych projektów inwestycyjnych	127
4.2.1.	Ocena produktów z wykorzystaniem wskaźników ekoefektywności	129
4.2.2.	Ocena projektów inwestycyjnych z wykorzystaniem wskaźników ekoefektywności	132
4.3.	Propozycje algorytmów oceny ekoefektywności projektów inwestycyjnych	135
4.3.1.	Ocena z wykorzystaniem wskaźnika ekoefektywności kosztowej	135
4.3.2.	Ocena z wykorzystaniem skumulowanego wskaźnika ekoefektywności dla inwestycji modernizacyjnych	138
4.3.3.	Ocena z wykorzystaniem skumulowanego wskaźnika ekoefektywności dla nowych inwestycji	148
5.	Ocena ekoefektywności projektów inwestycyjnych wybranych rozwiązań zagospodarowania odpadów przemysłowych	155
	Wprowadzenie	155
5.1.	Ocena ekoefektywności wykorzystania odpadów poflotacyjnych w ZG Trzebieńka S.A.	156
5.1.1.	Analiza kontekstowa	157
5.1.2.	Identyfikacja aspektów środowiskowych i ich ocena	157
5.1.3.	Określenie celu środowiskowego i rozwojowego	162
5.1.4.	Ocena cyklu życia (LCA) procesu wydobywania i przeróbki rud Zn-Pb w ZG Trzebieńka S.A. – analiza wariantowa	164
5.1.5.	Ocena efektywności ekonomicznej inwestycji z uwzględnieniem kosztów cyklu życia	171
5.1.6.	Wartość skumulowanego wskaźnika ekoefektywności	174
5.1.7.	Weryfikacja wybranej technologii z wykorzystaniem metody BAT	175
5.2.	Ocena ekoefektywności zagospodarowania odpadów przemysłowych i produkcji koncentratów pierwiastków ziem rzadkich w ZCh Wizów S.A.	177
5.2.1.	Analiza kontekstowa	178
5.2.2.	Identyfikacja aspektów środowiskowych i ich ocena	178
5.2.3.	Określenie celu środowiskowego i rozwojowego	179
5.2.4.	Ocena cyklu życia (LCA) zagospodarowania odpadów z ZCh Wizów S.A. – analiza wariantowa	181

5.2.5. Ocena efektywności ekonomicznej inwestycji z uwzględnieniem kosztów cyklu życia	185
5.2.6. Wartość skumulowanego wskaźnika ekoefektywności	191
5.2.7. Weryfikacja wybranej technologii z wykorzystaniem analizy egzergetycznej..	191
5.3. Ocena technologii zagospodarowania odpadów z produkcji chromianu(VI) sodu – metodą dolomitową i metodami z recyrkulacją	196
5.3.1. Analiza kontekstowa	196
5.3.2. Identyfikacja aspektów środowiskowych i ich ocena	197
5.3.3. Określenie celu środowiskowego i rozwojowego	202
5.3.4. Ocena cyklu życia (LCA) zagospodarowania odpadów przemysłowych w ZCh Alwernia	202
5.3.5. Ocena efektywności ekonomicznej inwestycji z uwzględnieniem kosztów cyklu życia	210
5.3.6. Wartość skumulowanego wskaźnika ekoefektywności	215
5.3.7. Weryfikacja wybranej technologii z wykorzystaniem metody rachunku skumulowanego	215
Zakończenie	219
Załącznik – Przykłady obliczania wskaźników dla wybranych kategorii wpływu	223
Literatura	230
Ekoefektywność projektów inwestycyjnych z wykorzystaniem koncepcji cyklu życia produktu — Streszczenie	243
Eco-efficiency of investment projects using Life Cycle Assessment (LCA) — Summary	248

Stosowane skróty

AC	–	zdolność zakwaszania
ADP	–	potencjał zubożenia abiotycznych zasobów
ANC	–	zdolność neutralizacji kwasów
BAT	–	najlepsze dostępne techniki
BATNEEC	–	najlepsza dostępna technologia nie pociągającą za sobą nadmiernych kosztów
CAPM	–	model wyceny aktywów kapitałowych
CBA	–	analiza kosztów i korzyści
CML	–	Instytut Nauk o Środowisku w Leiden, Holandia
DALY	–	szkody dla zdrowia ludzkiego
DGC	–	dynamiczny koszt jednostkowy
eIOA	–	metoda analizy środowiskowej „wejść i wyjść”
EMAS	–	Wspólnotowy System Ekozarządzania i Audytu
EPD	–	Deklaracja Środowiskowa Produktu
EPE	–	efekty działalności środowiskowej
EPR	–	ekwiwalentna wartość roczna
EVA	–	ekonomiczna wartość dodana
GWP	–	wskaźnik potencjału globalnego ocieplenia
GWS	–	globalny wskaźnik zagrożenia skumulowanego
HSS	–	spoiwo krzemionkowe
IIRR	–	przyrostowa (inkrementalna) wewnętrzna stopa zwrotu
IPCC	–	Międzyrządowy Panel ds. Zmian Klimatu
IPPC	–	zintegrowane zapobieganie i ograniczanie zanieczyszczeń
IRR	–	wewnętrzna stopa zwrotu
JRC	–	Joint Research Centre
KAPE	–	Krajowa Agencja Poszanowania Energii
LCA	–	ocena cyklu życia
LCC	–	koszty cyklu życia
LCI	–	analiza zbioru wejść i wyjść
LCIA	–	ocena wpływu cyklu życia
LCIRR	–	wewnętrzna stopa zwrotu uwzględniająca koszty cyklu życia
LCMIRR	–	zmodyfikowana wewnętrzna stopa zwrotu uwzględniająca koszty cyklu życia
LCNCF	–	przepływy uwzględniające koszty cyklu życia

LCNPV	– bieżąca wartość netto uwzględniająca koszty cyklu życia
LCT	– myślenie w kategoriach cyklu życia
MFA	– rachunek przepływów materiałowych
MIRR	– zmodyfikowana wewnętrzna stopa zwrotu
MNiSW	– Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego
MŚP	– małe-średnie przedsiębiorstwa,
NAMEA	– Macierz Rachunków Narodowych Zawierająca Rachunki Środowiska
NFOŚiGW	– Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej
NPV	– bieżąca wartość netto
NPVR	– miernik wartości bieżącej netto
OOŚ	– ocena oddziaływania na środowisko
PAF	– Potentially Affected Fraction (część gatunków narażona na dany wpływ)
PDF	– Potentially Disappeared Fraction (część gatunków potencjalnie zagrożona)
PI	– indeks rentowności, wskaźnik zyskowności inwestycji
POIŚ	– Program Operacyjny Infrastruktura i Środowisko
PWE	– produkty wykorzystujące energię
ROE	– wskaźnik okresu zwrotu zagrożeń środowiska
SFA	– analiza przepływu substancji
SOOŚ	– strategiczna ocena oddziaływania na środowisko
TCO	– całkowity koszt posiadania
UNEP	– Program Środowiskowy Organizacji Narodów Zjednoczonych
UNIDO	– Organizacja Narodów Zjednoczonych do spraw Rozwoju Przemysłowego
WACC	– średni ważony koszt kapitału
WFOŚiGW	– Wojewódzki Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej
WZZ	– stopień zmniejszenia zagrożenia środowiska naturalnego
ZPP	– zintegrowana polityka produktowa
ZS	– zagrożenie skumulowane

Wprowadzenie

W polityce gospodarczej wielu krajów oraz w strategiach instytucji i organizacji międzynarodowych (Unia Europejska, organizacje gospodarcze systemu Narodów Zjednoczonych) wraz ze wzrostem świadomości ekologicznej konsumentów coraz większą uwagę zaczęto zwracać na zagadnienia poprawy jakości wyrobów i ochrony środowiska. Dlatego podmioty gospodarcze, szczególnie krajów UE, muszą sprostać określonym wymaganiom dotyczącym wysokiej jakości produkowanych wyrobów z zastosowaniem technologii ograniczających wpływ na środowisko. Sektor technologii środowiskowych¹ postrzegany jest na świecie jako jeden z najbardziej dynamicznie rozwijających się obszarów gospodarki. W Polsce jest on wciąż w fazie rozwoju, a wydatki inwestycyjne ponoszone na eko-innowacyjne rozwiązania są niewielkie. Wynika to przede wszystkim z ograniczeń finansowych, braku dostatecznej wiedzy przedsiębiorców o zagrożeniach dla środowiska związanych z prowadzoną przez nich działalnością, braku odpowiedniego personelu, krótkoterminowego planowania inwestycji (szczególnie w małych i średnich przedsiębiorstwach), a także niewielkiej współpracy nauki z przemysłem².

Tymczasem upowszechnianie i wdrażanie³ technologii środowiskowych jest niezbędne ze względu na zaostrzające się wymagania prawne oraz coraz większą konkurencję. W związku z tym istotne znaczenie powinno mieć poszukiwanie i wdrażanie technologii zwiększających produktywność i recykling oraz minimalizujących ilość wytwarzanych odpadów i ograniczających energochłonność oraz materiałochłonność (technologie niskowsadowe). Realizacja takich działań zależy od strategii przedsiębiorstwa i określonych

¹ Technologie środowiskowe to technologie wprowadzające do środowiska mniej zanieczyszczeń oraz wykorzystujące wszelkie zasoby naturalne w sposób zapewniający ich dłuższą dostępność, obejmujące nie tylko technologie produkcji, lecz całe systemy technologiczne, procesy produkcyjne, wyroby, obsługę, urządzenia oraz procedury organizacyjne i zarządzanie. Komunikat Komisji dla Rady i Parlamentu Europejskiego *Stymulowanie technologii w kierunku zrównoważonego rozwoju: Plan Działań Unii Europejskiej w zakresie technologii środowiskowych*, COM(2004)38 z dnia 28 stycznia 2004 r., odwołujący się do definicji zawartej w rozdziale 34 Agendy 21 ONZ, s. 1–2.

² J. Kornecki, B. Michaliszyn, J. Krupanek, I. Ratman-Kłosińska, M. Banasiak, A. Pochroń, P. Kondrat, T. Jagustyn-Krynicky, P. Czyż, I. Wolińska, K. Pylak, *Potencjał małych i średnich przedsiębiorstw w dziedzinie kreowania nowych produktów innowacyjnych – rozwiązania proekologiczne*, PSDB, Warszawa 2009, <http://www.parp.gov.pl/index/more/8866>, s. 7.

³ *Mapa drogowa wdrażania planu działań na rzecz technologii środowiskowych w Polsce*, Ministerstwo Środowiska, Warszawa 2006, s. 17.

w niej celów ekologicznych, ekonomicznych i społecznych. Integracja i skuteczna identyfikacja tych celów wymaga zazwyczaj prowadzenia dodatkowych działań dotyczących:

- rozszerzenia sprawozdawczości finansowej przedsiębiorstw o aspekty dotyczące ochrony środowiska⁴ oraz identyfikacji kosztów ochrony środowiska poszczególnych procesów jednostkowych,
- stosowania rachunku efektywności inwestycji z uwzględnieniem perspektywy cyklu życia obiektu, tj. fazy inwestycyjnej, eksploatacyjnej (np. dla budynków wyższe nakłady inwestycyjne mogą spowodować znaczące zmniejszenie kosztów użytkowania, np. ogrzewania) i poprodukcyjnej (np. kosztów zamknięcia, rekultywacji i monitoringu obiektów unieszkodliwiania odpadów),
- uwzględniania aspektów środowiskowych w fazie projektowania, tj. wdrażania technologii opartych na ekobilansie całego cyklu życia wyrobu (eko-projektowanie),
- ponoszenia wyższych kosztów badań i wdrożeń nowych, innowacyjnych rozwiązań technologicznych oraz kosztów marketingowych wprowadzenia na rynek nowych produktów (np. w przypadku tych otrzymanych z odpadów konieczne jest wykazanie, iż zgodnie z przepisami nastąpiła utrata statusu odpadu).

Pewnym utrudnieniem dla przedsiębiorcy są również uwarunkowania zewnętrzne, tj.:

- brak systemowych rozwiązań związanych z ochroną środowiska i szybko zmieniające się przepisy prawne,
- różnorodność wielu wskaźników oceny efektów ekologicznych przy braku powszechnie przyjętego, ujednoliconego modelu analizy wskaźnikowej do ich kwantyfikacji,
- brak instrumentów wsparcia, które promowałyby poszukiwanie kompleksowych rozwiązań uwzględniających aspekty środowiskowe⁵, ekonomiczne i społeczne.

Wprawdzie od lat dostępne są dotacje lub pożyczki na inwestycje proekologiczne ze środków krajowych (np. z Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej), a w ostatnich latach również ze środków UE (np. Fundusze Strukturalne), ale i tak podmioty gospodarcze realizują większość z nich ze środków własnych. Wspieranie inwestycji proekologicznych, mających zmniejszać negatywny wpływ na środowisko w każdej fazie cyklu życia wyrobu, wymaga opracowania i wdrożenia zasad ich oceny uwzględniając techniczną wykonalność, ekonomiczną i ekologiczną efektywność oraz brania pod uwagę aspektów społecznych. Wybór takich rozwiązań inwestycyjnych powinien być dokonywany na podstawie:

⁴ W 2006 r. na zlecenie Ministerstwa Gospodarki opracowane zostały wytyczne dotyczące zielonej rachunkowości skierowane do MŚP – J. Famielec, E. Broniewicz, *Odzwierciedlenie aspektów ochrony środowiska w sprawozdawczości małych i średnich przedsiębiorców w świetle ustawy o rachunkowości*, Warszawa 2006, <http://www.parp.gov.pl/files/74/108/1255.doc>, s. 1–166.

⁵ Aspekt środowiskowy to element działań organizacji, jej wyrobów i usług, który może wzajemnie oddziaływać ze środowiskiem (np. emisje, zużycie materiałów), PN-EN ISO 14001:2005, *Systemy zarządzania środowiskowego – Wymagania i wytyczne stosowania*, PKN Warszawa 2005, s. 7.

- analizy i oceny możliwych rozwiązań technologicznych, np. z wykorzystaniem metody rachunku skumulowanego, jakości technologicznej, najlepszej dostępnej techniki (BAT),
- oceny wpływu na środowisko inwestycji na podstawie opracowanego ekobilansu,
- oceny potencjalnego wpływu na środowisko poszczególnych procesów z uwzględnieniem działań przedprodukcyjnych (tzw. *upstream*, np. transportu surowców) jak i poprodukcyjnych (tzw. *downstream*, np. fazy użytkowania dla wytworzonego produktu); unika się w ten sposób przenoszenia skutków środowiskowych z jednej fazy procesu na inną (np. z procesu produkcji na fazę użytkowania), z jednego regionu na inny lub z jednego obszaru ochrony (woda) do innego (powietrze). Służy do tego metoda oceny cyklu życia (LCA),
- rachunku efektywności inwestycji, uwzględniającego synchronizację efektów ekonomicznych i ekologicznych.

Uwzględniając przedstawione powyżej uwarunkowania zaproponowano, aby w procesie podejmowania decyzji inwestycyjnych do oceny nowych rozwiązań technologicznych z zakresu ochrony środowiska wprowadzić rachunek efektywności inwestycji. Wykorzystuje on dynamiczne metody wyceny połączone z metodami ekobilansowymi, zwłaszcza LCA i LCC (koszty cyklu życia). Takie podejście umożliwia ocenę efektywności⁶ planowanych przedsięwzięć inwestycyjnych poprzez kwantyfikację ich efektów finansowych i środowiskowych, a następnie – w zależności od przyjętego kryterium – ich hierarchizację. W tym celu opracowano algorytmy postępowania, które są przydatne do praktycznego zastosowania do oceny efektywności przedsięwzięć inwestycyjnych finansowanych przez przedsiębiorców, jak i tych ubiegających się o wsparcie finansowe z funduszy celowych czy strukturalnych.

Wprowadzenie LCA, będącej stosunkowo nową techniką zarządzania środowiskowego, pozwoli na uwzględnianie wszystkich czynników, które potencjalnie mogą mieć wpływ na środowisko, a związane są z danym produktem (wyrobem). Należy jednak zaznaczyć, że w LCA produktem może być zarówno konkretny przedmiot/wyrób⁷, cały lub część procesu produkcji czy użytkowania wyrobu, jak również określona usługa, a nawet system gospodarki. Prowadząc analizy metodą LCA dokonuje się kwantyfikowania i oceny wpływu produktu na środowisko w okresie całego cyklu życia na podstawie przeprowadzonego bilansu materiałowo-energetycznego. LCA jest narzędziem stosowanym m.in. do identyfikacji „słabszych” (ekologicznie) węzłów procesu wytwórczego, podejmowania decyzji o wprowadzaniu nowych rozwiązań technologicznych, modernizacji (ekoprojektowanie) lub likwidacji procesu, jak i w komunikacji zewnętrznej. Istotną cechą LCA jest możliwość szacowania i kwantyfikowania zagregowanego, potencjalnego wpływu na środowisko,

⁶ W takim ujęciu ocena przebiegu procesu inwestowania dotyczy efektywności a nie intensywności, tj. wielkości strumienia efektów w przyjętej jednostce czasu.

⁷ Wyrób – zgodnie z PN-ISO 14050:2004, *Zarządzanie środowiskowe – terminologia*, PKN, Warszawa 2004, s. 28 – to każdy towar lub usługa. Obejmuje ono zatem usługi, przedmioty materialne, materiały przetworzone, jak i wytwory intelektualne.

uwzględniającego oddziaływanie na wszystkie jego komponenty (tzw. wyjścia: emisje do wody, powietrza, odpady itp.), a dodatkowo w zakresie zużycia zasobów (tzw. wejścia: materiały i energia) w trakcie cyklu życia. Wyniki prezentowane są w ujęciu liczbowym w określonych kategoriach wpływu lub na podstawie obliczonego eko-wskaźnika. Umożliwia to porównanie wpływu na środowisko planowanego przedsięwzięcia, np. z wariantem zaniechania działania lub z innym określonym wpływem (np. konkurencyjnego wytwórcy), co może być podstawą do określenia efektu ekologicznego planowanych działań inwestycyjnych.

Obecnie efekt ekologiczny obliczany jest głównie dla przedsięwzięć ubiegających się o wsparcie finansowe zarówno z funduszy celowych jak i strukturalnych. Liczony jest zazwyczaj na podstawie analizy stanu przed udzieleniem pomocy (tj. na etapie składania wniosku) i przewidywanego stanu po zakończeniu inwestycji, przy czym bierze się pod uwagę efekt w jednej, wybranej dziedzinie ochrony środowiska (np. ochrony ziemi, powierzchnia [ha] odzyskanych terenów zdegradowanych). Z kolei przedsiębiorcy – prezentując rezultaty swojej działalności prośrodowiskowej – korzystają najczęściej z wielu wskaźników, np. udziału opłat ekologicznych w kosztach środowiskowych, relacji między opłatami za korzystanie ze środowiska a wielkością produkcji oraz wskaźników materiałochłonności, energochłonności lub odpadochłonności itp. Tak duża liczba różnych wskaźników powoduje, iż porównywanie poszczególnych rozwiązań technologicznych, procesów i produktów jest znacznie utrudnione. Wprowadzenie jednego skumulowanego i skwantyfikowanego wskaźnika określającego np. potencjalny wpływ (presję) na środowisko w całym cyklu życia tworzonego produktu jest możliwe dzięki LCA, pod warunkiem, iż porównania prowadzone będą dla równoważnych jednostek funkcjonalnych.

Metoda LCA nie uwzględnia aspektów ekonomicznych, dlatego do oceny efektów ekonomicznych wybranych wariantów technologicznych proponuje się stosowanie modelu wartości bieżącej netto uwzględniającego koszty cyklu życia (LCNPV), tj. łączącego ideę kosztów cyklu życia (LCC) z wartością bieżącą netto (NPV). Wyznaczenie efektów ekonomicznych (LCNPV, LCIRR) i ekologicznych (LCA) dla oceny i wyboru poszczególnych wariantów technologicznych daje możliwość ich skorelowania w całym cyklu życia. Jednocześnie jest podstawą do opracowania kryteriów i zasad wyznaczania skumulowanego wskaźnika ekoefektywności. Dla przedsiębiorcy kryteriami wyboru wariantów dla inwestycji wprowadzających technologie środowiskowe będzie:

- w ujęciu ekonomicznym: maksymalny zwrot zainwestowanego kapitału (lub minimalizacji straty w ujęciu finansowym) wyznaczony metodą wartości bieżącej netto, uwzględniającej koszty cyklu życia (LCNPV) lub/i wskaźnikiem wewnętrznej stopy zwrotu uwzględniającym koszty cyklu życia (LCIRR),
- w ujęciu ekologicznym – najmniejszy zintegrowany wpływ na środowisko w całym cyklu życia (np. wyznaczony metodą Eco-indicator 99).

Miarą oceny procesów modernizacyjnych jest wynik porównania proponowanych rozwiązań do wariantu zaniechania inwestycji, czyli tzw. scenariusza bazowego. Dla nowych rozwiązań inwestycyjnych mógłby to być tzw. scenariusz referencyjny, uwzględniający

wymogi BAT, a w przypadku jego braku, średnie technologiczne dla danych procesów produkcyjnych (lub danej branży) przemysłu europejskiego opracowane w ciągu ostatnich 5 lat⁸. Problematyka łącząca zagadnienia kosztów i aspektów środowiskowych w cyklu życia w takim ujęciu jest zaledwie sygnalizowana w polskiej literaturze, chociażby ze względu na brak metod określania rachunku środowiskowych kosztów cyklu życia.

Celem pracy jest zatem opracowanie metody oceny efektywności projektów inwestycyjnych obejmujących zarówno modernizację procesów wytwórczych, jak i nowe, przyjazne dla środowiska, rozwiązania technologiczne. Do realizacji celu pracy wyznaczono następujące zadania szczegółowe, obejmujące:

- wskazanie sposobów identyfikacji aspektów środowiskowych i ich ocena dla wyznaczania aspektów znaczących projektów inwestycyjnych przy wykorzystaniu metody LCA,
- opracowanie propozycji oceny pomiaru efektów ekologicznych inwestycji z uwzględnieniem LCA,
- zdefiniowanie środowiskowych kosztów cyklu życia,
- określenie mierników realizacji celów ekonomicznych i ekologicznych podmiotów z uwzględnieniem koncepcji cyklu życia,
- przeprowadzenie oceny współzależności celów ekonomicznych i ekologicznych oraz zadań umożliwiających ich osiągnięcie na podstawie kryterium efektywności, a także analizy dostępnych środków pomocowych (np. fundusze strukturalne, NFOŚiGW),
- opracowanie założeń dla kompleksowego rachunku oceny efektywności ekonomicznej projektów inwestycyjnych z uwzględnieniem kosztów cyklu życia,
- opracowanie metody hierarchizowania i identyfikowania wariantów technologicznych (technologii środowiskowych) na podstawie opracowanego skumulowanego wskaźnika efektywności (algorytm postępowania).

Realizacja celu i zadań szczegółowych wymagała weryfikacji postawionych hipotez naukowych:

1. Metoda oceny efektywności projektów inwestycyjnych powinna uwzględniać kompleksową ocenę aspektów środowiskowych we wszystkich obszarach ochrony środowiska.
2. Ocena efektywności wariantowych koncepcji technologicznych (na etapie projektowania) pozwala na skuteczną realizację celów środowiskowych, prowadząc często do opracowania nowych technologii środowiskowych.

⁸ Innym wyznacznikiem mogłyby być dane od wiodących firm UE, spełniających wymagania środowiskowe wynikające z obowiązującego prawa UE. Jednak ze względu m.in. na fakt, iż aktualne dane inwentarzowe (średnie europejskie dla danych procesów opracowane po 2005) do prowadzenia analiz LCA zostały zebrane przez Komisję Europejską (JRC Ispra) od większości stowarzyszeń branżowych, np. producentów szkła, metalu, stali itp. i są dostępne na www.lca.jrc.europa.eu, to mogą one być traktowane jako najbardziej reprezentatywne dla przemysłu UE i stanowić punkt odniesienia do określenia minimalnych wymagań dla danej branży.

3. Hierarchizowanie i wybór wariantów technologicznych na podstawie wartości skumulowanego wskaźnika efektywności ułatwia w praktyce podjęcie decyzji o realizacji inwestycji zgodnie z zasadą racjonalnego gospodarowania, tj. rozwiązania, które co najmniej zmniejsza negatywny wpływ na środowisko przy niezmnieszeniu wartości podmiotu lub zwiększa wartość podmiotu przy niezwiększeniu negatywnego wpływu na środowisko.

Weryfikacji hipotez badawczych dokonano w ujęciu teoretycznym i empirycznym. Zakres pracy przedstawiono w pięciu rozdziałach. Rozdział pierwszy został poświęcony inwestycjom z zakresu ochrony środowiska, oceny ich wpływu na konkurencyjność podmiotów oraz ich znaczenia w strategiach firm na tle zmieniających się uwarunkowań prawnych, ekonomicznych (możliwości i zasad dofinansowania) i społecznych. Zidentyfikowano motywy i bariery wprowadzania inwestycji proekologicznych przez przedsiębiorstwa oraz wskazano znaczenie efektywności ekologicznej i ekonomicznej w tym procesie. Rozdział drugi opisuje metodę LCA i możliwości jej zastosowania przy określaniu potencjalnego wpływu na środowisko, a także do ustalenia efektu ekologicznego planowanych przedsięwzięć inwestycyjnych. W rozdziale trzecim zaprezentowano ideę kosztów cyklu życia, w tym środowiskowych kosztów cyklu życia, jako bazy dla oceny efektywności przedsięwzięć inwestycyjnych, szczególnie tych mających wdrażać technologie środowiskowe. W rozdziale czwartym zawarta jest proponowana metoda oceny efektywności projektów inwestycyjnych z wykorzystaniem skumulowanego wskaźnika efektywności wraz z opracowanymi algorytmami. W rozdziale piątym prowadzono badania empiryczne oceny projektów inwestycyjnych związanych z zagospodarowaniem odpadów przemysłowych. Oceniano nowoczesne procesy wytwórcze w przedsiębiorstwach, które wytwarzały wyroby z surowców importowanych (np. fosforyty i chromity), jak i własnych (np. rudy cynku i ołowiu). Analizy wykazały, że w przedsiębiorstwach tych odpady są znaczącym aspektem środowiskowym m.in. ze względu na stopień zagrożenia dla środowiska (znacząca ilość składowana na powierzchni – zajęcie terenu, zanieczyszczenie powietrza, wody itp.), wymogi prawne, ryzyko awarii, wysoki udział w kosztach podmiotów, jak i potencjalne konflikty społeczne. W nawiązaniu do tego poszukiwano takich rozwiązań technologicznych, które pozwolą wykorzystać odpady i uzyskać z nich produkty zgodnie z potrzebami konsumentów i wymogami jakościowymi. Rozwiązania w tym zakresie oceniano uwzględniając ideę cyklu życia pod kątem ekologicznym, poszukując wariantu, który zmniejsza wpływ na środowisko (np. w porównaniu do stanu zaniechania), jak i ekonomicznym. Do kompleksowej oceny nowych rozwiązań wykorzystano skumulowany wskaźnik efektywności. Wykazano, iż metoda LCA jest skutecznym narzędziem zarządzania środowiskowego, a w powiązaniu z oceną efektywności inwestycji daje podstawy do podejmowania decyzji dotyczących wdrażania nowych rozwiązań technologicznych. Zaproponowana metoda może być też wykorzystana do prowadzenia zorganizowanych i ciągłych działań w celu zapobiegania i systematycznej redukcji zanieczyszczeń, a także do doskonalenia systemu zarządzania środowiskowego zgodnie z wymaganiami normy ISO 14001, stosującego podejście PWSD – *planuj, wykonuj, sprawdzaj, działaj*.

1. Inwestycje w przedsięwzięcia z zakresu ochrony środowiska i ich wpływ na konkurencyjność podmiotów

Wprowadzenie

Dla podmiotów działających w krajach Unii Europejskiej (UE), a szczególnie w Polsce, istotne uwarunkowania zewnętrzne związane są ze zwiększającymi się wymaganiami z zakresu ochrony środowiska. W odpowiednich dokumentach UE funkcjonuje zapis (od 1993 roku), iż obowiązkiem przedsiębiorcy jest zarówno rozwój gospodarki wspólnotowej, jak i ochrona środowiska. Kolejno wprowadzane przepisy dotyczą nie tylko obowiązku wdrażania wymaganych standardów ekologicznych, ale i ich egzekwowania, np. zgodnie z zasadą „zanieczyszczający płaci”. Zagadnienia te zostały opisane w raporcie OECD pt. *Environmental Policies and Industrial Competitiveness*. Wykazano w nim, iż uregulowania prawne w dziedzinie ochrony środowiska mogą wpływać korzystnie na konkurencyjność podmiotów, gdyż przynoszą korzyści innowacyjne, wydajności, poszerzenia zakresu działalności⁹; ale mogą mieć również niekorzystne następstwa. Istnieją, bowiem tzw. „czynniki blokowania”, które prowadzą do wyłaniania się nowych dysproporcji między konkurentami. Zjawisko to dotyczy przede wszystkim tych sektorów przemysłu, w których skala zanieczyszczenia jest największa i gdzie udział kosztów oraz inwestycji związanych z ochroną środowiska jest znaczący¹⁰. Dlatego też ważne jest poszukiwanie praktycznych rozwiązań wspierających ocenę efektywności inwestycji z uwzględnieniem uwarunkowań ekonomicznych i ekologicznych. Dla podmiotów gospodarczych istotne jest korzystanie z narzędzi umożliwiających ocenę skuteczności i efektywności¹¹ podejmowanych decyzji, zwłaszcza dotyczących ochrony środowiska. Wynika to m.in. z faktu, iż efektywność – jako kluczowa kategoria ekonomiczna – nie została dotychczas jednoznacznie zdefiniowana. Ekonomisci analizują ją najczęściej w odniesieniu do:

⁹ W 2007 w Wielkiej Brytanii 37 wiodących firm spożywczych stworzyło „Inicjatywę zrównoważonych dostaw” polegającą m.in. na zmniejszaniu pustych przebiegów samochodów dostawczych poprzez wspólne ich wykorzystanie – celem jest również ograniczenie emisji o 61,500 t CO₂, *Financial Times, Sustainable Business*, Special Report 9 października 2008, s. 2.

¹⁰ *Environmental Policies and Industrial Competitiveness*, OECD, Washington, D.C., 1993, s. 8–11.

¹¹ Skuteczność jest pojęciem nieekonomicznym, zarezerwowanym na scharakteryzowanie projektu lub przedsięwzięcia, które ma osiągnąć zamierzony skutek, np. zrehabilitować jezioro – T. Żylicz, *Skuteczność a efektywność*, *Aura* 10/2006, s. 8.

- alokacji zasobów – rozdysponowania środków pomiędzy różne cele w przedsiębiorstwie lub w gospodarce (efektywność alokacji zasobów),
- dystrybucji dóbr i usług – osiągnięcia danego, pożądanego celu ochrony środowiska po minimalnych kosztach, tzw. efektywność kosztowa,
- funkcjonowania podmiotów gospodarczych w aspekcie dostarczania ciągłych, dynamicznych bodźców do redukcji emisji¹².

Obecnie dla oceny efektywności inwestycji w zakresie ochrony środowiska – m.in. tych dofinansowanych z funduszy ekologicznych czy strukturalnych – wykorzystuje się efektywność kosztową¹³, uwzględniając z jednej strony aspekty finansowe i ekonomiczne, a z drugiej cele i efekty ekologiczne (miara rezultatu), które obliczane są zazwyczaj dla wybranej pojedynczej dziedziny ochrony, np. powietrza, ziemi itp. Podmioty gospodarcze coraz częściej publikują informacje o efektach przedsięwzięć zmierzających do ograniczenia wpływu na środowisko, jak i badają wpływ planowanej inwestycji na środowisko oraz prowadzą konsultacje społeczne. Informacje te dotyczą zazwyczaj wielkości w ujęciu ilościowym (np. redukcja ilości wywarzanych odpadów), a czasami w ujęciu wartościowym (np. zmniejszenia opłat za gospodarcze korzystanie ze środowiska). Niektóre organizacje, przykładowo Nokia, M3, BASF, prowadzą zintegrowaną ocenę wpływu swej działalności na środowisko wykorzystując metodę LCA. Polega ona nie tylko na ocenie wpływu na środowisko prowadzonych inwestycji czy samego procesu wytwarzania produktu, ale i ocenie dostawców surowców i materiałów, procesu użytkowania wyrobu oraz metod zagospodarowania odpadów. Dla takich wyrobów wprowadzają eko-etykiety czy deklaracje środowiskowe. Na szczególną uwagę, w kontekście LCA, zasługują deklaracje środowiskowe III typu, gdyż informacje w nich zawarte oparte są na wynikach LCA, zasady ich umieszczania w dokumencie są ujednolicone, a wymagania dotyczące opracowania programu jak i procedury przygotowywania deklaracji są opisane w normie PN-EN ISO 14025:2010 *Etykiety i deklaracje środowiskowe – Deklaracje środowiskowe III typu – Zasady i procedury*. Deklaracja III typu stanowi zbiór kwantyfikowanych danych, co powinno ułatwić porównywanie podobnych wyrobów i usług, pomimo iż stwierdzeń porównawczych nie zamieszcza się. Deklaracje te podlegają weryfikacji i certyfikacji przez niezależną jednostkę mającą akredytację do wystawiania certyfikatu. Dodatkowo działania te mogą wpływać na poprawę konkurencyjności przedsiębiorstw, gdyż jak wykazano w komunikacie UE dotyczącym zintegrowanej polityki produktowej wzrostowi świadomości ekologicznej w przedsiębiorstwach może towarzyszyć zmniejszenie kosztów. Co więcej, w coraz bardziej konkurencyjnym świecie, przedsiębiorstwa i ich produkty mogą być bardziej konkurencyjne

¹² K. Górka (red.), *Analiza skuteczności działania instrumentów ekonomicznych ochrony środowiska w Polsce*, Warszawa 1999, http://www.mos.gov.pl/2materialy_informacyjne/raporty_opracowania/

¹³ Efektywność kosztowa inwestycji umożliwia wybór takiej inwestycji, która gwarantuje uzyskanie określonego efektu po możliwie najniższych kosztach. Można ją obliczyć za pomocą średniorocznego kosztu jednostkowego, tj. wskaźnika efektywności kosztowej będącego średnioroczną miarą rezultatu.

dzięki mniejszemu ich oddziaływaniu na środowisko¹⁴. Potwierdzają to badania prowadzone również na rynku polskim. Kroik i Malara analizowali proekologiczne działania przedsiębiorstw, które w ujęciu strategicznym sprzyjały podnoszeniu jego konkurencyjności (atrakcyjności) wykazując, iż jednym z istotnych czynników jest wzrost wymagań i świadomości społecznej, gdyż zasobniejsze społeczeństwo więcej uwagi poświęca potrzebom wyższego rzędu. W efekcie, od przedsiębiorstw wymaga się coraz więcej odnośnie innowacyjności i kreatywności zwłaszcza w tych działaniach, które dotyczą problematyki ochrony środowiska. Jeżeli przedsiębiorstwo nie uwzględni tej grupy zagadnień to nie osiągnie konkurencyjności zapewniającej mu przetrwanie i dalszy rozwój¹⁵.

1.1. Znaczenie ochrony środowiska w polityce i strategiach Unii Europejskiej

W UE zagadnienia ochrony środowiska postulowane są od 1972, gdy wprowadzono Pierwszy Program Działań na Rzecz Środowiska (przyjęty w 1973 i obowiązujący do 1976). Wskazano w nim m.in., iż szkody ekologiczne muszą być ujawnione i wyjaśnione naukowo, a postęp technologiczny musi być kształtowany zgodnie z wymogami ekologicznymi. Doceniając znaczenie ochrony środowiska opracowano kolejne programy, których zakres i cel przedstawiono w tabeli 1.1.

Ogólne cele i kierunki ochrony środowiska nakreślono w podstawowych dokumentach UE. I tak:

- Decyzja 240/35 Trybunału Sprawiedliwości z 1985 uczyniła ochronę środowiska jednym z „podstawowych celów” Wspólnoty Europejskiej.
- Jednolity Akt Europejski z 1987 zdefiniował cele oraz podstawowe wytyczne w dziedzinie ekologii.
- Traktat o Unii Europejskiej z Maastricht ratyfikowany w 1993 wprowadził koncepcję „zrównoważonego i nieinflacyjnego rozwoju respektującego środowisko” oraz przyjął zasadę zapobiegania szkodom jako element polityk wspólnotowych.
- Traktat Amsterdamski z 1997 ustanowił zasadę zrównoważonego rozwoju oraz wysokich standardów ekologicznych jednym z głównych celów Wspólnoty Europejskiej (określonych w art. 2, 3 i 6 Traktatu WE), a także szczegółowo wyjaśnił status prawny zasady zrównoważonego rozwoju.
- Strategia Lizbońska z 2000 – długofalowy program rozwoju społeczno-gospodarczego wskazuje działania mające pozwolić stać się UE najbardziej konkurencyjną gospodarką świata do 2010.

¹⁴ Komunikat Komisji dla Rady i Parlamentu Europejskiego *Zintegrowana Polityka Produktowa. Wykorzystywanie podejścia środowiskowego opartego na analizie cyklu życia produktu*, COM (2003) 302, 18 czerwca 2003, s. 6.

¹⁵ J. Kroik, Z. Malara, *Proekologiczne aspekty programowania działań sprzyjających osiągnięciu konkurencyjności przedsiębiorstw przyszłości*, Konferencja naukowa *Przedsiębiorstwo Przyszłości*, Szkoła Główna Handlowa, Warszawa 2001, s. 12.

Tabela 1.1

Zakres rzeczowy programów UE na rzecz ochrony środowiska

Table 1.1

The scope of EU programs for environmental protection

Program	Lata	Zakres
I Program Działań na Rzecz Ochrony Środowiska	1973–1976	identyfikacja i przyczyny powstawania szkód w środowisku.
II Program Działań na Rzecz Ochrony Środowiska	1977–1981	analizy i oceny wpływu na środowisko oraz tworzenia podstaw prawnych dla ochrony różnych komponentów środowiska (powietrza, wody i gleby).
III Program Działań na Rzecz Ochrony Środowiska	1982–1986	zasada przeciwdziałania szkodom w celu wsparcia kontroli i redukcji zanieczyszczenia; zasada prewencji i stosowania wytycznych ekologicznych w wybranych dziedzinach np.: ochrona Morza Śródziemnego, redukcja hałasu, regulacja emisji transgranicznych, substancje niebezpieczne oraz ich transport; prowadzenie redukcji emisji „u źródła”; zasada obligatoryjnego stosowania najlepszej dostępnej techniki (BAT).
IV Program Działań na Rzecz Ochrony Środowiska	1987–1992	integrowanie polityki ekologicznej z innymi politykami w celu stosowania wymogów ekologicznych szczególnie w rolnictwie, przemyśle, transporcie i energetyce; wprowadzenie bodźców ekonomicznych dla zachowań przyjaznych środowisku; odejście od środków czysto regulujących do fiskalnych, związanych z rynkiem; wprowadzenie programu LIFE, Funduszy Strukturalnych, Funduszu Spójności itp. oraz instrumentu standardowego planowania w postaci Oceny Oddziaływania na Środowisko (OOS).
V Program Działań na Rzecz Ochrony Środowiska	1993–2000	wprowadzenie zasady zrównoważonego rozwoju dla połączenia celów ekonomicznych i ekologicznych oraz przeniesienie kompetencji w tym zakresie na rządy narodowe (decentralizacja i współuczestnictwo) i władze lokalne (zasada pomocniczości); inicjowanie dialogu instytucjonalnego; propozycja przejścia od standardów emisji do standardów jakości środowiskowej.
VI Program Nasza Przyszłość, Nasz Wybór	2001–2010	promowanie ochrony środowiska przy użyciu wszelkich dostępnych instrumentów: prawodawstwa, kar, grantów na rozwój i innowacje, badań i baz danych. Określenie pięciu strategicznych dróg postępowania w celu wdrażania zasad zrównoważonego rozwoju tj.: poprawa implementowania prawodawstwa już istniejącego, zintegrowanie zagadnień ochrony środowiska z innymi politykami, bliższa współpraca z rynkiem, wspieranie obywateli w zmianie nastawienia do ochrony środowiska, uwzględnienie ochrony środowiska w użytkowaniu gruntów i decyzjach menedżerskich. Jednym z celów programu jest także zadbanie, by konsumpcja zasobów odnawialnych i nieodnawialnych nie przekroczyła możliwości środowiska, a także poszukiwanie rozwiązań umożliwiających zlikwidowanie związku pomiędzy rozwojem gospodarczym a produkcją odpadów poprzez działania promujące recykling i redukcję ilości wytwarzanych odpadów.

Źródło: opracowanie własne na podstawie J. Waldmann, G. Dębiecka-Fobke, M. Jankowska, Zagadnienia i wytyczne dotyczące ochrony środowiska w Unii Europejskiej, Związek Rzemiosła Polskiego 2004, s. 9–12.

- Strategia Göteborgska z 2001 – Strategia Zrównoważonego Rozwoju – zapoczątkowała długofalową strategię łączenia polityk na rzecz zrównoważonego rozwoju o czterech podstawowych wymiarach:
 - równowaga ekologiczna – zdolność do zachowania jakości zasobów naturalnych; utrzymanie spójności ekosystemu gwarantującej przetrwanie gatunków, a nie ich wyczerpanie; zachowanie różnorodności biologicznej,
 - równowaga ekonomiczna – zdolność do generowania przychodu i miejsc pracy w celu utrzymania populacji; efektywność ekonomii, a szczególnie racjonalne i efektywne wykorzystywanie zasobów naturalnych,
 - równowaga społeczna – zdolność gwarantująca ludziom dobrobyt oraz równe szanse (bezpieczeństwo, zdrowie, edukacja itp.); sprawiedliwy podział, szczególnie pomiędzy współczesnymi a przyszłymi pokoleniami,
 - równowaga instytucjonalna – zdolność zapewniająca warunki stabilności, demokracji, uczestnictwa, informacji, rozwoju i sprawiedliwości.
- Odnowiona Strategia Zrównoważonego Rozwoju UE przyjęta w czerwcu 2006 przez Radę Europejską uwzględnia szerszy, globalny wymiar podejmowanych wyzwań w związku rozszerzeniem Wspólnoty. Do jej głównych celów zaliczono działania w zakresie: ochrony środowiska, sprawiedliwości i spójności społecznej, dobrobytu gospodarczego oraz realizację zobowiązań w skali międzynarodowej. Wyodrębniono w niej siedem kluczowych wyzwań:
 - zahamowanie zmian klimatycznych i promowanie czystej energii,
 - zapewnienie, by systemy transportowe odpowiadały wymogom ochrony środowiska oraz spełniały gospodarcze i społeczne potrzeby społeczeństwa,
 - promowanie zrównoważonych wzorców produkcji i konsumpcji,
 - lepsze zarządzanie i unikanie nadmiernej eksploatacji zasobów naturalnych,
 - promowanie wysokiej jakości zdrowia publicznego na nie dyskryminujących zasadach oraz lepszą ochronę przed zagrożeniami dla zdrowia,
 - stworzenie społeczeństwa opartego na integracji społecznej, uwzględniającego solidarność między pokoleniami oraz w ramach pokoleń, a także zagwarantowanie odpowiedniej jakości życia obywateli,
 - aktywne promowanie zrównoważonego rozwoju na forum międzynarodowym oraz zapewnienie zgodności wewnętrznych i zewnętrznych polityk UE z zasadami zrównoważonego rozwoju, jak również z podjętymi przez UE międzynarodowymi zobowiązaniami¹⁶.
- Strategia Europa 2020¹⁷ – wskazano w niej m.in. na konieczność wspierania działań zmierzających do tworzenia gospodarki niskoemisyjnej i efektywniej wykorzystującej zasoby środowiska oraz eliminujących zależności wzrostu gospodarczego od degradacji środowiska (ang. *decoupling*).

¹⁶ <http://www.mg.gov.pl/gospodarka/Zrownowazonyrozwroj/Strategia+Zrownowazonego+Rozwoju/>

¹⁷ Komunikat Komisji *Europa 2020 Strategia na rzecz inteligentnego i zrównoważonego rozwoju sprzyjającego włączeniu społecznemu* KOM(2010) 2020, 3 marca 2010.

Wraz z programami i opracowanymi strategiami w kolejnych latach wprowadzano odpowiednie regulacje prawne dotyczące ochrony środowiska, z których wynikają podstawowe zasady ochrony środowiska, tj.:

- zasada korzystania ze środowiska,
- zasad kompleksowości,
- zasad prewencji i przezorności,
- zasada „zanieczyszczający płaci”,
- zasada planowości,
- zasada prawa do informacji o środowisku,
- zasada uczestnictwa społeczeństwa w postępowaniach w sprawie wydawania decyzji z zakresu ochrony środowiska,
- zasad nieważności decyzji wydanej z naruszeniem przepisów dotyczących ochrony środowiska,
- zasada stosowania metodyk referencyjnych.

Wprowadzono też wiele instrumentów mających na celu wdrażanie tych zasad. Wśród rynkowych instrumentów finansowych wyróżnia się zazwyczaj dwie grupy tj.: instrumenty bezpośrednie (administracyjno-prawne) i pośrednie (ekonomiczno-rynkowe). Podstawą instrumentów bezpośrednich są przede wszystkim technologiczne standardy (normy) dopuszczalnych poziomów emisji zanieczyszczeń. Należą do nich np. normy emisji, standardy jakości, normy produkcyjne, technologiczne, systemy pozwoleń (licencji) oraz zakazy i nakazy ekologiczne¹⁸, jak również certyfikacja wyrobów, ocena oddziaływania na środowisko (OOŚ), miejscowy plan zagospodarowania przestrzennego¹⁹ i pozwolenie zintegrowane. Przykładowo OOŚ jest procedurą, która ma zapewnić uwzględnienie przed podjęciem decyzji skutków, jakie może ona mieć dla środowiska. Ocena taka może być wykonana dla indywidualnych projektów, np. autostrad, lotnisk czy fabryk jako raport o oddziaływaniu na środowisko²⁰, lub dla planów, programów i polityk jako „Strategiczna ocena oddziaływania na środowisko – SOOŚ”²¹. Prawo europejskie wymaga wykonania zarówno OOŚ jak SOOŚ.

¹⁸ S. Czaja, B. Fiedor, A. Graczyk, Z. Jakubczyk, *Podstawy ekonomii środowiska i zasobów naturalnych*, Wydawnictwo C.H. Beck, Warszawa 2002.

¹⁹ I. Kulas, J. Kusztal, *Zarządzanie środowiskiem w przedsiębiorstwie*, AE, Katowice 2000.

²⁰ Dyrektywa Rady 85/337/EWG z dnia 27 czerwca 1985 (Dz.U. L 175 z 5 lipca 1985) w sprawie oceny skutków wywieranych przez niektóre przedsięwzięcia publiczne i prywatne na środowisko naturalne, jak i Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 21 sierpnia 2007 zmieniające rozporządzenie w sprawie określenia rodzajów przedsięwzięć mogących znacząco oddziaływać na środowisko oraz szczegółowych uwarunkowań związanych z kwalifikowaniem przedsięwzięcia do sporządzania raportu o oddziaływaniu na środowisko, Dz.U. nr 158, poz. 1105. W Polsce Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 9 listopada 2004 w sprawie rodzajów przedsięwzięć mogących znacząco oddziaływać na środowisko oraz szczegółowych uwarunkowań związanych z kwalifikowaniem przedsięwzięcia do sporządzenia raportu oddziaływania na środowisko (Dz.U. Nr 257, poz. 2573) zmienione przez Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 10 maja 2005 (Dz.U. Nr 92, poz. 769), które weszło w życie 8 czerwca 2005.

²¹ Zgodnie z art. 46. Ustawy z dnia 3 października 2008 o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko (Dz.U. Nr 199, poz. 1227 z 2008) „Przeprowadzenia strategicznej oceny oddziaływania na środowisko wymagają projekty:

Zaznaczyć należy, że o ile OOŚ jest dość dobrze opisana i ma wiele szczegółowych narzędzi do oceny ilościowej, to SOOŚ jest niezbyt klarowna. Jednak obydwie metody zostały skrytykowane za brak opcji sumowania skutków wpływu na środowisko²². Z kolei pozwolenie zintegrowane zostało wprowadzone dla przeciwdziałania zanieczyszczeniom przemysłowym (*Dyrektywa w sprawie zintegrowanego zapobiegania i ograniczenia zanieczyszczeniom, IPPC 96/61/WE z 1996, Dz.U. L 257 z 10 października 1996*) poprzez stosowanie zasady najlepszej dostępnej techniki (BAT). Istotne znaczenie ma zapobieganie powstawaniu zanieczyszczeń, a tam gdzie nie jest to możliwe dążenie do maksymalnego ich zmniejszenia. Ponadto zakazuje ona zmniejszanie oddziaływania na jeden komponent środowiska kosztem zwiększania innych. Analizie podlega nie tylko ilość wytwarzanych odpadów i emisji, lecz również ilości zużytej energii i materiałów.

Instrumenty pośrednie są to z kolei narzędzia, które wpływają na rachunek kosztów i korzyści podmiotów, zapewniając wybór rozwiązań sprzyjających sytuacji bardziej pożądanej z punktu widzenia jakości środowiska²³. Należą do nich: podatki i opłaty ekologiczne, subsydia, dotacje, zbywalne prawa do emisji zanieczyszczeń, obowiązkowe ubezpieczenia OC od ekologicznie szkodliwych następstw działalności gospodarczej, systemy depozytowe, opłaty produktowe, kredyty i pożyczki preferencyjne (ze środków publicznych) oraz zastawy ekologiczne²⁴.

Celem wprowadzanych instrumentów i norm jest m.in. egzekwowanie proekologicznych zachowań podmiotów i dążenie do ponoszenia przez sprawcę zanieczyszczenia kosztu likwidacji powstałych szkód i zagrożeń środowiska. Takie podejście powoduje, iż coraz częściej wprowadzane są inwestycje, których zadaniem jest nie tylko dostosowanie się do obowiązujących norm prawnych lecz także wdrażanie nowych technologii środowiskowych. Znacznie efektywniejsze okazało się bowiem przeciwdziałanie źródłom zanieczyszczeń niż stosowanie polityki „końca rury”.

1) koncepcji przestrzennego zagospodarowania kraju, studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy, planów zagospodarowania przestrzennego oraz strategii rozwoju regionalnego; 2) polityk, strategii, planów lub programów w dziedzinie przemysłu, energetyki, transportu, telekomunikacji, gospodarki wodnej, gospodarki odpadami, leśnictwa, rolnictwa, rybołówstwa, turystyki i wykorzystywania terenu, opracowywanych lub przyjmowanych przez organa administracji, wyznaczających ramy dla późniejszej realizacji przedsięwzięć mogących znacząco oddziaływać na środowisko; 3) polityk, strategii, planów lub programów innych niż wymienione w pkt 1 i 2, których realizacja może spowodować znaczące oddziaływanie na obszar Natura 2000 jeżeli nie są one bezpośrednio związane z ochroną obszaru Natura 2000 lub nie wynikają z tej ochrony. W krajach UE Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady nr 2001/42/EC w sprawie oceny wpływu niektórych planów i programów *Off. J. Eur. Communities L197 (2001)* 30 lipca 2001 (Dz.U. L 197 z 21 lipca 2001).

²² E. Gentil, *Narzędzia wspomagające podejmowanie decyzji dotyczących ochrony środowiska w gospodarce odpadami komunalnymi* s. 96–104, [W:] J. Kulczycka (red.), *Zasady zarządzania odpadami komunalnymi w Polsce i wybranych regionach Europy – najlepsze praktyki*, Wyd. IGSMiE PAN, Kraków 2007.

²³ J.B. Opschoor, H.B. Vos, *Instrumenty ekonomiczne dla ochrony środowiska*, MOŚZNiL, Warszawa 1990.

²⁴ A. Doś, *Rynkowe instrumenty finansowe a ochrona środowiska*, *Ekonomia i Międzynarodowe Stosunki Gospodarcze* 14, Nr 1164, Prace Naukowe Akademii Ekonomicznej we Wrocławiu, Wrocław 2007.

1.2. Inwestycje z zakresu ochrony środowiska w Polsce

Wdrażanie nowych, czystszych procesów wytwórczych, zgodnie z zasadami zrównoważonego rozwoju, wiąże się zazwyczaj z koniecznością prowadzenia inwestycji z zakresu ochrony środowiska. Inwestycje te są w znacznym stopniu finansowane przez przedsiębiorców ze środków własnych. W strategiach przedsiębiorstw coraz powszechniej uwzględniana jest polityka ekologiczna, polegająca na podejmowaniu działań w zakresie produkcji dóbr, czy świadczenia usług, które nie będą mieć negatywnego wpływu na środowisko, bądź znacznie ograniczą ten wpływ. Ponadto od 2004 dostępne są środki z Funduszy Strukturalnych na działania inwestycyjne związane z ochroną środowiska, co powoduje, iż w ostatnich latach na takie inwestycje następuje znaczący przyrost wydatków.

1.2.1. Motywy i bariery wprowadzania inwestycji proekologicznych w Polsce

Ochrona środowiska stanowi ważną część aktywności podmiotów gospodarczych, państwa, samorządów terytorialnych, a także gospodarstw domowych i konsumentów. W tradycyjnym podejściu jest ona często traktowana jako działalność dodatkowa, często niechciana albo wymuszana względami prawnymi lub ekonomicznymi, jednak coraz częściej wynika ze zwiększonej świadomości ekologicznej społeczności. Ta świadomość ekologiczna daje przedsiębiorcom szanse na uzyskanie korzyści poprzez wdrażanie nowych rozwiązań proekologicznych, które wprawdzie związane są z ponoszeniem kosztów, ale w okresie późniejszym przynoszą także duże korzyści. Korzyści te są wielowymiarowe i wyrażają się możliwościami finansowania przedsięwzięć z funduszy celowych (ekologicznych), obniżeniem kosztów produkcji czy zmniejszeniem strat związanych z karami za zanieczyszczenie środowiska²⁵. Z drugiej strony finansowanie przedsięwzięć środowiskowych przez fundusze ekologiczne prowadzi do „efektu wypychania”, tj. ograniczania znaczenia innych źródeł finansowania, zwłaszcza środków własnych przedsiębiorstw oraz kredytów komercyjnych. Jednak to właśnie fundusze podejmują się wspierania inwestycji w zakresie m.in. zagospodarowania odpadów oraz rekultywacji terenów przemysłowych, których z reguły nie podejmuje się sektor prywatny²⁶.

Czynnikami motywującymi przedsiębiorców do podejmowania działań proekologicznych są:

- przymus zewnętrzny (regulacje prawne),
- przesłanki gospodarcze wynikające z prowadzonej przez państwo polityki przemysłowej i ekologicznej,

²⁵ I. Kociszewska, *Ekonomiczne i społeczne aspekty inwestycji proekologicznych*, [W:] S. Kozłowski (red.), *Regionalne strategie rozwoju zrównoważonego*, Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok 2004.

²⁶ A. Becla, S. Czaja, *Spory wokół istnienia ekologicznych funduszy celowych w gospodarce polskiej*, [W:] J. Famielec (red.) *Finansowanie ochrony środowiska w Polsce w warunkach osłabienia finansów publicznych*, Wyd. Akademia Ekonomiczna w Krakowie, Kraków 2005.

- walka konkurencyjna, która z jednej strony pobudza działania proekologiczne, z drugiej wymusza ponoszenie określonych nakładów finansowych,
- wzrastające ceny energii i surowców – ich oszczędzanie stymuluje wprowadzanie nowych proekologicznych technologii,
- koszty usuwania i składowania odpadów – wysokie koszty usuwania odpadów przyczyniają się do poszukiwania i wdrażania nowych rozwiązań technologicznych,
- przesłanki strategiczne przedsiębiorstwa (cele krótko- i długookresowe przedsiębiorstwa),
- przesłanki moralno-etyczne (świadomość ekologiczna pracowników i kadry menedżerskiej)²⁷.

Z prowadzonych w Polsce w 2006 badań ankietowych²⁸ wynika, iż 90% przedsiębiorstw jest zainteresowanych wdrażaniem działań proekologicznych. Głównymi czynnikami motywującymi do ich wdrażania są aspekty prawne (25% ankietowanych) związane z koniecznością spełniania wciąż rosnących wymagań prawnych, czynniki finansowe (25%), dotyczące obniżki kosztów produkcji lub zmniejszenia opłat i kar środowiskowych, oraz zwiększająca się świadomość ekologiczna pracowników i kadry zarządzającej przedsiębiorstwem (19%). Takie motywy są zgodne z ogólnymi tendencjami na świecie, co potwierdzają badania przeprowadzone przez OECD w 2007, gdzie stwierdzono, że jednym z czynników motywujących przedsiębiorstwa do wdrażania rozwiązań innowacyjnych w zakresie ochrony środowiska są zapisy wynikające z realizowanej polityki ekologicznej państwa (w tym rozwiązania prawne); motywują one przedsiębiorstwa do interesowania się czystsza produkcją oraz badaniami nad nowymi technologiami²⁹. Natomiast przedstawiciele MŚP uznali, iż najważniejszymi czynnikami motywującymi do podejmowania działań na rzecz ochrony środowiska było obniżenie kosztów działalności (59%) oraz poprawa wizerunku firmy (47%)³⁰. Przedsiębiorcy potwierdzają³¹, iż uzyskują efekty finansowe z wprowadzanych działań prośrodowiskowych, które dotyczą w szczególności oszczędności wynikających ze zmniejszonego zużycia surowców i mediów (32,6%), zmniejszenia kosztów produkcji i usług (32,6%), zmniejszenia opłat lub kar środowiskowych (23%). Natomiast efekty ekologiczne dotyczą ulepszenia technologii poprzez zastosowanie innowacyjnych proekologicznych rozwiązań (35%), spełnienia wymagań

²⁷ E. Mazur-Wierzbicka, *Motywy podejmowania działalności proekologicznej przez przedsiębiorstwa*, [W:] D. Kopycińska (red.), *Zachowania decyzyjne podmiotów gospodarczych*, Katedra Mikroekonomii, Szczecin 2006, s. 82–89.

²⁸ M. Wasilewski, M. Gałuszka-Harat, *Zrównoważona produkcja i konsumpcja w świetle badań ankietowych, prezentacja wyników projektu Propagowanie wzorców produkcji i konsumpcji sprzyjających promocji zasad trwałego i zrównoważonego rozwoju*, Program Phare PL2003/004-379/01.01.03/os/42/13, www.czystszaprodukcja.pl – badanie prowadzono wśród 25 podmiotów, głównie przedsiębiorstw z obszaru województwa śląskiego, podczas wizyt warsztatowych w przedsiębiorstwach w miesiącach maj, czerwiec, lipiec, sierpień 2006.

²⁹ *Business and the Environment: Policy Incentives and Corporate Responses*, OECD 2007.

³⁰ *Problemy oddziaływania małych i średnich przedsiębiorstw na środowisko*, Fundacja Partnerstwo dla Środowiska, Program „Czysty Biznes”, Tomaszowice 2008, s. 4–5.

³¹ M. Wasilewski, M. Gałuszka-Harat, *Zrównoważona produkcja..., op. cit.*

prawnych dotyczących obszaru środowiska (33%), zmniejszenia wpływu na środowisko (30%). Podobne wyniki uzyskano prowadząc badania pod koniec 2008 r. na grupie 376 MŚP, w których wdrożono innowacje proekologiczne w ciągu ostatnich trzech lat. Wynika z nich, iż większość przedsiębiorców jest przekonanych o korzystnym wpływie inwestycji proekologicznych na wizerunek firmy, a co czwarta zamierza wprowadzić taką inwestycję w celu poprawy swojej pozycji względem konkurencji. Głównym ograniczeniem w budowaniu takiej przewagi jest fakt, że przedsiębiorcy najczęściej planują inwestycje w krótkiej perspektywie czasowej, podczas gdy inwestycje proekologiczne zwracają się w perspektywie średnio- albo długoterminowej. Jednak 2/3 MŚP³² nie posiada wiedzy na temat możliwości uzyskania dofinansowania działań proekologicznych ze środków pochodzących z funduszy UE. Badania przeprowadzone metodą sondażu diagnostycznego wśród 36 przedstawicieli przedsiębiorstw przetwórstwa rolnego w 2005 wykazały, iż priorytetowe znaczenie wśród korzyści wynikających ze stosowania inwestycji proekologicznych mają efekty ekonomiczne (44,4%), następnie efekty ekologiczne (33,3%) i społeczne (22,2%)³³.

Głównymi barierami i przeszkodami w podejmowaniu działań są przede wszystkim bariery finansowe (52%), gdyż nakłady finansowe są niewspółmiernie wysokie do możliwych do uzyskania efektów finansowych. Brak jest dostępnej ilości środków na kosztowne, duże inwestycje, które charakteryzują się wieloletnim okresem zwrotu. Kolejne bariery to bariery prawne (18%) i organizacyjne (12%). Aż 95% ankietowanych stwierdziło, że w swojej praktyce nie stosuje zaawansowanych analiz typu LCA, jednak większość z nich uważa, że tego typu analizy z pewnością by były potrzebne w przyszłości, a obecnie nie ma takich wymagań prawnych i dla potrzeb przedsiębiorstwa nie jest to konieczne³⁴.

Wyniki badań ankietowych przeprowadzonych wśród członków naukowej sieci tematycznej na rzecz technologii środowiskowych ENVITECH-Net³⁵ wskazują, że w Polsce głównymi barierami rozwoju technologii środowiskowych, w tym rozwiązań proekologicznych o charakterze innowacyjnymi są: brak funduszy na badania i rozwój oraz istniejące warunki ekonomiczno-gospodarcze (70%).

Technologie środowiskowe są często utożsamiane z ekoinnowacjami³⁶, a te z kolei – według Ziółkowskiego³⁷ – wpływają pozytywnie na zdolność inwestycyjną przedsiębiorstw.

³² J. Kornecki i in., *Potencjał małych...*, op.cit. – próba badawcza 1005 MŚP.

³³ D. Sikorska, *Zarządzanie środowiskowe w przedsiębiorstwach przetwórstwa rolnego, Przedsiębiorstwa i organizacje publiczne w zrównoważonym rozwoju obszarów wiejskich*, Prace naukowe nr 39, SGGW Warszawa 2006, s. 83–90.

³⁴ M. Wasilewski, M. Gałuszka-Harat, *Zrównoważona produkcja...*, op.cit.

³⁵ R. Janikowski, J. Krupanka, B. Michaliszyn, A. Skowrońska, A. Starzewska-Sikorska, *Analiza warunków rozwoju technologii środowiskowych w Polsce*, Wyd. Ekonomia i Środowisko, Katowice-Białystok 2006; Badania ankietowe skierowane do 50 członków Międzynarodowej Naukowej Sieci Tematycznej Technologii Środowiskowych ENVITECH-Net. Badania przeprowadzono w 2006 i uzyskano 32 odpowiedzi (64% zwrotności).

³⁶ Ekoinnowacje jednak można podzielić na: technologiczne, społeczne, organizacyjne i instytucjonalne. Z. Foltynowicz, *Ekoinnowacje szansą na rozwój*, Ecomanager, nr 01-2009/6, s. 40–41.

³⁷ B. Ziółkowski, *Znaczenie ekoinnowacji dla rozwoju przedsiębiorstw*, [W:] A. Graczyk (red.), *Zrównoważony rozwój w teorii ekonomii i w praktyce*, Prace naukowe AE nr 1190, AE Wrocław 2008, s. 527.

Jednocześnie przedsiębiorcy coraz częściej dostrzegają, że wprowadzenie innowacji prośrodowiskowych może w sposób pozytywny wpływać na budowanie wizerunku, stanowiąc o przewadze na rynku. Z prowadzonych badań wynika także, że przedsiębiorcy, którzy dostosowali się do nowych wymagań prawnych i pozostali na rynku, funkcjonują w sposób bardziej efektywny i są bardziej konkurencyjni³⁸. W Polsce w latach 2006–2008 ekoinnowacyjne³⁹ działania wprowadziło ogółem 26,2% przedsiębiorstw przemysłowych i 15,5% przedsiębiorstw w sektorze usług. Innowacje przynoszące korzyści dla środowiska w okresie wytwarzania produktu wprowadziło 24,1% przedsiębiorstw przemysłowych, a w sektorze usług 12,7%, natomiast innowacje przynoszące korzyści dla środowiska w okresie użytkowania/wykorzystywania produktu i usług odpowiednio 17,5% i 11,3%. Najczęściej jako powód wprowadzenia ekoinnowacji wymieniano: obowiązujące już regulacje prawne dotyczące środowiska (wskazało tak 11,2% badanych przedsiębiorstw w przemyśle i 6,2% badanych przedsiębiorstw w sektorze usług) a także spodziewane w przyszłości regulacje dotyczące środowiska (7,2% w przemyśle i 3,4% w sektorze usług). Oceniane korzyści to zmniejszenie zanieczyszczenia gleby, wody, powietrza lub poziomu hałasu, powtórne wykorzystanie (recykling) odpadów, wody lub materiałów, użycie materiałów mniej zanieczyszczających lub niebezpiecznych dla środowiska, obniżka emisji dwutlenku węgla, obniżka energochłonności na jednostkę produktu, obniżka materiałochłonności na jednostkę produktu⁴⁰.

Zagadnienia finansowe były też kluczowe w konsultacjach dotyczących aspektów zrównoważonej produkcji i konsumpcji i prowadzonych przez Komisję Europejską w 2007. Wzięły w nich udział 374 podmioty (w tym 43 z Polski) z 24 krajów UE. Osiąganie efektu dźwigni w zakresie innowacji oraz projektowanie nowych produktów wytwarzanych w sposób przyjazny dla środowiska wskazano jako główne wyzwania związane z propagowaniem bardziej zrównoważonej polityki przemysłowej. Natomiast za bardzo ważne bariery w rozwoju innowacyjności uznano:

- koszty produkcji związane z nowymi technologiami są wyższe niż koszty obecnie stosowanych technologii – 146 odpowiedzi,
- brak świadomości wśród konsumentów na temat zalet produktów o lepszej efektywności – 141 odpowiedzi,
- wysokie ryzyko (inwestycyjne, nieznany popyt itp.) związane z uczynieniem produkcji, procesów, produktów oraz usług bardziej przyjaznymi środowisku – 124 odpowiedzi.

Z kolei najważniejsze czynniki wzmagające innowacyjność w dziedzinie bardziej efektywnych wyrobów i usług to:

³⁸ J. Kornecki i in., *Potencjał małych...*, op.cit.

³⁹ Innowacja przynosząca korzyści dla środowiska (ekoinnowacja) to nowy lub istotnie ulepszony produkt (wyrób lub usługa), proces, metoda organizacyjna lub marketingowa, które przynoszą korzyści dla środowiska w porównaniu z innymi wariantami.

⁴⁰ *Działalność innowacyjna przedsiębiorstw w latach 2006–2008*, GUS, Warszawa 2009.

- wzmacnianie innowacyjności poprzez wzrost poziomu finansowania badań w zakresie rozwoju technologii na rzecz energooszczędnych procesów przemysłowych – 216 odpowiedzi,
- zwiększenie poziomu stosowania zachęt podatkowych, subsydiów mechanizmów handlowych propagujących wprowadzanie technologii oraz wspieranie innowacji na rzecz bardziej efektywnych produktów – 182 odpowiedzi⁴¹.

Ankietowani popierają też ustanowienie *benchmarkingu* w odniesieniu do stosowania ekoinnowacyjnych rozwiązań w poszczególnych sektorach przemysłu.

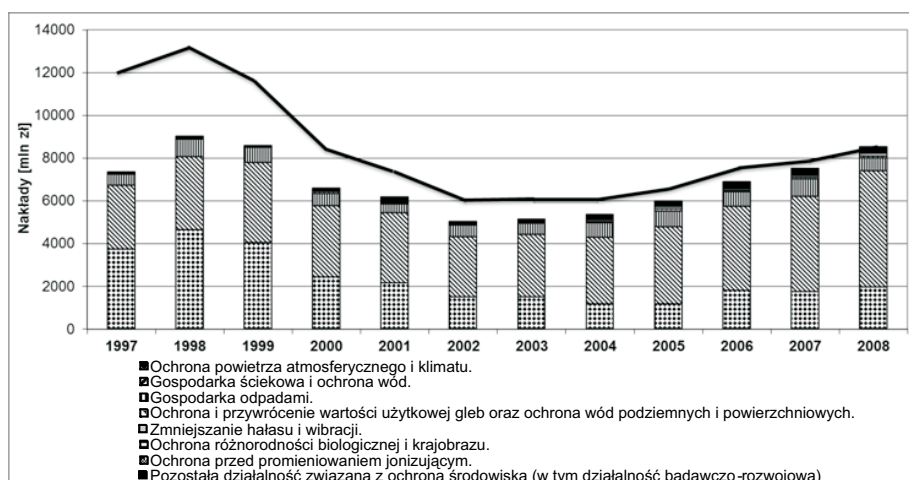
1.2.2. Poziom i struktura finansowania inwestycji z zakresu ochrony środowiska w Polsce

Analizując w latach 1997–2008 wartość nakładów na środki trwałe służące ochronie środowiska (w cenach stałych z 2008) najwyższy pułap 13,8 mld zł został osiągnięty w roku 1998, a najniższy 9 mld zł w 2002 (rys. 1.1). Podobnie kształtował się procentowy udział tych nakładów w PKB, który w latach 1996–1998 wynosił około 2%, a ostatnio zaledwie 0,6–0,7%. Również udział tych nakładów w stosunku do ogółu nakładów inwestycyjnych w Polsce zmniejszył się z 4,9% w 2000 do 3,9% w 2007 roku. Nakłady te przeznaczane są w dominującym zakresie na działania w obrębie gospodarki wodno-ściekowej – około 30%, gospodarki odpadami – ponad 20%, ochrony powietrza atmosferycznego – ponad 20% (rys. 1.1). Efektami rzeczowymi realizowanych inwestycji jest zwiększenie przepustowości oczyszczalni ścieków (tys. m³/dobę), wybudowanie (km) sieci kanalizacyjnej odprowadzającej ścieki lub wody opadowe, przekazanie do eksploatacji urządzeń (tys. Mg/rok) do redukcji zanieczyszczeń pyłowych i gazowych, unieszkodliwiania odpadów lub ilości (ha) zrekultywowanych terenów składowania odpadów, budowa sieci wodociągowej (km), regulacja rzek i potoków (km). Pomimo widocznych efektów poziom inwestycji w dziedzinie ochrony środowiska jest w Polsce wciąż niższy niż szacunki, które były dokonywane na podstawie zobowiązań, przyjętych w związku z przystąpieniem do UE. W obszarze negocjacyjnym pt. *Środowisko* szacowano, iż wartość niezbędnych inwestycji, które powinny być zrealizowane do roku 2015 to 143 mld zł, czyli około 16 mld zł rocznie. Jest to suma ponad dwukrotnie wyższa od wartości nakładów ponoszonych w ostatnich latach⁴². Niski poziom ewidencjonowanych przez GUS inwestycji w zakresie ochrony środowiska może wynikać też z faktu, iż przyjmuje on za nie strumień rocznych nakładów, które powiększają zasoby inwestycyjne, a nie mówi o nakładach poniesionych na wartości niematerialne i prawne, na inwestycje finansowe oraz należności długoterminowe⁴³.

⁴¹ http://ec.europa.eu/yourvoice/ebtp/consultations/2007_pl.htm z dnia 17 grudnia 2010.

⁴² *Polska 2025. Długookresowa strategia trwałego i zrównoważonego rozwoju*, Rada Ministrów, Warszawa 2000.

⁴³ J. Famielec, *Rachunkowość ekologiczna w małych i średnich przedsiębiorstwach*, prezentacja Ministerstwa Gospodarki, Warszawa 19 grudnia 2008.



Rys. 1.1. Nakłady na środki trwałe służące ochronie środowiska ogółem i z przeznaczeniem na główne dziedziny ochrony środowiska w latach 1997–2008 (mln zł, ceny stałe z 2008 i bieżące)

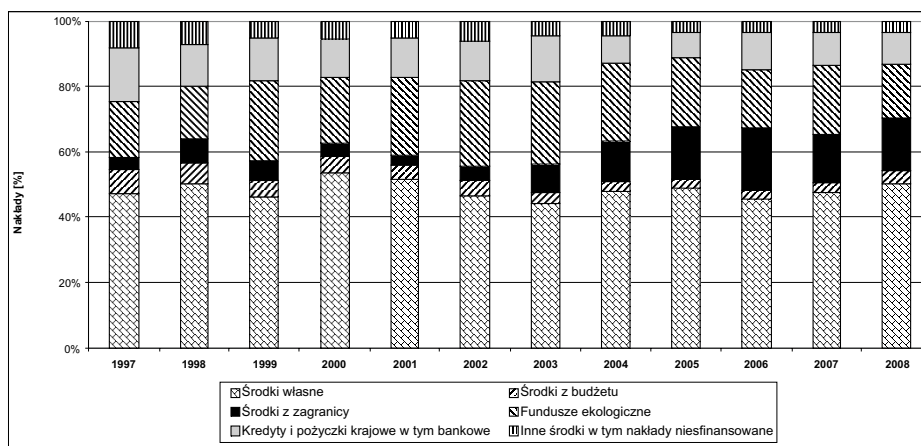
Źródło: Roczniki – Ochrona środowiska, GUS

Fig. 1.1. Expenditure for fixed assets for environmental protection in general, intended for main environmental protection fields between 1997 and 2008 (PLN million, fixed and current prices)

W grupie inwestorów finansujących inwestycje z zakresu ochrony środowiska bez podziału na środki własne i obce dominują przedsiębiorcy, którzy w ostatnich latach finansowali około 55% inwestycji oraz gminy – 43%, a pozostałe 2% to inwestycje dokonywane przez jednostki budżetowe. Ponad 50% nakładów na środki trwałe wydatkowanych zostało przez przemysł (sekcje C, D i E), w tym przede wszystkim na działalność sklasyfikowaną jako wytwarzanie i zaopatrywanie w energię elektryczną, gaz i wodę. Analizując natomiast źródła finansowania inwestycji proekologicznych widoczny jest dominujący udział środków własnych, który w 2008 przekroczył poziom 50% ogółu nakładów; około 17% to środki pochodzące z funduszy ekologicznych (dotacje, pożyczki), ponad 16% to środki z zagranicy, a około 10% to kredyty i pożyczki. Tak wysoki udział środków własnych przedsiębiorstw wynika z kondycji finansowej podmiotów gospodarczych, z których wiele nie spełniało podstawowych warunków korzystania z zewnętrznych, w szczególności bankowych, źródeł finansowania inwestycji⁴⁴. Od 2004 roku, po przystąpieniu Polski do Unii Europejskiej, zwiększył się znacząco udział środków z zagranicy z 4% w 2000 do 21% w 2007, jednak w roku 2008 uległ zmniejszeniu do 16% (rys. 1.2).

Istotne znaczenie ma też rodzaj wdrażanych technologii, tj. dotyczących działań reaktywnych (likwidacja skutków), ograniczających się do rozcieńczania i filtracji zanieczyszczeń z produkcji (tzw. filozofia „końca rury”), czy antycypacyjnych, zapobiegających powstawaniu zanieczyszczeń, czyli likwidacji zanieczyszczeń „u źródła” (technologie zin-

⁴⁴ T. Pindór, *Fundusze ekologiczne jako źródło finansowania inwestycji w zakresie ochrony środowiska*, [W:] L. Preisner (red.) *Finansowe aspekty transformacji gospodarki w Polsce*, AGH Uczelniane Wydawnictwa Naukowo-Dydaktyczne, Kraków 2007, s. 54–63.



Rys. 1.2. Nakłady na środki trwałe przeznaczone na ochronę środowiska według źródeł finansowania [%] w latach 1997–2008

Źródło: Roczniki – Ochrona środowiska, GUS.

Fig. 1.2. Expenditure for fixed assets for environmental protection according to financing sources [%] between 1997 and 2008

tegrowane, środowiskowe, ekoinnowacje). Dane statystyczne prezentowane przez GUS (Polska) i EUROSTAT⁴⁵ (kraje UE), identyfikują nakłady na inwestycje związane z ochroną środowiska w podziale na przedsięwzięcia, tj.:

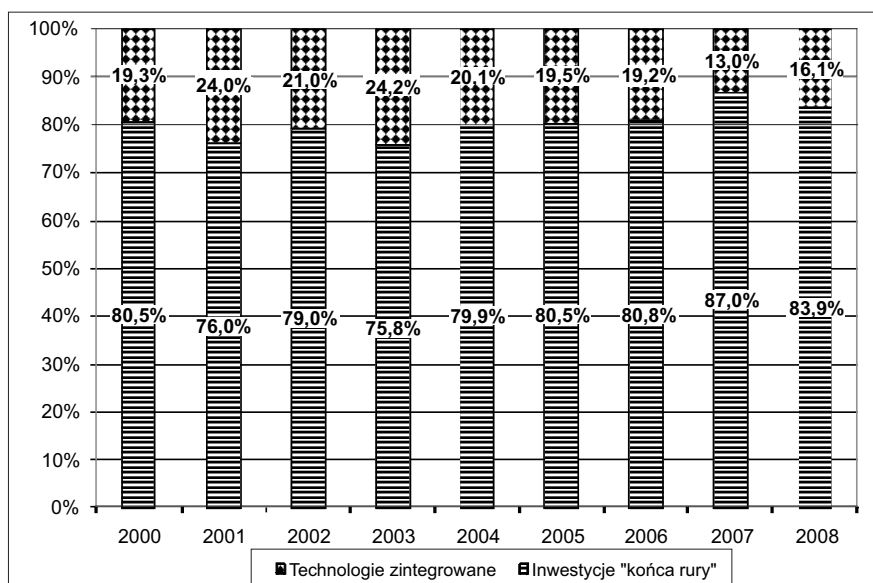
- „końca rury” – nie ingerują w proces produkcyjny (produkcja może być prowadzona bez tej inwestycji), lecz redukują lub unieszkodliwiają zanieczyszczenia powstałe w procesie produkcji; w całości zaliczane są one do nakładów na ochronę środowiska,
- „zintegrowane” – zapobiegają zanieczyszczeniom i prowadzą do zmniejszenia ich ilości dzięki modyfikacji procesów technologicznych (wymiana lub modernizacja linii produkcyjnej, zakup dodatkowych urządzeń), tak aby stały się one czystsze i przyjazne dla środowiska. Wprowadzenie nowego procesu technologicznego powoduje, że nakłady na środki trwałe służące ochronie środowiska przewyższają te, które byłyby poniesione na tańsze i sprawne wyposażenie, ale mniej przyjazne dla środowiska. Dla zakładu już istniejącego, ale modernizowanego, nakłady na środki trwałe związane z ochroną środowiska są równe całkowitym nakładom poniesionym na dostosowanie do wymagań środowiska⁴⁶.

W Polsce dominują nakłady na technologie końca rury, stanowiąc zazwyczaj około 80% nakładów na ochronę środowiska (rys. 1.3).

Brak jest szczegółowych danych o nakładach przeznaczanych na ekoinnowacje czy technologie środowiskowe. Natomiast nakłady na nowe techniki i technologie pozostają na

⁴⁵ Zgodnie z metodyką EUROSTAT inwestycje w ochronie środowiska mogą obejmować środki trwałe (grunty, budynki i budowle, maszyny i wyposażenie, narzędzia, środki transportu), inne nakłady inwestycyjne, których celem jest uzyskanie efektów ochronnych.

⁴⁶ *Ochrona środowiska 2010*, GUS, Warszawa 2010, s. 412.



Rys. 1.3. Udział [%] inwestycji końca rury i technologii zintegrowanych w nakładach na ochronę środowiska w Polsce w latach 2000–2008

Źródło: Roczniki – Ochrona środowiska, GUS.

Fig. 1.3. Share of the pipe end project [%] and integrated technologies in the expenditure for environmental protection in Poland, between 2000 and 2008

bardzo niskim poziomie, np. w zakresie nowych technik i technologii mało- i bezodpadowych w ostatnich latach kształtowały się na poziomie 21 mln zł (2005), 39,4 mln zł (2006) i 18 mln zł (2007), co stanowi 0,2% nakładów na ochronę środowiska. Może to świadczyć o braku zachęt (bodźców) do podejmowania takich inwestycji, które są często kapitałochłonne i obciążone ryzykiem. Jednak są to inwestycje innowacyjne, o znaczącym wpływie na poprawę konkurencyjności gospodarki, tworzące nowe miejsca pracy itp. W związku z tym należy rozwijać inne możliwości dofinansowywania przedsięwzięć w tym zakresie. Szanse takie stwarzają: preferencje fiskalne, rozwój ekologicznych funduszy inwestycyjnych (powierniczych), ubezpieczeń ekologicznych, a także stworzenie przez państwo i rynek kapitałowy oraz pieniężny warunków do wykorzystania dostępnych funduszy UE.

1.2.3. Wymagane nakłady inwestycyjne na racjonalizację gospodarki odpadami przemysłowymi w Polsce

Na gospodarkę odpadami w Polsce przeznaczano dotychczas około 10–12% nakładów inwestycyjnych⁴⁷. W efekcie postępy w racjonalizacji gospodarki odpadami⁴⁸ w ostatnich

⁴⁷ Roczniki – Ochrona środowiska 2004–2010, GUS, Warszawa 2004–2010.

⁴⁸ Celem racjonalizacji jest m.in. zmniejszenie ilości wytwarzanych odpadów oraz zwiększenie poziomu ich odzysku i recyklingu, zgodnie z zapisami Programu Operacyjnego Infrastruktura i Środowisko.

osiemnastu latach są bardzo powolne i niezadawalające⁴⁹. Dotyczy to nie tylko odpadów komunalnych, ale i przemysłowych (tj. odpadów pochodzących z przeróbki surowców i półproduktów na materiały i gotowe produkty), których w Polsce – według GUS – wytwarza się ponad 100 mln Mg rocznie (155,4 mln Mg w 2008, a w latach wcześniejszych jeszcze więcej)⁵⁰. Głównym źródłem odpadów jest górnictwo (w szczególności węgla kamiennego – ok. 27% ilości wytworzonych odpadów ogółem), produkcja metali (głównie miedzi – 25%), wytwarzanie i dystrybucja energii elektrycznej (prawie 13%), produkcja artykułów spożywczych i napojów (ok. 6%) oraz wyrobów chemicznych (ok. 5%). Z ogólnej ilości wytworzonych odpadów 75% poddawane jest odzyskowi (w tym do celów nieprzemysłowych, tj. niwelacja terenów, zapewnianie wyrobisk kopalnianych, niecek osiadania itp.), około 18% unieszkodliwiono przez składowanie, 4% unieszkodliwiono w sposób inny niż składowanie, a ponad 3% poddano czasowemu magazynowaniu⁵¹. Odpady przemysłowe składowane na hałdach, często stwarzają znaczne niebezpieczeństwo oraz charakteryzują się wysoką toksycznością⁵². W Polsce ilość nagromadzonych odpadów przemysłowych na koniec 2009 roku wyniosła 1740,5 mln Mg, zajmując powierzchnię 8971,1 ha⁵³. Wiele wprowadzanych na świecie rozwiązań wskazuje, że istnieją możliwości przekształcenia tych terenów w ciekawe obiekty turystyczne (projekt Eden, Wielka Brytania), muzealne (kopalnia Falun, Szwecja) i inne (np. park rozrywki Niemcy)⁵⁴ oraz wykorzystanie ich jako ponownego źródła surowca. Szacuje się bowiem, iż gromadzone na polskich składowiskach odpady mają wartość 42–48 mld dolarów, a roczna wartość składowanych odpadów to 1,6–1,8 mld dolarów (według danych z końca lat dziewięćdziesiątych ubiegłego wieku)⁵⁵. Blisko 25% tej wartości stanowi węgiel, około 35% cynk, ołów, żelazo i inne metale, a pozostałe 40% przypada na: iły, popioły, żużle, odpady skalne, kruszywa itp. Zagospodarowanie odpadów, szczególnie przemysłowych, należy zaliczyć do bardzo istotnych, ale jednocześnie bardzo trudnych problemów, których nie udało się rozwiązać w Polsce na dużą skalę⁵⁶. Szacunkowe koszty zagospodarowania odpadów w Polsce i wdrożenia przepisów UE ocenia się na sumę nie mniejszą niż 4 mld euro⁵⁷.

Zgodnie z wymogami UE i wprowadzaną polityką ekologiczną podmioty powinny dążyć przede wszystkim do wprowadzania takich rozwiązań technicznych, aby zapobiegać powstaniu odpadów, wprowadzać recykling lub odzysk odpadów dla zredukowania ich wpły-

⁴⁹ *Polityka ekologiczna państwa na lata 2009–2012 z perspektywą do roku 2016*, MŚ, Warszawa 2008, s. 46.

⁵⁰ *Roczniki – Ochrona ...*, op.cit.

⁵¹ *Roczniki – Ochrona ...*, op.cit.

⁵² M. Rutkowska, J. Pakulska, *Gospodarcze wykorzystanie odpadów przemysłowych w Polsce*, Roczniki Naukowe Stowarzyszenia Ekonomistów Rolnictwa i Agrobiznesu, tom IX, zeszyt 2, 2007, s. 337–341.

⁵³ *Rocznik ochrony środowiska 2010*, GUS, Warszawa 2010, s. 347.

⁵⁴ J. Kudelko, J. Kulczycka, H. Wirth (red.), *Zrównoważone zarządzanie obszarami poprzemysłowymi*, Wyd. IGSMiE PAN, Kraków 2005, s. 1–190.

⁵⁵ S. Indra, *Gospodarka odpadami w Unii Europejskiej*, luty 1999. <http://www.cie.gov.pl/publikacje/>.

⁵⁶ D. Walenciak, *Zagospodarowanie odpadów w systemie zintegrowanym. Zarządzanie finansami firm – teoria i praktyka*, Prace naukowe Akademii Ekonomicznej we Wrocławiu, nr 1152, Wrocław 2007.

⁵⁷ S. Indra, *Gospodarka odpadami...*, op.cit.

wu na środowisko. Zaostrzenie wymagań prawnych⁵⁸ oraz polityki ekologicznej⁵⁹ w zakresie gospodarki odpadami oraz dostępność funduszy strukturalnych na rozwój technologii przyjaznych dla środowiska, mogą przyspieszyć inwestycje w tym zakresie. W poszukiwaniu rozwiązań trzeba brać pod uwagę fakt, że minimalizacja (wytwarzania) odpadów nie jest tym samym, co minimalizacja wpływu na środowisko. Dlatego też w ocenie wpływu na środowisko powinno się uwzględniać kompletny zestaw działań związanych z przetwarzaniem surowców, wykorzystywaną energią, zajmowanym terenem oraz konkretne procesy produkcyjne i stosowane technologie, tak jak jest to rekomendowane w metodzie LCA. Istotą jest poszukiwanie takich rozwiązań, by minimalizowały obciążenia środowiska, jak i – z punktu widzenia przedsiębiorcy – były efektywne ekonomicznie lub pozwalały na osiągnięcie efektu ekologicznego po najniższym koszcie (np. porównując projekty dofinansowane z funduszy celowych).

1.3. Znaczenie efektywności ekonomicznej w procesie podejmowania decyzji inwestycyjnych z zakresu ochrony środowiska

Analiza nakładów inwestycyjnych realizowanych przedsięwzięć z zakresu ochrony środowiska wskazuje, iż wiele podmiotów gospodarczych decydowało się na wprowadzanie inwestycji proekologicznych i ich finansowanie z własnych środków. Celem takich działań było zazwyczaj spełnienie wymagań prawnych lub wdrażanie rozwiązań obniżających koszty. Jednak ze względu na „konkurowanie” z inwestycjami bezpośrednio produkcyjnymi, zazwyczaj występował problem uwzględniania ich w celach działalności przedsiębiorstwa⁶⁰. Wiązało się to ze zmianą podejścia do kategorii efektywności, jak i możliwością precyzyjnego obliczania potencjalnych kosztów i korzyści, przy określonym celu działalności przedsiębiorstwa. Uwzględniając zmiany zachodzące w gospodarce światowej (konceptcja zrównoważonego rozwoju, racjonalne gospodarowanie zasobami środowiska naturalnego) przedsiębiorstwa w ocenie inwestycji coraz częściej prowadzą nie tylko analizy z zakresu efektywności ekonomicznej, ale również efektywności ekologicznej czy społecznej⁶¹.

⁵⁸ W 2008 roku w Polsce wprowadzono Ustawę o odpadach wydobywczych implementującą dyrektywę 2006/21/WE w sprawie gospodarowania odpadami pochodzącymi z przemysłu wydobywczego Dz.U. L 102 z 11 kwietnia 2006, oraz dyrektywę 2008/98/WE w sprawie odpadów Dz.U. L 312 z 22 listopada 2008.

⁵⁹ Działania w zakresie zrównoważonego unieszkodliwiania odpadów są jednym z obszarów priorytetowych, dla którego muszą (powinny) być wdrażane technologie środowiskowe, *Mapa drogowa...*, op.cit.

⁶⁰ Podejmowanie decyzji inwestycyjnych w przedsiębiorstwie zależy od dużej liczby czynników typu inwestycji, poziomu ryzyka itp.

⁶¹ Wprowadzono pojęcie efektywności gospodarowania, tj. efektywności ekonomicznej – jako relacji osiągniętych rezultatów do ponoszonych nakładów – i efektywności społecznej, uwzględniającej negatywny wpływ podmiotów na środowisko przyrodnicze, co jest związane z przypisaniem im odpowiedzialności za skutki tych oddziaływań. Takie podejście związane jest nie tylko z oszczędnym gospodarowaniem zasobami naturalnymi, ale również powoduje konieczność objęcia pomiarem ekonomicznym zasobów środowiska naturalnego oraz pełnych

Dokonując przeglądu ocen efektywności ekonomicznej i jej znaczenia w procesie inwestycyjnym – w zakresie działań podejmowanych przez przedsiębiorców mających za zadanie ochronę środowiska – wychodzi się od pojęcia samej efektywności. Według Druckera⁶² efektywność to kluczowy element rozwoju człowieka i organizacji, służy on także do samorealizacji i zdolności nowoczesnego społeczeństwa do przetrwania; to także stopień opanowania celu. Tak szerokie ujęcie efektywności, pomimo prostoty konstrukcyjnej, nie wskazuje na istnienie jednego uniwersalnego kryterium efektywnej działalności człowieka, w tym działalności gospodarczej⁶³, zatem uszczegółowiono jej znaczenie, m.in. dla efektywności ekonomicznej, technicznej, społecznej. W literaturze przedmiotu istnieje wiele definicji efektywności ekonomicznej. W ujęciu najbardziej ogólnym „przez efektywność ekonomiczną należy rozumieć rezultat działalności podmiotu gospodarczego lub określonego przedsięwzięcia, będący wynikiem relacji uzyskanych efektów do poniesionych nakładów”⁶⁴. Warunkiem koniecznym jej istnienia jest relacja nakładu do efektu, przy czym mierzalny jest zarówno nakład jak i efekt. Warunkiem dostatecznym dla tej kategorii efektywności jest odniesienie relacji efektu (P) do nakładu (N) P/N do określonego kryterium. Dopiero spełnienie właściwego kryterium pozwala stwierdzić, czy coś jest, czy też nie jest efektywne. W praktyce gospodarczej w odniesieniu do poziomu mikroekonomicznego celowe jest określenie kryteriów efektywności zgodnych z zasadami racjonalnego gospodarowania, a efektywność ekonomiczną ujmować jako funkcję służącą do poszukiwania najlepszych rozwiązań w obszarze rozwiązań dopuszczalnych.

1.3.1. Metody oceny efektywności (opłacalności) ekonomicznej inwestycji z zakresu ochrony środowiska

Ocena ekonomicznej opłacalności inwestycji dokonywana jest zazwyczaj na podstawie rachunku efektywności finansowej inwestycji oraz oceny opisowej, uwzględniającej stronę rzeczową i aspekty niemierzalne wartościowo, np. zgodność ze strategią przedsiębiorstwa, czy wpływ na warunki pracy. Rachunek finansowej efektywności inwestycji jest poszukiwaniem odpowiedzi na pytanie, czy przyszłe korzyści finansowe przewyższą lub co najmniej zrównoważą ponoszone wydatki⁶⁵. Ocena efektywności inwestycji (projektu) jest

kosztów i korzyści wynikających z eksploatacji tych zasobów, ich ochrony i restytucji – E. Burzym, *Społeczny i ekologiczny aspekt współczesnej ewolucji rachunkowości w gospodarce rynkowej*, Zeszyty Naukowe AE w Krakowie, nr 401, Kraków 1993.

⁶² P. Drucker, *Menedżer skuteczny*, Wyd. MT Biznes, Warszawa 2007, s. 27.

⁶³ A. Matuszak-Flejszman *Determinanty doskonalenia systemu zarządzania środowiskowego zgodnego z wymaganiami normy ISO 14001*, Wyd. Uniwersytetu Ekonomicznego w Poznaniu 2010, s. 17.

⁶⁴ J. Penc, *Leksykon biznesu* AW Placet, Warszawa 1997 s. 99; Efektywność ekonomiczna to rezultat działalności gospodarczej, określonej przez stosunek osiągniętego wyniku do nakładów *Encyklopedia Prawa PWN*, Warszawa 1993, s. 201.

⁶⁵ S. Wrzosek (red.), *Ocena efektywności inwestycji*, Wyd. Uniwersytetu Ekonomicznego we Wrocławiu, Wrocław 2008, s. 11.

pojęciem wieloznacznym i może być usystematyzowana według trzech podstawowych kryteriów⁶⁶:

1) momentu sporządzania, według którego można dokonywać oceny w ujęciu prospektywnym (przed podjęciem decyzji o realizacji projektu tzw. rachunek *ex ante* oparty na prognozach inwestora) oraz retrospektywnym (po zrealizowaniu projektu, tzw. analiza *ex post*);

2) celu, jako bezwzględny (absolutny), stwierdzający czy dany pojedynczy projekt jest ekonomicznie uzasadniony (efektywny pod względem porównania korzyści z nakładami) oraz jako względny (relatywny, porównawczy), służący do porównania efektywności kilku projektów (relatywna ocena efektywności) i stosowany przy wyborze najbardziej efektywnych;

3) sposobu przeprowadzania, tj. rachunek jednowskaźnikowy, oceniający projekt za pomocą jednego, syntetycznego wskaźnika, oraz rachunek wielokryterialny (wielowskaźnikowy) oparty na zestawie wskaźników cząstkowych dotyczących różnych aspektów, stosowany często do oceny projektów nietypowych. Za główną wadę tego rachunku uznaje się niejednoznaczność wynikającą z różnokierunkowości zmian wskaźników cząstkowych. Na podstawie rachunku syntetycznego można jednoznacznie ocenić czy dana inwestycja jest efektywna, lub która z ocenianych inwestycji jest najbardziej efektywna⁶⁷.

W przypadku przedsięwzięć inwestycyjnych kryterium efektywności ekonomicznej można określić jako⁶⁸:

- różnicę wpływów i wydatków pieniężnych,
- stosunek efektów ekonomicznych do nakładów,
- nakłady lub wydatki niezbędne do osiągnięcia zamierzonych efektów,
- okres zwrotu nakładów.

Wybranie któregoś z tych kryteriów zależy głównie od celów przyjmowanych przez inwestora, charakteru problemu, ograniczeń wyboru i upodobań decydenta. Użycie kryterium efektywności ekonomicznej jednak nie wystarcza, skoro cechą większości inwestycji jest ryzyko. Efektywność ekonomiczną można porównywać, jeśli jest pewna albo ryzyko jej nieosiągnięcia jest we wszystkich projektach i wariantach pomijalnie małe lub jednakowe. Jeśli tak nie jest, ryzyko musi być włączone do kryterium efektywności ekonomicznej lub wystąpić jako kryterium podejmowania decyzji obok efektywności inwestycyjnej. Częściej w praktyce zdarza się włączanie ryzyka do kryterium efektywności ekonomicznej⁶⁹.

Ocena opłacalności przedsięwzięć inwestycyjnych dokonywana jest zazwyczaj z wykorzystaniem dynamicznych metod oceny efektywności przedsięwzięć inwestycyjnych, tj.:

⁶⁶ R. Borowiecki (red.), *Efektywność przedsięwzięć rozwojowych. Metody-analiza-przykłady*, Fogra, Warszawa-Kraków 1995, s. 14–17.

⁶⁷ W. Rogowski, *Rachunek efektywności inwestycji*, Wolters Kluwer, Polska 2008, s. 60.

⁶⁸ S. Wrzosek, *Ocena efektywności rzeczowych inwestycji przedsiębiorstw*, Wyd. Sygma, Wrocław 1994, s. 14.

⁶⁹ S. Wrzosek, *Ocena...*, op.cit, s. 15.

- wartość bieżąca netto (NPV) – określa się jako sumę zdyskontowanych oddzielnie dla każdego roku przepływów pieniężnych netto, zrealizowanych w całym okresie objętym rachunkiem, przy stałym poziomie stopy procentowej (dyskontowej). Projekt jest opłacalny, jeżeli NPV jest większe od zera,
- wewnętrzna stopa zwrotu (IRR) – jest to stopa procentowa, przy której obecna wartość strumieni wydatków pieniężnych jest równa obecnej wartości strumieni wpływów pieniężnych. Jest to taka stopa przy której $NPV = 0$.

Wyniki NPV i IRR dla wyboru wariantów inwestycyjnych są często zbieżne, jednak w sytuacji, gdy zastosowanie NPV i IRR przynosi przeciwstawne wyniki, zaleca się wykorzystanie wyników NPV jako bardziej wiarygodnych. Dodatkowo w planowaniu inwestycyjnym i zarządzaniu strategicznym wskazane jest prowadzenie ocen i wskaźników mierzących rzeczywiste (nie tylko księgowe) wyniki finansowe przedsiębiorstwa, np. ekonomiczna wartość dodana (EVA) – do oceny realizacji wzrostu wartości przedsiębiorstwa, czy optymalizacja zysku, która zagwarantuje rozwój organizacji w dłuższym horyzoncie czasowym⁷⁰ i poprzez to doprowadzi do maksymalizacji jej wartości. Opłacalna będzie więc realizacja jedynie tych przedsięwzięć inwestycyjnych, które podnoszą wartość organizacji⁷¹.

Prowadząc analizy porównawcze konieczne jest wyróżnienie kilku możliwych przypadków, gdyż inwestycje mogą być zróżnicowane pod względem wielkości nakładów, rozkładu przepływu pieniężnych, okresu życia, mogą się wzajemnie wykluczać lub być niezależne. Ogólnie można przyjąć, iż:

- dla przedsięwzięć inwestycyjnych, charakteryzujących się identycznym co do wartości rozłożeniem w czasie nakładów kapitałowych – najbardziej opłacalne będzie przedsięwzięcie o najwyższym poziomie NPV (przy czym wpływ na wybór wariantu ma przyjęty poziom stopy dyskontowej),
- dla przedsięwzięć wymagających nakładów kapitałowych o różnej wartości lub niejednakowo rozłożonych – porównania dokonuje się wykorzystując miernik wartości bieżącej netto (NPVR), będącej relacją NPV do wartości obecnej nakładów kapitałowych lub indeks rentowności (PI), będący relacją (ilorazem) zdyskontowanej wartości dodatnich przepływów pieniężnych (bieżące funkcjonowanie bez nakładów kapitałowych) oraz zdyskontowanej wartości ujemnych przepływów pieniężnych. Najefektywniejsza – w relacji do nakładów – będzie inwestycja o najwyższym wskaźniku NPVR lub PI.

Propozycja stosowania metod dyskontowych w rachunku efektywności przedsięwzięć z zakresu ochrony środowiska znalazła się m.in. w opracowaniach wykonywanych dla władz centralnych (MOŚZNiL) w latach dziewięćdziesiątych XX wieku. Podkreśla się w nich, iż rachunek efektywności inwestycji proekologicznych nie może różnić się w istocie swej od

⁷⁰ J. Czekaj, Z. Dresler, *Zarządzanie finansami przedsiębiorstw. Podstawy teorii*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Wydanie 2 popr. i rozz., Warszawa 2002, s. 16.

⁷¹ M. Sierpińska, T. Jachna, *Przedsiębiorstwo. Metody podejmowania decyzji finansowych. Analiza przykładów i przypadków*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2007, s. 459.

standardowego rachunku efektywności przemysłowych projektów inwestycyjnych, zalecanego przez Organizację Narodów Zjednoczonych do spraw Rozwoju Przemysłowego (UNIDO). Jego istotą jest zastosowanie metod dyskontowych do wyceny wartości zaktualizowanej (bieżącej) netto projektu inwestycyjnego (NPV)⁷². Jednak ze względu na trudności w kwantyfikacji przychodów zaproponowano jego różne modyfikacje, np. ocenę efektywności kosztowej.

1.3.2. Kryteria wyboru projektów inwestycyjnych dla działań z zakresu ochrony środowiska

Uwarunkowania związane z otoczeniem funkcjonowania podmiotu – a w szczególności wymagania dotyczące ochrony środowiska – nabierają coraz większego znaczenia w procesie zarządzania i podejmowania decyzji, jak i w ocenie efektywności inwestycji. Znajduje to odzwierciedlenie w zmianie podejścia przy określaniu celu działalności przedsiębiorstwa. Nie jest już bowiem aktualne przekonanie, które obowiązywało do lat osiemdziesiątych XX wieku, że jedynym celem działalności przedsiębiorstwa – niezależnie od analizowanego horyzontu czasowego – jest maksymalizacja zysku. Jak wskazuje Janikowski celem gospodarowania powinna być maksymalizacja zysku wraz ze zwiększaniem ekoefektywności⁷³.

Cele przedsiębiorstwa są różnie rozumiane, a często są utożsamiane z funkcjami, jakie pełni ono na rzecz otoczenia. W ujęciu strategicznym celem podstawowym funkcjonowania przedsiębiorstwa na rynku jest wzrost wartości dla jego właścicieli⁷⁴. Praktyka gospodarcza pokazuje, że przyrost wartości przedsiębiorstwa należy upatrywać zarówno w materialnych, jak i niematerialnych obszarach ich działania. Kreowanie wartości dla akcjonariuszy nie odbywa się kosztem innych grup społecznych. Dzieje się tak dlatego, że maksymalizacja zamożności akcjonariuszy wymaga zarządzania w horyzoncie długoterminowym, z uwzględnieniem całokształtu funkcjonowania przedsiębiorstwa⁷⁵.

Według Nogalskiego i Grajewskiego⁷⁶, w ocenie działalności przedsiębiorstwa istotą jest nie tylko określenie zamierzonego celu i wyboru strategii zarządzania, gdyż współczesne organizacje muszą rozstrzygnąć dylemat: jaką przyjąć optykę zarządzania. Czy tę, która

⁷² K. Górka (red.), *Analiza skuteczności...*, op.cit.

⁷³ R. Janikowski, *Maksymalizacja ekoefektywności celem nowoczesnego przedsiębiorstwa*. [W:] T. Pindór (red.), *Proces wdrażania rozwoju zrównoważonego w przedsiębiorstwie*, Wyd. Ekonomia i Środowisko, 2005, s. 96–104.

⁷⁴ Wynika to m.in. z celu, dla którego tworzona jest spółka, co powoduje, iż zarząd powinien dążyć do maksymalizacji ogółu korzyści akcjonariuszy z kapitałów zaangażowanych w jej funkcjonowanie, nie pomijając przy tym interesów innych zainteresowanych spółką stron – M. Sierpińska (red.), *Wykorzystanie nowoczesnych koncepcji wspomagania decyzji dla poprawy efektywności zarządzania zakładem górniczym i spółką węglową*, Wyd. AGH, Kraków 2007, s. 15.

⁷⁵ M. Sierpińska (red.), *Wykorzystanie nowoczesnych...*, op.cit.

⁷⁶ B. Nogalski, P. Grajewski, *Spółeczna odpowiedzialność przedsiębiorstwa jako koncepcja zarządzania – moda czy konieczność*. [W:] M. Księżyk (red.), *Funkcjonowanie gospodarki polskiej w warunkach integracji europejskiej*, AGH Uczelniane Wydawnictwa Naukowo-Dydaktyczne, Kraków 2006, s. 131–152.

zakłada dominację interesu właściciela i oparta jest na kryterium efektywności ekonomicznej jako najbardziej przejrzystego regulatora relacji w biznesie. Czy też należy preferować perspektywę, uwzględniającą równowagę pomiędzy przedsiębiorstwem a jego otoczeniem społecznym, z założeniem, że ekonomiczne regulatory działania stają się mniej istotnym wyznacznikiem zachowań biznesowych organizacji. Pierwsza z nich – oparta jest na teorii prawa własności – zakłada dominację interesu właścicielskiego, druga z kolei zorientowana jest na współpracę oraz budowanie konsensusu pomiędzy przedsiębiorstwem a jego otoczeniem, w oparciu o poczucie wspólnego interesu, jakim jest przetrwanie przedsiębiorstwa oraz utrzymanie jego konkurencyjności. Wybór najbardziej efektywnego wariantu spośród inwestycji mających na celu ochronę środowiska jest zadaniem o tyle trudnym, iż efekty i korzyści (przychody) często występują w odległej przyszłości, a dodatkowo nie zawsze są mierzalne w ujęciu finansowym, czy wskaźnikowym i wówczas są prezentowane w wymiarze rzeczowym, tj. opis poszczególnych działań, np. z zakresu szeroko pojętej ochrony przyrody. Wymiernymi (finansowymi) efektami inwestycji proekologicznych mogą być obniżka kosztów jednostkowych, zmiana struktury kosztów – dzięki tym inwestycjom zmniejsza się zasobochłonność procesów technologicznych, polutogenność przedsiębiorstwa, co znajduje odzwierciedlenie np. w opłatach za gospodarcze wykorzystanie środowiska. Poza tym – jak wskazuje Kryk⁷⁷ – nie należy zapominać o korzyściach niewymiernych lub też częściowo wymiernych dostarczanych przez tego typu inwestycje przedsiębiorstwu, takich jak, np.:

- większa odpowiedzialność przedsiębiorstwa,
- spełnienie krajowych, unijnych lub międzynarodowych standardów ochrony środowiska,
- identyfikowanie się pracowników z przedsiębiorstwem,
- lepszy wizerunek ekologiczny.

Wszystkie one mają wpływ na konkurencyjność przedsiębiorstwa, ale niestety nie są ujmowane w jego rachunku ekonomicznym. W tym miejscu pojawia się również zagadnienie korzyści będących efektem inwestycji ekologicznych, ale zewnętrznych względem przedsiębiorstwa, których ono nie ujmuje w swoim rachunku ekonomicznym. Korzyści tego typu, które również są w dużej części niewymierne lub też częściowo wymierne, są z reguły dużo większe od korzyści wymiernych, co wypacza rzeczywisty obraz. Praktycy analizując bowiem tylko korzyści wymierne stwierdzają, że są one dla nich niewspółmiernie niskie w stosunku do wielkości ponoszonych nakładów inwestycyjnych i za długo trzeba by czekać na ich zwrot. W związku z tym – szczególnie przy braku odpowiednich narzędzi chroniących środowisko, braku wizji i skonkretyzowanego celu długookresowego oraz niestosowaniu rachunku sozoeconomicznego – uważają, że nie opłaca się prowadzić inwestycji proekologicznych, bo utrudniają one działalność. Jest to jednak myślenie krótkowzroczne i niepraw-

⁷⁷ B. Kryk, *Efektywność gospodarowania a rachunek efektywności inwestycji proekologicznych*. [W:] *Instrumenty rynkowe w ochronie środowiska*, *Ekonomia i Środowisko* nr 29, Jugowice – Wrocław 2002, s. 208–220.

dziwe, gdyż organizacja, która już teraz nie dba o zmniejszanie wpływu na środowisko nie będzie w stanie sprostać konkurencji w przyszłości, co grozi jej wypadnięciem z rynku⁷⁸.

W przypadku podejmowania decyzji inwestycyjnych związanych z ochroną środowiska trzeba mieć na uwadze, iż są one zazwyczaj decyzjami długoterminowymi, często mającymi za zadanie zmniejszenie kosztów, które będą ponoszone w odległej przyszłości. Są też takie, które powodują wzrost kosztów w ujęciu finansowym, lecz celem ich jest dostosowanie się do wymagań prawnych. Konieczność prowadzenia takich inwestycji wynika ze zmian zachodzących w otoczeniu rynkowym podmiotów, a dotyczy w szczególności przedsiębiorstw funkcjonujących w krajach o wysokim poziomie świadomości ekologicznej (USA, Japonia, Kanada, kraje UE). Przedsiębiorstwa chcąc utrzymać się na rynku muszą zatem podejmować określone działania, które z czysto ekonomicznego punktu widzenia i realizacji celu krótkookresowego nie zawsze są efektywne⁷⁹. Stwarza to potrzebę stosowania do oceny działalności przedsiębiorstwa, jak i prowadzonych przez niego inwestycji proochronnych, kategorii efektywności ekonomiczno-ekologicznej, ułatwiającej uzasadnienie długookresowej celowości podejmowanych działań. Wynika to z faktu, iż może wystąpić tu sprzeczność celów krótkookresowych z celem długookresowym, gdyż osiąganie zysku w przyszłości zmniejsza zyski krótkookresowe. Można więc powiedzieć, że jeżeli przedsiębiorstwo dąży do realizacji celu długookresowego, to musi ponosić określone wydatki nie tylko na prowadzenie bieżącej działalności (w postaci kosztów), ale i nakłady na inwestycje, które pomogą zrealizować ten cel, w tym na inwestycje proekologiczne. Niewątpliwie, w krótkim okresie zwiększone nakłady na inwestycje w zakresie ochrony środowiska zwiększają koszty działalności przedsiębiorstw utrudniając w ten sposób ich działanie i możliwość maksymalizowania zysku krótkookresowego. Jednak w długim horyzoncie czasowym przedsiębiorstwo – chcąc utrzymać się na rynku i zwiększyć swoją konkurencyjność – musi uwzględniać wymagania stawiane przez otoczenie, a jednym z nich jest szeroko rozumiane „bycie” przyjaznym środowiskowo. Jeżeli więc przedsiębiorstwo, dostosowując się do wymogów w zakresie ochrony środowiska, przyjmuje jako jeden z celów krótkiego okresu realizację określonego programu inwestycyjnego, to wiadomo, że wymaga to poniesienia odpowiednich nakładów na inwestycje w tej dziedzinie. Środki pieniężne wydatkowane na priorytetowe w danym okresie inwestycje proekologiczne ograniczają realizację innych celów. Jest to normalne, gdyż nie można ich wszystkich jednocześnie maksymalizować. Ostatecznie jednak poniesione nakłady na inwestycje proekologiczne przyczyniają się do realizacji celu długookresowego przedsiębiorstwa w dwojaki sposób: obniżając długookresowe koszty jednostkowe produkcji i dostarczając określonych korzyści (zarówno wewnętrznych, jak i zewnętrznych względem przedsiębiorstwa) oraz pozwalając sprostać wymogom ochrony środowiska, co polepsza jego konkurencyjność⁸⁰. Skoro więc nakłady na

⁷⁸ B. Kryk, *Efektywność ekonomiczno-ekologiczna a cele gospodarowania*. [W:] D. Kopycińska (red.), *Państwo i rynek w gospodarce*, Polskie Towarzystwo Ekonomiczne, Szczecin 2003, s. 95–103.

⁷⁹ B. Kryk, *Efektywność gospodarowania...*, op.cit., s. 208–220.

⁸⁰ B. Kryk, *Efektywność gospodarowania...*, op.cit., s. 208–220.

inwestycje proekologiczne przyczyniają się do realizacji celu strategicznego przedsiębiorstwa, to można powiedzieć, że są one w długim okresie czynnikiem jego rozwoju. Istotne jest zatem, aby identyfikować i kwantyfikować efekty ekologiczne i ekonomiczne przewidywanych inwestycji oraz określić zależności występujące pomiędzy celami środowiskowymi i ekonomicznymi. Generalnie można wyróżnić trzy różne zależności między celami środowiskowymi i ekonomicznymi:

- zbieżność celów – osiągnięcie celów ekonomicznych jest zależne od aspektów środowiskowych, poprzez np. ograniczanie kosztów w zakresie zużycia surowców i energii, co wpływa na poprawę rentowności przedsiębiorstwa,
- sprzeczność celów – cele ekonomiczne mogą nie być osiągnięte na skutek znacznego wzrostu kosztów ochrony środowiska; ograniczenie negatywnego wpływu przedsiębiorstwa w krótkim okresie osłabi pozycję konkurencyjną, natomiast w długim może znacząco ją poprawić,
- neutralność celów – prośrodowiskowy wizerunek przedsiębiorstwa jest elementem *public relation* i wywołuje jedynie zewnętrzne efekty pieniężne⁸¹.

Włączanie do procesu zarządzania elementów środowiska często prowadzi do osiągania zbieżnych celów i umocnienia pozycji konkurencyjnej na rynku. Synergię pomiędzy efektami ekologicznymi i ekonomicznymi zaprezentowano w tabeli 1.2.

Tabela 1.2

Efekty ekologiczne i ekonomiczne w przedsiębiorstwie przy wprowadzaniu zarządzania środowiskowego

Table 1.2

Ecological and economic effects of the company in implementing environmental management

Efekty ekologiczne	Efekty ekonomiczne
Zmniejszenie obciążenia środowiska przyrodniczego zanieczyszczeniami	redukcja kosztów przez zmniejszenie udziału w nich opłat ekologicznych
Lepsze wykorzystanie ilościowe surowców	odsunięcie perspektywy pojawienia się barier ekologicznych i wzrostu kosztu pozyskania rzadkich zasobów
Lepsze jakościowo wykorzystanie zasobów	wyższa jakość produktów
Efektywniejsze wykorzystanie zasobów przyrodniczych	obniżenie kosztów i wzrost efektywności ekonomicznej
Sprostanie ekologicznym gustom konsumentów	rozszerzenie popytu na swoje produkty
Wypracowanie ekologicznego image'u firmy	umocnienie pozycji konkurencyjnej na rynku

Źródło: S. Czaja, B. Fiedor, *Ekologiczne zarządzanie firmą. Wybrane elementy. Ekologizacja zarządzania firmą – zielone zarządzanie*, Akademia Ekonomiczna we Wrocławiu, Wrocław 2000.

⁸¹ J. Adamczyk, *Koncepcje zrównoważonego rozwoju w zarządzaniu przedsiębiorstwem*, Wyd. Akademii Ekonomicznej w Krakowie, Kraków 2001.

Ze względu na pozytywny wpływ inwestycji z zakresu ochrony środowiska – również na gospodarkę w ujęciu makroekonomicznym – niezbędne jest podjęcie odpowiednich działań i stosowanie narzędzi propagujących „właściwą” ocenę tego typu inwestycji. Jednym z takich działań jest upowszechnienie stosowania kategorii efektywności ekonomiczno-ekologicznej do pomiaru efektywności inwestycji proochronnych. Prekursorką prowadzenia rachunku efektywności ekonomiczno-ekologicznej była prof. Jankowska-Kłapkowska, która zdefiniowała go następująco:

*treścią rachunku efektywności ekologiczno-ekonomicznej jest ustalenie dla działalności gospodarczej takiego przedziału tolerancji, w którym mieszczą się wybory decyzji ekonomicznych nie stwarzające konieczności substytucji efektywności ekologicznej przez efektywność ekonomiczną, czy też na odwrót. Są to więc decyzje, przy których nie występuje sprzeczność pomiędzy wymogami efektywności ekologicznej a ekonomicznej, a przynajmniej nie występuje z takim natężeniem, że wymusza zastąpienie jednej efektywności przez drugą w stopniu powodującym naruszenie wartości brzegowych przedziału tolerancji*⁸².

Kierując się niniejszą definicją w pracy poszukuje się takich ekoefektywnych rozwiązań inwestycyjnych, które umożliwiają przyrost efektu ekologicznego i ekonomicznego w cyklu życia przedsięwzięcia (*win-win*), a w przypadku, gdy nie jest możliwe (sprzeczność celów) poszukuje się dopuszczalnego przedziału tolerancji. Przedział ten określają rozwiązania, które zmniejszają negatywny wpływ na środowisko przy nie zmniejszaniu wartości przedsiębiorstwa lub zwiększają wartość przedsiębiorstwa przy nie zwiększaniu negatywnego wpływu na środowisko.

1.4. Znaczenie efektywności ekologicznej w procesie podejmowania decyzji inwestycyjnych

Ogólna definicja ekoefektywności dotycząca zmniejszania wpływu na środowisko produktów w całym ich cyklu życia zawarta została w raporcie Światowej Rady Biznesu na Rzecz Ekorozwoju (WBCSD)⁸³. To pojęcie efektywności ekologicznej można utożsamiać z koncepcją ekoefektywności, która stanowi obecnie jeden z dominujących kierunków poszukiwania przewag konkurencyjnych przedsiębiorstwa⁸⁴. Ekoefektywność uznaje się, bowiem za filozofię zarządzania, która skupia się na szansach i motywuje przedsiębiorstwa do poszukiwania „ulepszeń” ekologicznych przynoszących korzyści ekonomiczne⁸⁵. W praktyce

⁸² A. Jankowska-Kłapkowska, *Ekologiczno-ekonomiczna efektywność gospodarowania*, [W:] A. Ginsberg-Gebert (red.) *Ekologiczne i socjologiczne problemy ochrony środowiska*, cz. I, Ossolineum, Wrocław-Warszawa-Kraków-Gdańsk-Lódź 1985, s. 29.

⁸³ *Measuring eco-efficiency – a guide to reporting company performance*. World Business Council for Sustainable Development, Conches-Geneva, Switzerland, WBCSD, 2000.

⁸⁴ J. Adamczyk, *Koncepcja...*, op cit.

⁸⁵ E. Lorek (red.), *Rozwój rynku dóbr i usług ekologicznych w regionie śląskim*, Wyd. Akademii Ekonomicznej w Katowicach, Katowice 2004, s. 144.

efektywność ekologiczną należy rozumieć przede wszystkim jako skuteczność wykorzystania zasobów naturalnych, minimalizację powstawania odpadów i zanieczyszczeń na każdym etapie produkcji, zapewniając odpowiednią jakość dostarczanych dóbr i usług.

W dokumentach UE efektywność ekologiczna określana jest jako relacja efektów ekonomicznych i presji środowiskowej związanej z wytworzeniem tych efektów⁸⁶. W takim ujęciu oceny efektywności ekologicznej dokonuje się poprzez analizę relacji wartości produkcji lub usług do poziomu presji wywieranej na środowisko naturalne. Miarą efektywności ekologicznej jest zatem liczba efektów tworzących wartość dodaną (przychody) dzielona przez presję na środowisko, rozumiana jako wielkość emisji lub ilość materialnych nakładów (zużycie energii czy surowców):

$$\text{Efektywność ekologiczna} = \frac{\text{Wartość produkcji}}{\text{Presja na środowisko}}$$

W ujęciu szczegółowym wykorzystywane są pojęcia energoefektywność, wodoefektywność, odpadoefektywność⁸⁷.

Wartość produkcji gospodarki całego kraju lub sektora czy działu wyrażona jest najczęściej w wartości Produktu Krajowego Brutto, a do poziomu presji wywieranej na środowisko naturalne zalicza się: zużycie energii, zużycie materiałów, emisję gazów cieplarnianych (CO₂, CH₄, N₂O, HFCs, PFCs, SF₆), zużycie wody, ilość wytwarzanych odpadów. Analizując wskaźnik efektywności ekologicznej zauważyć można, że jego zmiany związane są między innymi z poziomem postępu technologicznego, regulacjami prawnymi w zakresie ochrony środowiska, poziomem konkurencyjności na rynkach, nakładami materiałowymi, zarządzaniem zasobami oraz wykorzystaniem środków produkcji przez poszczególne sektory gospodarki.

Z kolei ekoefektywność dla produktów czy usług określana jest przez ogólną formułę⁸⁸:

$$\text{Ekoefektywność produktu} = \frac{\text{Wartość produktu (usługi)}}{\text{Ilość zużywanej materii i / lub energii}}$$

Natomiast z punktu widzenia organizacji istotne znaczenia dla takich ocen ma proponowany w Rozporządzeniu EMAS⁸⁹ wskaźnik efektywności środowiskowej, który zdefiniowano jako szczególny wskaźnik pozwalający na określenie efektów działalności środowiskowej organizacji. W Załączniku IV tego Rozporządzenia zaprezentowano główne wskaźniki

⁸⁶ *European Competitiveness Report 2002*, European Commission 2002.

⁸⁷ R. Janikowski, *Maksymalizacja ekoefektywności...*, op.cit., s. 96–104.

⁸⁸ Przy czym relacja odwrotna zwana jest ekspresją.

⁸⁹ Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (WE) 1221/2009 z dnia 25 listopada 2009 w sprawie dobrowolnego udziału organizacji w systemie ekozarządzania i audytu we Wspólnocie (EMAS), uchylające rozporządzenie (WE) nr 761/2001 oraz decyzję Komisji 2001/681/WE i 2006/193/WE, Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej L 342/1 z dnia 22 grudnia 2009.

i inne istniejące wskaźniki efektywności środowiskowej. Ponadto wskazano, iż w celu zapewnienia adekwatności i porównywalności informacji podstawą sprawozdawczości na temat efektów działalności środowiskowej organizacji powinny być ogólne i sektorowe wskaźniki efektywności skoncentrowane na kluczowych obszarach środowiskowych na poziomie procesu i produktu, przy wykorzystaniu odpowiednich punktów odniesienia i skali.

Ekoefektywność jest obecnie jednym ze wskaźników proponowanych do oceny zrównoważonej odpowiedzialności biznesu (*Corporate Sustainability*⁹⁰) definiowanej jako iloraz wartości dodanej i dodatkowego wpływu na środowisko⁹¹. Ekoefektywność może być stosowana jako miara dla oceny działalności organizacji, wybranego produktu czy funkcji, jaką spełnia (jednostka funkcjonalna). Może też być wykorzystana do oceny sektora, czy branży przemysłu (mezo), jak i całej gospodarki (makro). Ma ona zastosowanie nie tylko do oceny stanu (*ex post*), ale również na etapie projektowania (*ex ante*). Zwiększanie ekoefektywności musi być działaniem ukierunkowanym, określonym w strategiach działania, a jednym z narzędzi jest ocena efektywności inwestycji z uwzględnieniem uwarunkowań ekonomicznych i ekologicznych.

1.4.1. Metody oceny efektywności ekologicznej inwestycji z zakresu ochrony środowiska

Efektywność ekologiczna może i powinna być wykorzystana do oceny planowanych projektów inwestycyjnych, w szczególności tych mających za zadanie ochronę środowiska. Podmioty udzielające wsparcia finansowego (często dla przedsięwzięć nieefektywnych w ujęciu finansowym) definiują ją najczęściej jako relację między wyznaczonym celem (efektem) ekologicznym (np. straty, które nie wystąpiły w wyniku poniesionych nakładów) a nakładami ponoszonymi na jego uzyskanie. Szczegółowe propozycje zasad i oceny efektywności wydatkowania ekologicznych funduszy celowych opisał Piontek w pracy *Metodyka oceny efektywności wydatkowania ekologicznych funduszy celowych*⁹², gdzie wyróżnił dwa podstawowe i istotnie różniące się rodzaje efektywności: **społeczną i ekonomiczną**. Efektywność ekologiczną (Eekol) będącą składową efektywności społecznej określił relacją efektu do nakładu (warunek konieczny):

$$\text{Efektywność ekologiczna} = \frac{\text{Priorytet nadrzędny (Pekol)}}{\text{Nakład (ekologiczny) (Ne)}}$$

⁹⁰ Pojęcie to rozszerza stosowane w strategiach firm *corporate responsibility* czyli odpowiedzialność w biznesie.

⁹¹ Ekoefektywność jest interpretowana jako relacja pomiędzy wytworzoną ekonomiczną wartością dodaną i dodatkowym wpływem na środowisko (*economic value added/environmental value added*) – A. Moller, S. Schaltegger, *The sustainability balanced scorecard as a framework for eco-efficiency analysis*, Journal of Industrial Ecology, Vol. 9, No 4, 2008, s. 73–83.

⁹² F. Piontek, *Metodyka oceny efektywności wydatkowania ekologicznych funduszy celowych*, Wyd. Śródkowo-Pomorskiego Towarzystwa Naukowego Ochrony Środowiska, tom 1, Koszalin 1999, s. 215–228.

Przeprowadzenie oceny w ramach efektywności ekologicznej ma charakter przede wszystkim jakościowy. Wymaga to szczegółowego określenia zasad hierarchizacji zarówno samych priorytetów, jak i kryteriów ich ustalania. W przypadku efektywności ekologicznej ważny jest stopień realizacji przyjętych celów (priorytetów) działania. Ponoszony na ich realizację nakład ma znaczenie drugorzędne, co nie oznacza, że należy marnować wydatkowane środki (pieniądze). W takim ujęciu istotą rachunku może być poszukiwanie:

- minimalnych obciążeń finansowych związanych z korzystaniem ze środowiska przy określonych nakładach, gdy celem jest zapobieganie degradacji środowiska,
- minimalizacji nakładów na inwestycje ekologiczne w celu osiągnięcia pożądanej jakości środowiska, a narzędziem dostarczającym argumentów o korzyściach jest rachunek sozoeconomicznej działalności gospodarczej lub inwestycji⁹³. Jest to zbiór określonych procedur postępowania, wykorzystujących właściwe metody oraz uwzględniających stosowne kryteria w celu ukazania wielowariantowej opłacalności podejmowanych rozwiązań⁹⁴. Rachunek ten pozwala na podejmowanie decyzji inwestycyjnych w relacji do konkretnie ustalonego celu, a dominują w nim oceny jakościowe.

Dla oceny projektów inwestycyjnych wprowadzono w Polsce pojęcie **efektywności ekologicznej (kosztowej)**. Zostało ono zdefiniowane w publikacji pt. *Analiza skuteczności działania instrumentów ekonomicznych ochrony środowiska w Polsce*⁹⁵ jako zdyskontowane strumienie korzyści netto, odniesione na jednostkę fizycznego efektu ekologicznego, na przykład dotyczącego redukcji zanieczyszczeń. W takim ujęciu może ono być narzędziem rankingu i oceny przedsięwzięć ochronnych, zgodnie z zależnością:

$$EE = \frac{NPV}{eRz}$$

gdzie: EE – efektywność ekologiczna,
 eRz – ekologiczne efekty rzeczowe w jednostkach naturalnych,
 NPV – bieżąca wartość netto (zdyskontowane przepływy pieniężne).

Warunkiem efektywności powinna być przynajmniej zerowa i dodatnia wartość NPV oraz podobna wartość przypadająca na jednostkę efektu ekologicznego. W przypadku trudności oceny wartości wpływów pieniężnych (lub zysków) z projektowanej inwestycji, analiza może być ograniczona do porównywania zdyskontowanej wartości wydatków (kosztów), obejmujących także koszty zewnętrzne, przypadające na jednostkę efektu ekologicznego. Przedsięwzięcie będzie w tym ujęciu charakteryzowało się tym wyższą efektywnością

⁹³ B. Kryk, *Efektywność gospodarowania...*, op. cit., s. 208–220.

⁹⁴ F. Piontek, *Znaczenie narzędzi ekonomiczno-prawnych i rozwiązań organizacyjnych dla wdrażania rozwoju zrównoważonego*, Rocznik Ochrony Środowiska, Wyd. Środkowo-Pomorskiego Towarzystwa Naukowego Ochrony Środowiska tom 2, Koszalin 2000, s. 237–261.

⁹⁵ K. Górka (red.), *Analiza skuteczności...*, op. cit.

kosztową, im ten wskaźnik będzie niższy lub też im wyższa będzie relacja odwrotna, czyli stosunek efektu ekologicznego do wydatków pieniężnych (kosztów prywatnych i społecznych). W prezentowanej *Analizie* stwierdzono również, że wartości wskaźników efektywności kosztowej zależą od arbitralnie przyjętych jednostek, w jakich definiuje się cel ekologiczny. W przypadku precyzowania celu ekologicznego przy wykorzystaniu jednostek emisji zanieczyszczeń, efektywność kosztowa danej polityki to iloraz kosztów realizacji celu do wielkości emisji, którą należało zredukować. Zauważyć jednak należy, że cele ekologiczne w większości przypadków są definiowane za pomocą wskaźników jakości środowiska, a nie wielkości emisji zanieczyszczeń. W takim przypadku efektywność kosztową instrumentu oblicza się jako iloraz kosztów realizacji do zmiany jakości środowiska⁹⁶. Ocena jakości środowiska jest jednak bardziej skomplikowana i kompleksowa niż sama wielkość emisji zanieczyszczeń.

Do oceny efektywności inwestycji z zakresu ochrony środowiska proponowano wykorzystanie wskaźnika efektywności kosztowej zwanego również wskaźnikiem minimalizacji kosztów, tworzonego na podstawie metody dynamicznego kosztu jednostkowego (DGC)⁹⁷. Wskaźnik określa stosunek kosztów związanych z danym przedsięwzięciem do efektów rzeczowych uzyskanych z jego eksploatacji. Koszt ten jest równy cenie, która pozwala na uzyskanie zdyskontowanych przychodów równych zdyskontowanym kosztom. Inaczej można powiedzieć, że wskaźnik DGC wskazuje techniczny koszt uzyskania jednostki efektu ekologicznego, wyrażony w złotych na jednostkę efektu ekologicznego. Uwzględnia on bieżącą wartość nakładów inwestycyjnych i kosztów bieżących, a uzyskane efekty wyrażone są w jednostkach naturalnych, przy czym, im niższe koszty osiągnięcia jednostkowego efektu ekologicznego, tym bardziej dana inwestycja jest kosztowo efektywna⁹⁸.

Wskaźnik DGC można rozpatrywać z dwu punktów widzenia:

- przedsiębiorstwa, które chce osiągnąć pewien cel i rozważa wybór najlepszej opcji; analiza kosztu technicznego pozwala uszeregować opcje od najtańszej do najdroższej,
- społeczeństwa, które jako inwestor może wesprzeć wybrany projekt. W przypadku rozważania grupy projektów, charakteryzujących się jednorodnym efektem ekologicznym, społeczeństwo (inwestor) powinno wspierać te projekty, które mają najniższy wskaźnik DGC. Dzięki takiemu podejściu suma pieniędzy wyasygnowana ze środków publicznych, przyniesie największy, łączny efekt ekologiczny.

Wskaźnik DGC może być wykorzystany na różnych etapach procesu przygotowania i selekcji projektów inwestycyjnych, a zwłaszcza przy:

- 1) porównywaniu wariantowych rozwiązań dla danego problemu (tj. realizujących ten sam cel),

⁹⁶ K. Górka (red.), *Analiza skuteczności...*, op.cit.

⁹⁷ J. Rączka, *Analiza efektywności kosztowej w oparciu o wskaźnik dynamicznego kosztu jednostkowego*, Warszawa 2002, s. 1–9, <http://www.nfosigw.gov.pl>

⁹⁸ E. Broniewicz, B. Poskrobko, *Nakłady na ochronę środowiska. Metodyka i wyniki badań*, Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok 2003.

- 2) ograniczaniu zakresu inwestycji,
- 3) selekcji projektów inwestycyjnych.

Ad. 1. Analizę wariantowych rozwiązań powinno się w praktyce przeprowadzić jedynie w fazie formułowania koncepcji. W związku z tym pracownia projektowa, przygotowująca koncepcję inwestycji, powinna opisać wszystkie możliwe warianty osiągnięcia celu postawionego przez inwestora i oszacować dla każdego z nich koszty inwestycyjne i operacyjne. Następnie wyliczenie wskaźnika DGC pozwala wybrać najtańsze rozwiązanie. Dlatego porównywanie wariantowych rozwiązań jest najlepszym zastosowaniem wskaźnika DGC.

Ad. 2. Często inwestorzy przygotowują kompleksowe inwestycje, których koszty (nawet po uzyskaniu wysokiego wsparcia) przekraczają możliwości płatnicze mieszkańców i budżetów gmin. Inwestycje takie grupują zwykle od kilku do kilkunastu mniejszych projektów, których realizacja nie musi być wzajemnie od siebie zależna. W celu dostosowania zakresu inwestycji do możliwości finansowych użytkowników systemu należy wyliczyć DGC dla poszczególnych projektów cząstkowych, a następnie odrzucić te, które charakteryzują się jego najwyższymi wartościami. Analiza taka ogranicza się do projektów cząstkowych charakteryzujących się jednorodnym efektem ekologicznym (np. ilość zebranych ścieków albo ilość dostarczonej wody).

Ad. 3. Selekcjonowanie i kwalifikowanie projektów do dofinansowania jest trudnym zadaniem. Wskaźnik DGC pozwala tworzyć listy rankingowe dla grup projektów o jednorodnym efekcie ekologicznym, zatem można szeregować projekty według jego wielkości i wybierać te, które charakteryzują się najniższą wartością. Procedura ta daje gwarancję, że koszt uzyskania efektu ekologicznego, jaki poniesie społeczeństwo, będzie najniższy.

Dynamiczny koszt jednostkowy oblicza się według wzoru⁹⁹:

$$DGC = P_{EE} = \frac{\sum_{t=0}^{t=n} \frac{KI_t + KE_t}{(1+i)^t}}{\sum_{t=0}^{t=n} \frac{EE_t}{(1+i)^t}}$$

gdzie: KI_t – koszty inwestycyjne poniesione w danym roku,
 KE_t – koszty eksploatacyjne poniesione w danym roku,
 EE – efekt ekologiczny,
 i – stopa dyskontowa,
 t – rok, przyjmuje wartości od 0 do n , przy czym 0 jest rokiem, w którym ponosimy pierwsze koszty, natomiast n jest ostatnim rokiem działania instalacji.

Głównym problemem w rozwiązaniu omawianych zagadnień jest:

- określenie miary efektu ekologicznego, na który ma istotny wpływ otoczenie planowanej inwestycji. Wpływ na środowisko 1m^3 ścieków zrzucanych do jeziora, które

⁹⁹ J. Rączka, *Analiza efektywności...*, op.cit.

nie ma odpływu, jest zupełnie inny niż w przypadku, gdy odbiornikiem jest duża rzeka. W praktyce tylko w nielicznych obszarach ochrony środowiska selekcja projektów może być oparta wyłącznie na wskaźniku efektywności kosztowej. Jest to możliwe np. w przypadku ochrony klimatu (efekt cieplarniany), ponieważ nie ma znaczenia miejsce emisji, a jedynie ilość gazów cieplarnianych, która dostaje się do atmosfery; ponadto analiza porównawcza projektów jest ograniczona do tych, które charakteryzują się jednorodnym efektem ekologicznym. Efekty te są szczegółowo wybrane dla poszczególnych programów i czasami są zbieżne ze wskaźnikami proponowanymi w normie PN-EN ISO 14031¹⁰⁰ dla oceny efektów działalności środowiskowej¹⁰¹ (EPE). W normie tej EPE definiowane jest jako proces ułatwiający decyzje w obszarze zarządzania efektami działalności środowiskowej organizacji poprzez wybór wskaźników, gromadzenie i analizę danych, ocenę informacji w odniesieniu do kryteriów efektów działalności środowiskowej, raportowanie i komunikowanie oraz okresowe przeglądanie i doskonalenie tego procesu¹⁰². Celem EPE jest porównywanie informacji dotyczących efektów przeszłej i obecnej działalności środowiskowej z kryteriami efektów takiej działalności. EPE koncentruje się na opisie efektów działalności środowiskowej organizacji, a w mniejszym stopniu dotyczy oceny aspektów środowiskowych (tak jak LCA). Jednak gromadzenie i ocena danych prowadzona podczas EPE (a w szczególności dla opracowania wskaźników efektów działalności operacyjnej) może być bazą dla analiz LCA;

- wybór wskaźnika efektu ekologicznego – brak powszechnie przyjętej metody dla oceny zintegrowanego efektu ekologicznego, a skoncentrowanie się na wskaźniku charakteryzującym jeden obszar ochrony (np. ochronę powietrza), może powodować powstawanie problemu środowiskowego w innym (np. w ilości składowanych odpadów);
- przyjęcie stopy dyskontowej na takim samym poziomie dla efektu ekologicznego, jak i efektów finansowych. Efekty ekologiczne wyrażone w wielkościach fizycznych mogą i powinny być dyskontowane, ale stopą dyskontową znacznie niższą niż ta przyjęta w ujęciu finansowym. Wynika z to m.in. z faktu, iż rzeczowe efekty ekologiczne nie podlegają takim samym zasadom jak wartość kapitału wykorzystywanego w procesach gospodarczych. Istotne znaczenie ma tu odpowiedź na pytanie: czy i o ile uzyskany efekt ekologiczny za kilka lub kilkanaście lat jest mniej warty od tego uzyskanego w roku bieżącym? W literaturze zagranicznej nie ma konsensusu na ten temat, jednak zazwyczaj proponowane są znacznie niższe poziomy środowiskowej lub społecznej stopy dyskontowej niż te uwzględniane w finansowych ocenach, np.

¹⁰⁰ PN-EN ISO 14031:2002, *Zarządzanie środowiskowe – Ocena efektów działalności środowiskowej – Wytyczne*, Warszawa 2002.

¹⁰¹ Efekty działalności środowiskowej to możliwe do zmierzenia wyniki zarządzania przez organizację swoimi aspektami środowiskowymi PN-EN ISO 14001:2005, *Systemy zarządzania środowiskowego – Wymagania i wytyczne stosowania*, PKN Warszawa 2005, s. 7.

¹⁰² PN-EN ISO 14031:2002 ..., op.cit., s. 13.

w raporcie Stern'a dotyczącym zmian klimatu (tj. dla kosztów emisji CO₂¹⁰³) proponowano stopę dyskontową na poziomie 1,4% przy czym 1,3% wynika ze spodziewanego wzrostu gospodarczego, a wysokość 0,1% z możliwości zagłady ludzkości.

Z kolei oceny opłacalności projektów dofinansowanych z funduszy strukturalnych prowadzi się na podstawie szczegółowych rekomendacji, m.in. dla inwestycji z zakresu ochrony środowiska, opisanych w publikacjach opracowanych na zlecenie Komisji Europejskiej w postaci przewodników¹⁰⁴. Dla dużych projektów infrastrukturalnych zgodnie z art. 26 Rozporządzenia Rady 1260/99/WE (Dz.U. L 161 z 26 czerwca 1999) ustanawiającego ogólne przepisy w sprawie funduszy strukturalnych wymaga się sporządzenia analizy kosztów i korzyści (CBA), analizy czynników ryzyka, OOŚ, a także oceny wpływu inwestycji na równość szans i na zatrudnienie. CBA ma na celu wykazanie, czy dane przedsięwzięcie doprowadzi do wzrostu dobrobytu społeczności objętej jego skutkami. Szeroko rozumiana społeczno-ekonomiczna CBA powinna uwzględniać nie tylko finansowe koszty i korzyści wyrażane przepływami pieniężnymi, ale również dostarczać informacji o tych aspektach oddziaływania przedsięwzięcia, które nie są przedmiotem transakcji rynkowych. Dla takich projektów obliczana jest zarówno (realna) finansowa stopa zwrotu z całkowitej inwestycji, jak i ekonomiczna stopa zwrotu, uwzględniająca społeczne i środowiskowe aspekty poprzez zastosowanie w rachunku cen dualnych¹⁰⁵. Jak stwierdza Piontek¹⁰⁶ metoda CBA jest właściwa dla oceny efektywności ekonomicznej i w jakimś zakresie – zintegrowanej efektywności ekonomicznej, ekologicznej i społecznej – ale wyłącznie projektów inwestycyjnych.

O ile na poziomie UE istnieją ogólnie przyjęte wytyczne dotyczące analizy finansowej i ekonomicznej projektów inwestycyjnych, jak i szczegółowe wymagania dotyczące sporządzania OOŚ, to sposób obliczania efektów ekologicznych dla oceny i wdrażania poszczególnych programów jest określany indywidualnie na poziomie kraju czy regionu. Takie podejście pozwala na ustalenie priorytetów krajowych czy regionalnych, które będą podlegać wparciu finansowemu dla konkretnych wyznaczonych dziedzin ochrony środowiska. Wybór metody określającej, w jaki sposób obliczany będzie efekt ekologiczny powinien wynikać z założeń i celów polityki ekologicznej kraju i stanowić podstawę dla wprowadzania zasad zrównoważonego rozwoju.

¹⁰³ N. H., Stern et al., *The economics of climate change: The Stern Review*. Cambridge: Cambridge University Press, 2007.

¹⁰⁴ *Analiza kosztów i korzyści projektów inwestycyjnych: Przewodnik (Fundusz Strukturalny – EFRR, Fundusz Spójności i ISPA) oraz Dokument Roboczy nr 4 – Wytyczne dotyczące metodologii przeprowadzania analizy kosztów i korzyści. Nowy okres programowania 2007–2013*, DG ds. Polityki Regionalnej, Komisja Europejska, Bruksela 2008.

¹⁰⁵ A. Markowska, T. Żylicz, *Wprowadzenie polskie. Analiza kosztów i korzyści projektów inwestycyjnych: Przewodnik do analizy kosztów i korzyści projektów inwestycyjnych fundusze strukturalne, Fundusz Spójności oraz Instrument Przedakcesyjny*, Komisja Europejska, Bruksela 2008, s. 18.

¹⁰⁶ F. Piontek, *Metodyka oceny...*, op.cit., s. 215–228.

1.4.2. Kryteria wyboru (efekt ekologiczny) projektów inwestycyjnych wspieranych ze środków pomocowych

Inwestycje z zakresu ochrony środowiska mogą być dofinansowane ze środków m.in. funduszy celowych (NFOŚiGW), funduszy strukturalnych oraz Funduszu Spójności.

Przed przystąpieniem Polski do UE system finansowania ochrony środowiska w Polsce był bardzo rozbudowany, rozdrobniony i powiązany niemal z każdym resortem i poziomem administracji państwowej lub samorządowej. Nie było jednolitego systemu zarządzania, pozyskiwania i wydatkowania środków na ochronę środowiska. Realizowały go podmioty gospodarcze, sektory i instytucje finansowe, stosownie do swoich zadań i możliwości, ale bez koordynacji działań i często w konflikcie własnych interesów¹⁰⁷. Od roku 1989 główną instytucją wspierającą inwestycje i działania proekologiczne jest NFOŚiGW, który w latach 1989–2008 zawarł ponad 14 tysięcy umów (głównie na dotacje, pożyczki i kredyty udzielane za pośrednictwem Banku Ochrony Środowiska) przeznaczając na finansowanie przedsięwzięć ekologicznych prawie 21,4 mld zł. Koszt przedsięwzięć dofinansowanych w tym czasie środkami NFOŚiGW przekracza 76,5 mld złotych¹⁰⁸. Po przystąpieniu Polski do UE dla systemu finansowania inwestycji opracowane zostały poszczególne programy operacyjne. Przedsięwzięcia z zakresu ochrony środowiska realizowane w latach 2007–2013 są przede wszystkim dofinansowane w ramach Programu Operacyjnego Infrastruktura i Środowisko (POIŚ) lub programów regionalnych. Dla tych programów opracowano zasady, wytyczne i wskaźniki, które określono dla głównych priorytetów, m.in. gospodarka wodno-ściekowa, gospodarka odpadami, ochrona przyrody. Brak jest w nich kompleksowego ujęcia oceny aspektów środowiskowych, gdyż proponowane wskaźniki oceny dotyczą wskazanych dziedzin ochrony środowiska.

W POIŚ 2007–2013¹⁰⁹ zaproponowano obliczanie wskaźnika efektywności kosztowej uzyskania efektu ekologicznego¹¹⁰ (WK), zgodnie z równaniem:

$$WK = \frac{\sum_{i=1}^{i=n} c_i \cdot O_i \cdot Z_i}{ZKK + RKE}$$

gdzie: O_i – jednostkowa stawka podstawowa opłaty za korzystanie ze środowiska dla czynnika oddziaływania i ,

Z_i – ilość zredukowanego czynnika i w pierwszym roku po realizacji inwestycji,

¹⁰⁷ J. Famielec, *Finansowanie ochrony środowiska – ujęcie systemowe*, [W:] M. Czyż (red.), *Wybrane aspekty...*, op.cit., s. 57.

¹⁰⁸ *20 lat na rzecz ekorozwoju – odnawialne źródła energii*, NFOŚiGW, Warszawa 2009, s. 10.

¹⁰⁹ *Program Operacyjny Infrastruktura i Środowisko Narodowe Strategiczne Ramy Odniesienia 2007–2013. Szczegółowy opis priorytetów. Kryteria wyboru projektów*, www.mos.gov.pl

¹¹⁰ W ujęciu ogólnym efekt ekologiczny to zmniejszenie ilości zanieczyszczeń wprowadzanych do środowiska „przed” i „po” rozpoczęciu realizacji przedsięwzięcia.

- i – indeks czynnika oddziaływania,
 n – liczba czynników oddziaływania uwzględnionych w obliczeniach,
 ZKK – zannualizowane nakłady inwestycyjne, obliczane na podstawie równania:

$$ZKK = I \cdot \frac{r}{1 - (1 + r)^{-n}}$$

- I – całkowity koszt inwestycji,
 r – stopa dyskontowa,
 n – czas życia projektu, przy czym przy porównaniu projektów wyniki przelicza się uwzględniając czas ich życia,
 RKE – roczne koszty eksploatacyjne instalacji,
 c_i – współczynnik korygujący, ustalany odrębnie w poszczególnych działaniach dla wybranych czynników oddziaływania i oddający priorytety przyjęte w tych działaniach,

np. w Działaniu 4.2 i 4.6 dla odpadów przyjmuje następujące wartości¹¹¹,

- $c_i = 10$ – dla odpadów niebezpiecznych,
 $c_i = 1$ – dla odpadów innych niż niebezpieczne oraz zaoszczędzonej wody i energii,

z kolei w Działaniu 4.5:

- $c_i = 3$ – dla tlenków azotu (NOx),
 $c_i = 2$ – dla pyłu ze spalania paliw – wyłącznie o frakcji PM_{2,5},
 $c_i = 1$ – dla pozostałych zanieczyszczeń.

Natomiast dla projektów skutkujących zmniejszeniem energochłonności procesu produkcyjnego stosuje się stawkę 0,0021 zł/kWh energii zaoszczędzonej w wyniku realizacji projektu.

WK jest wskaźnikiem, który nie może być interpretowany w wartościach bezwzględnych, służy jedynie do celów porównywania projektów między sobą¹¹². Im wyższa jest wartość wskaźnika, tym przedsięwzięcie jest bardziej efektywne. Następnie przelicza się wartości wskaźnika efektywności na punkty rankingowe zgodnie z równaniem:

$$X = 4 \cdot \left[\frac{(x - x_{\min})}{(x_{\max} - x_{\min})} \right]^{0,25}$$

- gdzie: x – liczba punktów dla danego projektu,
 $x_{\min}$ – najniższy wskaźnik dla grupy projektów,
 $x_{\max}$ – najwyższy wskaźnik dla grupy projektów.

¹¹¹ Odpady niebezpieczne identyfikowane są na podstawie Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 27 września 2001 w sprawie katalogu odpadów (Dz.U. Nr 112, poz. 1206).

¹¹² www2.nfosigw.gov.pl/download/gfx/nfosigw/pl/nfoopisy/.../kryteria.pdf.

Tak wyliczona liczba punktów (po zaokrągleniu do liczby całkowitej) zostanie pomnożona przez wagę przyjętą dla kryterium efektywności kosztowej w każdym działaniu. Wynik mnożenia stanowi punktację całkowitą uzyskaną jako kryterium efektywności kosztowej. W przypadku uzyskania równej ilości punktów przez projekty, o ich kolejności na liście rankingowej zdecyduje liczba punktów uzyskana przez projekt w ramach kryterium efektywności kosztowej przed zaokrągleniem. Projekt umieszczany jest na liście rankingowej jeśli uzyskał przynajmniej 1% mediany wskaźnika efektywności WK projektów zgłoszonych w danej rundzie. Wskazuje się, iż tak przedstawiony dobór i sposób oceny kryteriów jest niewłaściwy, gdyż traktuje on w sposób jednakowy kryteria, które przybierają wartości skalarne i relatywne, oraz kryteria, na które można postawić jednoznaczną odpowiedź tak/nie. Kryterium efektywności kosztowej, które ma określić przyczynianie się do redukcji przy najniższych kosztach tej redukcji stanowi wartość skalarną. Odpowiedzi na pytanie czy dany projekt spełnia kryterium efektywności kosztowej można udzielić dopiero wtedy, gdy ustalony zostanie pewien poziom odniesienia, np. minimalna akceptowalna wartość efektywności kosztowej. W literaturze proponuje się zatem, aby w celu uzyskania optymalnego wykorzystania środków z Funduszu Spójności zastosować kryterium efektywności kosztowej i ekologicznej¹¹³.

Ustalono, iż w programach strukturalnych istotne znaczenie z punktu widzenia efektywności ekologicznej ma ocena i weryfikacja (monitoring) efektów ekologicznych/rzeczowych osiąganych w poszczególnych wskazanych dziedzinach ochrony środowiska, np. atmosfery (powietrza), ziemi (gospodarka odpadami), wód (oczyszczalnie ścieków, kanalizacje). Zdefiniowano też efekt ekologiczny jako zmniejszenie ilości zanieczyszczeń wprowadzanych do środowiska „przed” i „po” rozpoczęciu realizacji przedsięwzięcia. Przykładowe sposoby obliczania efektów w dziedzinie ochrony powietrza, gospodarki odpadami (w ujęciu bardziej szczegółowym ze względu na zakres tematyczny niniejszej pracy) i gospodarki wodą przedstawiono poniżej.

Ochrona powietrza

W programach wspierających inwestycje z funduszy strukturalnych w Polsce w latach 2007–2013 proponuje się dla przedsięwzięć z dziedziny ochrony atmosfery efekt ekologiczny wyrażać jako różnicę pomiędzy emisją początkową a końcową (po realizacji zadania), w odniesieniu do poszczególnych zanieczyszczeń, tj. SO₂, CO, NO_x itd. Rezultatem, w przypadku zadań z ochrony powietrza, będzie bezpośredni efekt ekologiczny, wyrażony wielkością emisji równoważnej. Emisja równoważna (zastępcza) jest to ogólna wielkość emisji zanieczyszczeń, pochodzących z określonego (ocenianego) źródła zanieczyszczeń, a wyrażona jako iloczyn sumy rzeczywistych emisji poszczególnych rodzajów zanieczyszczeń pochodzących z ocenianego źródła i wartości odpowiedniego dla uwzględnianych rodzajów zanieczyszczeń współczynnika toksyczności:

¹¹³ A. Guła, *Komentarz do „Zestawienia projektów do dofinansowania z Funduszu Spójności” oraz kryteriów układania rankingu najlepszych projektów*, Instytut Ekonomii Środowiska, www.ekoprojekty.pl, s. 6–8.

$$E_r = \sum_{t=1}^n E_t \cdot K_t$$

gdzie: E_r – emisja równoważna źródeł emisji,
 n – liczba różnych rodzajów zanieczyszczeń emitowanych ze źródła emisji,
 E_t – emisja rzeczywista zanieczyszczenia o indeksie t ,
 t – kolejny rodzaj zanieczyszczenia,
 K_t – współczynnik toksyczności zanieczyszczenia o indeksie t ; wyraża on stosunek dopuszczalnej, średniorocznej wartości stężenia SO_2 (e_{SO_2}) do dopuszczalnej średniorocznej wartości stężenia danego rodzaju zanieczyszczenia (e_t):

$$K_t = e_{SO_2} / e_t$$

Ustalenie wskaźnika emisji rzeczywistej polega na odczytaniu odpowiednich danych, zawierających zestawienia rodzajów i wielkości zanieczyszczeń emitowanych do atmosfery w toku różnych procesów przetwórczych. Posługiwanie się wyliczonym w ten sposób wskaźnikiem emisji równoważnej ma charakter umowny, pozwalając w prosty i przejrzysty sposób ustalić wspólną miarę oceny szkodliwości różnych rodzajów zanieczyszczeń, a także wyliczyć efektywność wprowadzanych usprawnień. Wytyczne dotyczące przygotowywania *Studiów Wykonaności w zakresie systemów ochrony powietrza* (ZPORR¹¹⁴, z dnia 26 kwietnia 2004) definiowały pojęcie współczynnika toksyczności oparte na Rozporządzeniu MOŚZNiL z dnia 28 kwietnia 1998¹¹⁵ w sprawie dopuszczalnych wartości stężeń substancji zanieczyszczających powietrze (Dz.U. Nr 55, poz. 355), w którym współczynniki toksyczności zanieczyszczeń traktowane są jako stałe, a obliczane według następujących danych:

- $K_{SO_2} = 30 \text{ mg/m}^3 : 30 \text{ mg/m}^3 = 1,0$ (współczynnik toksyczności),
- $K_{NO_x} = 30 \text{ mg/m}^3 : 40 \text{ mg/m}^3 = 0,75$,
- $K_{CO} = 30 \text{ mg/m}^3 : \text{nieokreślone} = \text{nieokreślone}$,
- $K_{CO_2} = 30 \text{ mg/m}^3 : \text{nieokreślone} = \text{nieokreślone}$,
- $K_{Pył} = 30 \text{ mg/m}^3 : 40 \text{ mg/m}^3 = 0,75$,
- $K_{Sadza} = 30 \text{ mg/m}^3 : 8 \text{ mg/m}^3 = 3,75$,
- $K_{Benzo(a)piren} = 30 \text{ mg/m}^3 : 0,001 \text{ mg/m}^3 = 30000$.

Prezentowana metoda emisji równoważnej (E_r) stosowana jest również w przypadku inwestycji dotowanych przez krajowe fundusze ochrony środowiska, np. WFOŚiGW.

Współczynnik toksyczności dla poszczególnych substancji zanieczyszczających powietrze¹¹⁶ może być również wyznaczany następującymi metodami:

¹¹⁴ <http://www.zporr.gov.pl/Dokumenty/Wytyczne/>

¹¹⁵ Zostały uaktualnione Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 5 grudnia 2002 w sprawie wartości odniesienia dla niektórych substancji w powietrzu (Dz. U. nr 1, poz. 12, 2003).

¹¹⁶ K. Strzała-Osuch, *Merytoryczna ocena ofert inwestycyjnych z zakresu ochrony środowiska*, [W:] M. Czyż (red.), *Wybrane aspekty...*, op.cit., s. 176–186.

- metoda masowa, gdzie współczynniki dla każdej substancji są równe jeden (nie określa różnic toksyczności),
- metoda z zastosowaniem najwyższych dostępnych stężeń – gdzie współczynniki wylicza się według najwyższych dopuszczalnych stężeń substancji zanieczyszczających w powietrzu z uwzględnieniem dwutlenku węgla (który był pomijany w metodzie E_r),
- metoda opłat – wielkości współczynników określa się z uwzględnieniem opłat za gospodarcze korzystanie ze środowiska ustalonych w polskim prawie,
- metoda Eco-indicator 99 – bazująca na metodyce oceny cyklu życia i uwzględniająca nie tylko dziedzinę ochrony powietrza, lecz wszystkie obszary ochrony.

Strzała-Osuch na podstawie obliczeń rzeczywistego kosztu redukcji zanieczyszczeń ochrony powietrza w Polsce (z uwzględnieniem wysokości nakładów inwestycyjnych przypadających na redukcję poszczególnych zanieczyszczeń finansowanych przez WFOŚiGW w Gdańsku) wykazała, iż jest przydatne i racjonalne stosowanie metody Eco-indicator 99 przy podejmowaniu decyzji dotyczących dofinansowywania realizacji inwestycji proekologicznych¹¹⁷.

Gospodarka odpadami

Dla przedsięwzięć dotyczących gospodarki odpadami występuje nieporównywalność efektów ekologicznych uzyskanych w trakcie realizacji poszczególnych zadań z tego zakresu. W związku z tym podzielono je na dwie główne kategorie:

- ograniczanie ilości odpadów i ich unieszkodliwianie,
- rekultywacja terenów zdegradowanych.

Zadania związane z deponowaniem odpadów (ograniczaniem ilości i unieszkodliwianiem) mogą mieć charakter ilościowy i jakościowy. Pierwsze dotyczą przede wszystkim zwiększenia strumienia odpadów objętych zorganizowanym składowaniem, a drugie polegają na zmianie kategorii odpadów, poprawie jakości ich składowania, poprzez reorganizację systemu eksploatacji składowisk, bądź jego techniczną modernizację w celu zmniejszenia szkodliwego oddziaływania na środowisko. Cechą charakterystyczną systemów zbiórki i unieszkodliwiania odpadów jest konieczność dostosowania ich do wymogów planów krajowych i regionalnych, a tym samym pewna określona ustawowo determinacja rozwiązań. W dokumentach Funduszy Strukturalnych, np. w studium wykonalności, należy zwrócić główną uwagę na wykazanie, że zakładany cel zostanie osiągnięty dzięki zastosowaniu optymalnej technologii i organizacji systemu.

W programach regionalnych – w celu ułatwienia porównywalności wyników – rekomenduje się zbliżoną metodę obliczeń i jednoznaczne zdefiniowanie danych wejściowych. Wariantem podstawowym (bazowym), w odniesieniu do którego ocenia się inwestycję, jest zaniechanie realizacji (wariant minimalnych działań). Wynik interwencji w stan aktualny należy rozpatrywać względem scenariusza zaniechania interwencji. Bezpośredni efekt ekologiczny (E) uzyskany w wyniku ograniczenia ilości odpadów będzie obliczany zgodnie z równaniem:

¹¹⁷ K. Strzała-Osuch, *Merytoryczna ocena...*, op.cit., s. 176–186.

$$E = \sum O_0 \cdot w_0 - \sum O_1 \cdot w_1$$

- gdzie: E – bezpośredni efekt ekologiczny,
 O_0 – ilość odpadów określonej kategorii poddana unieszkodliwianiu i innym procesom w ramach przedsięwzięcia [Mg/rok],
 O_1 – ilość odpadów określonej kategorii po procesach unieszkodliwiania i innych w ramach przedsięwzięcia [Mg/rok],
 w_0 – współczynnik szkodliwości odpadów przed unieszkodliwieniem określony za pomocą przynależności do kategorii zgodnie z Katalogiem Odpadów (tab. 1.3),
 w_1 – współczynnik szkodliwości odpadów po unieszkodliwieniu określony za pomocą przynależności do kategorii zgodnie z Katalogiem Odpadów (tab. 1.3).

Tabela 1.3

Współczynniki szkodliwości odpadów przed (w_0) i po unieszkodliwianiu (w_1)

Table 1.3

Hazard ratios of waste before and after disposal

Rodzaj odpadu	Współczynnik szkodliwości przed unieszkodliwieniem	Współczynnik szkodliwości po unieszkodliwieniu
Odpad obojętny	0,11	0,10
Odpad inny niż obojętny i niebezpieczny	0,50	0,45
Odpad niebezpieczny	5,00	4,50

Źródło: Wytyczne dotyczące przygotowywania Studiów Wykonalności w zakresie systemów ochrony ziemi; RPO 2007–2013.

Dla działań z zakresu rekultywacji terenów zdegradowanych bezpośredni efekt ekologiczny obliczany jest według wzoru:

$$E = P (\text{PRZED} - \text{PO})$$

gdzie: $P (\text{PRZED} - \text{PO})$ – powierzchnia odzyskanych terenów zdegradowanych [ha].

W programach operacyjnych dotyczących odpadów komunalnych i przemysłowych oraz rekultywacji terenów znajduje się cały zestaw wskaźników monitorujących (produktu, rezultatu, oddziaływania), jednak oceniają one przede wszystkim ilości projektów (np. liczba inwestycji w przedsiębiorstwach w zakresie racjonalizacji gospodarki zasobami i odpadami), ich wielkości (np. zmniejszenie ilości odpadów), natomiast nie są monitorowane aspekty środowiskowe¹¹⁸.

¹¹⁸ J. Kulczycka, E. Pietrzyk-Sokulska (red.), *Ewaluacja gospodarki odpadami komunalnymi*, Wyd. IGSMiE PAN, Kraków 2009, s. 116–117.

Ochrona wód

Z kolei efekt ekologiczny w ochronie wód wyrażony jest różnicą pomiędzy ładunkiem zanieczyszczeń w ściekach surowych, odprowadzanych w sposób nieuporządkowany do odbiornika (gruntu, cieku wodnego, zbiornika) lub wstępnie podczyszczonych a ładunkiem zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych do poziomu wymaganego przez pozwolenia wodno-prawne lub inne ograniczenia legislacyjne. Efekt ekologiczny wyliczany jest głównie na podstawie wskaźników BZT₅ (biologiczne zapotrzebowanie tlenu) oraz NNH₄ (azot amonowy). Uzyskanie efektu ekologicznego w tej dziedzinie wiąże się bezpośrednio z zakresem realizowanych zadań (np. związanych z budową/modernizacją oczyszczalni ścieków lub budową systemu kanalizacyjnego) i odpowiada uzyskaniu odpowiednich efektów rzeczowych dotyczących liczby mieszkańców, długości sieci, zmiany ilości ścieków doprowadzonych do oczyszczalni i ścieków oczyszczonych itp.

Podsumowanie

Stosowany obecnie sposób mierzenia i monitorowania efektów ekologicznych jest stosunkowo prosty i przejrzysty dla podmiotów aplikujących o środki finansowe na inwestycje. Jednak z punktu widzenia oceniającego i finansującego stosowanie mierników, które:

- ustalone są jedynie dla jednego obszaru ochrony (inwestycja może przyczynić się do znacznej ochrony powietrza, ale jednocześnie powstanie duża ilość odpadów),
- określane są na podstawie arbitralnie ustalanych współczynników toksyczności czy poziomu szkodliwości,
- nie tworzą odniesienia co do wielkości i intensywności procesów powodujących efekty ekologiczne (np. w przypadku oceny rekultywacji terenów zdegradowanych miarą jest tylko powierzchnia odzyskanych terenów zdegradowanych),

powoduje, iż nie ma możliwości rzeczywistej oceny pełnych efektów ekologicznych dofinansowywanych inwestycji, jak i oceny w jakim stopniu wprowadzane są zasady trwałego i zrównoważonego rozwoju. **Istotą w określeniu efektu, a tym samym ekoefektywności, powinna być weryfikacja, czy nie występuje tendencja do przenoszenia zanieczyszczeń z jednego do innego obszaru ochrony środowiska oraz z jednego procesu na inny, czy wreszcie z jednego wytwórcy na drugiego, jak i sposób porównywania różnych zagrożeń** (np. zużycia energii, emisji ścieków wodnych, hałasu). Dlatego wskazane jest poszukiwanie metody wyznaczającej wskaźniki, które umożliwią w sposób kompleksowy i zintegrowany dokonanie oceny wybranego rozwiązania inwestycyjnego. Określenie takich wskaźników wymaga prowadzenia bilansu materiałowego i energetycznego, jak i identyfikacji oddziaływań na środowisko, co jest podstawą prowadzenia analiz z wykorzystaniem Oceny Cyklu Życia (LCA). Metoda LCA pozwala najpełniej określić potencjalną szkodliwość środowiskową obiektów i jest najbardziej uniwersalna pod względem możliwości zastosowań. Wykorzystuje się ją głównie do określania oddziaływań środowiskowych związanych z takimi obiektami jak produkty, może być jednak stosowana do eko-

bilansowania różnego rodzaju procesów i działalności¹¹⁹. W przypadku oceny projektów inwestycyjnych często granice systemu zawęża się do określenia wpływu samej inwestycji na środowisko, uwzględniając trzy jej fazy, tj. przedprodukcyjną, produkcyjną i poprodukcyjną, a takie ujęcie jest dopuszczalne w metodyce LCA. Wyznaczony i skwantyfikowany metodą LCA wskaźnik określający efekt ekologiczny (poziomu presji) planowanych inwestycji znacznie ułatwiła proces podejmowania decyzji, zarówno dla inwestycji finansowanych z własnych środków przedsiębiorców jak i tych dofinansowanych ze środków publicznych. Gajda i inni¹²⁰ – na podstawie przeglądu literatury z zakresu LCA – wskazali na wysoką przydatność LCA w analizie poziomu presji¹²¹ wywieranej na środowisko naturalne. Wprowadzenie metody LCA do oceny efektu ekologicznego dla porównywania produktów o równoważnych jednostkach funkcjonalnych, tj. zapewniających takie samo użytkowanie, staje się już praktyką w krajach o wysokim poziomie świadomości ekologicznej, a w Polsce jest wciąż na etapie badań i analiz. Wynika to z uniwersalności tej metody i promowania jej stosowania w wielu dokumentach i strategiach UE.

¹¹⁹ Z. Kłos, J. Kasprzak, *Rola ekobilansowania w kształtowaniu maszyn, urządzeń i systemów*, Zeszyty Naukowe Politechniki Poznańskiej, nr 6, Poznań 2007.

¹²⁰ A. Gajda, M. Majer, D. Nowak, *Efektywność ekologiczna sektora górnictwa i kopalnictwa w świetle zasad zrównoważonego rozwoju. Próba diagnozy*, Przegląd Górniczy nr 7–8/2007.

¹²¹ W opinii Rady UE w celu zmniejszenia wpływu na środowisko powinno się poszukiwać rozwiązań w tych etapach cyklu życia wyrobu, dla których istnieją największe możliwości zmniejszania presji na środowisko, przy czym należy zapobiegać sytuacji gdy zmniejszenie presji na środowisko w jednym wybranym etapie życia dokonywane jest kosztem innego etapu. Na podstawie dokumentacji www.mos.gov.pl

2. Zastosowanie LCA do określenia potencjalnego wpływu na środowisko obiektu i ustalenia efektu ekologicznego

Wprowadzenie

LCA (*Life Cycle Assessment*) – (Ekologiczna/Środowiskowa) Ocena Cyklu Życia – jest jedną z technik¹²² zarządzania środowiskowego, dotyczącą oceny zagrożeń środowiskowych powodowanych przez wyroby, procesy i działania (np. funkcjonowanie zakładu). Wymaga ona opracowania ekobilansu dotyczącego ilości zużytych materiałów, energii oraz odpadów (i emisji) wprowadzanych do środowiska, które są podstawą modeli środowiskowych określających potencjalny wpływ obiektów na środowisko. Tak szczegółowa ocena wskazuje i hierarchizuje miejsca w cyklu życia obiektu, przyczyniające się do największego zagrożenia dla środowiska i umożliwia ocenę uzyskanego efektu ekologicznego po wprowadzeniu działań naprawczych (modernizacyjnych). Dokonana w ten sposób ocena dotyczy zazwyczaj całego okresu życia przedsięwzięcia lub wyrobu oraz uwzględniania szerokiego wachlarza czynników, które potencjalnie mogą mieć wpływ na środowisko. Prowadzenie badań i analiz metodą¹²³ LCA bazuje na rzeczywistych danych wejściowych i wyjściowych; sama ich identyfikacja jest bardzo pracochłonna, ale obligatoryjna.

LCA jest stosowana do oceny produktów, procesów, projektów technologicznych, czy całych systemów gospodarowania (np. odpadami), a także przy opracowaniu strategii zarządzania środowiskowego w przedsiębiorstwach. Szczególnie wymierne rezultaty daje w zarządzaniu środowiskowym, pozwalając spojrzeć zarówno globalnie na analizowany proces (np. produkcji danego wyrobu), jak i na poszczególne jego fazy lub pojedyncze urządzenia. W wielu firmach, przykładowo Procter and Gamble, BASF, 3M, jest ona podstawą wdrażanych systemów zarządzania środowiskowego. Programy i inicjatywy uwzględniające ideę cyklu życia, tj. *Design for Sustainability* (D4S) tworzone są też pod egidą UNEP i WBCSD.

¹²² Technika zarządzania to całość przepisów i reguł działania służących do kształtowania procesu zarządzania – J. Teczke, *Techniki zarządzania a sprawność organizacji*, Zeszyty Naukowe, Monografie nr 83 AE, Kraków 1988, s. 30.

¹²³ Metoda zarządzania to kolejne kroki postępowania pozwalające na osiągnięcie zamierzonego celu, podczas gdy techniki zarządzania stanowią instrumenty, które należy stosować, by rozwiązać konkretne problemy zarządzania (wg. K. Zimniewicz) – J. Teczke, *Techniki...* op.cit s. 29.

LCA jest metodą wykorzystywaną przez poszczególne przedsiębiorstwa (np. Nokia, Volvo, ABB) nie tylko do wewnętrznej oceny procesów, ale także jako podstawa tworzenia deklaracji środowiskowej, ekoznakowania, projektowania i usprawniania wyrobów oraz opracowania strategii rozwoju i działań marketingowych. Ponadto, LCA jest coraz powszechniej stosowana przez jednostki administracji publicznej do określania kierunków strategii zrównoważonego rozwoju jak i kształtowania polityki produktowej, poprzez m.in. dokonywanie ocen ekologicznych wybranych produktów, działów gospodarki czy branż¹²⁴ i kraju czy regionu oraz do modyfikacji instrumentów ekonomicznych ochrony środowiska¹²⁵. LCA w krajach UE jest uznanym i zalecanym narzędziem oceny proekologicznych przedsięwzięć w wielu dziedzinach działalności gospodarczej.

2.1. Propozycje stosowania metody LCA zawarte w strategicznych dokumentach Unii Europejskiej

Wprowadzanie myślenia w kategoriach cyklu życia (LCT) zostało już rekomendowane w ponad 40 dokumentach UE (głównie wydanych w ostatnich 2 latach) i wielu w poszczególnych krajach. Podstawowym narzędziem przy wdrażaniu tej koncepcji jest ocena cyklu życia, która jest traktowana jako istotne narzędzie oceny wpływu na środowisko. Jednym z pierwszych aktów UE wskazującym na konieczność identyfikowania wpływu na środowisko w całym cyklu życia produktu było Rozporządzenie Rady (EWG) nr 880/92 z dnia 23 marca 1992¹²⁶ w sprawie programu przyznawania wspólnotowego oznakowania ekologicznego (OJ L 99, 11 kwietnia 1992). Istotne znaczenie dla rozwoju LCA miała decyzja Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 22 lipca 2002 nr 1600/2002/WE¹²⁷ ustanawiająca Szósty Wspólnotowy Program Działań w Zakresie Środowiska Naturalnego (Dz.U. L 242, 10 września 2002). Zwrócono w niej uwagę na konieczność uwzględniania wymogów ochrony środowiska w całym okresie cyklu życia produktów oraz szerszego stosowania procesów i produktów przyjaznych dla środowiska m.in. poprzez wspieranie ekologicznej polityki zamówień publicznych. Decyzja ta stała się podstawą do prowadzenia prac nad Zintegrowaną Polityką Produktową, której celem jest m.in. promowanie rozwoju rynku produktów ekologicznych. Sugestie i zalecenia zostały ujęte w Komunikacie Komisji do Rady i Parlamentu Europejskiego (COM(2003)302 z dnia 18 czerwca 2003) pt. *Zintegrowana Polityka Produktowa (ZPP). Wykorzystywanie podejścia środowiskowego opartego na*

¹²⁴ J. Kulczycka, E. Pietrzyk-Sokulska i in., *Szanse i zagrożenia dla przemysłu związanego z rozwojem zielonej gospodarki*, ekspertyza wykonana na zlecenie Ministerstwa Gospodarki, Warszawa 2009.

¹²⁵ M. Kudełko, J. Kulczycka, S. Czaja i in., *Analiza i ocena możliwości przeprowadzenia w Polsce proekologicznej reformy podatkowej*, ekspertyza wykonana na zlecenie Ministerstwa Środowiska, Warszawa 2005.

¹²⁶ Rozporządzenie ma zasięg ogólny. Wiąże w całości i jest bezpośrednio stosowane we wszystkich Państwach Członkowskich – art. 249 TWE.

¹²⁷ Decyzja wiąże w całości adresatów, do których jest kierowana – art. 249 TWE.

analizie cyklu życia produktu. Idea ZPP opiera się na instrumentach stosowanych przy wdrażaniu systemu zarządzania środowiskowego, tj. EMAS, eko-znakowanie oraz na pozyskiwaniu informacji o oddziaływaniu produktu na środowisko. Innowacją jest koordynacja tych instrumentów i wprowadzenie systematycznego stosowania metody LCA. W komunikacie dotyczącym ZPP wskazano na konieczność uzupełnienia dotychczasowej polityki ochrony środowiska o elementy odnoszące się do całego cyklu życia produktu, włączając w to fazę jego użytkowania, tak by działania mogły być podejmowane na tym etapie cyklu życia produktu, na którym w sposób najlepszy i najbardziej efektywny kosztowo może zostać zmniejszone wykorzystanie zasobów i ograniczony wpływ na środowisko¹²⁸.

Wśród instrumentów wspierających wdrażanie ZPP podkreślono również znaczenie wdrażania i promowania technologii środowiskowych. W roku 2004 opublikowany został główny dokument kierunkowy w zakresie upowszechniania technologii środowiskowych, jakim jest Komunikat Komisji dla Rady i Parlamentu Europejskiego: *Stymulowanie technologii w kierunku zrównoważonego rozwoju. Plan Działań UE na rzecz Technologii Środowiskowych*¹²⁹ (*Environmental Technologies Action Plan – ETAP*), oraz nanotechnologii, gdzie w Komunikacie Komisji pt. *Ku europejskiej strategii dla nanotechnologii*¹³⁰ wskazano na konieczność stosowania LCA w celu wypracowania wspólnego działania, m.in. w zakresie wszelkich potencjalnych zagrożeń dla zdrowia, bezpieczeństwa konsumentów oraz środowiska naturalnego poprzez udostępnienie danych potrzebnych do analizy ryzyka, wprowadzenie analizy ryzyka do każdego etapu cyklu życiowego produktów wykorzystujących nanotechnologie, a w razie potrzeby – opracowanie nowych metodologii. Badania i rozwój muszą także uwzględnić efekty nanotechnologii przez okres całego ich cyklu życiowego, na przykład poprzez zastosowanie narzędzi do analizy cyklu życiowego (*Life-Cycle Assessment Tools*).

Specyficzne znaczenie dla określenia istoty cyklu życia ma Dyrektywa 2005/32/WE Parlamentu Europejskiego i Rady *podająca ogólne zasady ustalania wymogów dotyczących eko-projektu dla produktów wykorzystujących energię* (Dz.U. L 191, 22 lipca 2005), zmieniająca Dyrektywę Rady 92/42/EWG oraz Dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady 96/57/WE i 2000/55/WE¹³¹. We wspomnianej dyrektywie zdefiniowano pojęcie cyklu życia jako kolejne i połączone ze sobą etapy istnienia produktów wykorzystujących energię (PWE) – od wykorzystania surowca do ostatecznej likwidacji. Dyrektywa nakłada także na producentów PWE wymóg prowadzenia (analizując aspekty środowiskowe) oceny modelu PWE w czasie jego cyklu życia i określania na tej podstawie profilu ekologicznego. Wskazano również etapy cyklu życia produktu (o ile odnoszą się one do projektu produktu),

¹²⁸ Komunikat Komisji COM(2003) 302..., op.cit.

¹²⁹ Komunikat Komisji COM(2004) 38..., op.cit.

¹³⁰ Komunikat Komisji Europejskiej *Ku europejskiej strategii dla nanotechnologii* COM (2004) 338 z 12 maja 2004.

¹³¹ Wprowadzono też Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (WE) nr 106/2008 z dnia 15 stycznia 2008 w sprawie wspólnotowego programu znakowania efektywności energetycznej urzędzeń biurowych, Dz.U. UE L.39/1, tzw. Energy Star (Dz.U. L 39, 13 luty 2008).

tj.: 1) wybór i wykorzystanie surowca, 2) produkcja, 3) pakowanie, transport i dystrybucja, 4) instalacja i konserwacja, 5) użytkowanie, 6) koniec przydatności do użycia, oznaczający osiągnięcie przez dany PWE koniec pierwotnego użytkowania.

Istotne znaczenie dla realizacji ZPP miało też dążenie do zrównoważonego wykorzystania zasobów, opisane w Komunikacie Komisji Europejskiej pt. *Strategia tematyczna w sprawie zrównoważonego wykorzystania zasobów naturalnych*¹³², w którym stwierdzono, iż lepsze zrozumienie oddziaływań na środowisko w wyniku wykorzystywania zasobów w ciągu całego okresu ich cyklu życiowego pozwoli decydentom na lepsze ustalenie priorytetów oraz skoncentrowanie się na obszarach, gdzie możliwe jest dokonanie znaczących i widocznych zmian. Dla realizacji ZPP znaczące było też określenie metod mających na celu zapobieganie powstawaniu odpadów opisanych w Komunikacie Komisji Europejskiej pt. *Promowanie zrównoważonego wykorzystania zasobów: Strategia tematyczna w sprawie zapobiegania powstawaniu odpadów i ich recykling*¹³³ oraz wniosku dotyczącym Dyrektywy w sprawie odpadów¹³⁴ jak i w samej Dyrektywie Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/98/WE w sprawie odpadów oraz uchylającej niektóre dyrektywy (Dz.U. L 312, 22 listopada 2008)¹³⁵. Wskazano w niej, iż „aby poprawić sposób, w jaki realizowane jest zapobieganie powstawaniu odpadów w państwach członkowskich, oraz ułatwić obieg najlepszych praktyk w tym obszarze, konieczne jest zaostreżenie przepisów dotyczących zapobiegania powstawaniu odpadów oraz wprowadzenie wymogu zobowiązującego państwa członkowskie do opracowywania programów zapobiegania powstawaniu odpadów, koncentrujących się na kluczowych elementach oddziaływania na środowisko oraz uwzględniających cały cykl życia produktów i materiałów. Zaproponowano następującą hierarchię postępowania z odpadami: a) zapobieganie, b) przygotowywanie do ponownego użycia, c) recykling, d) inne metody odzysku, np. odzysk energii, oraz e) unieszkodliwianie.

Stosując tę hierarchię, państwa członkowskie podejmują środki sprzyjające rozwiązaniom, które dają najlepszy dla środowiska wynik całkowity. Może to oznaczać dla niektórych strumieni odpadów odstępianie od tej hierarchii, jeżeli jest to uzasadnione zastosowaniem metodologii myślenia o cyklu życia, obejmującej całkowity wpływ związany z wytwarzaniem i gospodarowaniem takimi odpadami”.

Na konieczność stosowania LCA wskazano również w Komunikacie dotyczącym planu działania na rzecz zrównoważonej konsumpcji i produkcji oraz zrównoważonej polityki

¹³² Komunikat Komisji Europejskiej *Strategia tematyczna w sprawie zrównoważonego wykorzystania zasobów naturalnych*, KOM(2005) 670 z dnia 21 grudnia 2005.

¹³³ Komunikat Komisji Europejskiej *Promowanie zrównoważonego wykorzystania zasobów: Strategia tematyczna w sprawie zapobiegania powstawaniu odpadów i ich recykling*, KOM(2005) 666, z dnia 21 grudnia 2005.

¹³⁴ Wniosek Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady w sprawie odpadów KOM(2005) 667, z dnia 21 grudnia 2005.

¹³⁵ Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/98/WE (z dnia 19 listopada 2008) w sprawie odpadów oraz uchylająca niektóre dyrektywy (Dz.U. L 312, 22 listopada 2008).

przemysłowej¹³⁶, w którym podkreśla się, iż konieczna jest poprawa charakterystyki energetycznej i ekologiczności produktów na każdym etapie ich cyklu życia oraz promowanie i stymulowanie popytu na takie produkty i technologie produkcyjne.

Oprócz wymienionych powyżej Dyrektyw i Komunikatów UE istnieją jeszcze specjalistyczne dokumenty, w których zwraca się uwagę na szczególne znaczenie metody LCA, takie jak opinie (np. *Opinia Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego w sprawie ekologicznych sposobów produkcji* (2008/C 224/01), wskazujące na konieczność ponoszenia odpowiedzialności przez europejski przemysł i producentów za maksymalizację dostępu do zrównoważonej konsumpcji w całym cyklu życia produktu „od deski kreślarskiej do grobu”.

Propozycje zawarte w komunikatach UE w większości zostały przetransponowane do strategii krajowych, a idea wykorzystująca myślenie w kategoriach cyklu życia była nawet wprowadzona ustawowo w *Prawie ochrony środowiska* i obowiązywała w latach 2001–2005. Propozycja stosowania LCA pojawiła się m.in. w następujących dokumentach strategicznych i prawnych¹³⁷, tj.:

1. **Ustawa Prawo ochrony środowiska z dnia 27 kwietnia 2001** (Dz. U. Nr 62, poz. 627), w której w art. 143 dotyczącym określania wymagań, jakie powinny spełniać technologie stosowane w nowo uruchamianych lub zmienianych w sposób istotny instalacjach i urządzeniach, zaleca się m.in. wykorzystanie analizy cyklu życia produktów; ale warunek ten obowiązywał tylko do 18 maja 2005, tzn. do uchylecia Ustawą o *zmianie ustawy Prawo ochrony środowiska*.

2. **II Polityka Ekologiczna Państwa**, przyjęta przez Radę Ministrów w czerwcu 2000 i Sejm RP w sierpniu 2001, uwzględnia m.in.:

- w rozdziale 1 pt. *Założenia wyjściowe* w punkcie 1.4. *Ekologizacja polityk sektorowych* wskazano, iż wśród metod realizacji polityki ekologicznej państwa priorytetem będzie stosowanie tzw. dobrych praktyk gospodarowania i systemów zarządzania środowiskowego, które integrują efekty gospodarcze z efektami ekologicznymi. Zapis ten dotyczy zwłaszcza przemysłu i energetyki w zakresie m.in. uwzględnienia tzw. cyklu życiowego produktu w celu ograniczenia ilości wytwarzanych odpadów;
- w rozdziale 2 pt. *Cele polityki ekologicznej w sferze racjonalnego użytkowania zasobów naturalnych*, w punkcie 2.2. *Zmniejszenie materiałochłonności i odpadowości produkcji*, jako cel średniookresowy (do 2010) wskazano potrzebę wprowadzenia ustawowego obowiązku wykonywania OOŚ, ocen cyklu życiowego produktu dla grup produktów o wysokiej materiałochłonności i odpadowości oraz zawierających substancje niebezpieczne dla środowiska;

¹³⁶ Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego oraz Komitetu Regionów dotyczący planu działania na rzecz zrównoważonej konsumpcji i produkcji oraz zrównoważonej polityki przemysłowej, COM (2008) 397 z 16 lipca 2008 r.

¹³⁷ J. Kulczycka, *Odzwierciedlenie metody oceny cyklu życia w polityce ekologicznej*, *Ekonomia i Środowisko*, nr 1 (35), 2009, s. 52–61.

- w rozdziale 3 pt. *Cele polityki ekologicznej w zakresie jakości środowiska* w punkcie 3.1. *Gospodarowanie odpadami* – wskazano, iż zasady zrównoważonego rozwoju oraz zintegrowanego podejścia do ochrony środowiska z uwzględnieniem zagadnień odpowiedzialności są kierunkami przewodnimi. Celem zaś nadrzędnym polityki w tym zakresie jest zapobieganie powstawaniu odpadów, przy jednoczesnym rozwiązywaniu problemu odpadów „u źródła”, odzyskiwaniu z nich surowców i ponownym wykorzystaniu, a także bezpiecznym dla środowiska końcowym unieszkodliwianiu odpadów niewykorzystanych. Warunkiem kluczowym realizacji tego celu jest zmniejszenie materiało- i energochłonności produkcji (poprzez np. wprowadzenie czystych technologii), wykorzystywanie odnawialnych źródeł energii, stosowanie analizy pełnego cyklu życia produktu. W punkcie 3.3. – *Jakość powietrza. Zmiany klimatu* – wspomniano, iż nowa polityka w zakresie ochrony powietrza przed zanieczyszczeniami musi się charakteryzować m.in. coraz szerszym wprowadzaniem norm produktowych, ograniczających emisję do powietrza zanieczyszczeń w pełnym cyklu życia produktów i wyrobów – od wydobycia surowców, poprzez ich przetwarzanie, wytwarzanie nowych produktów i wyrobów oraz ich użytkowanie, aż do przejścia w formę odpadów¹³⁸.

3. Polityka Ekologiczna Państwa na lata 2003–2006 z uwzględnieniem perspektywy na lata 2007–2010 z grudnia 2002 – w rozdziale 3 pt. *Zrównoważone wykorzystanie surowców, materiałów, wody i energii* – jako zadania na lata 2003–2006 zapisano, iż przewiduje się wprowadzenie obowiązku wykonania oceny cyklu życia dla wybranych produktów, wprowadzanych do obrotu towarowego¹³⁹.

4. Strategia zmian wzorców produkcji i konsumpcji na sprzyjające realizacji zasad trwałego, zrównoważonego rozwoju¹⁴⁰ (przyjęta przez Radę Ministrów 14 października 2003) – proponuje m.in. włączenie Analizy Cyklu Życia (LCA) i Deklaracji Środowiskowych Produktu (EPD) do analizy wpływu na środowisko produktów i usług w celu wspierania inwestycji w ochronę środowiska.

5. Strategia wdrażania w Polsce zintegrowanej polityki produktowej (ZPP)¹⁴¹ (przyjęta przez Komitet Europejski Rady Ministrów w dniu 25 lutego 2005) – podkreśla, iż celowe jest dążenie do zminimalizowania oddziaływania produktu na środowisko we wszystkich fazach cyklu jego życia i systematycznego stosowania metod oceny cyklu życia produktu. Istotą jest koncentrowanie badań na tych etapach cyklu życia produktu, na których istnieją największe możliwości zmniejszenia jego oddziaływania, by jednocześnie zapobiegać

¹³⁸ *II Polityka Ekologiczna Państwa*,

http://www.mos.gov.pl/2materiały_informacyjne/raporty_opracowania/pol_ekoII_nowy/1pep.htm

¹³⁹ *Polityka Ekologiczna Państwa na lata 2003–2006 z uwzględnieniem perspektywy na lata 2007–2010*,

http://www.mos.gov.pl/2materiały_informacyjne/raporty_opracowania/pep.pdf, s. 31.

¹⁴⁰ *Strategia zmian wzorców produkcji i konsumpcji na sprzyjające realizacji zasad trwałego, zrównoważonego rozwoju*, <http://www.mg.gov.pl/Wiadomosci/Archiwum/Lata+2002-2004/Strategia>, s. 22.

¹⁴¹ *Strategia wdrażania w Polsce zintegrowanej polityki produktowej*,

http://www.mos.gov.pl/sipw/zintegrowana_polityka_produkciwa/strategia_ZPP.pdf, s. 6.

próbom transferu zanieczyszczeń z jednego etapu produktu na inny. Istotnym czynnikiem jest też stosowanie kryteriów ekologicznych przy przetargach finansowanych ze środków publicznych.

6. **Mapa drogowa wdrażania planu działań na rzecz technologii środowiskowych w Polsce (KETAP)** to dokument wydany w Ministerstwie Środowiska¹⁴² w 2006, w którym wskazano, iż promocja stosowania kosztowej analizy cyklu życia produktów i usług jest jednym ze specyficznych zadań dotyczących upowszechniania technologii środowiskowych.

7. **Strategia Rozwoju Kraju na lata 2007–2015**¹⁴³, przyjęta przez Radę Ministrów 29 listopada 2006 uwypukliła znaczenie cyklu życia przy omawianiu ekoinnowacji obejmujących wspieranie działań inwestycyjnych oraz rozwiązania organizacyjne i sposoby zagospodarowania przestrzennego. Zwrócono jednocześnie uwagę, że dzięki m.in. szerszemu stosowaniu techniki oceny cyklu życia, realizowane działania powinny prowadzić do: zasadniczych ograniczeń w zużywaniu zasobów naturalnych przypadających na jednostkę produktu lub usługi, zamiany stosowania w procesach technologicznych zasobów nieodnawialnych na zasoby odnawialne, wprowadzenia istotnych ograniczeń emisji zanieczyszczeń do powietrza, wody i gleby, zmniejszania degradacji środowiska i poziomu hałasu.

8. W dokumencie pt. **Koncepcja horyzontalnej polityki przemysłowej w Polsce** opracowanej w Ministerstwie Gospodarki w lutym 2007 wskazano na celowość wdrożenia systemu zarządzania środowiskowego w przedsiębiorstwach, które umożliwiałaby systematyczne doskonalenie procesów i rozwiązań systemowych w organizacji oraz zapewnienia zgodności z obowiązującymi przepisami. Oznacza to, że organizacja powinna dążyć do optymalnego wykorzystania zasobów, co w konsekwencji może prowadzić do ograniczenia kosztów m.in. energii i materiałów oraz obniżenia opłat za korzystanie ze środowiska, a także ewentualnych kar. W sposób priorytetowy traktowane powinny być również ograniczenia energo-, materiało- i wodochłonności wyrobów i usług, stosowanie metody oceny cyklu życia, a także dalszy rozwój oznakowania ekologicznego i deklaracji środowiskowych produktów, umożliwiających konsumentom dokonanie świadomego wyboru produktów i usług¹⁴⁴.

9. **Program Operacyjny Innowacyjna Gospodarka, 2007–2013** w dokumencie pt. **Narodowe Strategiczne Ramy Odniesienia 2007–2020** (1 października 2007, s. 106) dla osi priorytetowej 4 – Inwestycje w innowacyjne przedsięwzięcia – znajdował się zapis, iż wspierane będą także działania nakierowane na wprowadzanie innowacyjnych technik zarządzania m.in. oceny cyklu życia odnoszącej się do wszystkich potencjalnych skutków wpływu produktu lub jego projektowania na środowisko, począwszy od badań, poprzez produkcję, eksploatację, przetwarzanie aż do jego składowania.

¹⁴² *Mapa drogowa...*, op.cit., s. 14.

¹⁴³ *Strategia Rozwoju Kraju 2007–2015*, <http://www.mrr.gov.pl/srk/>, s. 29.

¹⁴⁴ *Koncepcja horyzontalnej polityki przemysłowej w Polsce*, <http://www.mgip.gov.pl/NR/>, s. 11–12.

10. Polityka Ekologiczna Państwa na lata 2007–2010 z uwzględnieniem perspektywy na lata 2011–2014¹⁴⁵ opracowana w Ministerstwie Środowiska w grudniu 2006 w rozdziale 2 pt. *Rozwój systemu oceny oddziaływań w cyklu życiowym produktu oraz szacowania* – stwierdza, iż wzmocnienie systemu zarządzania ochroną środowiska polega m.in. na rozwoju systemu oceny oddziaływań w cyklu życiowym produktu oraz szacowaniu przepływów materiałowych jako elementów ZPP.

W efekcie realizacji celów ZPP w Polsce były prowadzone:

- badania i ekspertyzy, głównie na potrzeby Ministerstwa Środowiska, Ministerstwa Gospodarki, Ministerstwa Pracy i Polityki Społecznej oraz Urzędu Zamówień Publicznych,
- promocja i edukacja poprzez m.in. granty badawcze (Ministerstwo Nauki), seminaria, Zielone Zamówienia Publiczne, EMAS, eko-etykietowanie.

Przykładem wdrożenia aspektów LCA do wymogów prawnych jest art. 167. POŚ, według którego produkt powinien być zaopatrzony w informację dotyczącą zużycia paliw lub materiałów eksploatacyjnych, wielkości emisji związanej z użytkowaniem produktu, bezpiecznego dla środowiska użytkowania, demontażu, powtórnego wykorzystania lub unieszkodliwienia produktu. Obowiązujące od 1 kwietnia 2005 r. Rozporządzenie Ministra Gospodarki i Pracy z dnia 28 grudnia 2004 w sprawie produktów objętych obowiązkiem zaopatrzenia w informacje istotne z punktu widzenia ochrony środowiska (Dz.U. 2005, nr 6) nakłada obowiązek zaopatrzenia w wyżej wymienione informacje niektóre nowe pojazdy samochodowe. Z kolei najlepszym przykładem zastosowanie koncepcji LCA w praktyce w Polsce są deklaracje środowiskowe III typu opracowane, np. przez firmę ABB i Isover, oraz wdrożone rozwiązania opracowane w projektach badawczych dotyczących m.in. zagospodarowania odpadów po lotacyjnych w ZG Trzebionka S.A., wykorzystania wyrobów z drewna czy też wprowadzane przez instytucje centralne zielone zamówienia publiczne, w których zaczęto uwzględniać kryteria środowiskowe zgodne z metodą LCA oraz koszty cyklu życia. Można spodziewać się, iż wraz z coraz pełniejszą integracją z UE nastąpi wdrożenie w praktyce wielu rozwiązań proponowanych w jej strategiach i dokumentach, w tym m.in. dotyczących stosowania techniki LCA do oceny produktów i technologii środowiskowych.

Z powyższego przeglądu najnowszych dokumentów UE i krajowych wynika, iż LCA znajduje zastosowanie przede wszystkim w:

- promowaniu rozwoju rynku produktów i procesów przyjaznych dla środowiska, wybór i ocena produktów, promocja technologii środowiskowych,
- zielonych zamówieniach publicznych – ocena produktów,
- gospodarce odpadami – m.in. w celu ustalenia hierarchii postępowania z odpadami,
- znakowaniu ekologicznym – Deklaracje Środowiskowe Produktu (EDP),
- auditowaniu – koncepcja zarządzania i auditu środowiskowego EMAS,

¹⁴⁵ *Polityka Ekologiczna Państwa na lata 2007–2010 z uwzględnieniem perspektywy na lata 2011–2014*, <http://www.mrr.gov.pl/Rozwoj%20przestrzenny/.pdf>, s. 12.

- ekoprojektowaniu – włączenie aspektów środowiskowych do projektowania i rozwoju wyrobu,
- wdrażaniu, utrzymaniu i doskonaleniu systemu zarządzania środowiskowego (ISO 14001),
- marketingu i wizerunku firmy – strategię, np. społeczna odpowiedzialność biznesu (CSR),
- promocji i wspieraniu inwestycji w ochronę środowiska,
- wskazaniu kierunków efektywnego wykorzystywania zasobów i tworzenia określonej wartości produkcji przy mniejszym zużyciu zasobów (tzw. produktywność zasobów), które będą określone z wykorzystaniem opracowywanych narzędzi służących do monitorowania, porównywania i wspierania efektywnego wykorzystywania zasobów, uwzględniając cały cykl życia produktów oraz handel¹⁴⁶,
- ocenie technologii środowiskowych, definiowanych jako wszelkie technologie, których użytkowanie przyczynia się do ograniczenia negatywnego wpływu produkcji i usług na środowisko, w tym: techniki i procesy ograniczające zanieczyszczenie środowiska, np. ograniczanie emisji zanieczyszczeń do powietrza, gospodarka odpadami (zapobieganie, odzysk i recykling, unieszkodliwianie), skuteczne oczyszczanie ścieków itp., oraz wyroby i usługi powodujące w swoim cyklu życia mniejsze zanieczyszczenie środowiska, wykorzystujące mniejszą ilość zasobów lub oparte na wykorzystywaniu zasobów w bardziej efektywny sposób (np. zamknięte obiegi wody, kaskadowe wykorzystanie energii, technologie energooszczędne itd.)¹⁴⁷. Wskazano też, iż największą barierą dla ich rozpowszechniania jest brak informacji na temat potencjalnych technologii środowiskowych i nie można oczekiwać, by ewentualni klienci gotowi byli do nabywania i użytkowania technologii bez wiedzy o kosztach i korzyściach w okresie ich całego cyklu życiowego¹⁴⁸. Technologie środowiskowe to też takie, które w stosunku do innych konkurujących z nimi technologii są relatywnie mniej uciążliwe dla środowiska, tj. generują mniejszą ilość zanieczyszczeń, wykorzystują mniejszą ilość zasobów w bardziej racjonalny sposób, zapewniają powtórne wykorzystanie powstających produktów i odpadów, jak i technologie unieszkodliwiania wytwarzanych odpadów. Technologie przyjazne dla środowiska nie są jedynie pojedynczymi technologiami, ale całymi systemami, obejmującymi *know-how*, działania, procedury, towary, usługi, urządzenia, a nawet techniki i standardy organizacji i zarządzania.

Uwzględniając powyższe kierunki rozwoju wskazane jest, aby w Polsce promować wdrażanie takich rozwiązań technologicznych, które w całym cyklu życia mogą przyczynić się do efektywnego wykorzystywania zasobów i tworzenia większej wartości produkcji. Dobór takich rozwiązań można dokonywać na podstawie wyników otrzymanych, prowadząc

¹⁴⁶ Komunikat Komisji KOM(2008) 397,... op.cit

¹⁴⁷ Komunikat Komisji Europejskiej w sprawie przygotowania planu działań UE na rzecz technologii środowiskowych (ETAP) COM(2003) 131 z dnia 25 marca 2003.

¹⁴⁸ Komunikat Komisji COM(2004) 38..., op.cit.

ich ocenę z wykorzystaniem metody cyklu życia. Mogłaby ona być stosowana m.in. do oceny i porównania wariantów technologicznych inwestycji współfinansowanych ze środków UE¹⁴⁹, co powodowałoby lepsze i efektywniejsze wykorzystanie środków przyznawanych Polsce i było zgodne ze strategią UE w zakresie promowania LCA.

Biorąc pod uwagę wzrastające znaczenie metody LCA w niniejszej pracy zaproponowano jej wykorzystanie do prowadzenia ocen efektywności projektów inwestycyjnych, zarówno tych finansowanych z własnych środków przedsiębiorcy jak i dofinansowywanych z funduszy celowych czy strukturalnych. Opracowano więc metodę prowadzenia ocen porównawczych opłacalności inwestycji proekologicznych łączącą kryteria ekologiczne i ekonomiczne, wykorzystując skumulowany wskaźnik efektywności oraz proponując algorytmy postępowania dla prowadzenia oceny porównawczej inwestycji bazujących m.in. na procedurach i zasadach metody LCA.

2.2. Zasady prowadzenia badań metodą LCA

Termin analiza (ocena) cyklu życia (LCA) został po raz pierwszy wprowadzony na konferencji SETAC (*Society of Environmental Toxicology and Chemistry*) w Vermont w roku 1990, pomimo iż idea badań z uwzględnieniem cyklu życia rozwijała się od końca lat sześćdziesiątych. LCA – jako jedyna z technik zarządzania środowiskowego – została szczegółowo opisana w normach ISO serii 14040. Przyczyniło się to znacznie do jej popularyzacji i prowadzenia wielu analiz wdrażanych w praktyce. Znacząca część wyników praktycznych jak i zagadnień dotyczących udoskonalenia metody jest przedmiotem publikacji w miesięczniku pt. *International Journal of Life Cycle Assessment*, a coraz większa ilość czasopism uwzględnia LCA w zakresie merytorycznym, np. *Journal of Cleaner Production*, *Environmental Impact Assessment*, *Journal of Industrial Ecology*, *Ecological Economics*. W krajach będących pionierami rozwoju tej metody, tj. Japonii, Holandii, Danii, Szwecji, Szwajcarii, USA powstały instytuty badawcze czy stowarzyszenia zajmujące się badaniami i promocją LCA. Prowadzą one prace nad udoskonaleniem LCA, szczególnie w zakresie parametrów charakteryzowania dla niektórych kategorii wpływu czy metod ważenia. W krajach europejskich wiele z tych prac realizowanych jest w ramach programów badawczych UE, a niektóre koordynowane są przez Instytut JRC UE w Isprze. W Polsce LCA wykorzystywana jest przede wszystkim na etapie badawczym, a w istniejących publikacjach brak jest nadal jednoznacznej zgody dotyczącej terminologii¹⁵⁰ nie tylko w zakresie poszczególnych elementów LCA, ale i samej nazwy, dla opisu której w języku polskim można znaleźć następujące określenia:

¹⁴⁹ W analizie porównawczej wprowadzanych wariantów technologicznych analiza techniką LCA dokonywana może być w odniesieniu do wariantu bazowego, w relacji do którego oceniana jest inwestycja, lub dla scenariusz zaniechania realizacji inwestycji.

¹⁵⁰ Podobnie jak w przypadku innych pojęć z zakresu ekonomiki ochrony środowiska, K. Górka, *Kwestie terminologiczne w ewolucji ekonomiki ochrony środowiska*, *Aura* 12/2010, s. 10–13.

- Ocena cyklu życia (LCA) – normy ISO 14040, 14044,
- Ocena cyklu życiowego – tłumaczone dokumenty UE,
- Ekologiczna ocena cyklu życia,
- Środowiskowa ocena cyklu życia,
- Ocena cyklu istnienia,
- Ekobilans,
- Analiza środowiskowa¹⁵¹.

W zależności od zastosowania, na idei myślenia w kategoriach cyklu życia¹⁵² bazują metody/koncepcje, tj.:

- Ocena cyklu życia *Life Cycle Assessment* (LCA) – identyfikuje zagrożenia w każdej fazie procesu oraz ocenia potencjalny wpływ na środowisko systemu wyrobu w okresie jego cyklu życia,
- Zarządzanie cyklem życia *Life Cycle Management* (LCM) – stosowane w celu tworzenia i wdrażania strategii zrównoważonego rozwoju; dotyczy też sposobów minimalizowania zagrożeń środowiskowych w cyklu życia produktu, procesu czy systemu,
- Koszty cyklu życia *Life Cycle Cost* (LCC) – wykorzystywane do oceny ekonomicznej produktu, procesu czy systemu poprzez analizę kosztów zakupu, używania i likwidacji produktu; a w niektórych przypadkach analizy prowadzone wraz z kosztami zewnętrznymi,
- Projektowanie ekologiczne *Design for the Environment* (DfE) lub eko-projektowanie – służy do projektowania produktów, które mają na celu zmniejszenie całkowitego wpływ na środowisko (już na etapie ich rozwoju)¹⁵³.

2.2.1. Definicje i struktura LCA

W literaturze zagranicznej istnieje już wiele definicji LCA, jednak najczęściej stosowana jest ta prezentowana w normie ISO 14040¹⁵⁴:

¹⁵¹ Z. Kowalski, J. Kulczycka, M. Góralczyk, *Ekologiczna ocena cyklu życia procesów wytwórczych*, PWN, Warszawa 2007, s. 1–202; J. Górzyński, *Podstawy analizy środowiskowej wyrobów i obiektów*, WNT, Warszawa 2007, s. 1–492; A. Lewandowska, *LCA. Środowiskowa ocena cyklu życia produktu, na przykładzie wybranych typów pomp przemysłowych*, Wyd. Akademii Ekonomicznej, Poznań 2006, s. 1–160; R. Szpadt (red.), *Międzygminna gospodarka odpadami. Zastosowanie oceny cyklu życia w planowaniu gospodarki odpadami komunalnymi*, Wrocław 2005, s. 1–80; Z. Kłos, P. Kurczewski, J. Kasprzak, *Środowiskowe charakteryzowanie maszyn i urządzeń. Podstawy ekologiczne, metody i przykłady*, Poznań 2005, s. 1–394; W. Adamczyk, *Ekologia wyrobów*, PWE, Warszawa 2004, s. 1–241; A. Lewandowska, Z. Foltynowicz, A. Podleśny, *Środowiskowa ocena cyklu życia (LCA) – zastosowania*, Problemy Ekologii, 8, 3, 2004, s. 115–117; K. Czaplicka (red.), *Zastosowanie oceny cyklu życia (LCA) w ekobilansie kopalni*, GIG, Katowice 2002, s. 1–190.

¹⁵² Z. Foltynowicz, A. Lewandowska, J. Mizgajski, *Promowanie myślenia w kategoriach cyklu życia*, [W:] J. Kalla, B. Sojkin (red.), *Zarządzanie produktem – teoria, praktyka, perspektywy*, Wyd. Akademii Ekonomicznej w Poznaniu, Poznań 2008.

¹⁵³ <http://lca.jrc.ec.europa.eu/lcainfohub/lcathinking.vim#>

¹⁵⁴ PN-EN ISO 14040:2009, *Zarządzanie środowiskowe - Ocena cyklu życia - Zasady i struktura*, Warszawa, lipiec 2009, s. 11.

Ocena cyklu życia LCA to zebranie i ocena wejść, wyjść oraz potencjalnych wpływów na środowisko systemu wyrobu w okresie jego cyklu życia.

Popularne są też definicje, które zostały zaadaptowane przez międzynarodowe organizacje czy instytucje promujące myślenie w kategoriach cyklu życia. I tak, według UNEP¹⁵⁵:

LCA jest wystandardyzowanym przez ISO narzędziem podejmowania decyzji, które identyfikuje zagrożenia środowiskowe i ocenia wpływ na środowisko produktu, procesu lub usługi przez cały okres ich życia.

Według definicji zawartej na stronach Komisji Europejskiej¹⁵⁶:

LCA jest to proces zbierania i oceny danych wejściowych i wyjściowych jak i potencjalnego wpływu na środowisko w całym okresie cyklu życia (dotyczący produkcji, użytkowania i utylizacji produktów).

Zgodnie z definicją proponowaną przez SETAC¹⁵⁷:

LCA to proces oceny zagrożeń środowiskowych związanych z produktem, procesem lub czynnością (activity) identyfikujący i kwantyfikujący zużycie energii i materiałów oraz odpadów uwolnionych do środowiska w celu określenia wpływu oraz do identyfikowania i oceny możliwości, które mogą przyczynić się do poprawy środowiska. Ocena dotyczy całego cyklu życia produktu, procesu lub czynności składających się z wydobycia i przeróbki surowców mineralnych, wytwarzania, transportu, dystrybucji, użytkowania, ponownego użycia (re-use), recyklingu i końcowego składowania.

Definicja LCA znalazła się także na stronach Wikipedii¹⁵⁸, jako:

LCA (Life Cycle Assessment) – ocena cyklu życia. Jest to technika z zakresu procesów zarządczych, mająca na celu ocenę potencjalnych zagrożeń środowiska. Istotą tej metody jest nastawienie nie tylko na ocenę wyniku końcowego danego procesu technologicznego, ale także oszacowanie i ocena konsekwencji całego procesu dla środowiska naturalnego.

Bardziej szczegółowa definicja została podana przez Rebitzera i in.¹⁵⁹:

LCA jest metodycznymi ramami dla oszacowania i oceny wpływów środowiskowych związanych z cyklem życia produktu, takich jak zmiana klimatu, zubożenie warstwy ozonowej, smog, eutrofizacja, zakwaszanie, toksyczność, zubożenie zasobów, wody, terenu, hałas i inne.

Niezależnie od formy i poziomu szczegółowości przyjętej definicji z przedstawionego powyżej przeglądu wynika, iż LCA jest narzędziem kwantyfikującym wpływ na środowisko

¹⁵⁵ <http://lcinitiative.unep.fr>

¹⁵⁶ <http://lca.jrc.ec.europa.eu>

¹⁵⁷ P. Swamidass, *Encyclopedia of Production and Manufacturing Management*, Kluwer 2000 na podstawie *Technical Framework for Life-Cycle Assessment*, Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), 1991.

¹⁵⁸ [http://pl.wikipedia.org/wiki/LCA_\(Life_Cycle_Assessment\)](http://pl.wikipedia.org/wiki/LCA_(Life_Cycle_Assessment))

¹⁵⁹ G. Rebitzer, T. Ekvall, R. Frischknecht, D. Hunkeler, G. Norris, T. Rydberg, W. Schmidt, S. Suh, B. Weidema, D. Pennington, *Life Cycle Assessment part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications*, Environment International 30 (2004), s. 701-720.

w ujęciu holistycznym o ustanowionej procedurze postępowania i zakresie działań. Prowadzenie badań wspomagane jest przez wyspecjalizowane bazy danych oraz programy komputerowe oceniające wpływ użytych materiałów i procesów na środowisko. Wykorzystanie tej metody do oceny projektowanych czy istniejących procesów jak i planowanych inwestycji pozwala na wybór przyjaznych dla środowiska i optymalnie wykorzystujących jego zasoby technologii wytwarzania produktów. Przedmiotem badania jest wpływ zdefiniowanej jednostki funkcjonalnej na środowisko, którą w szczególności może być:

- produkt i usługa (wyrób), np. ekspres do kawy,
- wybrany proces czy stosowana technologia, np. składowanie odpadów,
- określona czynność, np. używanie samochodu,
- wybrany system np. gospodarki odpadami komunalnymi,
- działalność danej organizacji, np. zakład produkcyjny,
- branża przemysłu,
- gospodarka danego kraju itp.¹⁶⁰.

Niezależnie od rodzaju badanego obiektu (jednostki funkcjonalnej) istotą badań LCA jest identyfikacja wpływu na środowisko na podstawie opracowanego bilansu materiałowego i energetycznego i wielkości odpadów i emisji. LCA dotyczy jedynie aspektów środowiskowych i może być łączona z innymi metodami (np. kosztami cyklu życia LCC) pod warunkiem, że zakres przyjętych badań i analiz jest taki sam.

2.2.2. Zasady prowadzenia badań metodą LCA

Prowadząc badania z wykorzystaniem LCA analizuje się zagrożenia środowiskowe związane z obiektem w całym okresie życia. Zazwyczaj analizy te prowadzone są dla zidentyfikowania i dokumentowania wpływu wyrobu na środowisko podczas wszystkich etapów jego życia. Badania można też prowadzić w celu porównania wpływu wyrobów różnych producentów¹⁶¹ pod warunkiem jednak, że określi się w ten sam sposób jednostki funkcjonalne (a dla nich ilość niezbędną do wykonania funkcji, czyli strumień odniesienia¹⁶²), jak i granice systemu.

W celu usystematyzowania, badania metodą LCA przeprowadza się w czterech obowiązkowych fazach (rys. 2.1):

- określenie celu i zakresu badań,
- analiza zbioru wejść i wyjść (katalog materiałów, energii oraz emisji i odpadów),

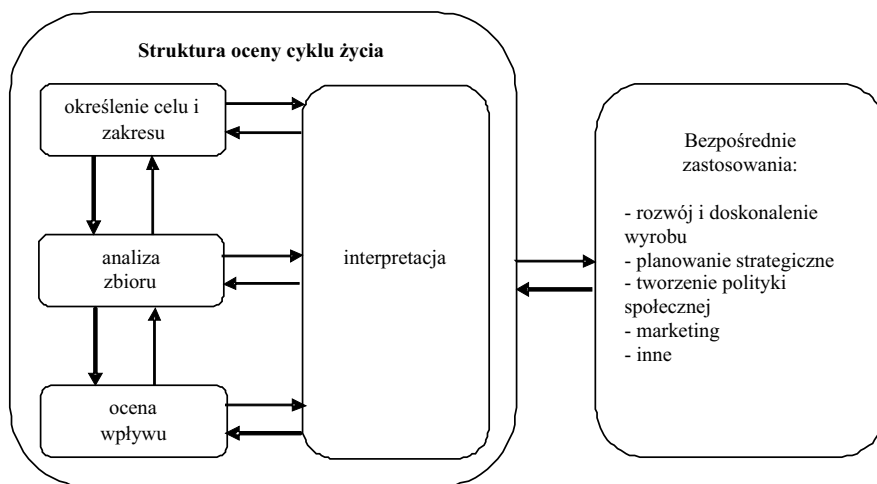
¹⁶⁰ W celu unikania wyliczania całej listy możliwych jednostek funkcjonalnych przy omawianiu zasad LCA wprowadzono pojęcie obiektu.

¹⁶¹ Tak zwana porównawcza ocena cyklu życia (*comparative life cycle assessment*) – definiowana jako porównywanie wyników LCA dla różnych produktów, systemów lub usług spełniających te same funkcje.

¹⁶² Na przykład w przypadku porównywania środków transportu miejskiego, jednostką funkcjonalną może być przetransponowanie 50 osób na odległość 10 km w dużym mieście, wówczas strumieniem odniesienia może być np. 1 autobus, 1 tramwaj, 13 samochodów, itp.

- ocena wpływu cyklu życia,
- interpretacja cyklu życia.

Ponieważ metoda LCA wymaga weryfikacji przyjętych założeń, stąd założenia ustalone początkowo mogą ulec zmianie lub uszczegółowieniu w kolejnych fazach (tak jak zaznaczono strzałkami na rysunku 2.1).



Rys. 2.1. Struktura oceny cyklu życia LCA – fazy
Źródło: PN-EN ISO 14040:2009..., op. cit, s. 25

Fig. 2.1. Life cycle assessment (LCA) structure – phases

Pierwsza faza – określenie celu i zakresu badań – polega na jednoznacznym ustaleniu odbiorcy badań i przeznaczenia wyników. Jest to istotne, gdyż determinuje sposób prowadzenia badań – ich szczegółowość i wnikliwość. Stopień szczegółowości jest ściśle związany z zakresem decyzji podejmowanych na podstawie uzyskiwanych wyników. Zalecany poziom szczegółowości LCA, jak i wymagany zakres danych w procesie podejmowania decyzji zaprezentowano w tabeli 2.1.

Zakres badań wynika z ustalonego celu, np. poszukiwanie rozwiązania technologicznego o mniejszym wpływie na zdrowie ludzkie i środowisko niż dotychczas stosowane, doskonalenie wyrobu, czy opracowanie strategii rynkowych. W ramach zakresu badań definiuje się jednostkę funkcjonalną, system wyrobu i jego granice. Jednostka funkcjonalna to najmniejsza jednostka przyjęta do badań i stanowiąca ilościowy efekt systemu produkcji LCA. Głównym zadaniem jednostki funkcjonalnej jest dostarczenie płaszczyzny odniesienia dla normalizowania danych wejściowych i wyjściowych systemu. Z tego też względu powinna być ona jasno zdefiniowana i mierzalna. Prowadzenie badań dla wybranej jednostki funkcjonalnej jest istotą analizy LCA, która odróżnia tę metodę od innych technik zarządzania środowiskowego. Jednostka funkcjonalna powinna określać funkcję (efekt jaki zostanie osiągnięty), jaką spełniają różne obiekty, np.:

Tabela 2.1

Zalecany poziom szczegółowości danych dla przykładowych zastosowań wykorzystania LCA

Table 2.1

The recommended level of data details for the chosen LCA applications

Podjęmowane decyzje	Dane wejściowe	Poziom LCA
Projektowanie poszczególnego wyrobów i poszukiwanie „słabych punktów”	dane od producenta	szczegółowy – 4 pełne fazy LCA
Udoskonalenie grup produktów	z baz LCI i od producenta	uproszczony – 2 fazy do LCI, lub 4 fazy – LCA
Analizy porównawcze	z baz LCI i od producenta	porównawczy – 2 lub 4 fazy
Zielone zamówienia publiczne	z baz LCI	porównawczy i uproszczony – 4 fazy
Etykietowanie, deklaracje środowiskowe I typu	z baz LCI, wymagany dodatkowy przegląd danych	uproszczony – 4 fazy
Etykietowanie, deklaracje III typu	dane od producenta	szczegółowy – 4 fazy
Tworzenie eko-profilu dla weryfikacji technologii środowiskowych	z baz LCI i od producenta	szczegółowy – 2 lub 4 fazy
Planowanie strategii rozwoju (identyfikowanie produktów o największym potencjalnym wpływie na środowisko)	z baz LCI, danych na poziomie mezo i makro, wymagany dodatkowy przegląd danych	uproszczony – 2 lub 4 fazy, porównawczy
Kształtowanie polityki produktowej	z baz LCI	konceptyjny – 4 fazy

Źródło: Opracowanie własne na podstawie: A.A. Jensen i in., Life Cycle Assessment (LCA): A guide to approaches, experiences and information sources, Report to EEA, Kopenhaga 1997 oraz ILCD General guidance document for LCA – draft, JRC, 2009.

- przetransportowanie osób na odległość 10 km (porównanie różnych środków transportu),
- możliwość prowadzenia 1000 godzin rozmów przez telefon,
- pomalowanie 1 m² ściany (porównanie wpływu na środowisko przy zastosowaniu różnego rodzaju farb),
- wypranie 5 kg bielizny (przy wymaganej ilości środka piorącego),
- pokrycie m² wielowarstwowej drewnianej podłogi przeciętnie zużywanej w ciągu 50 lat (funkcją jest pokrycie powierzchni),
- wysuszenie dłoni po umyciu (jako funkcja ręczników papierowych i suszarki elektrycznej),
- oświetlenie określonym strumieniem światła pomieszczenia o danej powierzchni użytkowej przez okres 1000 godzin,
- utrzymanie w określonej temperaturze przestrzeni o określonej pojemności przez okres 15 lat przy zdefiniowanej temperaturze otoczenia (dla chłodziarek),

- przepompowanie $1 \times 10^7 \text{ m}^3$ wody o temperaturze 100°C , pH 6–8 i gęstości około 1 kg/m^3 w ciągu 50 tys. godzin pracy¹⁶³,
- używanie 6 pieluszek dziennie przez 30 miesięcy (porównanie pieluszek jednorazowych i wielokrotnego użytku przy czym cykl życia obejmował 30 miesięcy, a dla pieluszki tetrowej ujmował dodatkowo pranie i suszenie).

Jako jednostkę funkcjonalną można też przyjąć różny sposób zagospodarowania 1 Mg odpadów na terenie wybranego zakładu lub w całym systemie obejmującym zbieranie, transport, odzysk, unieszkodliwianie itp. Podsumowując, specyficznymi cechami jednostki funkcjonalnej jest jej ilość, czas i intensywność użytkowania, stopień zużycia oraz warunki, w jakich musi funkcjonować.

Ujęcie funkcjonalne wyrobów staje się na tyle istotne z punktu widzenia zrównoważonego rozwoju, iż w literaturze¹⁶⁴ opisano możliwość przejścia do gospodarki, w której sprzedaje się funkcje spełniane przez wyroby zamiast samych wyrobów. Jak zauważa Górzyński¹⁶⁵ według tej koncepcji należy rozwijać, np. sprzedaż nie telefonów, ale usług telekomunikacyjnych, chłodzenia zamiast chłodziarek itp. Jest to sugestia wartościowania wyrobów nie za pomocą kosztów wytwarzania, ale na podstawie wartości, jaką konsument uzyskuje w wyniku użytkowania wyrobu. Oczekuje się, że gospodarka korzystająca z zasady sprzedaży funkcji będzie m.in. sprzyjać wydłużeniu czasu użytkowania wyrobów oraz ułatwi powtórne ich wykorzystanie. Przykładem może być firma Bell Telephone System w Stanach Zjednoczonych, wypożyczająca użytkownikom aparaty telefoniczne. Po zakończeniu użytkowania aparaty te są zwracane firmie, następnie poddawane procesom przygotowania do użytkowania ponownego, a po wykorzystaniu stanowią cenne zasoby poużytkowe. Innym przykładem jest Grupa Dow Chemical produkująca rozpuszczalniki, która proponuje usługi z zastosowaniem rozpuszczalników zamiast sprzedaży samych rozpuszczalników.

Porównywanie wyrobów z uwzględnieniem koncepcji cyklu życia prowadzi często do wniosku, iż z punktu widzenia ochrony środowiska, a nierzadko i ekonomii, korzystnie jest nabyć produkt o wyższej cenie detalicznej, zazwyczaj lepszej jakości o dłuższym okresie użytkowania (uwzględnienie takiego podejścia jest m.in. rekomendowane w zielonych zamówieniach publicznych poprzez stosowanie kosztów cyklu życia). Podobnie może być w przypadku wprowadzania inwestycji, stąd tak istotne jest dokonywanie oceny ich ekoefektywności z uwzględnieniem idei cyklu życia.

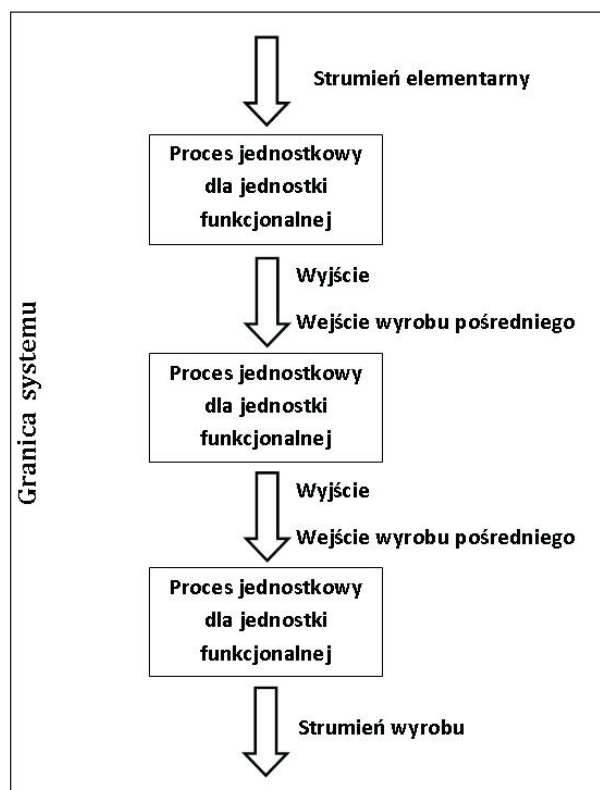
Po zdefiniowaniu jednostki funkcjonalnej wyznacza się procesy jednostkowe (tj. najmniejszych części systemu wyrobu, dla których gromadzone są dane) i określa system wraz z jego granicami (rys. 2.2).

Granice systemu determinują, jaki zbiór procesów jednostkowych zostanie ujęty w analizie. Z punktu widzenia stopnia złożoności najprostszy jest układ od wejścia do wyjścia

¹⁶³ A. Lewandowska, *LCA. Środowiskowa...*, op.cit., s. 1–160.

¹⁶⁴ W. Stahel, *The utilization-focused service economy: resource efficiency and product life extension. The Greening of Industrial Ecosystem*, National Academy of Engineering. Washington 1994.
<http://books.nap.edu/openbook.php>, s. 180.

¹⁶⁵ J. Górzyński, *Podstawy analizy...*, op.cit., s. 1–492.



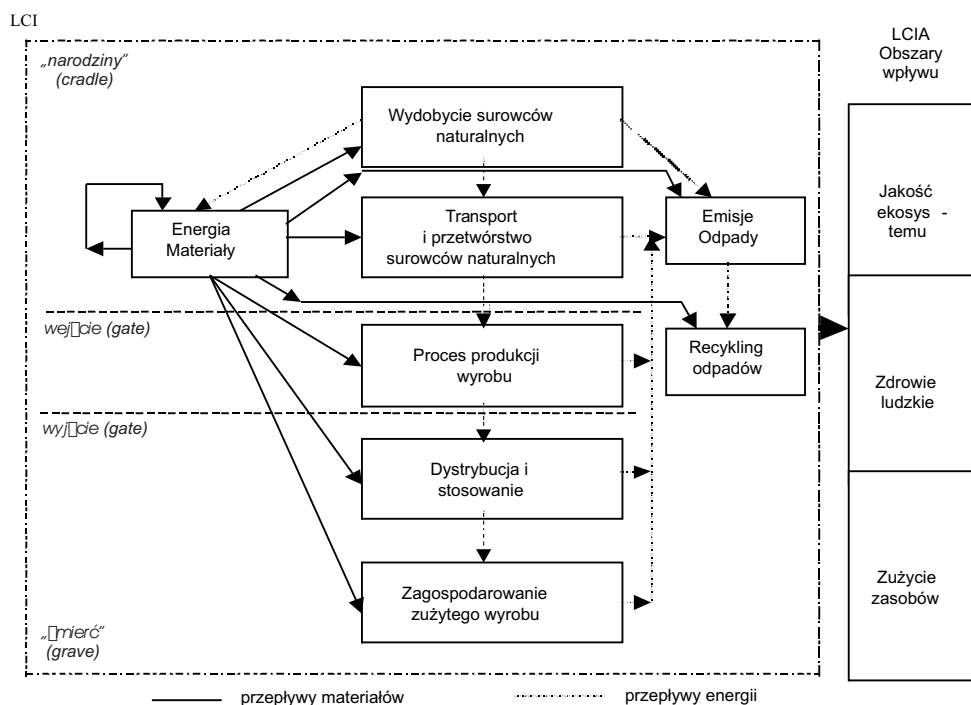
Rys. 2.2. Schemat procesów jednostkowych LCA wraz z granicami systemu
Źródło: opracowanie własne

Fig. 2.2. Scheme of unit LCA processes, including system boundaries

samego systemu produkcyjnego (*from gate to gate*). Jest on często stosowany do oceny zmian technologicznych w procesie produkcyjnym, w szczególności gdy nie zmienia się jakość sprzedawanego produktu finalnego (np. koncentrat Zn-Pb), a jedynie wpływa na sposób jego wytwarzania (np. zmniejszenie ilości składowanych odpadów). Najbardziej skomplikowana jest ocena całego cyklu życia produktu, od wydobycia surowców naturalnych do końcowej likwidacji produktu (*from cradle to grave*), zwana też od „narodzin do śmierci” czy od „idei do utylizacji”. Czasami stosowane są także ujęcia „od narodzin” (*from cradle*) „do wyjścia” (*to gate*) lub „od wejścia” (*from gate*) „do śmierci” (*to grave*) (rys. 2.3).

Określając granice systemu powinno się także uwzględnić:

- obszar geograficzny, dla którego prowadzone są badania, zidentyfikować jego infrastrukturę (np. dostępność energii, transport itp.),
- horyzont czasu, w którym prowadzi się badania,
- granice pomiędzy poszczególnymi systemami, dla których wykonuje się ocenę; ponieważ większość podejmowanych działań oddziałuje wzajemnie na siebie, stąd ich analizy w miarę możliwości powinny być rozdzielone (alokacja),



Rys. 2.3. Schemat cyklu życia LCA

Źródło: Z. Kowalski, J. Kulczycka, M. Góralczyk, Korzyści z wprowadzenia ekologicznej oceny cyklu życia dla procesów wytwórczych, Karbo, 3, Katowice 2004, s. 165

Fig. 2.3. LCA life cycle scheme

— odbiorcę i cel prowadzonych badań, tj. czy mają być podane do publicznej wiadomości, czy też są przeprowadzane na wewnętrzny użytek organizacji.

W granicach systemu powinny być zawarte – według normy ISO/TR 14049¹⁶⁶ – procesy jednostkowe obejmujące 99% przepływów materiałów i energii oraz przynajmniej w 90% oddziałujące na środowisko dla każdej analizowanej kategorii wpływu. Jednak nie wszystkie dane są znane w początkowej fazie, stąd trudno jest ustalić jaki jest procent tych udziałów (takie dane mogą być dostępne po zebraniu dla całego systemu¹⁶⁷), dlatego w praktyce weryfikację granic systemu można dokonywać w kolejnych fazach. Istotne znaczenie w pierwszej fazie badań ma zatem jakość danych, ich przedział czasowy, obszar geograficzny, dokładność, kompletność i reprezentatywność, a w przypadku prowadzenia analiz porównawczych (np. inwestycji) także równoważność założeń metodycznych i przyjęcie takiej samej jednostki funkcjonalnej.

¹⁶⁶ ISO/TR 14049:2000, Zarządzanie środowiskowe – Ocena cyklu życia – Przykłady zastosowania ISO 14041 do określania celu i zakresu oraz analizy zbioru, PKN, Warszawa 2000.

¹⁶⁷ M. Raynolds, R.A. Franser, M.D. Checkel, *The relative mass-energy-economic (RMEE) method for system boundaries selection – Part 1: A means to systematically and quantitatively select LCA boundaries*, Int. J. LCA 5 (1), 2001, s. 37–46.

Druga faza – zwana analizą zbioru wejść i wyjść LCI (*Life Cycle Inventory*) lub analizą bilansową – polega na identyfikacji i obliczeniu dla określonej jednostki funkcjonalnej elementów wchodzących (np. strumienie elementarne, tj. ruda miedzi, węgiel) ze środowiska oraz elementów wychodzących z tego systemu do środowiska (np. emisje CO₂ do powietrza, emisje do wody). Faza ta rozpoczyna się od sporządzenia schematów przepływów materiałów i energii oraz bilansów materiałowych i energetycznych, które opracowywane są zwykle na podstawie danych o wskaźnikach procesów przemysłowych odniesionych do przyjętej jednostki funkcjonalnej. LCI zawiera ilościowe zestawienie materiałów i energii zużywanych i generowanych we wszystkich kolejnych fazach procesu wytwarzania, użytkowania i utylizacji lub składowania zużytego produktu. W efekcie otrzymuje się katalog wszystkich wykorzystywanych materiałów i energii oraz wszystkich generowanych emisji i odpadów, który bazuje na zasadach bilansu materiałowego i energetycznego. W praktyce gromadzone dane mogą zawierać zarówno dane zmierzone i obliczone jak również oszacowane. W celu usprawnienia prowadzenia analiz praktycy mogą korzystać z informacji o poszczególnych procesach z istniejących baz danych (wpływa to jednak na jakość i szczegółowość prowadzonych analiz), w których są informacje o przepływach dla procesów jednostkowych czy wieloprocessowych zidentyfikowanych w danym kraju czy wybranej branży zapisywane w jednym z dwóch powszechnie używanych formatów tj. SPOLD (*Society for Promotion of Life Cycle Assessment Development*) lub SPINE (*Sustainable Product Information Network for the Environment*). Dla ujednolicenia formatów i doboru najbardziej wiarygodnych danych oba formaty zostały połączone do opracowania normy ISO/TR 14048¹⁶⁸. Zakres prac dotyczący zarówno założeń metodologicznych jak i rozszerzania danych o kolejne procesy nasilił się w ostatnich latach, gdy z inicjatywy Komisji Europejskiej pod auspicjami JRC – Ispra UE utworzono Europejską Platformę LCA. Celem jej działalności jest m.in. opracowanie referencyjnego systemu LCI (*International Reference Life Cycle Data System*), w którym znajdują się m.in. aktualne dane dostarczone przez stowarzyszenia branżowe, np. Europejską Konfederację Przemysłu Żelaza i Stali (EUROFER). Obecnie najbardziej popularna baza danych o procesach to stworzona w Szwajcarii Ecoinvent, zawierająca dane o energii, transporcie, materiałach budowlanych, chemikaliach, detergentach, papierze, produktach rolniczych oraz o gospodarce odpadami.

Po zebraniu danych prowadzi się analizę wrażliwości, a następnie dokonuje się weryfikacji przyjętych początkowo granic systemu. Może to dać następujące rezultaty:

- wykluczenie etapów cyklu życia lub procesów jednostkowych, gdy analiza wrażliwości wykaże brak ich istotnego znaczenia,
- wykluczenie wejść i wyjść, jeśli nie mają istotnego wpływu na wyniki badania,
- włączenie nowych procesów jednostkowych oraz wejść i wyjść, gdy analiza wrażliwości wykaże, że są one znaczące¹⁶⁹.

¹⁶⁸ ISO/TR 14048:2002, *Zarządzanie środowiskowe – Ocena cyklu życia – Format dokumentowania danych*, PKN, Warszawa 2002.

¹⁶⁹ PN-EN ISO 14044: 2009, *Zarządzanie środowiskowe – Ocena cyklu życia – Wymagania i wytyczne*, PKN, Warszawa, 2009, s. 39.

Dzięki wykonaniu analizy wrażliwości i zmianom wytyczonych pierwotnie granic systemu możliwa jest eliminacja danych mało istotnych dla całego procesu i skoncentrowanie się na tych, które są znaczące. Wówczas granice systemu zostają uściśnione. Jak w przypadku wszystkich działań w ramach LCA, każda zmiana granicy systemu musi zostać udokumentowana i uzasadniona. Proponowaną metodą dla weryfikacji granic systemu i ustalania procedur alokacji jest metoda RMEE¹⁷⁰, która dotyczy całkowitych przepływów materiałów, energii i wartości ekonomicznych w gospodarce. Przepływy te można odnosić do zdefiniowanej jednostki funkcjonalnej w celu weryfikacji.

Po zgromadzeniu danych dokonuje się obliczeń w celu uzyskania wyników inwentaryzacji w odniesieniu do każdego procesu jednostkowego i jednostki funkcjonalnej. Ze względu na fakt, że dane otrzymane podczas ustalania zbioru wejść i wyjść (zebrane w tzw. tablicy inwentarzowej) są szczegółowe i w bardzo dużej ilości, konieczne jest ich zredukowanie do postaci bardziej zrozumiałej. Dokonuje się tego poprzez zdefiniowanie kategorii wpływu i modeli charakteryzowania, oceniających w jakim stopniu poszczególne elementy tworzące zbiór wpływają na każdą ze zdefiniowanych kategorii wpływu. Działania te dokonywane są w trzeciej fazie – ocenie wpływu cyklu życia LCIA (*Life Cycle Impact Assessment*) – która wiąże dane z inwentaryzacji ze wskaźnikami oceny wpływu danego procesu wytwórczego na środowisko naturalne. Na podstawie modeli charakteryzowania można przypisać wyniki LCI odpowiednim kategoriom wpływu (klasyfikacja wyników LCI) oraz obliczyć wskaźniki kategorii. Wprowadzenie modelowania pozwala na ograniczenie – w zależności od metody – do jednego lub kilkunastu wyników liczbowych. Modelowanie to polega na przypisaniu wartości poszczególnych obciążeń środowiskowych do jednej lub wielu kategorii wpływu, w zależności od stwarzanego problemu środowiskowego opisanego mechanizmem środowiskowym, np. emisja freonu będzie wpływać zarówno na efekt cieplarniany, jak i zubożenie warstwy ozonowej. Stopień tego wpływu definiowany jest przez wartość wskaźnika. Takie wyniki można uzyskać prowadząc trzy obligatoryjne (według ISO 14040) procedury postępowania (etapy), występujące w trzeciej fazie LCA, które obejmują:

1) wybór kategorii wpływu, wskaźników kategorii i modeli charakteryzowania, w którym zaleca się, aby kategorie wpływu, wskaźniki kategorii i modele charakteryzowania były akceptowane na szczeblu międzynarodowym, tj. były oparte na międzynarodowych porozumieniach lub były zatwierdzone przez kompetentny organ międzynarodowy. Ponadto istotne jest, aby model charakteryzowania był oparty na odrębnym, możliwym do zidentyfikowania mechanizmie środowiskowym i odtwarzalnej obserwacji doświadczalnej, a wskaźniki kategorii były istotne ze środowiskowego punktu widzenia¹⁷¹;

2) klasyfikację – przypisanie wyników z drugiej fazy (LCI) do poszczególnych kategorii wpływu; przy czym istotne są tu dwa aspekty, tj. przypisanie wyników LCI do właściwej kategorii wpływu oraz identyfikację wyników LCI, które odnoszą się do więcej niż jednej kategorii wpływu, uwzględniając rozróżnienie pomiędzy mechanizmami równoległymi,

¹⁷⁰ M. Raynolds, R.A. Franser, M.D. Checkel, *The relative...*, op.cit.

¹⁷¹ Na podstawie: PN-EN ISO 14044: 2009..., op.cit., s. 47.

oraz przypisanie do mechanizmów szeregowych (np. NO_x może być przypisany zarówno do tworzenia ozonu troposferycznego, jak i do zakwaszania);

3) charakteryzowanie – polegające na obliczeniu wartości wskaźnika kategorii wpływu dla wyników z tablicy inwentarzowej. Wartości kategorii wpływu są opisane w jednostkach parametrów charakteryzowania, które najczęściej są wyrażone w jednostkach ekwiwalentnych, np. dla efektu cieplarnianego – kg równoważnego CO_2 , a dla zajęcia terenu – m^2 zagospodarowanego terenu. Istotą w procedurze charakteryzowania jest wybór modelu charakteryzowania, czyli naukowo uzasadnionego sposobu odnoszenia wyników LCI do wskaźnika kategorii wpływu i parametru charakteryzowania, czyli wielkości służącej do przeliczenia wyników LCI na ogólną jednostkę wskaźnika.

Metody oceny wpływu są stale doskonalone zarówno w międzynarodowych programach badawczych, jak i w badaniach wykonywanych na zlecenie Komisji Europejskiej. Analizując istniejące metody oceny wpływu SETAC i Europejska Platforma LCA¹⁷² dokonały na podstawie naukowo uzasadnionych i ogólnie przyjętych modeli wstępnej selekcji 11 kategorii wpływu. Są to: zmiany klimatu, zubożenie warstwy ozonowej, toksyczność dla ludzi, zakwaszanie, eutrofizacja, ekotoksyczność, pył zawieszony i jego wpływ na drogi oddechowe, tworzenie utleniaczy fotochemicznych, promieniowanie jonizujące, zajęcie terenu, zmniejszanie zasobów abiotycznych. Charakterystykę wybranych kategorii przedstawiono w tabeli 2.2.

Ocena potencjalnego wpływu na środowisko wyrażona dla poszczególnych kategorii wpływu bazująca na mechanizmach środowiskowych (łańcuchu przyczynowo-skutkowym przyporządkowującym daną emisję do kategorii wpływu) jest wynikiem wielu badań procesów fizycznych, chemicznych, biologicznych i właściwości fizykochemicznych substancji w różnych zbiornikach środowiskowych (woda, gleba, powietrze). Skutki ekspozycji na ryzyko mogą przejawiać się w zmianie stanu ludzkiego zdrowia, jakości życia, zmniejszaniu zasobów, poziomu dobrobytu itp. Wielkość tych zmian zależy m.in. od wielkości emisji danych substancji, ich koncentracji, narażenia, dawki itp. W efekcie budowane są modele o wysokim stopniu złożoności, posługujące się często wieloma uproszczeniami, przy czym modelowanie w tzw. punktach pośrednich (np. wzmożenie absorpcji promieniowania podczerwonego) charakteryzuje się znacznie wyższym poziomem „pewności” niż w tzw. punktach końcowych (np. liczba lat straconych lub przeżytych w chorobie wynikłej z powodu ocieplenia klimatu). Ponadto modele te nie biorą pod uwagę specyficznych lokalnych uwarunkowań emisji (np. gęstość zaludnienia), ani miejsca emisji, a jedynie określają prawdopodobieństwo wystąpienia danego efektu w wyniku danego stresu, bazując zazwyczaj na średnich warunkach np. europejskich¹⁷³. Przykłady i zasady obliczania wartości wskaźników dla wybranych kategorii wpływu zaprezentowano w załączniku.

Otrzymane wyniki dla każdej kategorii wpływu są określone w innej jednostce (kg równoważnego CO_2 , kg równoważnego PO_4 lub kg równoważnego SO_2), zatem nie jest

¹⁷² <http://lca.jrc.ec.europa.eu>

¹⁷³ A. Lewandowska, *LCA. Środowiskowa...*, op.cit., s. 1–160.

Tabela 2.2

Charakterystyka wybranych kategorii wpływu na środowisko

Table 2.2

Characteristic of chosen impact categories

Kategoria wpływu	Wartość wskaźnika	Parametr charakteryzowania	Wskaźnik kategorii
Zmiany klimatu	kg równoważnego CO ₂	potencjał globalnego ocieplenia GWP (IPCC Międzyrządowy Panel ds. Zmian Klimatu)	natężenie promieniowania czerwonego W/m ²
Zubożenie warstwy ozonowej	kg równoważnego CFC-11	potencjał zubożenia warstwy ozonowej (ODP) opracowany przez WMO – Światową Organizację Meteorologiczną, na podstawie substancji zawierających Cl i Br	EESC – ekwiwalent efektywnego chloru stratosferycznego
Zakwaszanie	kg równoważnego SO ₂	potencjał zakwaszania – model RAINS 10 (IIASA <i>International Institute for Applied Systems Analysis</i>)	wydzielanie protonu H ⁺ na kg uwolnionej substancji (mol H ⁺ /kg)
Eutrofizacja	kg równoważnego PO ₄	BZT (biologiczne zapotrzebowanie na tlen) CZT (chemiczne zapotrzebowanie na tlen)	zmniejszenie ilości tlenu w wodzie lub glebie
Zmniejszenie zasobów abiotycznych	kg równoważnego Sb	wydobycie nieodnawialnych rud surowców mineralnych oraz nieodnawialnych nośników energii	statyczna wystarczalność zasobów

Źródło: na podstawie: Recommendations based on existing environmental impact assessment model and factors for LCA draft version, Sept. 2008, <http://lca.jrc.ec.europa.eu>

możliwe ich bezpośrednie porównanie między sobą. Pozwalają one jednak na dokonanie oceny wpływu na środowisko produktu czy procesu poprzez określenie udziału poszczególnych emisji, jak i każdego z analizowanych procesów jednostkowych w danej kategorii wpływu. W tym celu dla zobrazowania wyników tworzony jest histogram charakteryzowania, który prezentuje wyniki analizy wyskalowane do 100%. Analiza ta nie informuje jednak o wielkości wpływu (nie określa czy w skali kraju, Europy jest to wpływ mały czy duży), a jedynie o udziałach procesu w danej kategorii wpływu. Jest to tzw. profil środowiskowy, który jest podstawą do prowadzenia dalszych analiz w ramach (nieobowiązkowych) procedur opcjonalnych. Są nimi:

- normalizacja – jest narzędziem stosowanym do przekształcania wskaźników charakteryzowania, w taki sposób, aby możliwe było określenie wielkości wpływu każdej z kategorii. Polega na obliczeniu wartości wskaźnika kategorii względem analo-

gicznej wielkości wzorcowej, np. oddziaływanie obliczone dla danej kategorii przypadające na 1 mieszkańca Europy. Wówczas otrzymuje się wyniki w jednostkach niemianowanych, które informują o wielkości wpływu analizowanego procesu, co pozwala określić, czy ten wpływ jest relatywnie duży czy mały;

- grupowanie – polega na porządkowaniu i, w miarę możliwości, uszeregowaniu kategorii wpływu, np. w przypadku metody Eco-indicator 99 wskaźniki kategorii są definiowane w odniesieniu do trzech punktów końcowych celem osiągnięcia optimum powiązań ekologicznych. Wskaźniki kategorii wpływu, które dotyczą tych samych punktów końcowych są tak definiowane, aby ich jednostki wyrażania wyników były takie same. Pozwala to na sumowanie wyników wskaźników w ramach grup. Oznacza to, że końcowy wynik oceny może być prezentowany w postaci trzech wskaźników na poziomie punktów końcowych bez ważenia;
- ważenie – wyniki zostały pomnożone przez współczynniki ważności¹⁷⁴, a wartości wyrażone są np. w metodzie Eco-indicator 99 w ekopunktach Pt dla poszczególnych kategorii szkody. Punkty te mogą być sumowane informując o całkowitym potencjalnym wpływie wyrażonym w postaci jednej liczby;
- analiza jakości danych¹⁷⁵.

Czwarta obowiązkowa faza LCA to interpretacja, która obejmuje sformułowanie wniosków z przeprowadzonej analizy, zgodnie z wytyczonym w pierwszej fazie celem, oraz weryfikację uzyskanych wyników (analiza wrażliwości) i sposobu ich prezentacji. Weryfikując wyniki sprawdza się iteracyjnie kompletność i poprawność danych, a w przypadku ich braku zaleca się analizę uzupełnić i powtórzyć. Na podstawie wniosków podejmuje się decyzje mające zminimalizować niepożądane wpływy na środowisko działalności, a przez to poprawę jego stanu oraz decyzje dotyczące oceny rozwiązań technologicznych pozwalających na poprawę jakości produktu¹⁷⁶. Należy zatem tę fazę przeprowadzić z maksymalnym obiektywizmem i jak największą przejrzystością, aby uniknąć zniekształcenia danych.

2.2.3. Przegląd metod oceny wpływu cyklu życia

Istnieje kilka uznanych metod oceny wpływu cyklu życia, opracowanych głównie w ośrodkach naukowych Japonii, USA i krajów europejskich, a odnoszących dane do warunków tych krajów lub średnich w Europie. Metody różnią się niektórymi kategoriami wpływu oraz parametrami charakteryzowania dla wybranych kategorii wpływu, jak i zasięgiem oceny (punkty pośrednie lub punkty końcowe). Najbardziej powszechnie stosowane metody to:

¹⁷⁴ Na podstawie: PN-EN ISO 14044: 2009..., op.cit.

¹⁷⁵ J. Kulczycka, A. Henclik, *LCA uniwersalną techniką zarządzania środowiskowego*, Przegląd Górniczy, nr 4/2006, Katowice 2006, s. 43–47.

¹⁷⁶ J. Kulczycka (red.), *Ekologiczna ocena cyklu życia (LCA) nową techniką zarządzania środowiskowego*, Wyd. IGSMiE PAN, Kraków 2001, s. 1–114.

- Eco-indicator 99 – Pre Holandia¹⁷⁷,
- Impact 2002+ – EPFL, Szwajcaria¹⁷⁸,
- CML 2002 – CML, Holandia¹⁷⁹,
- ReCiPe – RUN, PRe, CML, RIVN, Holandia¹⁸⁰,
- EDIP 97, EDIP 2003 – DTU, Dania¹⁸¹,
- LIME – AIST, Japonia¹⁸²,
- LUCAS – CIRAIG, Kanada¹⁸³,
- Ecological scarcity (ecoscaricity), E2, ESU-service, Szwajcaria¹⁸⁴,
- TRACI – US EPA, USA¹⁸⁵,
- MEEuP – VhK, Holandia¹⁸⁶.

Metody Eco-indicator 99, IMPACT 2002+, CML oraz ReCiPe bazują przede wszystkim na danych pochodzących z krajów europejskich, tzn. modelują wpływ przyjmując uśrednione warunki europejskie (temperatura, wilgotność, ciśnienie, emisje itp.), a strumienie normalizacyjne i kryteria ważenia są odnoszone do Europy. Metody te zostały zaimplementowane do oprogramowań wykorzystywanych do ocen cyklu życia, np. SimaPro, Gabi i są powszechnie stosowane przez specjalistów wykonujących analizy metodą LCA.

Metoda Eco-indicator 99

Metoda Eco-indicator 99, która stosuje podejście ukierunkowane na ocenę w punktach końcowych¹⁸⁷ została przygotowana na zlecenie holenderskiego Ministerstwa Budownictwa Mieszkaniowego, Planowania Przestrzennego i Środowiska (VROM), a jej opis w języku

¹⁷⁷ M. Goedkoop, R. Spriensma, *Eco-indicator 99, A damage oriented method for life cycle impact assessment. Methodology report 2000*, PRé Consultants b.v., Amersfoort, The Netherlands, 2000.

¹⁷⁸ P. Crettaz, L. Rhomberg, K. Brand, D.W. Pennington, O. Jolliet, *Assessing Human Health Response in Life Cycle Assessment using ED10s and DALYs: Carcinogenic Effects*; Int. J. of Risk Analysis, 22 (5), 2002.

¹⁷⁹ J.B. Guinée (red.), M. Gorée, R. Heijungs, G. Huppes, R. Klein, A. de Koning, L. van Oers, A. Wegener Sleeswijk, S. Suh, H.A. Udo de Haes, J.A. de Bruijn, R. van Duinand, M.A.J. Huijbregts, *Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards*, Series: *Eco-efficiency in industry and science*, Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, Hardbound, Paperback, 2002.

¹⁸⁰ A.M. de Schryver, K.W. Brakkee, M.J. Goedkoop, M.A.J. Huijbregts, *Characterization Factors for Global Warming in Life Cycle Assessment Based on Damages to Humans and Ecosystems*, Environmental Science and Technology 43 (6), 2009, s. 1689–1695.

¹⁸¹ H. Wenzel, M.Z. Hauschild, L. Alting, *Environmental assessment of products. Vol. 1 - Methodology, tools and case studies in product development*, Chapman & Hall, UK, Kluwer Academic Publishers, Hingham, MA, USA 1997.

¹⁸² N. Itsubo, M. Sakagami, T. Washida, K. Kokubu, A. Inaba, *Weighting Across Safeguard Subjects for LCIA through the Application of Conjoint Analysis*, I J LCA 9(3), 2004.

¹⁸³ L. Toffoletto, C. Bulle, J. Godin, C. Reid, L. Deschênes, *LUCAS – A New LCIA Method Used for a Canadian- Specific Context*, I J LCA 12(2), 2007.

¹⁸⁴ G. Brand, A. Braunschweig, A. Scheidegger, O. Schwank, *Weighting in Ecobalances with the Ecoscaricity Method–Ecofactors 1997*, BUWAL (SAFEL) Environment Series No 297, Bern 1998.

¹⁸⁵ J.C. Bare, G.A. Norris, D.W. Pennington, T. McKone, *TRACI, The Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts*, Journal of Industrial Ecology, V. 6, No 3–4, 2003.

¹⁸⁶ R. Kemna, M. van Elburg, W. Li, R. van Holstein, *MEEuP – The methodology Report*, EC, Brussels 2005.

¹⁸⁷ M. Goedkoop, R. Spriensma, *Eco-indicator 99...*, op.cit.

polskim znajduje się m.in. w publikacjach Kulczycka (red.) 2001¹⁸⁸, Lewandowska 2006¹⁸⁹, Kowalski, Kulczycka, Góralczyk 2007¹⁹⁰. W metodzie tej wyniki analizy zbioru – na podstawie opracowanych modeli charakteryzowania bazujące na odpowiednich mechanizmach środowiskowych – są przypisywane do jedenastu kategorii wpływu, grupowanych następnie w trzy kategorie szkody (tab. 2.3).

Tabela 2.3

Kategorie wpływu i szkody w metodzie Eco-indicator 99

Table 2.3

Impact and damages categories in Eco-indicator 99 methods

Kategorie szkody	Kategoria wpływu
Zdrowie ludzkie	zmiany klimatu (efekt cieplarniany) zubożenie warstwy ozonowej czynniki rakotwórcze układ oddechowy związki organiczne układ oddechowy związki nieorganiczne promieniowanie jonizujące
Jakość ekosystemu	ekotoksyczność zakwaszanie/eutrofizacja zajęcie terenu (użytkowanie powierzchni ziemi, przekształcenie powierzchni ziemi)
Zmniejszenie zasobów	zasoby surowców mineralnych zasoby paliw kopalnych

Źródło: www.pre.nl oraz J. Kulczycka, *Ekologiczna ocena cyklu życia produktu, procesu i systemu*, Przegląd Komunalny 11/2009

Poszczególne kategorie wpływu i szkody są wyrażone w odpowiednio dobranych jednostkach, tak aby można było dokonać ich porównania:

1. Szkody dla zdrowia ludzkiego (w jednostkach *DALY Disability Adjusted Life Years*¹⁹¹) pozwalają określić względne skrócenie czasu życia ludzkiego w wyniku szkodliwych oddziaływań. Opracowano model oddziaływań czynników rakotwórczych na układ oddechowy¹⁹², zmian klimatu¹⁹³, zubożenia warstwy ozonowej (m.in. różne odmiany raka skóry i zaćmy)¹⁹⁴ i promieniowania jonizującego.

2. Szkody dla jakości ekosystemu wyrażane są jako udział procentowy gatunków zanikających na danym obszarze w wyniku oddziaływania na środowisko zanieczyszczeń. Na-

¹⁸⁸ J. Kulczycka (red.), *Ekologiczna ocena...*, op.cit., s. 11–14.

¹⁸⁹ A. Lewandowska, *LCA. Środowiskowa...*, op.cit., s. 1–160.

¹⁹⁰ Z. Kowalski, J. Kulczycka, M. Góralczyk, *Ekologiczna ocena...*, op.cit., s. 1–202.

¹⁹¹ DALY jest to jednostka stosowana przez WHO i Bank Światowy do oceny statystyk zdrowotnych.

¹⁹² O.J. Hanssen, O.A. Asbjørnsen, *Statistical properties of emission data in life cycle assessment*, J. Cleaner Prod. 4, 3–4, 1996.

¹⁹³ M. Goedkoop, R. Spriensma, *Eco-indicator 99 ...*, op.cit.

¹⁹⁴ P. Martens, *Health and climate change. Modelling the impacts of global warming and ozone depletion*, London: Earthscan Publications 1998, oraz *UNEP: Environmental Effects of Ozone Depletion: 1994 Assessment*, United Nations Environmental Program, see <http://sedac.ciesin.org>.

tomiaś ekotoksyczność jest wyrażana jako udział tych wszystkich gatunków znajdujących się w środowisku, które żyją pod wpływem toksycznego stresu PAF (*Potentially Affected Fraction*). Jednostką odniesienia jest $\text{PAF} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{rok}^{195}$. Jako osobne kategorie wpływu traktowane są: zakwaszanie, eutrofizacja oraz zajęcie terenu. Ta ostatnia kategoria bazuje na danych empirycznych dotyczących obecności gatunków naczyniowych w funkcji sposobu użytkowania terenu i jego wielkości. Wpływ na określone gatunki naczyniowe w poszczególnych obszarach środowiska określany jest przez wskaźnik PDF (*Potentially Disappeared Fraction*)¹⁹⁶, przy czym $\text{PDF} = \text{PAF}/10^{197}$.

3. Zmniejszanie zasobów naturalnych oceniane jest jakością pozostałych do wydobycia zasobów surowców mineralnych, w tym paliw kopalnych. Określa się to wyższym zużyciem energii w MJ/Mg (*surplus energy*) na eksploatację takich zasobów¹⁹⁸. Wśród zasobów naturalnych wyróżnia się zasoby surowców metalicznych i chemicznych, pospolitych, energetycznych (np. paliw kopalnych), odnawialnych (energia słoneczna, energia wodna), a także zasoby środowiska naturalnego – abiotyczne (gleba, woda, powietrze) i biotyczne (np. florę i faunę)¹⁹⁹. Do analizy zależności pomiędzy jakością i dostępnością zasobów surowców mineralnych i paliw kopalnych używane są modele geostatystyczne²⁰⁰.

Sposób przyporządkowania poszczególnych kategorii wpływu do odpowiednich kategorii szkód (punkty końcowe) zaprezentowano na rysunku 2.4. Możliwe jest sumowanie wyników w kategoriach szkód, ponieważ wyrażane są one w tych samych jednostkach. W związku z tym wynik końcowy oceny może być prezentowany trzema wskaźnikami, co znacznie ułatwia dalszą interpretację.

Następnie przeprowadza się proces normalizacji. Wartością odniesienia jest informacja o wpływie na środowisko, tj. wielkość emisji, jaki wywiera średnio jeden Europejczyk w ciągu jednego roku, tzw. jednostka osobo-równoważna. Oblicza się ją dzieląc całkowitą wielkość emisji i zużywanych w Europie zasobów przez liczbę jej mieszkańców. Znormalizowane wyniki wpływu (w jednostkach niemianowanych) obliczane są dla poszczególnych kategorii wpływu i szkody.

Po normalizacji następuje proces ważenia, w którym przekształca się wartości wskaźników w parametry liczbowe poprzez przyznanie określonej ilości punktów każdej z kategorii szkód. Współczynniki te zostały opracowane na podstawie danych z kwestionariuszy przesłanych do wybranych przedstawicieli społeczności. W celu minimalizacji subiektywności procesu ważenia określono, że wpływ na środowisko może być oceniany w dłuższej perspektywie czasowej (kiedy zostały włączone wyniki z badań naukowych),

¹⁹⁵ M. Goedkoop, R. Spriensma, *Eco-indicator 99...*, op.cit.

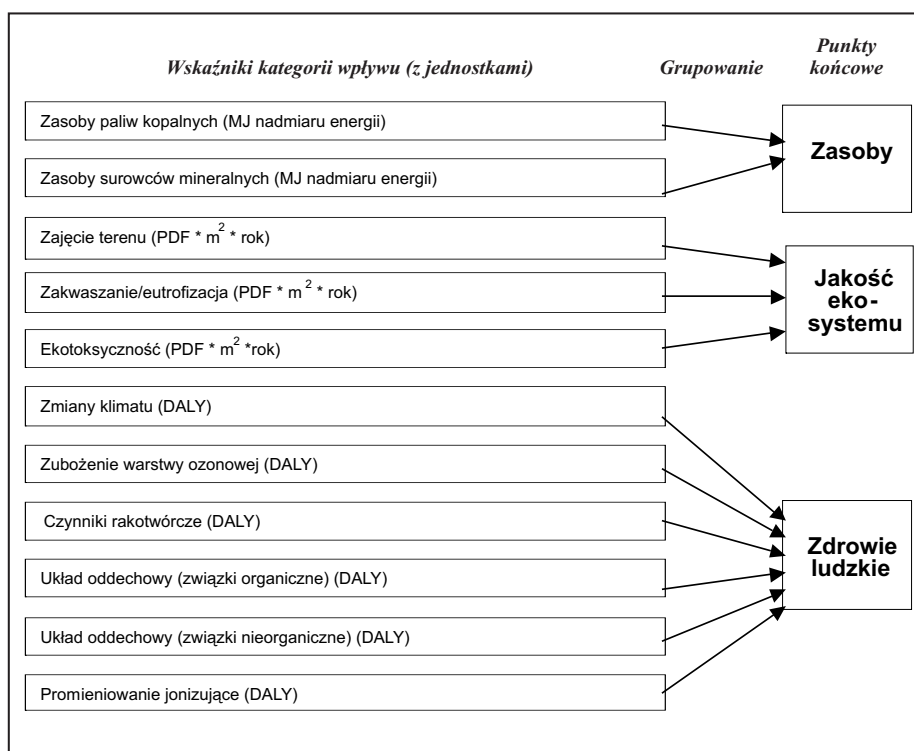
¹⁹⁶ A. Azapagic, R. Clift, *Allocation of environmental burdens in multiple-function systems*, J. Cleaner Prod. 7 (1999), s. 101–119.

¹⁹⁷ M. Goedkoop, R. Spriensma, *Eco-indicator 99...*, op.cit.

¹⁹⁸ R. Mueller-Wenk, *Damage categories and damage functions as core elements of life-cycle impact assessment*, IWOE Discussinsbeitrag 36, University of St. Gallen, 1996.

¹⁹⁹ M. Goedkoop, R. Spriensma, *Eco-indicator 99...*, op.cit.

²⁰⁰ M. Goedkoop, R. Spriensma, *Eco-indicator 99...*, op.cit.



Rys. 2.4. Sposób grupowania kategorii wpływu w metodzie Eco-indicator 99

Źródło: www.pre.nl oraz Z. Kowalski, J. Kulczycka, M. Góralczyk, *Ekologiczna...*, op. cit., s. 108

Fig. 2.4. Grouping of impact categories in the Eco-indicator 99 method

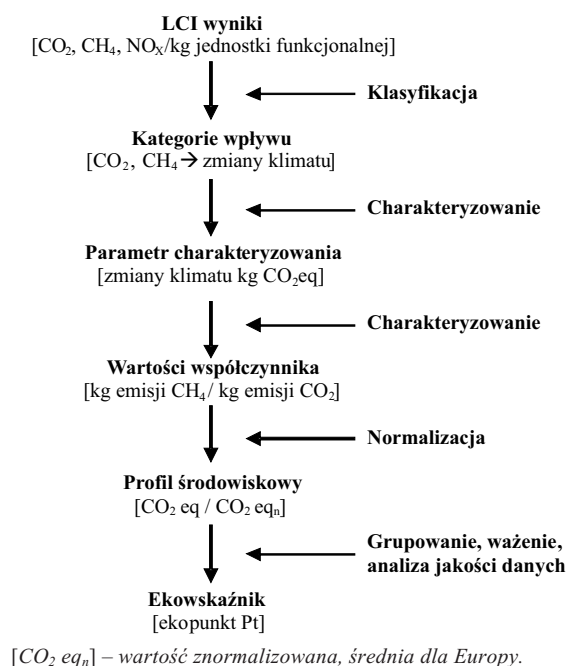
krótkiej perspektywie czasowej (kiedy oparto go na sprawdzonych efektach i ocenach) lub mieć charakter perspektywiczny (kiedy bazuje na konsensusie teorii naukowych dotyczących oceny efektów). Przedstawione trzy wersje ocen (powiązane z archetypami perspektywy czasowej): egalitarna (E), indywidualna (I) i hierarchiczna (H), stanowią elementy systemu oceny stopnia ważności określanego jako *The Cultural Theory*²⁰¹. Najczęściej używana i rekomendowana jako ujęcie standardowe metody Eco-indicator 99 jest wersja hierarchistyczna – wpływ na przyszłe pokolenia i mieszkańców odległych regionów jest równie ważny, jak na obecne pokolenia i ludność miejscową. Wersja indywidualistyczna preferuje perspektywę krótszego czasu, a egalitarna – dłuższego czasu, w której wpływ na przyszłe pokolenia jest bardziej istotny niż na obecne.

Sumując wartości wskaźników kategorii szkód po procesie ważenia można ocenić wpływ określonych procesów lub produktów za pomocą jednego ekowskaźnika wyrażonego w tzw. ekopunktach (Pt). 1 Pt definiuje się jako stosunek całkowitego rocznego obciążenia śro-

²⁰¹ M. Goedkoop, R. Spriensma, *Eco-indicator 99...*, op.cit.

dowiska (emisje, zużycie surowców, zużycie gruntów) w Europie do liczby mieszkańców pomnożonych przez 1000. W ten sposób ekowskażnik wynoszący 1000 Pt odpowiada rocznemu obciążeniu środowiska przez przeciętnego mieszkańca Europy (i przypadającego na 1 mieszkańca Europy), gdy np. całkowite obciążenie dla środowiska spowodowane danym wyrobem (jednostka funkcjonalna) wynosi 500 000 Pt, jest to równoważne obciążeniu, które jest powodowane przez 500 mieszkańców Europy rocznie. Im wyższa liczba, tym potencjalny wpływ na środowisko analizowanego procesu lub produktu jest większy²⁰². Zazwyczaj wielkość Pt dla pojedynczych wyrobów przyjmuje bardzo małe wartości, stąd najczęściej jest przedstawiana w postaci zapisu wykładniczego (np. $2,3 \cdot 10^{-11}$ lub $2,3E-11$) lub zapisu mPt (mili ekopunkty). Takie ujęcia umożliwia kwantyfikowanie wielkości wpływu, co w znacznym stopniu ułatwia identyfikację i hierarchizację problemów środowiskowych oraz porównywanie wariantów (jednak jedynie w przypadku przyjęcia równoważnej jednostki funkcjonalnej)²⁰³.

Procedury postępowania i etapy przekształcania danych w jeden ekowskażnik w metodzie Eco-indicator 99 zobrazowano na rysunkach 2.5 i 2.6.



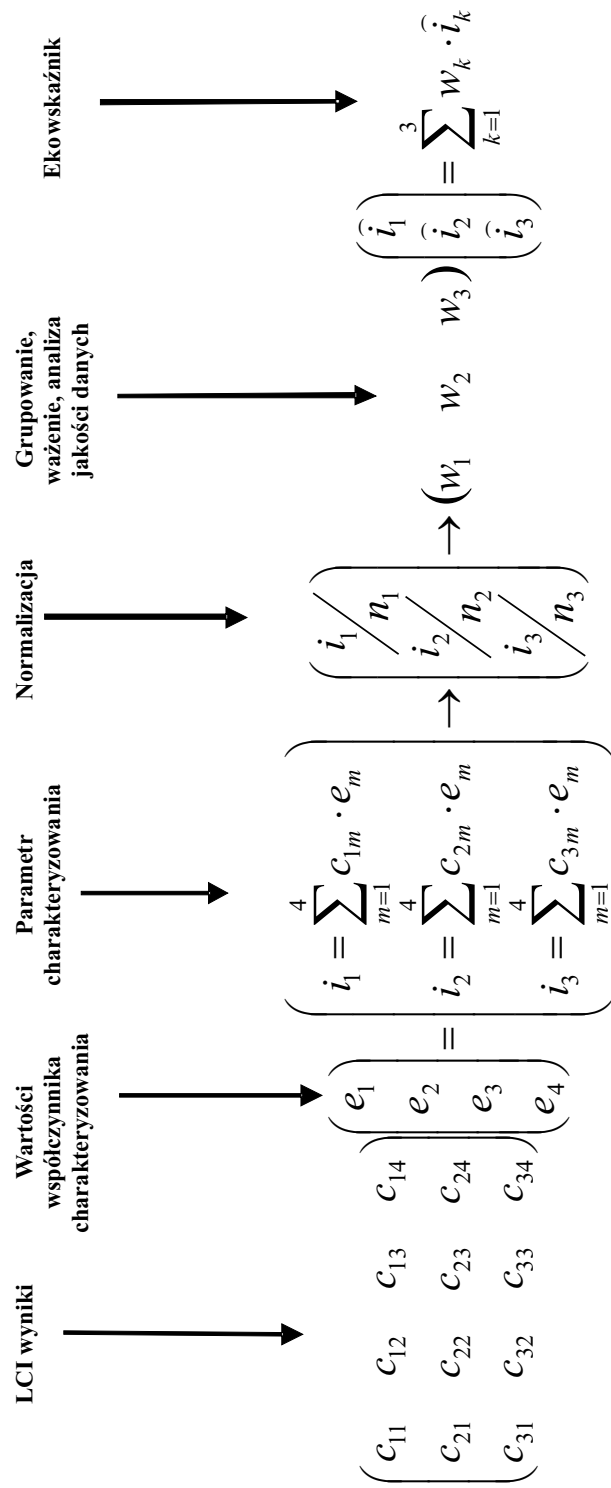
Rys. 2.5. Procedura postępowania w metodzie Eco-indicator 99 w fazie LCIA

Źródło: opracowanie własne na podstawie www.pre.nl

Fig. 2.5. Eco-indicator 99 procedure in the LCIA phase

²⁰² J. Kulczycka, A. Henclik, *LCA uniwersalna...*, op.cit., s. 43–47.

²⁰³ J. Kulczycka, A. Henclik, *Ocena cyklu życia wybranych branż przemysłu w Polsce*, [W:] T. Pindór (red.), *Środowiskowe aspekty restrukturyzacji przemysłu w Polsce w latach 1989–2006*, Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok 2006, s. 186–195.



Rys. 2.6. Etapy przekształcania danych w metodzie Eco-indicator 99 w ekowskażnik
Źródło: opracowanie własne na podstawie: www.pre.nl

Fig. 2.6. Stages of data conversion into eco-indicator in the Eco-indicator 99 method

Metoda CML 92

Metoda CML 92 (i późniejsza jej wersja CML 2000) jest typowym przykładem metody punktów pośrednich. Przewodnik po metodzie CML zawiera wykaz oceny wpływu kategorii, pogrupowanych na:

- 1) obowiązkowe kategorie wpływu (używane w większości badań LCA),
- 2) dodatkowe kategorie wpływu (wskaźniki dla nich są obliczone, ale nie są one często używane),
- 3) inne kategorie wpływu, nie posiadające opracowanych parametrów charakteryzowania i stąd też niemożliwe jest ich włączenie do ilościowych analiz LCA.

Wskaźniki kategorii wpływu są wybrane z poziomu bliskiego wynikom LCI, np. kategoria wpływu globalne ocieplenie bazuje na wielkości natężenia promieniowania podczerwonego, a kategoria zakwaszanie na liczbie protonów, które mogą być uwalniane na 1 kg emitowanej substancji, lub jest wyrażana przy użyciu wskaźnika, jakim jest wielkość ładunku krytycznego dla danego ekosystemu w odniesieniu do uwolnionych cząstek zakwaszających.

W metodzie CML użyto tylko rekomendowanych w *Handbook on Life Cycle Assessment. Operational guide to the ISO standards*²⁰⁴ wskaźników bazowych, obliczanych na podstawie modeli:

- wskaźnika zmniejszania się zasobów abiotycznych – odnoszącego się do kategorii wpływu zubożenia zasobów abiotycznych związanej z ochroną poziomu życia, zdrowia ludzi i jakości ekosystemu,
- wskaźnika zmiany klimatu – odnoszącego się do kategorii globalnego ocieplenia i związanego z emisją gazów cieplarnianych do atmosfery. Wpływa on na jakość ekosystemu, zdrowie ludzkie i poziom dobrobytu,
- wskaźnika zmniejszania się zasobów ozonu stratosferycznego – odnoszącego się do zubożenia warstwy ozonowej, której zmniejszanie się powoduje dopływ do powierzchni Ziemi większej ilości promieniowania ultrafioletowego, co ma negatywny wpływ na zdrowie ludzi, zwierząt, ekosystemy lądowe i wodne, cykle biochemiczne i materiały,
- wskaźnika oddziaływania na zdrowie ludzkie – odnoszącego się do wpływu substancji toksycznych na zdrowie ludzkie (ale nie ekspozycji w środowisku pracy),
- wskaźnika ekotoksyczności dla zasobów świeżej wody – dotyczy wpływu na zasoby świeżej wody powstającego w efekcie emisji substancji toksycznych do wody, powietrza i gleb,
- wskaźnika ekotoksyczności dla zasobów wód morskich – stanowiącego parametr charakteryzowania w odniesieniu do modelowania wpływu substancji toksycznych na ekosystemy mórz,
- wskaźnika ekotoksyczności dla ekosystemu glebowego – stanowiącego parametr charakteryzowania w odniesieniu do modelowania wpływu substancji toksycznych na ekosystem gleb,

²⁰⁴ J.B. Guinée (red.), *Handbook on life...*, op.cit.

- wskaźnika powstawania fotoutleniaczy – dotyczącego utleniania fotochemicznego (tzw. smog letni),
- wskaźnika zakwaszania mającego różny wpływ na gleby, wody gruntowe i powierzchniowe, organizmy, ekosystemy i materiały (budowle),
- wskaźnika eutrofizacji,
- wskaźnika odoru.

Metoda IMPACT 2002+

W metodzie IMPACT 2002+ zaproponowano połączenie podejścia klasycznego opartego na wskaźnikach (jak w metodzie CML) z ujęciem oceny ukierunkowanym na szkody (jak w metodzie Eco-indicator 99) i pogrupowano podobne kategorie wpływu (punkty pośrednie) do kategorii szkód. Jedna kategoria wpływu może być przypisana do jednej lub kilku kategorii szkody. Kategorie wpływu zostały przetransponowane lub dostosowane z innych metod (Eco-indicator 99, CML 2002, danych IPCC, USEPA czy bazy danych Ecoinvent) oraz wprowadzono nowe, tj. wpływ toksyczności na ludzi i ekotoksyczność. Dlatego też zaproponowano wprowadzenie 15 punktów pośrednich (kategorii wpływu, z których eutrofizacja i zakwaszanie nie zostały jeszcze ujęte w kategorii szkody), sumujących się do czterech kategorii szkód:

- 1) zdrowie ludzkie (DALY): czynniki rakotwórcze, czynniki nierakotwórcze, wpływ związków organicznych na układ oddechowy, wpływ związków nieorganicznych na układ oddechowy, promieniowanie jonizujące, zubożenie warstwy ozonowej,
- 2) jakość ekosystemu ($\text{PDF} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{rok}$): ekotoksyczność wodna, ekotoksyczność lądowa, zakwaszanie lądowe, zajęcie terenu,
- 3) zmiany klimatu (kg równoważnego CO_2): globalne ocieplenie,
- 4) zużycie zasobów (energia pierwotna, MJ): energia nieodnawialna, eksploatacja surowców.

Kategorie szkód są normalizowane przez podzielenie wpływu emisji jednostkowej przez całkowity wpływ wszystkich substancji z danej kategorii, dla której istnieją współczynniki charakteryzowania, dla jednej osoby w odniesieniu do jednego roku (dla Europy).

W IMPACT 2002+ stosowane są różne rodzaje jednostek:

- na poziomie punktu pośredniego: kg równoważnego CO_2 ,
- na poziomie kategorii szkód: DALY, $\text{PDF} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{rok}$, kg równoważnego CO_2 , MJ,
- na poziomie szkód po normalizacji: ekopunkty obliczane oddzielenie dla każdej kategorii szkody, które określają średni wpływ w określonej kategorii, spowodowany przez jedną osobę w ciągu roku w Europie (np. wpływ 3 punktów w kategorii jakość ekosystemu oznacza średni roczny wpływ trzech Europejczyków).

Metoda ReCiPe

Metoda ReCiPe została stworzona przez RIVM (*Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu* – Narodowy Instytut Zdrowia Publicznego i Ochrony Środowiska Holandii), CML (*Centrum voor Milieukunde Leiden* – Instytut Nauk o Środowisku w Leiden), PRé Con-

sultants, RUD (*Radboud Universiteit Nijmegen* – Uniwersytet w Nijmegen) and CE Delft. Ma ona na celu integrację stosowanych do tej pory metod i ustalenie ich wspólnych ram (głównie wskaźników podanych w publikacji *Handbook on LCA* i powszechnie stosowanej metody *Eco-Indicator 99*), jak również poprawę jakości oraz aktualizację stanu wiedzy dotyczącą ochrony i stanu środowiska. W metodzie ReCiPe zalecane jest prowadzenie analizy w 18 punktach pośrednich (kategorii wpływu), które następnie mogą być agregowane do trzech kategorii szkód:

1) zdrowie ludzkie (DALY) obejmującej kategorii wpływu, tj.: zmiana klimatu, zubożenie warstwy ozonowej, toksyczność dla ludzi, tworzenie się fotochemicznych utleniaczy, powstawanie cząsteczek pyłu, promieniowanie jonizujące,

2) różnorodność ekosystemu (gatunek/rok), zawierającej kategorii: zakwaszanie lądowe, eutrofizacja wód słodkich, eutrofizacja wód słonych, ekotoksyczność lądowa, ekotoksyczność dla wód słodkich, ekotoksyczność dla wód słonych, zajmowanie terenów rolnych, zajmowanie terenów miejskich, przekształcanie terenów,

3) dostępność zasobów (USD), określoną na podstawie kategorii: paliwa kopalne oraz surowce metaliczne.

Interpretacja wyników w trzech kategoriach szkód jest łatwiejsza, chociaż obarcza je większa niepewność. Zaletą takiego podejścia jest, że każdy wykonujący analizę może sam wybrać poziom szczegółowości i niepewności wyników analiz. Metoda ReCiPe (podobnie jak metoda IMPACT 2002+) jest połączeniem dwóch najbardziej znanych metod oceny wpływu cyklu życia: CML i Eco-indicator 99²⁰⁵.

Ze względu na przyjęcie w poszczególnych metodach różnych założeń dla modeli charakteryzowania i normalizacji (np. rok odniesienia) oraz odmiennych kryteriów na etapie ważenia to wyniki przedstawiają zróżnicowane wartości (tab. 2.4–2.8). W efekcie, jeżeli nawet w metodzie Eco-indicator 99 i Impact 2002+ końcowe wyniki wyrażone są w tej samej jednostce – punktach, to mogą mieć inne wartości i inne punkty, bowiem zostały wyliczone w etapach charakteryzowania, normalizowania i ważenia bazujących na odmiennych parametrach. Takie podejście powoduje, iż w praktyce często stosowana jest jedna metoda (np. Eco-indicator 99), a pozostałe wykorzystuje się do interpretacji wyników oraz analiz porównawczych.

Ilość wprowadzanych metod oraz sposoby udoskonalania już istniejących potwierdzają rozwój metody LCA i konieczność jej udoskonalania. Jednak już wypracowane wzorce i metody spowodowały, iż jest ona szeroko stosowana w praktyce. Wyniki przedstawiane w punktach pośrednich (kategoriach wpływu) są powszechnie akceptowane, a różnice wynikające z wyboru stosowanej metody są często wykorzystywane do weryfikacji wyników (np. analizy wrażliwości)²⁰⁶. Przetworzenie końcowego wyniku analiz jedynie w eko-

²⁰⁵ J. Kulczycka, A. Henclik, *Potencjalna ocena wpływu na środowisko wybranych metod gospodarowania odpadami z wykorzystaniem metody oceny cyklu życia (LCA)*, [W:] J. Kulczycka, E. Pietrzyk-Sokulska (red.), *Ewaluacja gospodarki...*, op.cit., s. 31–37.

²⁰⁶ L.C. Dreyer, A.L. Niemann, M.Z. Hauschild, *Comparison of Three Different LCIA Methods: EDIP97, CML2001 and Eco-indicator 99*, International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 8, No 4, July, 2003, s. 191–200.

Table 2.4Wartości kategorii wpływu dla emisji 1 kg CO₂ (powietrze)**Table 2.4**Value of impact categories for 1 kg CO₂ emission (air)

Kategoria wpływu		Efekt cieplarniany lub zmiana klimatu
metoda	etap	
Eco-indicator 99	charakteryzowanie	$0,21 \cdot 10^{-6}$ DALY
	normalizacja	$1,37 \cdot 10^{-5}$
	ważenie	$546,84 \cdot 10^{-5}$ Pt
IMPACT 2002+	charakteryzowanie	1,00 kg CO ₂ eq
	normalizacja	$1,01 \cdot 10^{-4}$
	ważenie	1,01 Pt
CML 2 baseline 2000	charakteryzowanie	1,00 kg CO ₂ eq
	normalizacja	$3,96 \cdot 10^{-12}$
ReCiPe Midpoint	charakteryzowanie	1,00 kg CO ₂ eq
	normalizacja	$8,90 \cdot 10^{-5}$

Źródło: opracowanie własne na podstawie: www.pre.nl

Tabela 2.5

Wartości kategorii wpływu dla emisji 1 kg CO (powietrze)

Table 2.5

Value of impact categories for 1 kg CO emission (air)

Kategoria wpływu		Efekt cieplarniany lub zmiana klimatu	Tworzenie utleniaczy fotochemicznych	Układ oddechowy (związki nieorganiczne)
metoda	etap			
Eco-indicator 99	charakteryzowanie	$3,22 \cdot 10^{-7}$ DALY	–	–
	normalizacja	$2,10 \cdot 10^{-5}$	–	–
	ważenie	$628,87 \cdot 10^{-5}$ Pt	–	–
IMPACT 2002+	charakteryzowanie	1,57 kg CO ₂ eq	–	$10,44 \cdot 10^{-4}$ kg PM 2,5 eq
	normalizacja	$1,59 \cdot 10^{-4}$	–	$1,03 \cdot 10^{-3}$ Pt
	ważenie	$1,59 \cdot 10^{-4}$ Pt	–	$1,03 \cdot 10^{-3}$ Pt
CML 2 baseline 2000	charakteryzowanie	1,53 kg CO ₂ eq	$2,70 \cdot 10^{-2}$ kg C ₂ H ₄ eq	–
	normalizacja	$6,06 \cdot 10^{-12}$	$1,48 \cdot 10^{-10}$	–
ReCiPe Midpoint	charakteryzowanie	–	–	–
	normalizacja	–	–	–

Źródło: opracowanie własne na podstawie: www.pre.nl

Tabela 2.6

Wartości kategorii wpływu dla emisji 1 kg SO₂ (powietrze)

Table 2.6

Value of impact categories for 1 kg SO₂ emission (air)

Kategoria wpływu		Zakwaszanie (woda)	Zakwaszanie (gleba)	Toksyczność dla ludzi	Tworzenie utleniaczy fotochemicz- nych	Układ oddechowy (związki nieorganiczne)
metoda	etap					
Eco-indicator 99	charaktery- zowanie	1,04 PDF · m ² · rok	–	–	–	5,46 · 10 ⁻⁵ DALY
	normalizacja	2,03 · 10 ⁻⁴	–	–	–	355,45 · 10 ⁻⁵
	ważenie	811,98 · 10 ⁻⁴ Pt	–	–	–	1,42 Pt
IMPACT 2002+	charaktery- zowanie	1,00 kg SO ₂ eq	1,00 kg SO ₂ eq	–	–	7,80 · 10 ⁻² kg PM _{2,5} eq
	normalizacja	–	7,59 · 10 ⁻⁵	–	–	76,99 · 10 ⁻⁴
	ważenie	–	7,59 · 10 ⁻⁵ Pt	–	–	76,99 · 10 ⁻⁴ Pt
CML 2 baseline 2000	charaktery- zowanie	1,20 kg SO ₂ eq	–	9,60 · 10 ⁻² kg 1,4-DB eq	4,80 · 10 ⁻² kg C ₂ H ₄ eq	–
	normalizacja	3,71 · 10 ⁻¹²	–	1,60 · 10 ⁻¹⁵	4,60 · 10 ⁻¹³	–
ReCiPe Midpoint	charaktery- zowanie	–	1,00 kg SO ₂ eq	–	8,11 · 10 ⁻² kg NMVOC eq	0,20 kg PM ₁₀ eq
	normalizacja	–	2,90 · 10 ⁻²	–	14,35 · 10 ⁻⁴	1,34 · 10 ⁻²

Źródło: opracowanie własne na podstawie: www.pre.nl

punktach nie jest rekomendowane przez normę ISO 14040, szczególnie w tzw. stwierdzeniach porównawczych udostępnianych publicznie²⁰⁷, stąd wyniki szczegółowe analiz są zazwyczaj prezentowane i w kategoriach wpływu i szkody. Jednak porównania w ekopunktach są już powszechnie stosowane dla oceny równoważnych systemów o takiej samej jednostce funkcjonalnej, a zwłaszcza, gdy korzysta się z tych samych baz danych. Z przeglądu publikacji referatów wydanych w czasopismach *Springer i Elsevier* wynika, iż w latach 2000–2008 wydanych zostało 245 referatów w których występowało słowo „Eco-indicator 99”, przy czym ich kumulacja następuje w ostatnich latach, bowiem licząc od 2005 r. było takich artykułów aż 197. Jest już bowiem ogólnie przyjęte, że proponowany sposób oceny wpływu LCIA zastosowany w metodzie Eco-indicator 99 jest najwłaściwszy do oceny zanieczyszczeń powodowanych przez przemysł w Europie²⁰⁸.

²⁰⁷ PN-EN ISO 14040: 2009, ..., op cit, s. 41.²⁰⁸ P. Mizsey, L. Delgado, T. Benko, *Comparison of environmental impact and external cost assessment methods*, International Journal of Life Cycle Assessment Vol. 14, No 7, November 2009, s. 665–675.

Tabela 2.7

Wartości kategorii wpływu dla emisji 1 kg Cr (gleba)

Table 2.7

Value of impact categories for 1 kg Cr emission (soil)

Kategoria wpływu		Toksyczność dla ludzi	Eko-toksyczność (wody lądowe)	Eko-toksyczność (wody – morza, oceany)	Eko-toksyczność (gleba)	Eko-toksyczność	Czynniki nie rakotwórcze
metoda	etap						
Eco-indicator 99	charakteryzowanie	–	–	–	–	42 400 PAF · m ² · rok	–
	normalizacja	–	–	–	–	82,68 · 10 ⁻²	–
	ważenie	–	–	–	–	330,72 Pt	–
IMPACT 2002+	charakteryzowanie	–	448 853,8 kg TEG eq	–	2 246 632 kg TEG eq	–	5,65 kg C2H3Cl eq
	normalizacja	–	16,45 · 10 ⁻⁴	–	1,30	–	2,23 · 10 ⁻³
	ważenie	–	16,45 · 10 ⁻⁴ Pt	–	1,30 Pt	–	2,23 · 10 ⁻³ Pt
CML 2 baseline 2000	charakteryzowanie	300 kg 1,4-DB eq	–	–	–	–	–
	normalizacja	1,60 · 10 ⁻⁰⁹	–	–	–	–	–
ReCiPe Midpoint	charakteryzowanie	0,14 · 10 ⁻³ kg 1,4-DB eq	4,49 · 10 ⁻³ kg 1,4-DB eq	0,18 · 10 ⁻² kg 1,4-DB eq	1,09 · 10 ⁻¹ kg 1,4-DB eq	–	–
	normalizacja	2,34 · 10 ⁻⁷	4,15 · 10 ⁻⁴	0,22 · 10 ⁻³	132,98 · 10 ⁻⁴	–	–

Źródło: opracowanie własne na podstawie: www.pre.nl

W efekcie na podstawie uzyskanych metodą LCA wyników można:

- wskazać te elementy danego produktu, procesu czy usługi, w przypadku których zagrożenia środowiskowe są największe,
- ustalić sposoby minimalizowania wpływu na środowisko – przykładowo poprzez zmianę technologii w tej fazie życia produktu czy procesu, która jest najbardziej uciążliwa dla środowiska,
- wskazać, któremu produktowi (czy procesowi) można przyznać ekoetykietę oraz wybrać wyrób mniej szkodliwy dla środowiska.

Wdrożenie LCA przynosi wymierne korzyści zarówno organizacji, która decyduje się na przeprowadzenie takiej analizy, jak i społeczeństwu oraz środowisku. Ma ona też pewne

Tabela 2.8

Wartości kategorii wpływu dla emisji 1 kg Zn (gleba)

Table 2.8

Value of impact categories for 1 kg Zn emission (soil)

Kategoria wpływu		Toksyczność dla ludzi	Eko-toksyczność (wody lądowe)	Eko-toksyczność (wody – morza, oceany)	Eko-toksyczność (gleba)	Eko-toksyczność	Czynniki nie rakotwórcze
metoda	etap						
Eco-indicator 99	charakteryzowanie	–	–	–	–	29 800 PAF · m ² · r	–
	normalizacja	–	–	–	–	58,11	–
	ważenie	–	–	–	–	232,44 Pt	–
IMPACT 2002+	charakteryzowanie	–	1 395 894 kg TEG eq	–	–	–	745,05 kg C ₂ H ₃ Cl eq
	normalizacja	–	51,15 · 10 ⁻⁴	–	–	–	2 941,45 · 10 ⁻⁴
	ważenie	–	51,15 · 10 ⁻³ Pt	–	–	–	2 941,45 · 10 ⁻⁴ Pt
CML 2 baseline 2000	charakteryzowanie	0,42 kg 1,4-DB eq	47,70 kg 1,4-DB eq	7,21 · 10 ³ kg 1,4-DB eq	24,6 kg 1,4-DB eq	–	–
	normalizacja	7,05 · 10 ⁻¹⁵	2,30 · 10 ⁻¹¹	9,52 · 10 ⁻¹²	9,32 · 10 ⁻¹¹	–	–
ReCiPe Midpoint	charakteryzowanie	6,63 kg 1,4-DB eq	0,27 kg 1,4-DB eq	0,12 kg 1,4-DB eq	5,18 kg 1,4-DB eq	–	–
	normalizacja	10,94 · 10 ⁻³	25,04 · 10 ⁻³	29,04 · 10 ⁻³	631,96 · 10 ⁻³	–	–

Źródło: opracowanie własne na podstawie: www.pre.nl

ograniczenia i utrudnienia w szczególności dotyczące zbierania i weryfikacji danych o poszczególnych procesach (tab. 2.9).

Wykorzystując wyniki LCA w procesie podejmowania decyzji inwestycyjnych istotne znaczenie będą miały takie cechy jak:

- możliwość identyfikacji potencjalnego wpływu na środowisko inwestycji w cyklu życia,
- możliwość porównywania wpływu na środowisko i oceny różnych wariantów technologicznych,
- identyfikacja i wskazanie znaczących aspektów środowiskowych w łańcuchu dostaw istotnych z punktu widzenia inwestora i zależnych od otoczenia (dostawcy materiałów, odbiorcy, sposób użytkowania),

Tabela 2.9

Mocne i słabe strony metody oceny cyklu życia

Table 2.9

Strengths and weaknesses of life cycle assessment method

Mocne strony	Słabe strony
Wypracowanie jak najpełniejszego i jak najdokładniejszego obrazu związków i oddziaływań między konkretną działalnością przemysłu lub dostarczanego produktu a środowiskiem	brak określenia rzeczywistego wpływu na środowisko występującego w danym obszarze
Dostarczenie zarządom organizacji skwantyfikowanej informacji na temat wpływu jej działalności na środowisko, dostarczanego produktu, czy planowanej inwestycji na środowisko	proces zebrania danych jak i prowadzenia analiz jest czasochłonny i skomplikowany
Możliwość oceny alternatywnych rozwiązań – szerokie zastosowanie w eko-projektowaniu	istnienie wielu metod LCA, co świadczy z jednej strony o jej rozwoju, jednak z drugiej o braku konsensusu wśród naukowców i ciągłego doskonalenia modeli
Stworzenie uniwersalnej metody oceny wpływu działalności przemysłowej na środowisko naturalne ²⁰⁹ – możliwość szerokiego korzystania na poziomie mikro i mezo dla oceny produktów, procesów i branż itp.	brak akceptacji stosowania wyników prezentowanych w punktach końcowych do analiz porównawczych prezentowanych publicznie, brak konsensusu w metodzie ważenia
Szczegółowe określenie procedury postępowania opisane w normach ISO 14040	istnienie wielu komercyjnych programów komputerowych do oceny produktów i procesów, brak jednego wypracowanego uniwersalnego oprogramowania
Możliwość wykorzystania wyników w ekomarketingu, CSR, deklaracjach środowiskowych itp.	nie uwzględnia aspektów społecznych i ekonomicznych, szczególnie na poziomie makroekonomicznym
Szanse	Zagrożenia
Włączenie się Komisji Europejskiej w prace dotyczące standaryzacji metody LCA (np. opracowanie podręcznika LCA, utworzenie darmowych baz danych)	wyniki badań analizowanych obiektów są zależne od bardzo dużej liczby danych, a ich dobór i selekcja są obarczone pewnym subiektywizmem
Rekomendowanie stosowania metody LCA w wielu dokumentach UE, jak i coraz powszechniejsze jej wykorzystanie w wielu krajach, a szczególnie w Japonii, USA oraz krajach UE	brak baz danych dla nowych produktów i procesów

Źródło: opracowanie własne

²⁰⁹ J. Kulczycka, A. Henclik, *LCA uniwersalna...*, op.cit., s. 43–47.

- pomoc (dzięki zagregowanym i zanalizowanym danym) w procesie podejmowania decyzji mających na celu zminimalizowanie wpływu na środowisko np. poprzez dobór i ocenę wdrażanej technologii.

Trzeba pamiętać, iż LCA dotyczy tylko ocen środowiskowych dla określenia potencjalnego wpływu na środowisko. W celu wykorzystania LCA do oceny inwestycji niezbędne jest uzupełnianie badań o uwarunkowania lokalne, aspekty ekonomiczne, a często i społeczne. Narzędziem, które powinno być wówczas stosowane jest rachunek kosztów cyklu życia produktu, jednak zmodyfikowany tak, aby był spójny z celem i zakresem oceny cyklu życia analizowanego obiektu.

3. Rachunek kosztów cyklu życia produktu i projektów inwestycyjnych

3.1. Rodzaje kosztów cyklu życia produktu

Koszty cyklu życia produktu (LCC) definiuje się jako całkowite koszty wyrobu w całym okresie życia, zawierające koszty planowania, projektowania, nabycia, eksploatacji, konserwacji oraz demontażu i utylizacji pozostałości pomniejszone o wartość rezydualną²¹⁰. W literaturze zagranicznej spotkać można wiele określeń dotyczących kosztów cyklu życia, jednak większość z nich odnosi się do konkretnego wyrobu, np.:

- LCC jest to całkowity koszt urządzenia lub systemu przez jego pełny cykl życia, włączając w to koszt rozwoju, pozyskania, działania, konserwacji i likwidacji,
- LCC jest sumą wszystkich kosztów ponoszonych podczas cyklu życia budynku, systemu lub produktu. Zawiera koszty projektu, budowy, pozyskania, działania, konserwacji i wartość rezydualną, jeśli istnieje²¹¹,
- LCC jest to całkowity koszt wdrożenia i własności systemu podczas jego cyklu życia. Zawiera koszty rozwoju, pozyskania, działania, konserwacji i serwisowania oraz likwidacji²¹².

Algorytm obliczania kosztów z uwzględnieniem idei cyklu życia został zaproponowany już w 1933 roku w USA, gdy Generalne Biuro Rachunkowe (*General Accounting Office*) dokonało wyboru zakupu traktorów na podstawie kosztów nabycia i kosztów ich eksploatacji. W latach pięćdziesiątych XX wieku w USA opracowano normy szacowania kosztów dla zakupów prowadzonych ze środków budżetowych z uwzględnieniem kosztów eksploatacji, a w dwadzieścia lat później koszty w takim ujęciu zaczęły być oficjalnie stosowane przez instytucje rządowe do zakupu broni, budynków, środków transportu. Obecnie w USA wszystkie instalacje będące własnością ogółu społeczeństwa i funkcjonujące przez ponad dwa lata wymagają prowadzenia rachunku z uwzględnieniem kosztów cyklu życia produktu. Rachunek ten prowadzony jest na podstawie szczegółowo opisanych procedur (np. dla produktów zużywających energię według 10 CFR 436 A, *Life Cycle Cost Methodology and*

²¹⁰ Według definicji z projektu 5 RP UE – Lifetime.

²¹¹ *A Glossary of Acquisition Terms*, US Federal Acquisition Institute, Washington. DC, 1998.

²¹² *Glossary of Project Management Terms*, Center for Systems Management, September 1999.

*Procedures*²¹³). Ponadto w programach publicznych wymagane jest prowadzenie analizy kosztów i korzyści CBA z uwzględnieniem ujmowanych ilościowo zewnętrznych czynników środowiskowych. W Europie stosowanie kosztów cyklu życia nie jest tak rozpowszechnione, lecz ich znaczenie zwiększa się, szczególnie w ostatnich latach. LCC zostało zarekomendowane np. w zrównoważonych zamówieniach publicznych, czy przy certyfikowaniu budynków i budowli²¹⁴.

Propozycje i metody szacowania (rachunku) kosztów cyklu życia zawarto w normie ISO PN-EN 60300-3-3 pt. *Zarządzanie niezawodnością*²¹⁵. Jest ona przewidziana do ogólnego stosowania zarówno przez użytkowników, jak i dostawców wyrobów. Wyjaśniono w niej cele i znaczenie szacowania kosztu cyklu życia i nakreślono ogólne podejście do tego zagadnienia, lecz nie przedstawiono podstaw metody w zakresie zasad włączenia różnych kategorii kosztów. Stwierdza się w niej, iż *szacowanie kosztów cyklu życia jest procesem analizy ekonomicznej mającej na celu ocenę całkowitego kosztu nabycia, posiadania i likwidacji wyrobu. Może być ono stosowane do całego cyklu życia wyrobu lub części tego cyklu albo do kombinacji różnych faz cyklu życia*. Potocznie koszty te zwane są „kosztami od idei do utylizacji” lub „od deski kreślarskiej do grobu”, czy też „kosztami producenta i klienta”.

Na ogół jednak LCC dzieli się na koszty nabycia, posiadania i likwidacji:

$$LCC = \text{Koszt}_{\text{nabycia}} + \text{Koszt}_{\text{posiadania}} + \text{Koszt}_{\text{likwidacji}}$$

Koszty nabycia są zwykle widoczne, można je łatwo oszacować przed podjęciem decyzji o zakupie i mogą obejmować koszty instalowania lub ich nie obejmować.

Koszty posiadania, będące często głównym składnikiem LCC, w wielu przypadkach przekraczają koszty nabycia i nie są łatwo widoczne. Koszty te są trudne do przewidzenia, dlatego szczególną uwagę zwraca się na „czynniki niezawodnościowe”, czyli nieuszkodzalność, obsługuwalność i związane z tym koszty odnowy systemu, obsługiwanie profilaktycznego (czyli np. koszty napraw i remontów) i koszty wtórne (np. koszty gwarancji, odpowiedzialności, koszty związane z utratą dochodów, koszty związane z zapewnieniem odpowiedniego serwisu oraz dodatkowo koszty negatywnego wpływu na wizerunek organizacji, reputację czy prestiż). Zazwyczaj wraz ze wzrostem nieuszkodzalności koszty nabycia będą rosły. Małe natomiast będą koszty obsługi i wspomagania.

Koszty likwidacji stanowią znaczącą część całego LCC. Przepisy prawne mogą wymagać działań podczas fazy likwidacji, które dla dużych przedsięwzięć pociągają za sobą znaczące wydatki, np. w przypadku elektrowni atomowych.

²¹³ http://www.access.gpo.gov/nara/cfr/waisidx_04/10cfr436_04.html

²¹⁴ Zgodnie z wymogami organizacji BREEAM koszty cyklu życia dotyczą kosztów występujących w czterech podstawowych fazach cyklu życia budowli: nakłady inwestycyjne (*construction*), koszty eksploatacyjne (*operation*), koszty utrzymania (*maintenance*), koszty likwidacji (*end of life*), według <http://www.breem.org>

²¹⁵ ISO PN-EN 60300-3-3..., op.cit., s. 1–114.

Pomimo, że istnieją różne narzędzia analityczne uwzględniające fazy nabycia i posiadania wyrobów, to nie opracowano jednej ogólnie przyjętej metody prowadzenia rachunku środowiskowych kosztów cyklu życia, a raczej wprowadzano zasady dla pojedynczych wyrobów. W literaturze zagranicznej idea kosztów cyklu życia była opisana szczegółowo przez Blanchard i Fabrycky²¹⁶, jednak bez przedstawienia dokładnej metody kalkulacji i metod porównywania kosztów. W Polsce pierwsza monografia poświęcona rachunkowi kosztów cyklu życia produktu została wydana w roku 2009. Zaprezentowano w niej m.in. cztery perspektywy podziału rachunku kosztów cyklu życia produktu, mające wpływ na modelowania kosztów w przedsiębiorstwie, tj. marketingową, produkcyjną, klienta i społeczną. To właśnie perspektywa społeczna wiąże się z oddziaływaniem produktu na środowisko, a od pozostałych różni się tym, iż nie jest związana z cyklem obejmującym drogę od producenta do konsumenta, lecz z użyciem produktu i z ujęciem kosztów z punktu widzenia ekologicznego²¹⁷. Uwzględniając perspektywę ekologiczną zaprezentowano szczegółowy opis metody rachunku kosztów cyklu życia produktu w publikacji *Environmental Life Cycle Costing* w 2008²¹⁸. Koszty cyklu życia produktu w zależności od celu i szczegółowości analizy podzielono na trzy rodzaje:

1) konwencjonalne (*conventional LCC*) – obliczane zgodnie z tradycyjnymi metodami kalkulacji kosztów, ale z uwzględnianiem wszystkich faz cyklu życia produktu. Obejmują one koszty, które ponoszone są głównie przez producenta (wytworzenia) oraz konsumenta (posiadania). Ich celem jest ustalenie kosztu jednostkowego dla danego wyrobu. Koszty wytworzenia powinny być identyfikowane w podziale na poszczególne procesy. Takie podejście nie uwzględnia myślenia w kategoriach cyklu życia, a koszty są zazwyczaj oddzielane od wyników ocen ekologicznych prowadzonych metodą LCA. Jest to ujęcie najbardziej zbliżone do stosowanej powszechnie metody kalkulacji kosztów, tzw. całkowitego kosztu posiadania (*Total Cost of Ownership*, TCO). Jednak różnica między LCC i TCO wynika z faktu, iż w TCO analizuje się koszty w fazach nabycia i używania, a nie całego cyklu życia (np. kosztów zagospodarowania odpadu);

2) środowiskowe (*environmental LCC*)²¹⁹ – analiza tych kosztów musi być prowadzona dla wytyczonych i obowiązujących w LCA granic systemu, a koszty jednostkowe kalkulowane są w przeliczeniu na **analizowaną jednostkę funkcjonalną**. Do analizy włącza się koszty ochrony środowiska, które mogą wystąpić w przyszłości w czasie możliwym do przewidzenia, tzn. takie koszty działań, które będą ponoszone w celu spełnienia przepisów środowiskowych oraz inne możliwe do przewidzenia dodatkowe opłaty za korzystanie ze

²¹⁶ B. Blanchard, W. Fabrycky, *Systems Engineering and Analysis*, Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, USA 1998.

²¹⁷ R. Kowalak, *Istota rachunków kosztów cyklu życia* [W:] R. Kowalak (red.), *Rachunek kosztów cyklu życia produktu w zarządzaniu przedsiębiorstwem*. Wyd. Uniwersytetu Ekonomicznego we Wrocławiu, Wrocław 2009, s. 8–44.

²¹⁸ D. Hunkeler, K. Lichtenwort, G. Rebitzer (red.), *Environmental life cycle costing*, SETAC, CRC Press, Taylor & Francis Group, 2008, s. 1–192.

²¹⁹ D. Hunkeler, K. Lichtenwort, G. Rebitzer (red.), *Environmental life...*, op.cit., s. 6–9.

środowiska, np. koszty przekroczenia dopuszczalnej emisji CO₂, koszty dodatkowych kontroli i wymaganych prawnie rozwiązań, tj. koszty gwarancji finansowych przy rekultywacji składowisk odpadów, koszty zamykania, rekultywacji, czy monitorowania składowisk odpadów itp.;

3) społeczne (*societal LCC*) – koszty środowiskowe powiększone o wydatki ponoszone ze środków publicznych lub wydatki jakiegokolwiek innego podmiotu, a związane z kosztami ochrony środowiska (koszty zewnętrzne²²⁰), warunkami pracy czy utylizacją danego produktu (koszty społeczne²²¹). Koszty społeczne bazują na idei analizy kosztów i korzyści (CBA) w ujęciu monetarnym. W momencie, gdy koszty zewnętrzne są internalizowane do analiz nie włącza się wyników LCA, gdyż to powodowałoby podwójne liczenie zagrożeń środowiskowych.

Podstawowe różnice w zakresie analizy kosztów cyklu życia dla poszczególnych ich rodzajów zaprezentowano na rysunku 3.1.

Prowadząc analizę kosztów cyklu życia tworzy się strukturę kosztów, w której widoczne jest, kto ponosi największe koszty (np. dostawca, użytkownik), jak i które koszty są związane z konkretnym procesem czy działaniem. Koszty konwencjonalne zaczynają być coraz powszechniej stosowane przez konsumentów – do porównywania konkurencyjnych wyrobów, np. przy zakupie urządzeń AGD analizuje się nie tylko cenę, ale i koszty eksploatacji tj. zużycia energii, wody itp. – jak i przez producentów do porównywania różnych wariantów produkcji i identyfikacji tzw. *hotspots* – miejsc o najwyższym poziomie kosztów. Z kolei, środowiskowe koszty cyklu życia powinny być spójne z założeniami LCA²²² (taka sama jednostka funkcjonalna) i wówczas mogą być stosowane do tzw. analiz portfolio konkurencyjnych wyrobów lub rozwiązań technologicznych (np. porównanie LCC i wpływu na środowisko metoda LCA), identyfikowania kosztów środowiskowych²²³ oraz ekoprojektowania. Dla społecznych kosztów cyklu życia w 2009 r. z inicjatywy UNEP został opracowany przewodnik²²⁴, w którym podkreślono, że ich istotą jest uwzględnianie potencjalnych kosztów, które ponoszone będą przez inne podmioty niż te, które ponoszone są przez podmioty występujące w łańcuchu dostaw produktu (tj. całe społeczeństwo). Metody sz-

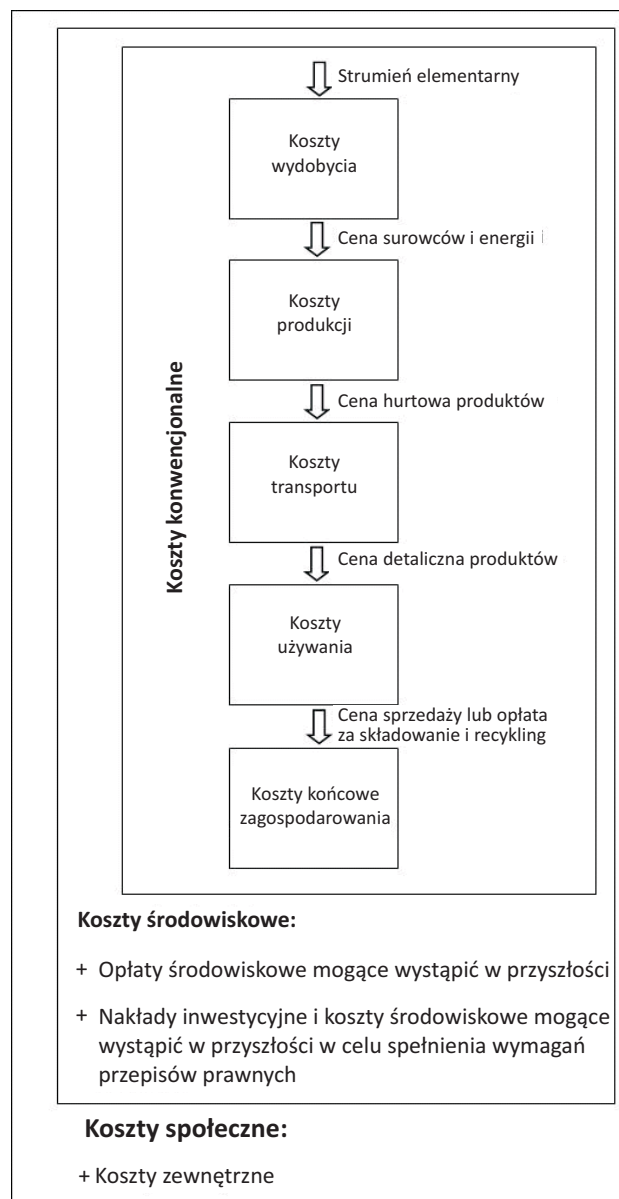
²²⁰ Koszty zewnętrzne to dodatkowe nakłady związane z likwidacją ujemnych skutków, poniesione w wysokości zużycia niezbędnego przez jednostki gospodarcze (nie będące uczestnikami działalności, w wyniku której powstała konieczność poniesienia owych nakładów) – A. Graczyk, *Ekologiczne koszty zewnętrzne. Identyfikacja, szacowanie, internalizacja*, Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok 2005, s. 20.

²²¹ Pod pojęciem koszty społeczne najczęściej rozumie się te koszty, które ponoszone są przez nie ten podmiot, który spowodował niekorzystne skutki np. w zakresie zanieczyszczenia środowiska – A. Graczyk, *Ekologiczna...*, op.cit., s. 20.

²²² W. Klöpffer, A. Ciroth, *Is LCC relevant in a sustainability assessment?* International Journal of Life Cycle Assessment 16/2011, s. 99–101.

²²³ W praktyce, w procesie księgowania kosztów, koszty środowiskowe są zazwyczaj rozproszone, stąd często są niedoszacowane. Po przeprowadzonych szczegółowych analizach okazało się, iż w firmach w USA stanowią one 3–20% kosztu wytwarzania, stąd informacje o kosztach i zobowiązaniach środowiskowych stały się wymagane przy składaniu wniosków o kredyt – *Environmental Cost Budgeting: A Benchmark Survey of Management Accountants*, U.S. Environmental Protection Agency, USA 1995, s. ES 8.

²²⁴ *Guidelines For Social Life Cycle Assessment of Products*, UNEP 2009, s. 1–104.



Rys. 3.1. Różnice w poszczególnych rodzajach kosztów cyklu życia produktu
Źródło: opracowanie własne

Fig. 3.1. Differences in individual types of life cycle cost of a product

cowania takich kosztów bazują najczęściej na uwzględnianiu kosztów zewnętrznych oraz wpływu na dobrobyt społeczeństwa.

Niezależnie od wskazanego rodzaju kosztów cyklu życia przyjmuje się, iż rachunek kosztów cyklu życia (*life cycle costing*) można stosować przede wszystkim do następujących obiektów kosztowych²²⁵:

1) wyrobów (produktów) – odnosi się do wszystkich kosztów związanych z systemem wyrobu, a występujących w określonym cyklu życia. Cykl życia wyrobu jest definiowany z perspektywy powstawania, rozwoju i zaniku zdolności wyrobu (produktu) do zaspokajania potrzeb konsumenta, a także generowania kosztów i przychodów związanych z powyższym. Nie jest to okres jednorodny. Zasadniczo można w nim wyróżnić fazę: **przedprodukcyjną, produkcyjną i poprodukcyjną**²²⁶;

2) projektów inwestycyjnych²²⁷ czy przedsięwzięć inwestycyjnych obejmujących zbliżone rodzajowo grupy czynności, które są elementami ciągu sekwencyjnych, logicznych działań zaprojektowanych z myślą o zapewnieniu właściwego zdefiniowania i osiągnięcia celu przedsięwzięcia inwestycyjnego. Ogólnie przyjmuje się czterofazowy cykl obejmujący fazę przedinwestycyjną, inwestycyjną, operacyjną i likwidacyjną.

3.2. Zasady prowadzenia rachunku kosztów cyklu życia obiektu

Proces identyfikacji i analizy kosztów cyklu życia to rachunek kosztów cyklu życia (*life cycle costing*), który najczęściej definiowany jest jako:

1) połączenie kosztów pozyskania (nabycia) i kosztów eksploatacji obiektu oraz jego utylizacji. Początkowa cena zawiera koszty nabycia, projektu, budowy, zarządzania, kontroli, finansowania, maszyn i urządzeń, testowania, części zamiennych i rozruchu. Koszty eksploatacji są ponoszone w czasie cyklu życia obiektu i zawierają konserwację, naprawy, wymianę części, koszty logistyczne, a koszty utylizacji dotyczą kosztów zagospodarowania odpadów;

2) technika umożliwiająca porównanie kosztów w ramach określonego czasu, przy czym brane pod uwagę są wszystkie relewantne czynniki ekonomiczne w sensie kosztów inwestycji początkowej i późniejszej eksploatacji²²⁸;

3) koncepcja włączenia kosztów pozyskania, eksploatacji i utylizacji do oceny różnych wariantów inwestycyjnych²²⁹;

²²⁵ Obiekty kosztowe definiuje się jako wyroby, usługi, inwestycje, klientów itp.

²²⁶ J.S. Czarnecki, *Organizacja jako kombinacja zasobów*, s. 57 [W:] I. Sobańska (red.), *Rachunek kosztów i rachunkowość zarządcza. Najnowsze tendencje, procedury i ich zastosowanie w przedsiębiorstwach*, Wyd. C. H. Beck, Warszawa 2003, s. 1–508.

²²⁷ Definiowanych zarówno jako zbiór zadań inwestycyjnych koniecznych do realizacji przedsięwzięcia inwestycyjnego, jak i całość dokumentacji inwestycyjnej niezbędnej do podjęcia decyzji o inwestycji.

²²⁸ Normy z serii ISO 15686 – *Budynki i budowle – Planowanie okresu użytkowania*, np. PN-ISO 15686-6:2005 *Budynki i budowle – Planowanie okresu użytkowania. Część 6: Procedury związane z uwzględnieniem wpływów środowiskowych*, PKN, Warszawa 2005, s. 1–15.

²²⁹ *A Guide to the Project Management Body of Knowledge*, Project Management Institute 1996.

4) uwzględnienie wszystkich kosztów przy projektowaniu produktu, włączając w to koszty od koncepcji poprzez implementację do likwidacji, zwłaszcza dla dokonania wyboru pomiędzy wariantami²³⁰.

W rachunku kosztów cyklu życia zazwyczaj bierze się pod uwagę koszty ponoszone na:

- prace koncepcyjne (np. wybór technologii, zidentyfikowanie kosztów dominujących itp.),
- projektowanie i rozwój (np. ocena konstrukcji, rozwiązanie kompromisowe w odniesieniu do projektu, wprowadzanie nowego wyrobu),
- wytwarzanie (np. ocena możliwości wytwarzania),
- instalowanie (integracja i weryfikacja systemu),
- użytkowanie i obsługiwanie (monitorowanie kosztów użytkowania i obsługi, modyfikacje wyrobu i ulepszanie serwisu, optymalizacja zasobu),
- likwidację (koszt wycofania, schemat wymiany, likwidacja i wartość złomu).

Ogólne wytyczne i zasady prowadzenia rachunku LCC dotyczą sposobu postępowania, który zazwyczaj składa się z następujących sześciu czynności²³¹:

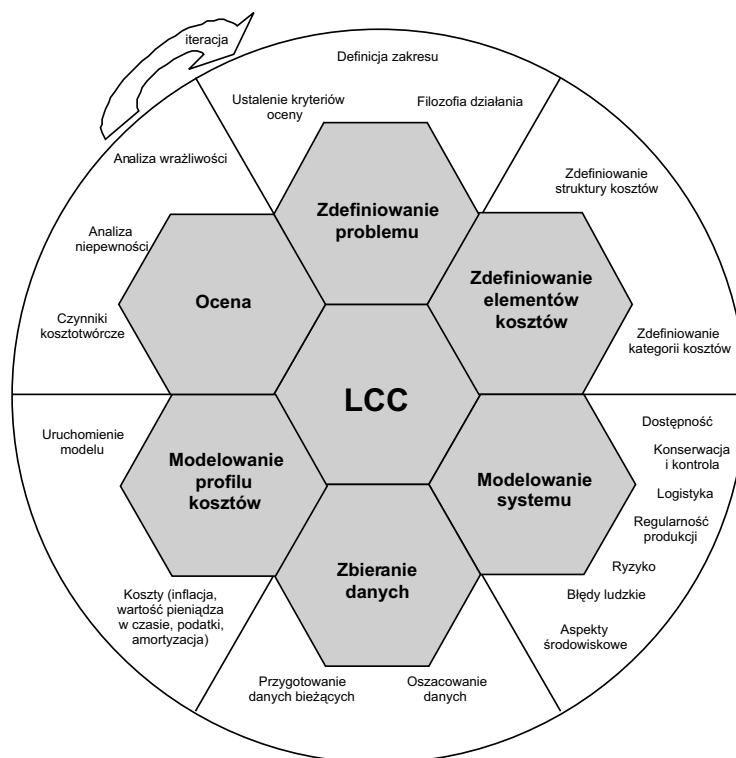
1. Zdefiniowanie problemu obejmujące definicję zakresu badań, ustalenie kryteriów oceny, określenie filozofii działania.
2. Zdefiniowanie elementów kosztów, tj. struktury i kategorii kosztów.
3. Modelowanie systemu zawierające dostępność, kontrolę, logistykę, regularność produkcji, ryzyko, błędy ludzkie, aspekty środowiskowe.
4. Zbieranie danych polegające na ich przygotowaniu i oszacowaniu.
5. Modelowanie profilu kosztów, ich parametrów finansowych (poziom inflacji, wartość pieniądza w czasie, wysokość podatków, amortyzacja) i opracowanie modelu.
6. Ocena i interpretacja wyników z wykorzystaniem, np. analizy wrażliwości, niepewności, ustalenia czynników kosztotwórczych.

Szczegółowy zakres działań dotyczących procesu prowadzenia rachunku kosztów cyklu życia zaprezentowano na rysunku 3.2.

Przyjmując powyższy schemat postępowania, proces kalkulacji kosztów cyklu życia rozpoczyna się od zdefiniowania problemu, a więc ustalenia zakresu, kryteriów oceny i filozofii działania. Następnie dokonuje się określenia elementów kosztów – ich struktury i kategorii (zazwyczaj zaleca się opracowanie szczegółowej struktury kosztów i dokonywania ich podziału na procesy, np. na system wentylacji, procesor główny, a następnie koszty tych procesów powinny być grupowane w typowe kategorie kosztów, przykładowo materiałów, energii, wynagrodzenia itp.). Kolejnym krokiem jest modelowanie systemu, czyli zebranie danych dotyczących dostępności, konserwacji i kontroli, logistyki, regularności produkcji, ryzyka, błędów oraz aspektów środowiskowych. Po przygotowaniu modelu należy przystąpić do zbierania danych – rzeczywistych, jak i oszacowania tych, które nie są możliwe do określenia. Po zebraniu danych można rozpocząć modelowanie profilu kosztów

²³⁰ *Project Management Body of Knowledge Glossary of Terms*, Project Management Institute 1987.

²³¹ M. Rausand, *Life Cycle Cost*, NTNU, Trondheim 2001.



Rys. 3.2. Proces prowadzenia rachunku kosztów cyklu życia
Źródło: Rausand M., *Life Cycle Cost*, NTNU, Trondheim 2001

Fig. 3.2. Life cycle costing process

z uwzględnieniem parametrów finansowych, tj. inflacji, wartości pieniądza w czasie, podatków oraz amortyzacji. Po uruchomieniu modelu i określeniu najważniejszych czynników kosztotwórczych, przeprowadzone badania uzupełnia się o analizę wrażliwości i niepewności uwzględniając wartość pieniądza w czasie poprzez wprowadzanie dyskonta. W literaturze polskiej procedura postępowania w przypadku prowadzenia analizy LCC została zaprezentowana w pracy M. Świdorskiego i obejmuje czynności przedstawione w tabeli 3.1²³². W proponowanej procedurze istotne znaczenie odgrywa opracowanie alternatywnych wariantów, jednak brak jest uwypuklenia doboru jednakowych jednostek funkcjonalnych jak i granic systemu analizowanych obiektów, co przy ocenach porównawczych ma istotne znaczenie.

Natomiast zaproponowany w normie PN-EN 60300-3-3:2006²³³ sposób szacowania kosztów cyklu życia jest spójny z koncepcją LCA i obejmuje cztery fazy:

²³² M. Świdorski, *Analiza LCC...*, op. cit., s. 1–20.

²³³ PN-EN 60300-3-3..., op.cit., s. 1–114.

Tabela 3.1

Procedura postępowania przy wprowadzaniu rachunku LCC obiektu

Table 3.1

The procedure for introducing life cycle costing

Krok	Zadanie	Sugerowane postępowanie
1	Zdefiniuj problem wymagający analizy LCC	zidentyfikuj co będzie analizowane oraz określ czas trwania projektu wraz z odpowiednimi kryteriami finansowymi.
2	Załącz warianty rozwiązania z określeniem przewidywanych kosztów nabycia i utrzymania	w zakładanych wariantach skoncentruj się na cechach technicznych i ich wpływie na konsekwencje ekonomiczne, aby znaleźć konkurencyjne rozwiązania.
3	Przygotuj strukturę kosztów	opracuj szczegółowy plan kosztów dla każdego wariantu i roku zgodnie z przyjętą strukturą.
4	Wybierz analityczny model kosztów	wybierz odpowiedni model liczenia kosztów, możliwie najprostszy (uproszczony z kilkoma zmiennymi, co do napraw i wymiany; złożony z losową liczbą zmiennych) w zależności od złożoności projektu.
5	Zgromadź szacunkowe koszty	uzyskaj maksymalną liczbę szczegółowych kosztów stałych i zmiennych dla każdego wariantu. Oszacuj przewidywane koszty zdarzeń losowych.
6	Utwórz profil kosztów dla każdego rozważanego roku	oblicz i przedstaw roczne profile kosztów dla każdego wariantu. Porównaj uzyskane wyniki.
7	Opracuj wykresy porównawcze skumulowanej wartości bieżącej rozważanych wariantów projektu w czasie (analiza punktu krytycznego)	porównaj na wykresie czas, po którym rozważane względem siebie warianty zaczynają dawać większe korzyści (niższe koszty).
8	Opracuj wykresy porównawcze nośników kosztów dla każdego wariantu	uszereguj każdy wykres według nośników kosztów od najmniejszej do największej wartości. Przeanalizuj wykresy dla każdego wariantu i określ główne nośniki kosztów.
9	Analiza wrażliwości wysokich kosztów i ich przyczyn	rozważając główne nośniki kosztów dla każdego wariantu, przeanalizuj przyczyny powodujące powstawanie wysokich kosztów. Sprawdź, co będzie jeśli ustalone przyczyny ulegną zmianie.
10	Rozważ ryzyko związane z wysokimi kosztami i ich występowaniem	przeanalizuj ryzyko związane z możliwymi błędami wariantów dla głównych nośników kosztów. Jeśli uznasz, że należy rozważyć wszystko ponownie wróć do kroku 2 lub 3 lub 4 lub 5 i powtórz analizę.
11	Wybierz preferowane rozwiązanie	wybierz najkorzystniejszy wariant rozwiązania i przygotuj obronę swojej decyzji.

Źródło: M. Świdorski, Analiza LCC narzędziem wspomagającym ocenę projektów inwestycyjnych związanych z techniką pompową, IX Forum Użytkowników Pomp, Szczyrk 1–3 października 2003, s. 1–20
www.ksb.com

- 1) ustalenie zakresu i celu – polega m.in. na zdefiniowaniu analizowanych kosztów,
- 2) zebranie danych i podział struktury kosztów – obejmuje m.in. zdefiniowanie czynników kosztotwórczych oraz elementów kosztów,
- 3) analiza i modelowanie – dotyczy opracowania modelu, przeprowadzenia analizy wrażliwości itp.,
- 4) raportowanie i podejmowanie decyzji.

Proponowany proces ma charakter iteracyjny i może być wielokrotnie powtarzany.

Trudnościami najczęściej spotykanymi przy wprowadzaniu rachunku kosztów cyklu życia są:

- 1) brak wypracowanej uniwersalnej metody stosowanej w praktyce,
- 2) trudności w identyfikowaniu wszystkich czynników wpływających na wysokość LCC,
- 3) wysoka niepewność oszacowanych danych,
- 4) niewiele dostępnych szczegółowych kalkulacji LCC (brak wzorców),
- 5) poufność danych.

Jednak opracowanie rachunku LCC pomaga zmienić perspektywę dla biznesu z naciskiem na zwiększenie efektywności ekonomicznej, gdyż często rozwiązania efektywne w krótkim okresie czasu okazują się być drogie w perspektywie długookresowej.

3.3. Zakres i struktura rachunku kosztów cyklu życia obiektu i jego zastosowania do oceny efektywności projektów inwestycyjnych

Rachunek kosztów cyklu życia produktu można prowadzić dla trzech rodzajów kosztów cyklu życia (konwencjonalny, środowiskowy, społeczny) w trzech perspektywach:

- 1) wszystkich podmiotów – analizując i sumując koszty od najwcześniejszych faz związanych z wydobywaniem surowca, aż po demontaż i utylizację wszystkich pozostałości produktu i jego opakowań (czyli w łańcuchu dostaw),
- 2) producenta-wykonawcy – koszty wytworzenia i dodatkowo koszty sprzedaży, napraw gwarancyjnych i obsługi posprzedażnej,
- 3) klienta-użytkownika, tzn. uwzględniając koszty instalacji, eksploatacji, napraw i remontów, likwidację i utylizację odpadów²³⁴.

Celem tak prowadzonego rachunku jest zazwyczaj:

- 1) możliwość porównania różnych wyrobów i rozwiązań technologicznych spełniających takie same funkcje czy realizujących określony cel,
- 2) identyfikacja i monitoring kosztów w każdej fazie cyklu życia obiektu, w tym przed i poprodukcyjnych, co umożliwia kontrolowanie w czasie realizację określonej strategii,
- 3) cena jakości, trwałości i niezawodności obiektu,

²³⁴ M. Łada, A. Kozakiewicz, *Rachunkowość zarządcza i controlling projektów*, Wyd. Beck, Warszawa 2007.

4) wybór optymalnej decyzji w zakresie inwestycji z uwzględnieniem potencjalnych oszczędności ekologicznych.

Dobór poszczególnych rodzajów kosztów do ustalonego celu badań dokonywany jest w początkowym etapie rachunku kosztów cyklu życia.

3.3.1. Konwencjonalny rachunek kosztów cyklu życia produktu

Rachunek cyklu życia produktu (i obiektu) w ujęciu konwencjonalnym nie kończy się na fazie sprzedaży, lecz w momencie, gdy produkt przestał być używany i został poddany procesom końcowego zagospodarowania. Ideą tego rachunku jest kompleksowe ujęcie wszystkich kategorii zasobów zużywanych w różnych fazach cyklu życia produktu. Zakres i strukturę wydatków i kosztów w ujęciu konwencjonalnym zaprezentowano w tabeli 3.2.

Tabela 3.2

Zakres i struktura konwencjonalnego rachunku kosztów cyklu życia obiektu

Table 3.2

The scope and structure of a conventional life cycle costing

Podmiot	Faza cyklu życia	Rodzaj wydatków, kosztów
Producent	faza projektowa	nakłady inwestycyjne wstępne (koszty B+R, opracowania projektu koszty prototypu, serii próbnych)
↓		
Producent	faza inwestycyjna	nakłady na powstanie obiektów inwestycyjnych (ziemia, budynki, maszyny, urządzenia), nakłady na kapitał obrotowy
Producent – wykonawca	faza wytwarzania	koszty produkcji, koszty ponoszone na utrzymanie użyteczności (jakości) produktów, koszty marketingu i sprzedaży, koszty gwarancji, koszty/przychody występujące podczas likwidacji obiektu (np. sprzedaż zbędnych środków trwałych, czy koszty rekultywacji terenu)
↓		
Klient – użytkownik	faza posprzedażna	koszty zakupu, opłaty, koszt eksploatacji, koszty ponoszone na utrzymanie sprawności, koszty /przychody końcowego zagospodarowania produktu
Konwencjonalne LCC		

Źródło: opracowanie własne

Istotą konwencjonalnego rachunku kosztów cyklu życia jest opracowywanie go na potrzeby odbiorców wewnętrznych jako podstawy dla ustalenia struktury kosztów cyklu życia produktu. W takim ujęciu nie musi być zgodny z wymogami stawianymi tzw. rachun-

kowości finansowej, ale powinien być zgodny z definicją kosztu. Koszty definiuje się jako wyrażone w pieniądzu zasoby (dobra i usługi) użyte w celu osiągnięcia bieżących lub przyszłych korzyści²³⁵. Jednak koszty cyklu życia są ujmowane w znacznie szerszej perspektywie czasowej niż koszty przedsiębiorstwa, które definiowane są ogólnie jako poniesione w danym okresie wydatki pieniężne w celu uzyskania przychodów ze sprzedaży (lub na realizację celu przedsiębiorstwa). Biorąc pod uwagę powyższe definicje ważne jest zatem zidentyfikowanie wydatków ponoszonych przez przedsiębiorcę, klientów-użytkowników oraz społeczeństwo, tak aby koszty dotyczyły kwestii finansowych związanych z całym cyklem życia.

Koszty cyklu życia odnoszą się najczęściej do wszystkich kosztów ponoszonych podczas projektowania, produkcji, działania, konserwacji, serwisowania, eksploatacji i likwidacji produktu. Analizując koszty cyklu życia pomp przemysłowych zapisano je równaniem:

$$LCC = C_{ic} + C_{in} + C_e + C_o + C_m + C_s + C_{env} + C_d$$

- gdzie: C_{ic} – wstępne koszty inwestycyjne,
 C_{in} – koszt instalacji,
 C_e – koszt energii,
 C_o – koszty eksploatacji np. koszty pracy operatora maszyny,
 C_m – koszt konserwacji i napraw,
 C_s – koszty przerw w eksploatacji i koszty strat produkcyjnych – koszty nieoczekiwanych przerw są znaczącym elementem w całkowitych kosztach LCC i w swoim wpływie mogą dorównywać kosztom energii oraz kosztom części zamiennych,
 C_{env} – koszty utylizacji zanieczyszczeń w trakcie cyklu życia, włączając w to utylizację zużytych części, koszty przystosowań do wymogów ochrony środowiska, koszty monitorowania środowiska, opłaty środowiskowe,
 C_d – koszt likwidacji/utylizacji, który zawiera również koszt lokalnej rekultywacji środowiska naturalnego²³⁶.

W innym ujęciu, w rachunku konwencjonalnych kosztów cyklu życia wyrobu zazwyczaj identyfikuje i kwantyfikuje się koszty dotyczące:

- wartości lub ceny nabycia danego dobra,
- koszty transportu,
- koszty montażu i instalacji,
- koszty zużycia energii,
- koszty użytkowania (zazwyczaj określa się czas i intensywność użytkowania, np. samochód przejeżdżający 13 000 km rocznie przez 5 lat),
- koszty remontów i napraw,

²³⁵ J. Famielec, E. Broniewicz, *Odzwierciedlenie aspektów...*, op.cit., s. 1–166.

²³⁶ *Pump Life Cycle Costs: a Guide for LCC Analysis for Pumping Systems*, <http://www.pumps.org/>

- koszty ochrony środowiska,
- koszty końcowego zagospodarowania lub likwidacji (składowania) wyrobu.

Z definicji LCC wynika, iż obejmuje ona wiele faz, a jest to o tyle istotne, że często łączne koszty posiadania wielokrotnie przekraczają koszty początkowego nabycia. W ten sposób rachunek LCC pomaga dokonywać wyboru danego produktu (wyrobu), bowiem – z perspektywy klienta-użytkownika – najlepsze rozwiązanie zostaje osiągnięte, gdy całkowite koszty cyklu życia wyrobu są minimalizowane²³⁷. Z perspektywy producenta-wykonawcy analiza taka ma szczególne znaczenie w fazie projektowania wyrobów, gdyż właśnie wówczas są największe możliwości redukcji kosztów.

W przypadku wielu dostawców komponentów i użytkowników rachunek kosztów cyklu życia w ujęciu konwencjonalnym jest najbardziej zbliżony do opisanego w literaturze ekonomicznej łańcuchowego rachunku kosztów celu²³⁸. W rachunku tym wymaga się udostępniania odbiorcy informacji o szczegółowych kosztach dostawcy w celu poszukiwania wspólnych obszarów redukcji kosztów, konfigurowania łańcucha dostawców itp.

Przykładem zastosowania rachunku kosztów w ujęciu konwencjonalnym jest analiza przeprowadzona dla urządzeń energooszczędnych. Ich cena jest na ogół wyższa od ceny standardowych odpowiedników, co wynika z zastosowania przy ich produkcji bardziej nowoczesnej technologii, staranniejszego wykonawstwa itp. Dlatego sprzęt tego typu należy uważać za wyrób o wyższej jakości. Zazwyczaj nabywca podejmuje decyzję o zakupie, opierając się na krótkoterminowych kryteriach np. cenie danego urządzenia. W projekcie Polskiego Programu Efektywnego Wykorzystania Energii w Napędach Elektrycznych²³⁹ zaproponowano wprowadzenie konwencjonalnego rachunku kosztów cyklu życia dla oceny takich urządzeń, tj. analizując koszty nabycia (K_n) wraz z kosztami posiadania: koszt energii elektrycznej pobranej z sieci w okresie eksploatacji, obsługi, konserwacji, usuwania awarii, środowiskowe i wycofania z eksploatacji (rys. 3.3).

Porównanie opłacalności zastosowania urządzenia standardowego i energooszczędnego można pokazać na przykładzie różnic w koszcie cyklu życia:

$$\Delta LCC = LCC_{ee} - LCC_{st}$$

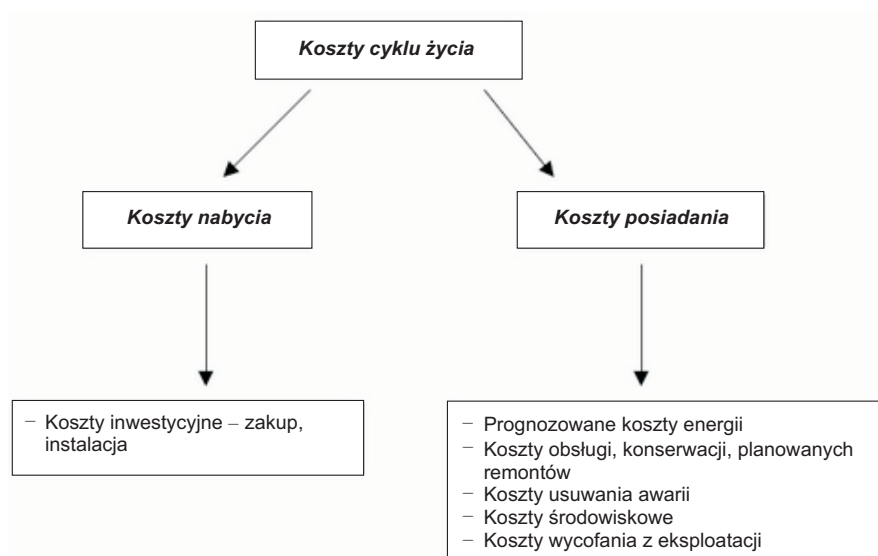
gdzie: LCC_{ee} – koszt cyklu życia dla rozwiązania energooszczędnego,
 LCC_{st} – koszt cyklu życia dla rozwiązania standardowego.

Oszacowane koszty cyklu życia silników energooszczędnych i standardowych o różnej mocy potwierdziły opłacalność stosowania silników energooszczędnych nawet przy małej

²³⁷ R. Anders, *Product Assurance Dictionary*, Marlton Publishers, New York 1996.

²³⁸ G. Robins, *Sailing into ECR's uncharted waters*. Stores 76 (10)1994, J. Neuman, C. Samuels, *Insights from industry supply chain integration: vision or reality*, Supply Chain Manage Int J 1(2) 1996, J. Anklesaria, *Supply chain cost management*, Amacom 2007, s. 7–29.

²³⁹ <http://www.centrum.pemp.pl/dokumenty/ekonomia/tzwzbiorecztwzwlcc2>



Rys. 3.3. Konwencjonalne koszty cyklu życia produktu

Źródło. <http://www.portal.pemp.pl/efektywnosc-energetyczna/tzlcc/?searchterm=LCC>

Fig. 3.3. Conventional life cycle cost of product

liczbie godzin pracy urządzenia w ciągu roku (przy założeniu, że silnik energooszczędny, jako wyrób trwalszy, może być eksploatowany dłużej od silnika w wykonaniu standardowym, tj. silnik energooszczędny – eksploatacja 20 lat, standardowy – 15 lat)²⁴⁰.

Obecnie konwencjonalny rachunek kosztów cyklu życia jest najczęściej stosowany dla porównywania wyrobów zużywających energię elektryczną. Przykładem jest arkusz Excel dla obliczania kosztów cyklu życia opracowany przez Krajową Agencję Poszanowania Energii (KAPE²⁴¹). W arkuszu tym obliczane są koszty w fazach nabycia i użytkowania, a ponadto przyznawane są punkty za spełnianie dodatkowych kryteriów dotyczących zużycia energii, kryteriów ekologicznych oraz dodatkowych kryteriów dotyczących jakości.

3.3.2. Zastosowanie konwencjonalnego rachunku kosztów cyklu życia produktu do oceny efektywności projektów inwestycyjnych

Rachunek kosztów cyklu życia mógłby być włączony również do oceny opłacalności projektów inwestycyjnych. Narzędziami najczęściej stosowanymi do oceny i wyboru projektów inwestycyjnych są: okres zwrotu, księgowa stopa zwrotu, bieżąca wartość netto (NPV), wewnętrzna stopa zwrotu (IRR), zmodyfikowana wewnętrzna stopa zwrotu (MIRR), wskaźnik zyskowności inwestycji (PI). Włączenie rachunku kosztów cyklu życia do tego

²⁴⁰ M. Bernat, T. Zieliński, *Porównanie kosztów cyklu życia standardowych i energooszczędnych silników indukcyjnych niskiego napięcia*, Napędy i Sterowanie nr 2, luty 2006, s. 80–85.

²⁴¹ <http://www.kape.gov.pl/glp/docs/Koszty%20-%20Suszarki%20kondensujace.xls>

typu analiz nie jest powszechnie stosowane, gdyż większość z nich koncentruje się na ustaleniu poziomu kosztów produktu.

Pierwsze modele wprowadzające koszty cyklu życia do analiz opłacalności inwestycji opracowywane były przez *American Society for Testing Materials* (ASTM²⁴²), głównie dla budynków i budowli. Pierwotnie rozdzielono w nich koszty energii od innych kosztów (ze względu na możliwość wprowadzenia różnej stopy dyskontowej dla tych wartości) oraz uwzględniano następujące rodzaje kosztów:

$$LCC = C + R - S + A + M + E + W + O$$

gdzie: C – roczne koszty inwestycyjne,
 R – koszty zastąpienia,
 S – wartość rezydualna,
 A – roczne (powtarzające się) koszty operacyjne, obsługiwanie i napraw,
 M – koszty napraw (nie powtarzające się),
 E – koszty zużycia energii,
 W – koszty zużycia wody,
 O – koszty inne np. kontraktu.

Wydzielenie takich kosztów miało za zadanie wyszczególnienie kosztów ponoszonych przez producenta w fazie użytkowania, a związanych zarówno z wielkością zużycia materiałów i energii, jak i wysokością napraw i gwarancji.

Bazując na ogólnej idei włączenia kosztów cyklu życia do analiz opłacalności ekonomicznej w kolejnych latach koncentrowano się na dyskusji dotyczącej zasad określania czasu trwania analizy, stopy dyskontowej. Zaproponowany algorytm obliczania kosztów obejmuje przekształcenie kosztów na koszty jednorazowe i zmienne koszty roczne i obliczanie ich zgodnie z równaniem:

$$LCC = IC + (FC + VC) [((1 + p)^n - 1)/(1 + p)]$$

gdzie: IC – koszty inwestycyjne,
 FC – koszty stałe kapitalizowane w stosunku rocznym,
 VC – koszty zmienne kapitalizowane w stosunku rocznym,
 n – oczekiwany czas życia,
 p – oczekiwana stopa zysku.

Powstało też wiele modeli łączących koszty cyklu życia produktu (np. *ACEIT*, *Ampsol*, *Bid-Builder*, *BLCC 5.3*, *LCProfit*, *Relax LCC*) i opłacalność inwestycji, jednak dotyczyły one kosztów w ujęciu konwencjonalnym, tj. kosztów nabycia i użytkowania produktu.

²⁴² Towards a Common European Methodology for Life Cycle Costing (LCC) – literature review, Davis Langdon Management Consulting, May 2007.

Modele te uwzględniają ocenę opłacalności inwestycji z wykorzystaniem metody NPV, koncentrując się zazwyczaj na kosztach nabycia (inwestycja) produktu, kosztach jego użytkowania oraz końcowego zagospodarowania. Brak jest jednak informacji i baz danych o poszczególnych proponowanych rodzajach kosztów, które mogłyby być brane pod uwagę, zatem obliczenia w znacznym stopniu zależą od wiedzy i założeń wykonującego analizę.

3.3.3. Środowiskowy rachunek kosztów cyklu życia produktu

W rachunku środowiskowych kosztów cyklu życia produktu zakres analizowanych kosztów powinien uwzględniać koszty materiałów i energii będących przedmiotem oceny LCA, i przypisanych do wyznaczonej jednostki funkcjonalnej²⁴³. Takie rachunki kosztów nie są standardowo prowadzone co oznacza, iż wymagają one dodatkowych analiz i prac²⁴⁴.

Biorąc pod uwagę strukturę LCA i założenia metodologiczne środowiskowych LCC proponuję, aby stosować następujący algorytm prowadzenia rachunku środowiskowych kosztów cyklu życia:

1. Określenie celu i zakresu analizy, wybór jednostki funkcjonalnej i granic systemu – to założenie musi być zbieżne z założeniami określonymi w ocenie LCA. W tym przypadku można zdefiniować cel analizy ekonomicznej, np.:

- dla wyrobów z perspektywy klienta-użytkownika – poszukiwanie rozwiązania o najniższych LCC,
- dla inwestycji z perspektywy producenta-wykonawcy – poszukiwanie rozwiązania o najwyższej korzyści netto w cyklu życia (z uwzględnieniem różnicy pomiędzy przychodami i kosztami),
- dla wyrobów z perspektywy wszystkich zainteresowanych podmiotów – określenie struktury środowiskowych kosztów cyklu życia w celu identyfikacji miejsc powstawania kosztów np. w łańcuchach dostaw.

2. Zebranie i szacowanie kosztów, w tym koszty materiałów i energii oszacowane na podstawie opracowanej w drugiej fazie LCA tablicy inwentarzowej dla poszczególnych procesów jednostkowych. Taka identyfikacja kosztów jest w znacznym stopniu zbieżna z proponowaną w literaturze metodą rachunku kosztów działań. Przy czym działania i procesy nie muszą być spójne, jednak zazwyczaj działania składają się na procesy, a jedno działanie może być elementem kilku procesów. W takim ujęciu konieczna jest właściwa alokacja kosztów dla uniknięcia podwójnego ich liczenia, jak i przyporządkowanie procesów jednostkowych do analizowanej jednostki funkcjonalnej. W procesie szacowania

²⁴³ D. Hunkeler, K. Lichtenwort, G. Rebitzer (red.), *Environmental life...*, op.cit., s. 6–9.

²⁴⁴ Więcej informacji na temat rachunkowości środowiskowej, np. M. Stępień, A.K. Pramanik, *Sprawozdawczość środowiskowa – przegląd rozwiązań w różnych krajach*, Zeszyty Naukowe Akademii Ekonomicznej w Krakowie, nr 702, Kraków 2006, J. Famielec, E. Broniewicz, *Odzwierciedlenie aspektów...*, op.cit., s. 1–166.

kosztów cyklu życia szczegółowo identyfikowane są też pozostałe koszty bezpośrednio związane z procesem produkcyjnym (tzw. technologiczne²⁴⁵), koszty użytkowania (w tym koszty napraw, remontów, niezawodności itp.) oraz likwidacji zgodnie z ustalonymi w LCA granicami systemu. Zebranie i szacowanie pozostałych kosztów, tj. kosztów siły roboczej, opłat i podatków, amortyzacji itp. w podziale na poszczególne procesy jednostkowe dla ustalonej jednostki funkcjonalnej powinno odbywać się zgodnie z założeniami projektu.

Istnieją różne metody, które mogą być stosowane do szacowania parametrów kosztów cyklu życia:

- inżynierska – koszty są szacowane bezpośrednio przez badanie wyrobu komponent po komponencie, a poziom kosztów jest ustalany na podstawie oszacowań inżynierskich lub produkcyjnych (najczęściej koszty jednostkowe),
- szacowania kosztu przez analogię – wykorzystuje się w niej dane historyczne uaktualnione w celu odzwierciedlenia eskalacji kosztu, efektów postępu technicznego (brak danych dla nowych rozwiązań technologicznych),
- parametryczna – wykorzystuje się parametry i zmienne w celu opracowania zależności oszacowania kosztu²⁴⁶. Może ona przykładowo polegać na obliczaniu kosztów operacyjnych poprzez przeliczenie kosztów na godziny pracy dla poszczególnych procesów zgodnie z poniższym równaniem:

$$OC_h = OC/T_h = (Cm + W + E + F + L + S + Mp + A + O)/T_h$$

gdzie: OC_h – suma wszystkich kosztów operacyjnych na godzinę analizowanego procesu jednostkowego,

OC – wszystkie koszty operacyjne jednostki funkcjonalnej,

Cm – materiały eksploatacyjne,

W – wynagrodzenia,

E – energia,

F – paliwo,

L – smary i oleje,

S – usługi,

Mp – części zamienne,

A – amortyzacja,

O – inne koszty,

T_h – ilość godzin pracy w ciągu roku.

²⁴⁵ Podział kosztów ze względu na ich charakter to koszty technologiczne, bezpośrednio związane z procesem technologicznym; uznaniowe (koszty przeznaczone na konkretny cel – każdy koszt poniesiony ma przynieść w przyszłości korzyść w postaci przychodu czy wzrostu wartości firmy); przesądzone, związane bezpośrednio z majątkiem, a wynikające z wcześniej podjętych decyzji (dotyczą amortyzacji, ubezpieczeń, podatków od nieruchomości). Podział zaproponowany został w publikacji Ch.T. Horngren, G. Foster, *Cost Accounting, A Managerial Emphasis* 6th edition Prentice, Hall 1987.

²⁴⁶ ISO PN-EN 60300-3-3..., op.cit., s. 1–114.

Tym sposobem obliczony zostanie oddzielnie dla każdego procesu jednostkowego koszt wyrażony w jednostkach pieniężnych na godzinę. Uwzględniając niezbędny czas pracy każdego z procesów można oszacować koszty bezpośrednie (tj. ściśle przypisane określonym obiektom kalkulacji). Sumując koszty wszystkich procesów i uzupełniając wynik o koszty pośrednie (np. wydziałowe, ogólnego zarządu, zakupu, sprzedaży, koszt likwidacji i rekultywacji, monitoringu) otrzymuje się całkowity koszt własny.

3. Oszacowanie kosztów środowiskowych – mogących wystąpić w przyszłości – na podstawie przewidywanych zmian w przepisach prawnych UE i krajowych oraz wynikach LCA, np. dotyczących opłat za emisje CO₂. Jednym z tych czynników są koszty ochrony środowiska, które definiowane są jako wyrażone w pieniądzu zużycie zasobów (dóbr i usług) w celu osiągnięcia bieżących lub przyszłych korzyści związanych z ochroną środowiska, która pozwoli używać zasoby środowiska dziś i w przyszłości, zapewniając w ten sposób możliwość prowadzenia działalności gospodarczej bez ograniczenia czasowego²⁴⁷.

4. Interpretacja i opisanie wyników, szczególnie w zakresie analizy kosztów w poszczególnych fazach cyklu życia.

Pierwszy wzorcowy przykład kalkulacji konwencjonalnych, środowiskowych i społecznych kosztów cyklu życia zaprezentowano w publikacji *Environmental Life Cycle Costing*²⁴⁸ przyjmując, iż jednostką funkcjonalną jest jedno urządzenie, tj. pralka, która jest użytkowana przez 11 lat, przy czym w roku pierwszym odbywa się produkcja, a w ostatnim końcowe zagospodarowanie (łącznie 13-letni okres analizy, 1 rok produkcja, 2–11 użytkowanie, 13 końcowe zagospodarowanie, tab. 3.3).

Zaprezentowany rachunek kosztów pozwala na oszacowanie całkowitych kosztów urządzenia w cyklu życia, tj.: faza produkcji (badania i rozwój, koszty materiałów i produkcji) – 342 Euro, faza użytkowania – 806 Euro, utrzymanie – 110 Euro, końcowe zagospodarowanie (-34) Euro, koszty zewnętrzne – 575 Euro. Podejście takie umożliwia również uwzględnianie perspektywy wszystkich zainteresowanych podmiotów, tj. zarówno producenta, klienta jak i społeczeństwa. Koszty te mogą być dyskontowane w zależności od celu analizy, mogą stanowić też „wzorzec” dla określania poszczególnych rodzajów kosztów przy opracowywaniu oceny efektywności projektów inwestycyjnych.

3.3.4. Propozycja włączenia środowiskowych LCC do oceny efektywności projektów inwestycyjnych

Najczęściej (lecz nie zawsze) oceny projektów inwestycyjnych z wykorzystaniem środowiskowych kosztów cyklu życia dokonywane są dla przedsięwzięć z zakresu ochrony środowiska. Badanie opłacalności takich przedsięwzięć, według J. Famielec i E. Broniewicz²⁴⁹, obejmuje kilka etapów:

²⁴⁷ J. Famielec, E. Broniewicz, *Odzwierciedlenie aspektów...*, op.cit., s. 1–166.

²⁴⁸ D. Hunkeler, K. Lichtenwort, G. Rebitzer (red.), *Environmental life...*, op.cit., s. 1–192.

²⁴⁹ J. Famielec, E. Broniewicz, *Odzwierciedlenie aspektów...*, op.cit., s. 23–28.

Tabela 3.3

Środowiskowe koszty cyklu życia pralki – przykład kalkulacji

Table 3.3

Environmental life cycle costs of the washing machine – an example of cost calculation

Struktura kosztów	Koszt całkowity [Euro]
Badania i rozwój (koszt robocizny)	20
Komponenty i materiały (stal, plastik, aluminium itp.)	216
Produkcja (energia, gaz, woda, ścieki, wynagrodzenie, podatki)	106
<i>Zakup maszyny przez użytkownika</i>	500
Użytkowanie maszyny przez okres 11 lat w tym – woda (70 m ³ po 4 Euro/m ³), energia (1117 kWh po 0,18 Euro/kWh), proszek (183,84 kg po 1,76 Euro/kg), koszty składowania (opłata) – 11 lat	806
Utrzymanie maszyny (naprawy itp., 10 Euro rocznie) – 11 lat	110
Końcowe zagospodarowanie (odbiór, odzysk surowców wtórnych) – w tym koszt zbiórki 8 Euro, koszty rozmontowania i składowania 21 Euro, przychody ze sprzedaży surowców wtórnych – 63 Euro	–34
Środowiskowe LCC – koszt łączny w tym:	1 216
Producent (ponosi koszty wytworzenia, 2 lat obsługi gwarancyjnej, oraz przychodu w wysokości 42 Euro, tj. część kwoty z odzyskiwanych surowców wtórnych)	320
Klient (ponosi koszty użytkowania maszyny i utrzymania maszyny, jednak kwota jest pomniejszona o 20 Euro, gdyż przez pierwsze 2 lata ma zapewnione naprawy gwarancyjne)	896
Społeczne LCC tj. dodatkowe koszty ponoszone przez społeczeństwo w trakcie produkcji (103 Euro) i użytkowania (464 Euro) oraz końcowego zagospodarowania odpadów (8 Euro)	575
Społeczne LCC – koszt łączny w tym:	1 791
Producent	320
Klient	896
Społeczność	575

Źródło: na podstawie: D. Hunkeler, K. Lichtenwort, G. Rebitzer (red.), Environmental..., op. cit., s. 23–28.

1. Zebranie odpowiednich informacji o niezbędnych nakładach inwestycyjnych i ich rozłożeniu w czasie, o wielkości kosztów bieżących i poziomie planowanych przychodów, o wielkości unikniętych strat ekologicznych i rzeczowym efekcie ekologicznym; poznanie ważnych wielkości makroekonomicznych: poziomu inflacji, kursów walut, szybkości obiegu pieniądza itd.; określenie źródeł finansowania inwestycji, warunków uzyskania kredytów, pożyczek, dotacji.

2. Sporządzenie sprawozdań finansowych (na podstawie zebranych informacji i założeń) przedstawiających najbardziej prawdopodobne kształtowanie się przepływów pieniężnych w kolejnych latach realizacji inwestycji.

3. Ocena opłacalności przedsięwzięcia na podstawie sporządzonych sprawozdań finansowych oraz wskaźników ekonomiczno-ekologicznej efektywności.

4. Przeprowadzenie analizy, uwzględniającej wpływ ewentualnych negatywnych wydarzeń w strumieniach przychodów i kosztów, np. spadku cen, wzrostu kosztów, wydłużenia fazy realizacji przedsięwzięcia. Badaniu poddaje się najczęściej kilka wariantów i dokonuje się wyboru jednego, najbardziej efektywnego zarówno z ekologicznego, jak i ekonomicznego punktu widzenia (do oceny efektywności ekonomicznej inwestycji zaproponowano tradycyjne wskaźniki).

Podobnie w przypadku włączenia środowiskowych kosztów cyklu życia do oceny efektywności projektów inwestycyjnych istotne znaczenie ma identyfikacja wydatków ponoszonych m.in. na utrzymanie i ochronę środowiska, koszty niezawodności, gwarancji itp. Kolejnym etapem jest ustalenie, czy i w jaki sposób mają one podlegać kapitalizacji, czy powinny być zaliczane do kosztów, kiedy powinny być uwzględniane w rachunku, w jaki sposób dokonywać pomiaru zobowiązań środowiskowych oraz tworzenia rezerw na przedsięwzięcia związane z ochroną środowiska. Generalnie – można przyjąć założenie, że przychody i wartość rezydualna są tożsame z wpływami, a koszty operacyjne są tożsame z wydatkami (uwzględniając, iż w ocenie projektu posługujemy się metodą kasową).

Włączenie rachunku środowiskowych kosztów cyklu życia do oceny efektywności projektów inwestycyjnych wymaga opracowania algorytmu postępowania, obejmującego zidentyfikowanie celu i zakresu badań, wpływu środowiskowych kosztów cyklu życia na przepływy pieniężne oraz wyboru wskaźników oceny inwestycji (tab. 3.4).

Tabela 3.4

Założenia dla rachunku efektywności inwestycji uwzględniającego środowiskowe koszty cyklu życia produktu

Table 3.4

Assumptions for the calculation the efficiency of investment taking into account the life cycle cost of the product

Przepływy finansowe	Opis elementów
1	1
Agregowanie i alokowanie przepływów finansowych	powinno być dokonywane w relacji do ustalonej jednostki funkcjonalnej oraz wyznaczonych granic systemu określonych w LCA. Oceny efektywności inwestycji dokonuje się w oddzieleniu przepływów pieniężnych inwestycji od ogólnych przepływów pieniężnych jednostki. Gdy w procesie produkcji występują co-produkty konieczne jest prowadzenie alokacji kosztowej zgodnie z zasadami obowiązującymi w LCA. Analiza finansowa uwzględniająca cykl życia powinna być prowadzona skonsolidowaną metodą analiz, gdyż zazwyczaj dotyczy więcej niż jednego podmiotu (inwestor, użytkownik). Może to odbywać się poprzez przeprowadzenie analizy oddzielnie z punktu widzenia każdego podmiotu, a następnie skonsolidowanie go w celu wyeliminowania wzajemnych rozliczeń między podmiotami lub poprzez prowadzenie jednej połączonej analizy.

tab. 3.4 cd.

tab. 3.4 cont.

1	2
Referencyjny czas analizy	mimo, że horyzont inwestycyjny jest często nieokreślony, na potrzeby analizy projektu wygodnie jest założyć osiągnięcie takiego punktu w przyszłości, w którym wszystkie aktywa i zobowiązania zostaną upłynnione praktycznie jednocześnie. W dokumentach unijnych i krajowych dotyczących referencyjnego czasu analizy proponuje się dla projektów inwestycyjnych z zakresu gospodarki wodnej i ochrony środowiska przyjmowanie 30 lat. Z uwagi jednak na fakt, iż po zakończeniu okresu referencyjnego większości inwestycji ma nadal wartość zwaną rezydualną, należy ją uwzględnić w analizie przepływów.
Inflacja	przepływy w całym okresie referencyjnym najlepiej jest analizować w cenach stałych.
Nakłady inwestycyjne	koszty początkowe (nakłady inwestycyjne) zawierają koszty odnoszące się bezpośrednio do całej inwestycji, włączając projektowanie, konstrukcję i instalację, opłaty i obciążenia. Koszty inwestycyjne są zdefiniowane m.in. w <i>Rozporządzeniu Rady Ministrów z dnia 27 kwietnia 2004 (Dz.U.2004.98.989) w sprawie szczegółowych warunków udzielania pomocy publicznej na inwestycje służące zastosowaniu technologii zapewniających czystsza i energooszczędną produkcję oraz oszczędzanie surowców</i> i obejmują: – prace przedrealizacyjne, w tym niezbędne studia, ekspertyzy, koncepcje, projekty techniczne, raport oddziaływania na środowisko i inwentaryzację powykonawczą; – nabycie gruntu i przygotowanie placu budowy; – nabycie lub wykonanie budowli i budynków; – nabycie maszyn i urządzeń, wraz z kosztami transportu, załadunku i wyładunku; – roboty demontażowe, budowlano-montażowe oraz związane z instalacją i uruchomieniem urządzeń oraz całego obiektu; – obiekty i infrastruktura związane z inwestycją, w tym zaopatrzenie w wodę, energię elektryczną, ciepło, gaz oraz przyłączenie do systemu odprowadzania ścieków, ogrodzenie, oświetlenie, zagospodarowanie terenu i strefy ochronnej, urządzenia automatyki i sterowania, aparaturę kontrolno-pomiarową, zaplecze techniczne i laboratoryjne; – nabycie wartości niematerialnych i prawnych w formie: patentów, licencji, nieopatentowanej wiedzy technicznej, technologicznej lub z zakresu organizacji i zarządzania; – usługi niezbędne do realizacji inwestycji, w tym nadzór i badania potwierdzające osiągnięcie efektu ekologicznego.
Amortyzacja	wielkość odpisów amortyzacyjnych można kalkulować w trzech kategoriach: – amortyzacja majątku nowo wytworzonego w wyniku inwestycji, – amortyzacja majątku wytwarzanego w procesie jego odtwarzania w okresie objętym analizą, – amortyzacja majątku istniejącego obecnie (który wszakże zostanie włączony do nowo realizowanej inwestycji). Wielkość amortyzacji nowych obiektów wytworzonych w efekcie realizacji inwestycji należy opierać na danych projektowo-kosztorysowych oraz uśrednionych wskaźnikach dla innych podobnych obiektów realizowanych w Polsce. Podsta-

tab. 3.4 cd.

tab. 3.4 cont.

1	2
	wowym źródłem informacji na temat nakładów związanych z realizacją inwestycji jest dla analizy finansowej harmonogram rzeczowo-finansowy. W przypadku urządzeń ochronnych może istnieć możliwość stosowania preferencyjnego systemu amortyzacji urządzeń ²⁵⁰ .
Koszty zastąpienia	w przypadku wprowadzania inwestycji modernizacyjnych i nowych (inwestycje wzajemnie wykluczające się) powinno się w rachunku LCC uwzględniać również koszty zastąpienia (likwidacji) dotychczasowych rozwiązań wynikających np. ze zmiany technologii produkcji. W takim ujęciu, w rachunku finansowym podmiotu, dla funkcjonującej instalacji nastąpi odpis z tytułu trwałej utraty wartości, co spowoduje konieczność odpisu aktualizującego, który doprowadzi wartość składnika aktywów (instalacji) do wartości ceny sprzedaży netto (możliwej do uzyskania ceny jego sprzedaży), a w przypadku jej braku do ustalonej w inny sposób wartości godziwej. Odpis z tytułu trwałej utraty wartości (różnica pomiędzy wartością bilansową a odzyskiwaną) księgowana jest do rachunku zysku i strat. Takiego odpisu dokonuje się poprzez odpis w ciężar pozostałych kosztów operacyjnych (zmniejszy to wynik finansowy). Wówczas podczas prowadzonej wyceny projektu inwestycyjnego zaleca się uwzględnienie go jako zwiększenie pozostałych kosztów operacyjnych w pierwszym roku funkcjonowania nowej inwestycji.
Nakłady odtworzeniowe koszty reinwestycji	koszty odnowienia, demontażu i ponownego montażu, koszty utylizacji urządzeń ponoszone w okresie eksploatacji i po jej zakończeniu, powinny być uwzględnione w projekcji finansowej projektu, w przypadku projektów środowiskowych powinny wchodzić w skład nakładów inwestycyjnych.
Koszty operacyjne i rezerwy celowe	koszty przewidywane (koszty operacyjne) obejmują wszystkie koszty eksploatacji i utrzymania (tj. energię i materiały, wynagrodzenia itp.), koszty obsługi (części zamienne, konserwacja, planowane remonty), koszty napraw (koszty usuwania awarii i postojów produkcyjnych), koszty administracyjne i ogólne, koszty związane ze sprzedażą i dystrybucją, podatki dochodowe i inne podatki bezpośrednie i opłaty, koszty środowiskowe (w tym opłaty za gospodarcze korzystanie ze środowiska, ubezpieczenia środowiskowe), podatki oraz koszty występujące po zakończeniu fazy operacyjnej (rekultywacja, rewitalizacja, monitoring itp.). Standardowo podczas prowadzenia oceny projektów inwestycyjnych w koszty operacyjne nie wlicza się pozycji, które nie powodują rzeczywistego wydatku pieniężnego, nawet jeżeli takie pozycje są wykazywane w bilansie lub rachunku zysku i strat (tj. amortyzacja, rezerwy na nieprzewidziane wydatki) – jednak w przypadku prowadzenia środowiskowych LCC konieczne jest uwzględnienie rezerw celowych wynikających z analizy LCA w celu zniwelowania nadmiernych skutków środowiskowych, np. koszty gwarancji finansowych na rekultywację i monitoring hałdy odpadów. Wszystkie koszty mogą być szacowane na podstawie kosztów ponoszonych w przeszłości i doświadczeniu osoby dokonującej kalkulacji na podstawie kosztorysu. Konieczne jest utworzenie profilu kosztów dla każdego roku prowadzonej analizy cyklu życia, przy czym powinny być uwzględniane koszty w takim samym okresie użytkowania zarówno całej inwestycji jak i jej poszczególnych elementów, a wszystkie istotne czynniki ekonomiczne powinny być włączone do analizy.

²⁵⁰ J. Famielec, E. Broniewicz, *Odzwierciedlenie aspektów...*, op.cit., s. 1–166.

tab. 3.4 cd.

tab. 3.4 cont.

1	2
Koszty środowiskowe	istotne znaczenie ma identyfikacja kosztów środowiskowych i kosztów mogących wystąpić w przyszłości. W tym celu można wykorzystać metodę tzw. Total Cost Assessment (TCA), która została opracowana przez przedstawicieli nauki i przemysłu przy wsparciu finansowym Departamentu Energii USA. TCA została zaprojektowana, aby pomagać w podejmowaniu decyzji zarządczych w firmach i definiuje się jako proces identyfikacji, oceny, analizy i użycia informacji o kosztach dotyczących środowiska i zdrowia ludzkiego związanego z decyzjami podejmowanymi przez inwestorów. TCA jest procesem, który identyfikuje potencjalnie ukryte koszty środowiskowe i pozwala na zmniejszenie w przyszłości ryzyka i powstanie start nadzwyczajnych. Potencjalnie ukryte koszty obejmują koszty, które związane są z ochroną środowiska, zdrowia ludzkiego oraz te dotyczące wartości niematerialnych i prawnych (np. wizerunek firmy). Dla ich identyfikacji można też korzystać z zalecenia Komisji Europejskiej 2001/453/WE w sprawie ujmowania, wyceny i ujawniania zagadnień związanych z ochroną środowiska w rocznych sprawozdaniach finansowych i rocznych sprawozdaniach z działalności spółek (Commission Recommendation of 30 May 2001 on the recognition, measurement and disclosure of environmental issues in the annual accounts and annual reports of companies). Dotyczy ono wymagań odnośnie rozpoznania, pomiaru i publikowania wszystkich, związanych ze środowiskiem elementów, które mają wpływ na sytuację przedsiębiorstwa: wydatków, zobowiązań, ryzyka oraz powiązanych aktywów. Wydatki środowiskowe dotyczące kosztów poniesionych na zapobieganie, zmniejszenie lub naprawienie szkód wyrządzonych środowisku w efekcie działania organizacji i obejmują w szczególności likwidację i unikanie wytwarzania odpadów, ochronę gleb, wód, powietrza i klimatu, redukcję hałasu i ochronę bioróżnorodności i krajobrazu. Wydatki środowiskowe należy wykazywać w okresie ich poniesienia, za wyjątkiem aktywów, które mogą podlegać amortyzacji. Należy pamiętać, że aby wydatek mógł zostać zakwalifikowany do aktywów musi spełniać kryterium kwalifikacji, wymagania artykułu 15(2) Dyrektywy Czwartej (jest przeznaczony do użytku w sposób ciągły) oraz dodatkowo jeden z poniższych warunków: – wydatek odnosi się do oczekiwanych korzyści ekonomicznych w postaci wydłużenia okresu działalności, zwiększenia wydajności lub poprawy bezpieczeństwa lub wydajności innych aktywów, – wydatek odnosi się do redukcji lub zapobieżenia skażeniu środowiska, które może się wydarzyć na skutek przyszłej działalności organizacji.
Zobowiązania środowiskowe	zobowiązania środowiskowe wykazuje się w bilansie firmy w momencie, gdy w sposób wiarygodny oszacowano wysokość wydatków koniecznych na ich zaspokojenie. Zobowiązania należy wykazywać w pełnej wysokości, choć dopuszcza się stopniowe gromadzenie środków na ich zaspokojenie (tworzenie funduszy). W celu oszacowania wysokości zobowiązań środowiskowych należy wziąć pod uwagę następujące elementy: – koszty bezpośrednie remediacji, – koszty pracy bezpośrednio związane z remediacją, – koszty monitoringu po remediacji, – postęp technologiczny, pod warunkiem wysokiego prawdopodobieństwa za- twierdzenia technologii.

tab. 3.4 cd.

tab. 3.4 cont.

1	2
	Zobowiązania wynikające z zamykania i likwidacji działalności powinny być wykazane w momencie rozpoczęcia działalności. Oznacza to, że w przypadku aktywów, zobowiązanie środowiskowe zwiększa wartość inwestycji, a tym samym podlega amortyzacji. Dla zobowiązań środowiskowych, które są planowane do rozliczenia w przyszłości, dopuszcza się stosowanie ich wartości bieżącej, zwłaszcza, gdy wpływ zmian wartości pieniądza w czasie jest znaczący.
Wartość rezydualna	wartość rezydualna powinna być uwzględniona w analizie, gdyż dotyczy ona m.in. wydatków kapitałowych, jakie inwestor będzie musiał ponieść na odzyskanie środków trwałych, w tym np. na rekultywację terenu, demontaż itp. W projektach z zakresu ochrony środowiska i gospodarki odpadami koszty końcowego zagospodarowania np. hałdy odpadów w tym kosztów jej monitoringu i rekultywacji (przez wymagany prawem w wielu przypadkach okres 30 lat) mogą mieć szczególne znaczenie i nie można ich pomijać. W literaturze istnieją przyjęte metody szacowania wartości rezydualnej (metoda dochodowa, majątkowa, księgową, oparte np. na rencie wieczystej lub modelu Gordona), jednak w tym przypadku istotna jest również wycena kosztów związanych z usuwaniem skutków powodowanych w środowisku naturalnym. Wartość rezydualna winna być ustalana na koniec ostatniego roku okresu odniesienia przyjętego do analizy.
Stopa dyskontowa w analizach finansowych i społecznych	przepływy powinny być zaktualizowane stosując dyskonto przyszłych kosztów do wartości dnia dzisiejszego – Present Value²⁵¹. Istotne, zatem jest określenie poziomu stopy dyskontowej, np. w projektach dofinansowywanych ze środków unijnych rekomendowana stopa w 2008 r. wносиła 5% dla analizy finansowej prowadzonej w cenach stałych. Z kolei sugerowane wartości odniesienia społecznej stopy dyskontowej to 5,5% dla krajów korzystających z Funduszu Spójności i innych oraz 3,5% w przypadku regionów objętych celem „Konkurencyjność regionalna i zatrudnienie”²⁵². Natomiast w raporcie Sterna – szczególnie dla inwestycji realizowanych ze środków publicznych – zaproponowano społeczną stopę dyskontową wynoszącą 1,4%. Z kolei w projektach realizowanych przez przedsiębiorców i oceniających inwestycje z wykorzystaniem dynamicznych metod, stopa dyskontowa może być szacowana na podstawie koncepcji przychodowej, która jest oparta na rentowności inwestycji wolnej od ryzyka powiększonej o szacunkową premię za ryzyko oraz na podstawie koncepcji kosztowej, która jest oparta na średnim ważonym koszcie kapitału (struktura źródeł kapitału do obliczania kosztu średniego powinna wynikać ze struktury finansowania inwestycji²⁵³). Finansowa stopa dyskontowa dla wielu firm produkcyjnych kształtowała się na poziomie powyżej 10% w 2009 roku²⁵⁴.

²⁵¹ *A Guide...*, op.cit.

²⁵² *Przewodnik do analizy...*, op.cit. s. 1–294.

²⁵³ S. Wrzosek, *Ocena...*, op.cit, s. 40.

²⁵⁴ P. Saługa, *Wycena górniczych projektów inwestycyjnych w aspekcie doboru stopy dyskontowej*, IGSMiE PAN, Kraków, 2006, s. 1–132.

tab. 3.4 cd.

tab. 3.4 cont.

1	2
Stopa dyskontowa w analizach środowiskowych (oceny wpływu na środowisko)	w literaturze ²⁵⁵ dyskontowanie rzeczowych aspektów ekologicznych zazwyczaj nie jest wprowadzane uznając, iż powinno przykładać się taką samą wagę ich wpływu na obecne jak i na przyszłe pokolenie. W raporcie Sterna uwzględniając długoterminowość oddziaływań na środowisko dla zmian klimatu zaproponowano stopę dyskontową w wysokości 0,1% ²⁵⁶ . W metodyce LCA potencjalny wpływ na środowisko określony jest na podstawie mechanizmu środowiskowego z uwzględnieniem długookresowego wpływu, który obliczany jest bez dyskontowania.
Ocena ryzyka a LCC	podwyższanie stopy dyskonta o premię za ryzyko, czyli stawianie wyższych wymagań efektywnościowych inwestycjom bardziej ryzykownym, jest zapewne najbardziej powszechnie wykorzystywanym sposobem uwzględniania ryzyka w rachunku efektywności inwestycji ²⁵⁷ . Prowadzenie analizy efektywności inwestycji z wykorzystaniem rachunku LCC, jak i wykorzystanie wyników LCA zmniejsza znacząco wystąpienie ryzyka ekologicznego i społecznego. Dotyczy to w szczególności możliwości wydatkowania dodatkowych środków na proekologiczne rozwiązania, uniknięcie kar i opłat za gospodarcze korzystanie ze środowiska, ponoszenia wysokich kosztów zamykania i rekultywacji, zwiększenia możliwości uzyskania kredytu, wyższej akceptowalności społecznej itp.
Metody oceny projektów inwestycyjnych	przeprowadzenie rachunku opłacalności inwestycji powinno odbywać się z wykorzystaniem metod zdyskontowanych przepływów pieniężnych i stosowanie do oceny wyników finansowych wartości NPV, IRR, MIRR, czy PI. Jeżeli nie jest możliwe ich obliczenie (np. w przypadku projektów nie generujących przychodów) dążyć należy do minimalizacji kosztów i oceny tzw. efektywności kosztowej. W sytuacji, gdy realizowane są przedsięwzięcia publiczne, powinny być preferowane rozwiązania, które spełniają wymagania właściwości użytkowych, ale mają niższe koszty cyklu życia. Natomiast dla przedsięwzięć realizowanych przez inwestorów prywatnych dążenie do minimalizacji kosztów cyklu życia jest uzasadnione wówczas, gdy taka analiza wykaże wyższą konkurencyjność produktu na rynku i możliwość uzyskiwania przewagi konkurencyjnej.
Weryfikacja i interpretacja wyników finansowych, technologicznych i środowiskowych	podczas interpretacji wyników wskazane jest przeprowadzenie analizy wrażliwości poprzez określenie wpływu poszczególnych zmiennych o określoną procentowo wartość na wielkości wskaźników finansowych, oraz analizy ryzyka poprzez ustalenie prawdopodobieństwa wygenerowania przez projekt określonych wyników kosztów i ich przyczyn. Istotne jest – szczególnie wprowadzając ekoinnowacyjne rozwiązania – przeprowadzenie oceny technologicznej zaproponowanego rozwiązania z wykorzystaniem metod ocen technologii środowiskowych, rachunku skumulowanego, jakości technologicznej, współczynnika efektywności egzergetycznej, BAT, BATNEEC, itp.

Źródło: opracowanie własne

²⁵⁵ T. Żuradzki, *Granice troski o przyszłe pokolenia*, Diametros 26, 2010 s. 206–225.

²⁵⁶ *Przewodnik do analizy kosztów...*, s. 1–294.

²⁵⁷ S. Wrzosek, *Zarządzanie finansami przedsiębiorstw*, Wyd. Akademii Ekonomicznej we Wrocławiu, Wrocław 2006, s. 138.

Rachunek efektywności inwestycji uwzględniający środowiskowe koszty cyklu życia bazuje na podstawowych zasadach rachunku efektywności inwestycji, przy czym analizy prowadzone są dla określonej jednostki funkcjonalnej. Istotą jego jest szersze włączenie kosztów środowiskowych (w tym występujących w przyszłości), kosztów zastąpienia, wartości rezydualnej, zobowiązań środowiskowych itp. w przepływy finansowe projektu inwestycyjnego. Jego wykonywanie jest utrudnione ze względu na brak ogólnie przyjętych standardów szacowania takich kosztów, jednak wprowadzenie pozwala na uwzględnienie wielu aspektów istotnych w procesie inwestycyjnym oraz wykorzystanie innych „mocnych stron” rachunku LCC (tab. 3.5).

Tabela 3.5

Mocne i słabe strony rachunku efektywności inwestycji uwzględniającego środowiskowe koszty cyklu życia

Table 3.5

Strengths and weaknesses of the investment efficiency calculation taking into account the environmental life cycle cost

Mocne strony	Słabe strony
Wypracowanie dokładnego obrazu związków i oddziaływań między konkretnym projektem a kosztami	brak baz danych i danych wzorcowych dla rachunku środowiskowych kosztów cyklu życia
Bazuje na podstawowych zasadach rachunku efektywności inwestycji	proces zebrania danych jest czasochłonny i skomplikowany, gdyż dotyczy często kilku podmiotów, co powoduje, że poziom niepewności danych jest wyższy
Możliwość oceny alternatywnych rozwiązań – szerokie zastosowanie w ekoprojektowaniu	istnienie wielu programów komputerowych do oceny LCC produktów i procesów, brak jednego wypracowanego uniwersalnego oprogramowania
LCC pozwala na wyznaczenie i określenie miejsc najbardziej „kosztotwórczych”, a rachunek efektywności na wybór efektywnego projektu inwestycyjnego	niewielka liczba opublikowanych badań w recenzowanych czasopismach naukowych
Szanse	Zagrożenia
Włączenie się SETAC i UNEP oraz innych podmiotów w prace dotyczące standaryzacji LCC	wyniki badań analizowanych obiektów są zależne od bardzo dużej liczby danych, a ich dobór i selekcja są obarczone pewnym subiektywizmem
Możliwość wykorzystania wyników w eko-marketingu, CSR, deklaracjach środowiskowych, itp.	brak bezpośredniego powiązania ze standardowymi rachunkami prowadzonymi w przedsiębiorstwach
Wprowadzenie LCC w wielu dokumentach UE, w tym jego promowanie w Zrównoważonych Zamówieniach Publicznych	

Źródło: opracowanie własne

Wprowadzenie rachunku środowiskowych kosztów cyklu życia do procesu podejmowania decyzji inwestycyjnych i łączenie go z wynikami analiz LCA, pozwoli na dokonywanie oceny ekoefektywności planowanych projektów inwestycyjnych i poszukiwanie wariantu korzystnego pod względem ekonomicznym i ekologicznym.

4. Metoda oceny ekoefektywności projektów inwestycyjnych

Wprowadzenie

Ocenę efektywności ekonomiczno-ekologicznej planowanych działań inwestycyjnych (projektów inwestycyjnych²⁵⁸) – zwłaszcza w zakresie wdrażania nowych rozwiązań technologicznych przyjaznych dla środowiska – należy przeprowadzić przed podjęciem decyzji o ich realizacji, czyli w ujęciu *ex ante*. Wymagane jest zidentyfikowanie znaczących bezpośrednich i pośrednich aspektów środowiskowych²⁵⁹ oraz określenie celu środowiskowego i zadań umożliwiających zmniejszanie presji na środowisko. Proponuję, aby w tym zakresie wykorzystywać metodę LCA, która umożliwia najbardziej kompleksową identyfikację, dokumentację i kwantyfikację potencjalnych wpływów na środowisko oraz ocenę i porównanie wszystkich znaczących aspektów środowiskowych. Planowane na podstawie wyników LCA zadania (organizacyjne lub inwestycyjne) są podstawą tworzenia projektów inwestycyjnych, których efektywność ekonomiczna winna być oceniana z wykorzystaniem rachunku efektywności inwestycji, który uwzględnia koszty cyklu życia produktu (LCNPV). Otrzymane wyniki tworzą bazę do oceny i hierarchizowania wariantowych rozwiązań planowanych przedsięwzięć inwestycyjnych pod kątem ekonomicznym i ekologicznym. Są one zatem podstawą do *ustalenia dla działalności gospodarczej takiego przedziału tolerancji, w którym mieszczą się wybory decyzji ekonomicznych nie stwarzające konieczności substytucji efektywności ekologicznej przez efektywność ekonomiczną, czy też na odwrót*²⁶⁰. Pozwala to na poszukiwanie rozwiązań zgodnych z zasadą racjonalnego gospodarowania, umożliwiając często znaczące ograniczenie presji na środowisko. Na podstawie wyników analiz inwestor może poszukiwać takiego rozwiązania ze zbioru dopuszczalnych technologii, które wykaże najwyższy efekt ekologiczny i ekonomiczny w cyklu życia (*win-win*). Identyfikacja i dobór wskaźników określających efekt ekonomiczny i ekologiczny przewidywanych inwestycji jest podstawą dla oceny ich ekoefektywności.

²⁵⁸ Projekt inwestycyjny definiowany jest jako opracowanie, które jest podstawą realizacji inwestycji – J. Różański, M. Czerwiński, *Inwestycje rzeczowe i kapitałowe*, Absolwent, Łódź 1999, s. 100.

²⁵⁹ Znaczący aspekt środowiskowy to ten, który może mieć znaczący wpływ na środowisko, a organizacja planując inwestycje powinna je brać pod uwagę. Istotne jest – jak wskazuje A. Matuszak-Flejszman, *System zarządzania środowiskowego w organizacji*, Wyd. AE Poznań 2007, s. 74–82 – rozróżnienie aspektów środowiskowych od wpływu na środowisko, gdyż pierwszy jest przyczyną, która może wywołać skutek (wpływ na środowisko), czyli zmiany zachodzące w środowisku. Ponadto w procesie identyfikacji powinno uwzględnić się zarówno aspekty bezpośrednie, na które organizacja ma wpływ, oraz pośrednie.

²⁶⁰ A. Jankowska-Kłapkowska, *Ekologiczno-ekonomiczna...*, op.cit., s. 29.

4.1. Analiza wskaźników oceny efektów ekologicznych i ekoefektywności

Efekty (korzyści) ekologiczne to wszystkie pozytywne skutki osiągnięte w wyniku:

- eliminacji działań negatywnie wpływających na środowisko,
- realizacji przedsięwzięć zapobiegających zanieczyszczaniu środowiska,
- likwidacji źródeł zanieczyszczeń.

Efekty ekologiczne realizowanych przedsięwzięć technicznych i gospodarczych, mających dodatni wpływ na środowisko²⁶¹, mogą mieć charakter inwestycyjny lub organizacyjny. Ocena efektów ekologicznych – a także ekonomicznych i społecznych – dokonywana jest z wykorzystaniem wielu zróżnicowanych wskaźników, które pojawiały się wraz z wdrażaniem zasad ekorozwoju²⁶² (konferencja ONZ w Sztokholmie w 1972). W roku 1995 Komisja Trwałego Rozwoju Narodów Zjednoczonych zaprezentowała w tzw. *Niebieskiej Księdze* listę 134 wskaźników ekorozwoju. Prace badawcze i aplikacyjne dotyczące tworzenia nowych wskaźników oraz wdrażania i uaktualniania istniejących są prowadzone do dnia dzisiejszego.

Klasyfikacja i grupowanie wskaźników dokonywane są na podstawie wielu kryteriów, a szczegółowość oraz cel prowadzonych badań decydują o przyjęciu jednej z trzech, najczęściej wykorzystywanych zależności pomiędzy wskaźnikami²⁶³:

1) bazowej, stosowanej do monitorowania projektów i przedsięwzięć inwestycyjnych, których celem jest poprawa stanu środowiska, lub które mogą mieć wpływ na jego stan i poszczególne komponenty,

2) przyczynowo-skutkowej (presja-stan-reakcja), przydatnej na różnych poziomach zarządzania (lokalnym, regionalnym, krajowym i międzynarodowym) i monitorowania procesów wdrażania w życie zasad zrównoważonego rozwoju,

3) uwzględniającej podział zagadnień w obszarze środowiskowym, społecznym, ekonomicznym i instytucjonalnym na główne i szczegółowe²⁶⁴.

Dla działań inwestycyjnych przedsiębiorstw istotna jest pierwsza z wymienionych zależności. Odpowiadające im wskaźniki nakładów (*input*) określają składowe projektu, niezbędne do uruchomienia inwestycji, czyli nakłady finansowe oraz materiałowe (aktywa niepieniężne). Natomiast wskaźniki produktów (*output*) przedstawiają bezpośrednie (na-

²⁶¹ I. Soliński, M. Solińska, *Ekologiczne podstawy systemu wspierania rozwoju energetyki odnawialnej*, <http://ekologika.pl/index.php/energia-wiatru/751-artykul.html>

²⁶² T. Borys, *Kwalimetria. Teoria i zastosowanie*, Wyd. AE Kraków 1991; T. Borys, *Teoretyczne aspekty konstruowania wskaźników ekorozwoju. Sterowanie ekorozwojem*, Wyd. Politechniki Białostockiej, Białystok 1998; T. Borys (red.), *Wskaźniki ekorozwoju*, Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok 1999, s. 1–275; T. Borys (red.), *Wskaźniki zrównoważonego rozwoju*, Wyd. Ekonomia i Środowisko, Warszawa-Białystok 2005, s. 312–315; B. Fiedor, *System wskaźników i indeksów ekorozwoju*, *Gospodarka – Środowisko Przyrodnicze – Informacja* Wyd. Ekonomia i Środowisko 19, 1996.

²⁶³ *Indicators of Environment and Sustainable Development. Theories and Practical Experience*, Background Paper No. 89, Environmental Economics Series, World Bank, Washington 2002.

²⁶⁴ M. Kusterka, *Struktury przyczynowo-skutkowe jako podstawa opracowania systemów wskaźników zrównoważonego rozwoju*, Prace naukowe AE we Wrocławiu, nr 1075, 2005, <http://kbo.ae.wroc.pl/doc>

tychmiastowe) efekty realizacji danego przedsięwzięcia w postaci rzeczowych inwestycji lub oferowanych usług. Efekty te powinny prowadzić do osiągnięcia pożądanych, krótkookresowych rezultatów (*outcome*) i oddziaływania (*impact*) w dłuższym okresie²⁶⁵. Taki dobór wskaźników wykorzystywany jest m.in. do ewaluacji i monitoringu przedsięwzięć inwestycyjnych z zakresu infrastruktury środowiska, współfinansowanych ze środków unijnych. Najczęściej jednak ocena efektów ekologicznych jest prowadzona oddzielnie dla poszczególnych dziedzin ochrony środowiska, tzn. powietrza atmosferycznego i klimatu, gospodarki ściekowej i ochrony wód podziemnych i powierzchniowych, gospodarki odpadami, ochrony i przywrócenia wartości użytkowej gleb itp. W związku z tym wskaźniki wyrażone są zazwyczaj jako, np.:

- zwiększenie przepustowości oczyszczalni ścieków [$\text{dam}^3/\text{dobę}$],
- długość sieci kanalizacyjnej odprowadzającej ścieki lub wody opadowe [km], długość wybudowanej sieci wodociągowej oraz przeprowadzonej regulacji rzek i potoków [km],
- ilość unieszkodliwionych odpadów [Mg/rok],
- moc przekazanych do eksploatacji urządzeń do redukcji zanieczyszczeń: pyłowych, gazowych [tys. Mg/rok],
- wielkość zrekultywowanych terenów składowania odpadów [ha].

Wskaźniki przyczynowo-skutkowe są wykorzystywane m.in. do uporządkowania zakresu zagadnień związanych z funkcjonowaniem przedsiębiorstwa w środowisku oraz poszukiwania rozwiązań minimalizujących jego negatywne oddziaływanie na środowisko. Takie analizy są wykonywane podczas wprowadzania systemu zarządzania środowiskowego.

4.1.1. Charakterystyka i klasyfikacja wskaźników efektywności środowiskowej

W istniejących, sformalizowanych na poziomie ponadnarodowym systemach zarządzania środowiskowego, tj. EMAS, ISO 14001, oraz technikach służących do osiągnięcia celów i zadań środowiskowych takich jak BAT (dla wybranych instalacji stosowanych obligatoryjnie zgodnie z Dyrektywą IPPC) i BATNEEC²⁶⁶ zaproponowano zróżnicowane wskaźniki dotyczące oceny efektywności środowiskowej. W Rozporządzeniu EMAS²⁶⁷ omówiono główne wskaźniki i inne istniejące wskaźniki efektywności środowiskowej, do których zaliczono, m.in. całkowite roczne zużycie energii wyrażone w MWh lub GJ, procent całkowitego rocznego zużycia energii (energii elektrycznej i ciepła) wytworzonej przez organizację z odnawialnych źródeł energii, roczny przepływ masy różnych używanych materiałów (z wyjątkiem nośników energii i wody) wyrażony w tonach. Z kolei w normie

²⁶⁵ M. Kusterka, *Struktury przyczynowo-skutkowe...*, op.cit.

²⁶⁶ W. Antonik, *Wybrane narzędzia (BAT, BATNEEC) systemu zarządzania środowiskowego w procesie wdrażania zasad zrównoważonego rozwoju*, [W:] T. Pindór (red.) *Proces wdrażania...*, op.cit., s. 9–21.

²⁶⁷ Rozporządzenie EMAS ..., op.cit.

PN-EN ISO 14031²⁶⁸ do oceny efektów działalności środowiskowej (EPE) zaproponowano zestawy wskaźników podzielonych na dwie kategorie:

- wskaźniki efektów działalności środowiskowej (EPI), zawierające wskaźniki efektów zarządzania, efektów działalności operacyjnej,
- wskaźniki stanu środowiska, dostarczające informacji o lokalnym, regionalnym lub globalnym stanie środowiska.

Dla podejmowanych działań inwestycyjnych, jak również analiz metodą LCA istotne znaczenie mają wskaźniki efektów działalności operacyjnej, gdyż odnoszą się do wielkości zużywanych w organizacji (w ujęciu poszczególnych urządzeń technicznych i wyposażenia) materiałów, energii i usług (wejścia), jak i tworzonych wyrobów, wielkości emisji, opadów (wyjścia) stanowiących wyniki działalności organizacji²⁶⁹. Przykładowe wskaźniki to:

- wskaźniki danych „na wejściu”, np. zużycia wody, energii, materiałochłonności,
- wskaźniki ekologicznej uciążliwości produkcji, np. odpadowość [%], pyło- i gazogenność [%], stopień wykorzystania odpadów, ilość odpadów składowanych itp.

Przedsiębiorcy stosują również wskaźniki osiągnięć w zakresie zarządzania, pozwalające ocenić wdrażanie polityki i programów środowiskowych. Do grupy²⁷⁰ tej należą:

- wskaźniki systemowe, badające np. relacje między celami zrealizowanymi w danym roku a planowanymi [%], udział szkoleń z zakresu ochrony środowiska w ogólnej ich liczbie,
- wskaźniki obszarów działania, np. udziału inwestycji ekologicznych w inwestycjach ogółem [%], efektów ekonomicznych, m.in. kosztów ochrony środowiska (% kosztów poniesionych w danym roku do roku bazowego), kosztów utylizacji odpadów [%], kosztów gospodarki wodno-ściekowej [%], udziału kar ekologicznych w zysku netto [%], kosztów ekologicznych w kosztach operacyjnych [%], zmiany opłat ekologicznych (relacja opłat w analizowanym roku do roku bazowego) lub ich udziału w kosztach środowiskowych [%],
- wskaźnik zagregowanej oceny ekologicznej, będący relacją pomiędzy opłatami za gospodarcze korzystanie ze środowiska a wielkością produkcji w danym roku w porównaniu do roku bazowego. Pozwala on oszacować relacje pomiędzy opłatami za korzystanie ze środowiska a wielkością produkcji. Jego malejąca wartość jest pozytywnym zjawiskiem.

Agregacja i wycena efektów ekologicznych, w ujęciu finansowym, może być dokonywana na podstawie kosztów zewnętrznych. Z kolei w ujęciu rzeczowym można ją prowadzić dla różnych wielkości poziomu emisji zanieczyszczeń, wielkości zużycia materiałów i energii i innych zmian jakości środowiska (np. zajęcie terenu). Wymagane jest wówczas wyznaczenie wartości wskaźników agregatowych (łącznie efekty ekologiczne) i poznanie

²⁶⁸ PN-EN ISO 14031..., op cit., s. 15–16.

²⁶⁹ PN-EN ISO 14031..., op cit., s. 29.

²⁷⁰ Na podstawie: J. Adamczyk, *Metodyka oceny...*, op.cit., s. 353–361; J. Adamczyk, K. Brendzel-Skowera, *Zarządzanie środowiskowe w przedsiębiorstwach*, Problemy Ekologii nr 1, 2006, s. 9–19.

interakcji pomiędzy poszczególnymi aspektami środowiskowymi oraz ustalenie wag dla wskaźników presji środowiskowej. Znane są już różne metody zmierzające do zagregowania wartości powyższych wskaźników do jednego tzw. ekowskaźnika (np. Factor 4, Factor X). Istnieją i są stosowane także sposoby obliczania wagi efektów ekologicznych na podstawie:

- wielkości zużycia energii niezbędnej do zapobiegania lub minimalizacji presji na środowisko; większe zużycie energii to wyższa wartość wagi wpływu,
- oceny dokonywanej przez ekspertów na podstawie względnej ważności wpływu danego efektu na środowisko,
- stopnia osiągnięcia wartości docelowej, np. ocena dystansu pomiędzy poziomem obecnym i docelowym (zgodnym z celem polityki ekologicznej kraju²⁷¹).

Niezależnie od przyjętego sposobu obliczania wag konieczne jest wyznaczenie odpowiednich indeksów zanieczyszczeń (np. wskaźników toksyczności). W metodyce LCA ich wartość uzależniona jest od zmian wywołanych przez daną substancję (grupę substancji) w poszczególnych systemach ekologicznych, ich toksyczności oraz skali oddziaływania (globalnej, krajowej, regionalnej). W efekcie w metodzie LCA agregacji wyników dokonuje się uwzględniając skumulowany wpływ na środowisko, bazujący na danych ilościowych z bilansów materiałowych i energetycznych. Takie metody (ekobilansowe) mogą być podstawą oceny efektów ekologicznych dla planowych przedsięwzięć inwestycyjnych, funkcjonowania podmiotu, działalności całej branży, wybranego regionu lub dziedziny gospodarki.

4.1.2. Ekobilans podstawą wyznaczania zintegrowanych ekowskaźników

Efektywność ekologiczna danego projektu inwestycyjnego może być oceniana przez pryzmat oszczędności zasobów oraz minimalizacji wytwarzanych odpadów i emisji²⁷². Identyfikacja wpływu na środowisko określonego projektu inwestycyjnego wymaga stosowania ekobilansu i uwzględniania perspektywy jego cyklu życia. Ekobilans to zestawienie

²⁷¹ K. Górka podkreśla, iż cele ekologiczne w większości przypadków są definiowane za pomocą wskaźników jakości środowiska, a nie wielkości emisji zanieczyszczeń. Problemem jest, iż emisja zanieczyszczeń lub zmiany jakości środowiska są pojęciami wielowymiarowymi i opisywanymi przez szereg wskaźników. Wskaźniki emisji czy też jakości środowiska są wielkościami wieloimiennymi, a ich poszczególne składniki mają zdecydowanie różne wagi. Ponadto ilość wskaźników opisujących emisję zanieczyszczeń lub jakość środowiska jest kwestią całkowicie otwartą i pozostającą do subiektywnego wyboru autorów obliczeń. Zarówno ich ilość, jak i dobór wymyka się kryteriom obiektywności i jednoznaczności. Problem ten nie istnieje tylko w przypadku, gdy cel ekologiczny definiowany jest za pomocą jednego wskaźnika zanieczyszczeń lub jednego wskaźnika opisującego jakość środowiska. Niestety, w praktyce przypadki takie należą do rzadkości. Dla pozostałych przypadków, gdzie cel ekologiczny rozumiany jest jako poprawa jakości pewnego składnika środowiska (np. jakości wód śródlądowych), pewnym rozwiązaniem jest odniesienie kosztów do syntetycznych wskaźników opisujących jakość tego środowiska. W przypadku zanieczyszczeń wód jest to BZT₅ lub ChZT, dla emisji zanieczyszczeń do powietrza atmosferycznego można posługiwać się tzw. emisją równoważną. Wymienione wskaźniki syntetyczne mają jednak liczne wady i nie są w pełni reprezentatywne dla wszystkich rodzajów zanieczyszczeń. (K. Górka (red.), *Analiza skuteczności...*, op.cit.).

²⁷² E. Lorek (red.), *Rozwój rynku...*, op.cit.

ilościowe i jakościowe „wejść” do danego systemu np. zakładu, wydziału, procesu itp. i jego „wyjść” obejmujących wpływ na środowisko. „Wejście” to surowce, materiały, energia elektryczna, woda, a „wyjście” to z jednej strony gotowe produkty i półwyroby, z drugiej odpady i straty. Podstawowe równanie ekobilansu przyjmuje postać:

$$\text{Ilość wejściowa (surowce, media)} = \text{Ilość wyjściowa (odpady i straty + ilość zakumulowana w produkcji)}$$

W takim ujęciu ekobilans jest podstawą do oceny możliwości minimalizacji zarówno ilości zużywanych surowców i mediów, jak i odpadów oraz strat itp. Stanowi też bazę do wyznaczania wskaźników dla oceny proekologicznego funkcjonowania przedsiębiorstw zgodnie z przyjętymi kryteriami ekologicznymi (np. zużycia energii elektrycznej, wody, wytworzonej ilości odpadów poprodukcyjnych, gazogenności i pyłogenności produkcji, stopnia wykorzystania naturalnych źródeł energii oraz surowców proekologicznych itp.). Pozwala także oceniać efekty ekologiczne wprowadzanych inwestycji, jak i stosowanych wyrobów. Ekobilans może więc być uniwersalnym narzędziem umożliwiającym kompleksową ocenę ekologiczną produktów i ich grup, procesów lub ich elementów, systemów i algorytmów działania oraz może być wykorzystany w ocenie funkcjonowania procesu wytwórczego w środowisku, zarówno w stosunku do istniejących systemów produkcyjnych, jak i zamierzeń inwestycyjnych. Dużą zaletą ekobilansu jest możliwość jego standaryzacji, która pozwala na stosowanie tej samej metody badawczej dla różnych potrzeb i zakresów działania, co ma niezwykle istotne znaczenie w badaniach porównawczych²⁷³.

Wyróżnia się następujące rodzaje ekobilansu²⁷⁴:

- przedsiębiorstwa – obejmuje gromadzenie i oznaczanie według kryteriów jakościowych i ilościowych wszystkich przepływów surowców i energii, strumieni wyrobów głównych i ubocznych oraz emisji,
- procesu – odnosi się do poszczególnych etapów wytwarzania. Najogólniej obejmuje proces produkcyjny, ale także technologie i ich składowe – procesy i operacje jednostkowe. Dla każdej składowej procesu, uwzględniając „wejścia–wyjścia”, analizuje się odpowiadające jej strumienie surowcowe i energetyczne, półprodukty i emisje,
- wyrobu – obejmuje cały cykl jego życia, w związku z tym wykracza poza obszar przedsiębiorstwa. Dotyczy przede wszystkim etapu używania (eksploatacji) i likwidacji wyrobu, a ze względu na specyfikę kształtowania cech jakościowych, w tym ekologicznych, uwzględnia też etap przedprodukcyjny (ekoprojektowanie),
- lokalizacyjny (działalności ogólnej) – związany jest ze strefą nieprodukcyjną, tzn. głównie funkcjonowaniem administracyjno-biurowym firmy. Można go również stosować w instytucjach usługowych np. bankach, szkołach, administracji publicznej,

²⁷³ Z. Nowak, *Zarządzanie środowiskiem cz. II*, Wyd. Politechniki Śląskiej, Gliwice 2001.

²⁷⁴ W. Adamczyk, *Ekologia wyrobów...*, op.cit., s. 112–114.

- regionu – dotyczy wydzielonego obszaru np. mikroregionu lub gminy. Składa się z ekobilansów organizacji działających na tym samym obszarze, dając podstawę do planowania przemysłowego i przestrzennego oraz jest narzędziem wprowadzania procesów wytwórczych, modernizacji lub likwidacji procesów już istniejących na danym obszarze. Ma istotne znaczenie opiniotwórcze dla administracji i społeczności lokalnej.

Analiza danych z ekobilansu wiąże się z pewnymi trudnościami np. ilości tworzonych wskaźników, porównywania ich znaczenia, konieczności dokładnego przypisania (alokacja) obciążeń środowiskowych tylko do jednej fazy cyklu życia produktu lub/i jednego produktu. Dane z ekobilansu podlegają często agregacji i kwantyfikacji umożliwiając kompleksową ocenę ekologiczną obiektów. Stosuje się wówczas różne metody, a podstawowe z nich to:

A. Metody stosowane na poziomie mikro, szczególnie dla oceny wybranych procesów produkcyjnych, obiektów, urządzeń lub technologii²⁷⁵:

1. Krytycznych objętości – polegająca na obliczaniu skumulowanych wartości energii i objętości odpadów oraz krytycznych objętości powietrza i wody.

2. Analiza procesów w ujęciu rachunku skumulowanego – stosowana często dla oszacowania stopnia zagrożenia środowiska przez procesy wytwórcze na podstawie bilansu materiałowego procesu, skutków emisji do atmosfery pyłów i gazów oraz wielkości zrzutu ścieków i odpadów stałych, jak i określonych współczynników toksyczności. Jej wyniki mogą być przedstawione w postaci jednej liczby.

3. Ekopunktowa – mająca na celu wyznaczenie maksymalnej dopuszczalnej ilości substancji obciążających środowisko w danym procesie i na tej podstawie obliczenie współczynnika ekologicznego.

4. Sumarycznych nakładów środowiskowych – polega na wyznaczeniu nakładu środowiskowego jako ilorazu części zasobów pobranych ze środowiska i zasobów istniejących (danego rodzaju), obliczeniu sozoindeksu będącego stosunkiem sumarycznego nakładu środowiskowego do efektu użytkowego; pozwala na prezentowanie wyników w postaci jednego współczynnika²⁷⁶.

5. Ocena jakości technologicznej²⁷⁷ – uwzględniająca uciążliwość dla środowiska, może być stosowana tak w fazie projektowania czy realizacji inwestycji, jak i oceny bieżącej produkcji, lub możliwości jej modernizacji. Związek jakości towaru (wytworu procesu technologicznego) z jakością środowiska wymaga zdefiniowania (w rozumieniu kwalimetrycznym) jakości technologicznej, ekologicznej, organizacyjnej oraz jakości wyrobu. Wszystko to jest niezbędne dla określenia wskaźnika jakości procesu technologicznego.

6. Kompleksowa ocena ekologiczna technologii czystszej produkcji – uwzględniająca wskaźniki oceny ekologicznej strumieni zasilania technologii, emisji zanieczyszczeń i wy-

²⁷⁵ Opracowane na podstawie: Z. Kłos, P. Kurczewski, J. Kasprzak, *Środowiskowe charakteryzowanie...*, op.cit., s. 1–394.

²⁷⁶ Z. Kłos, *Podstawy ekobilansowania w zagadnieniach budowy maszyn*, Zagadnienia Eksploatacji Maszyn, 1996, nr 4.

²⁷⁷ Z. Kowalski, *Czystsze produkcje jako strategia ochrony środowiska naturalnego*, Komitet Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk; Biuletyn nr 3, 1998.

tworzonych produktów wraz z ich opakowaniami. Wykorzystuje wskaźniki profilowe będące podstawą do określania zintegrowanego wskaźnika kompleksowej oceny ekologicznej czystszej produkcji²⁷⁸.

B. Stosowane na poziomie makro lub mezo²⁷⁹:

7. Metoda rachunku przepływów materiałowych (MFA – *Material Flow Analysis*) stworzona na podstawie rachunków finansowych – pozwala szacować wpływy i wypływy z systemu, ale nie określa aspektów środowiskowych z nimi związanych. Bada natomiast przepływy materiałów w systemie „od początku do końca”, uwydatniając nagromadzenie obecnych i potencjalnych materiałów tzw. „zasobów materiałowych”. Odmianą MFA jest SFA (*Substance Flow Analysis*) – analiza przepływu substancji, która koncentruje się na określonych substancjach w systemie.

8. Analiza środowiskowa „wejść i wyjść” (eIOA – *Environmental Input-Output Analysis*) – jest narzędziem analitycznym integrującym wpływy na środowisko z modelowaniem makroekonomicznym (zgodnym z rachunkami narodowymi, tabele typu NAMEA²⁸⁰, a dla regionu RAMEA²⁸¹).

C. Stosowana na poziomie mikro i makro dla oceny produktu, obiektu, procesu, technologii, regionu lub całego systemu gospodarki:

9. Ocena cyklu życia (LCA) – polega na wyznaczeniu profilu i wskaźnika środowiskowego (ekowskaźnika), który może być przedstawiany w formie jednej liczby (wykorzystanie metody Eco-indicator 99, Impact 2002+ lub ReCiPe).

Rozwój metod ekobilansowania nastąpił dzięki pojawieniu się wielu programów komputerowych ułatwiających gromadzenie i przetwarzanie danych. Współczesne bilanse ekologiczne pomagają określić ilościowo zagrożenie dla środowiska wywołane przez różne produkty, procesy i działania. Mogą być stosowane do oceny presji na środowisko obiektów, a z wykorzystaniem metody Eco-indicator 99 i ekowskaźnikiem tzw. Eco-indicator 99 (Pt) podstawą do wyznaczania ich efektywności. Wyniki analiz metodą LCA, stanowiąc miernik efektu ekologicznego planowanych inwestycji, pozwalają kompleksowo ocenić zagrożenia dla środowiska, wynikające z wprowadzania określonych technologii, jak i wytworzonych wyrobów. Ocena z wykorzystaniem omawianego miernika może być prowadzona w ramach istniejącego systemu zarządzania środowiskowego²⁸² (doskonalenie) jak i wprowadzona jednorazowo, dla konkretnego projektu inwestycyjnego.

²⁷⁸ T. Fijał, *Ekologiczne i ekonomiczne efekty realizacji strategii czystszej produkcji w wybranych przedsiębiorstwach*, Wyd. Uniwersytetu Ekonomicznego w Krakowie, Monografie nr 169, 2005, s. 125–128.

²⁷⁹ Opracowane na podstawie: E. Gentil, *Narzędzia wspomagające...*, op.cit., s. 96–104.

²⁸⁰ S. Moll, M. Vrgoc, D. Watson, A. Femia, O.G. Pedersen, A. Villanueva, *Environmental Input-Output Analyses based on NAMEA data. A comparative European study on environmental pressures arising from consumption and production patterns*, ETC-RWM, Kopenhaga 2006.

²⁸¹ M. Góralczyk, J. Kulczycka (red.), *Macierz RAMEA. Przykłady i zastosowania*. Wyd. IGSMiE PAN, Kraków 2007, s. 1–80.

²⁸² Istotą systemu zarządzania środowiskowego jest zapewnienie ciągłego rozwoju przedsiębiorstwa w dziedzinie zarządzania środowiskiem – A. Matuszak-Flejszman, *Determinanty doskonalenia...*, op.cit., s. 31.

4.2. Możliwość wykorzystania ekowskaźników do oceny efektów ekologicznych projektów inwestycyjnych

W pracy proponuje się, aby identyfikacji efektu ekonomicznego projektu inwestycyjnego dokonać prowadząc rachunek efektywności inwestycji, uwzględniający koszty cyklu życia produktu. Natomiast efekt ekologiczny identyfikować z wykorzystaniem metody oceny cyklu życia (LCA), a w szczególności na podstawie wyników analiz przeprowadzonych metodą Eco-indicator 99. Metoda ta jest bowiem jedną z sześciu najbardziej znanych i wiarygodnych metod oceny cyklu życia, pod względem najlepiej udokumentowanych podstaw naukowych oraz najnowszego poziomu wiedzy (*state-of-the-art*²⁸³). Propozycje stosowania wskaźnika budowanego z wykorzystaniem tej metody do identyfikowania i poprawy środowiskowych parametrów funkcjonowania przedsiębiorstwa pojawiały się już w literaturze polskiej. Przykładowo Jabłoński²⁸⁴ stwierdzał, że najbardziej przydatnym i spełniającym wymagania procesu ekologizacji jest system ekoindeksów (Eco-indicator 95) opracowany przez zespół holenderskiej firmy Pre Consultants, a stosowany na poziomie podmiotu gospodarującego. Mógłby on być wykorzystany do oceny efektów ekologicznych realizowanych inwestycji, jak i monitorowania efektywności zarządzania środowiskowego w przedsiębiorstwach, np. oceny dynamiki zmian. Badania prowadzone metodą Eco-indicator 99 pozwalają uzyskać wyniki, tak w wybranych kategoriach wpływu, jak i w punktach końcowych (Pt). Wyniki w punktach końcowych (proponowane do zintegrowanej oceny efektów ekologicznych), chociaż obciążone wyższym poziomem niepewności niż w punktach pośrednich (kategoriach wpływu) są powszechnie uznane za wiarygodne. Bazują bowiem na rzeczywistych danych o procesach, szczegółowych bilansach materiałowych i uzasadnionych naukowo modelach charakteryzowania.

Ocenę efektu ekologicznego dla projektów inwestycyjnych zaproponowano przeprowadzić stosując ekowskaźnik obliczony metodą Eco-indicator 99 (H/A)²⁸⁵ (hierarchiczną²⁸⁶ średnioważoną). W metodzie tej uwzględnia się średnią perspektywę czasową, 40% udział w wazieniu kategorii szkód (jakość ekosystemu i zdrowie ludzkie) oraz 20% (zasoby). Wartość ekowskaźnika wyrażona w punktach Pt wyznacza potencjalny poziom presji na środowisko. Im wyższa wartość ekowskaźnika tym wyższa presja. Ocena presji na środowisko wynikająca z działalności podmiotu lub wprowadzanego projektu inwestycyjnego na podstawie jednego zagregowanego ekowskaźnika, uwzględniającego wszystkie obszary ochrony środowiska, pozwala na kompleksową ocenę i prostszą interpretację otrzymanych wyników. Istotne przy stosowaniu wskaźnika Eco-indicator 99 jest uwzględnianie nie tylko

²⁸³ J. Baran, Z. Nowak, *Metodyka oceny ...*, op. cit., s. 4–28.

²⁸⁴ J. Jabłoński, *Zarządzanie środowiskowe jako warunek ekologizacji przedsiębiorstwa. Próba modelu teoretycznego*, Wyd. Politechniki Poznańskiej, Poznań 2001, s. 17.

²⁸⁵ www.pre.nl oraz Z. Kowalski, J. Kulczycka, M. Góralczyk, *Ekologiczna ocena cyklu życia LCA z wykorzystaniem ekowskaźników*, Przegląd Górniczy, tom 59, nr 11, Katowice 2003, s. 23–30.

²⁸⁶ Pozostałe wersje egalitarna czy indywidualistyczna mogą być wykorzystane w analizach wrażliwości podczas interpretacji wyników.

wielkości „wyjść” z systemu (ilość odpadów, emisji), ale i „wejść” (zużycie energii, materiałów) w całym cyklu życia analizowanego przedsięwzięcia inwestycyjnego. W ten sposób w ocenie uwzględnia się najszerzy zakres wpływu na środowisko i odnosi się go (normalizuje) do średnich danych europejskich²⁸⁷. W związku z tym Eco-indicator 99 powinien być stosowany zwłaszcza dla przedsięwzięć mających na celu ochronę środowiska, jak i przy analizie ekoinnowacyjnych rozwiązań. Tak obliczany ekowskaźnik umożliwia również skwantyfikowanie wielkości wpływu poszczególnych procesów (składowych projektu) na środowisko. W efekcie na tej podstawie można wyznaczać cel środowiskowy oraz szukać najlepszych rozwiązań technologicznych i wdrażać rozwiązania o najniższym potencjalnym wpływie na środowisko (ze zbioru rozważanych rozwiązań dopuszczalnych technologicznie). Wyniki mogą być też interpretowane w etapach pośrednich, tj. poszczególnych kategoriach wpływu, a także na podstawie bilansu masowego lub energetycznego, chociaż jego opracowanie jest czasochłonne, ale stanowi podstawę analizy.

Efekt ekologiczny wyznaczony z wykorzystaniem wskaźnika Eco-indicator 99 definiowany jest jako korzyści dla środowiska wynikające z realizowanych przedsięwzięć (wprowadzenia inwestycji, zmian organizacyjnych itp.), które kwantyfikowane są w jednostkach „Pt” zgodnie z metodą Eco-indicator 99(H/A). Im wartość obliczonego wskaźnika jest niższa w relacji do tzw. wariantu zaniechanej inwestycji, tym większa potencjalna korzyść dla środowiska. Zaproponowany wskaźnik powinien znaleźć zastosowanie do oceny efektu ekologicznego planowanych przedsięwzięć inwestycyjnych finansowanych z funduszy celowych lub realizowanych przez inwestorów prywatnych. Istotnym ograniczeniem, wynikającym ze stosowania metodą LCA, jest fakt, iż porównywane mogą być inwestycje lub przedsięwzięcia o takich samych (równoważnych) jednostkach funkcjonalnych, w jednako ustalonych granicach systemu. Efekt ekologiczny może być zatem wyliczony (np. na etapie projektowania) gdy:

- porównuje się wpływ na środowisko różnych wariantów technologicznych lub organizacyjnych produkcji danego wyrobu,
- prowadzi się oceny porównawcze planowanych inwestycji modernizacyjnych w odniesieniu do tzw. wariantu zaniechania, tj. nieprzystąpienia do wdrożenia inwestycji,
- porównuje się wpływ na środowisko działalności podmiotu w poszczególnych przedziałach czasu,
- porównuje się wpływ na środowisko planowanej inwestycji w relacji do określonego poziomu technologicznego w Europie (lub w Polsce), związanego np. z kryteriami najlepszej dostępnej techniki BAT,
- porównuje się wpływ na środowisko danego przedsięwzięcia do tzw. inwestycji „referencyjnej” (np. w przypadku produkcji energii ze źródeł odnawialnych jest to równoważna produkcja energii ze źródeł konwencjonalnych), co wymaga zdefi-

²⁸⁷ Optymalnym rozwiązaniem dla krajowych podmiotów byłoby prowadzenie normalizacji na podstawie średnich danych w Polsce, jednak strumienie normalizacyjne nie zostały jeszcze opracowane.

niowania presji inwestycji referencyjnej na środowisko (ograniczenia w stosowaniu metody LCA wymagają bardzo szczegółowego ustalenia warunków prowadzenia analizy i określenia stopnia niepewności danych itp.),

— doskonalenia systemu zarządzania środowiskowego²⁸⁸.

Proponowany wskaźnik – wraz z prowadzonym rachunkiem ekonomicznej efektywności inwestycji – może być podstawą do określania ekoefektywności planowanych przedsięwzięć inwestycyjnych i organizacyjnych. W związku z tym może on być stosowany do:

- wyznaczania minimalnych kosztów (nakładów inwestycyjnych i kosztów bieżących w cyklu życia) niezbędnych do osiągnięcia wyznaczonego metodą LCA celu ekologicznego – np. dla inwestycji realizowanych ze środków publicznych, które nie generują przychodu,
- maksymalizacji efektów ekologicznych przy danych nakładach,
- hierarchizacji przedsięwzięć inwestycyjnych i organizacyjnych o najwyższych efektach ekonomicznych i ekologicznych.

Oceny ekoefektywności powinny być prowadzone podczas studiów wykonalności, na wczesnym etapie tworzenia projektu. Wstępne oceny finansowe i ekologiczne mogą mieć istotny wpływ na wskazanie słabych punktów projektu, co pozwoli wyeliminować zbędne, szczególnie oceny każdego wariantu technicznie dopuszczalnego.

4.2.1. Ocena produktów z wykorzystaniem wskaźników ekoefektywności

W publikacjach zagranicznych proponowane są wskaźniki łączące oceny ekonomiczne i ekologiczne, przede wszystkim dla produktów, np.:

- wskaźnik ekoefektywności produktu określony jako relacja punktów środowiskowych i kosztów cyklu życia²⁸⁹,
- wskaźnik indeksu zielonej produktywności (*green productivity GP index*²⁹⁰),
- wskaźnik okresu zwrotu zagrożeń środowiska (*return on environment ROE*²⁹¹), będący stosunkiem kosztu cyklu życia i ceny sprzedaży do wpływu na środowisko, oraz wskaźniki specyficzne dotyczące, np. relacji wartości dodanej produktu do wpływu na efekt cieplarniany (wyrażony w równoważnym CO₂²⁹²).

²⁸⁸ Według badań prowadzonych w Polsce jedynie 17,2% respondentów uznało, iż stosowanie LCA raczej wpływa na doskonalenie systemu zarządzania, a dla 46,3% było neutralne – A. Matuszak-Flejszman, *Determinanty doskonalenia...*, op.cit., s. 302.

²⁸⁹ W.P. Schmidt, *Life cycle costing as part of design for environment*, International Journal of Life Cycle Assessment 8, 2003, s. 167–174.

²⁹⁰ T. Hur, I. Kim, Y. Ryoichi, *Measurement of green productivity and its improvement*, Journal of Cleaner Production 12, 2004.

²⁹¹ D. Hunkeler, G. Biswas, *Return on environment*, International Journal of LCA 5 (6), 2000.

²⁹² K. Chaa, S. Limb, T. Hura, *Eco-efficiency approach for global warming in the context of Kyoto Mechanism*, Ecological Economics 67, 2008, s. 274–280.

Analizę efektywności z wykorzystaniem ekowskaźnika wyznaczonego metodą Eco-indicator 99 zaproponowano już m.in. do:

- oceny efektywności systemu recyklingu²⁹³, gdzie wskaźnik efektywności wyrażał stosunek kosztów przerobu poszczególnych frakcji materiałów poddanych recyklingowi do wpływu na środowisko (Euro/Pt, gdzie Pt to jednostka osobo-równoważna określająca potencjalny wpływ na środowisko w Europie w danym roku, tzn. wartość 1 Pt reprezentuje jedną tysięczną rocznego obciążenia środowiska przez jednego mieszkańca Europy),
- oceny technologii czystego spalania węgla²⁹⁴,
- oceny funkcjonowania kopalń węgla kamiennego²⁹⁵. Obliczany jest jako stosunek tzw. marginesu bezpieczeństwa (nadwyżka nad wartością progową wyrażoną przez różnicę między wielkością wydobycia netto a ilościowym progiem rentowności) do wartości wskaźnika Eco-indicator 99. Miarą obliczonego wskaźnika jest ilość ton na jednostkę Pt (Mg/Pt). W takim ujęciu wskaźnik efektywności może być stosowany do poszukiwania rozwiązań pod względem ekonomicznym i ekologicznym w zakresie symulacji wprowadzanych rozwiązań, w odniesieniu do kosztów stałych i zmiennych lub wyznaczonego progu rentowności.

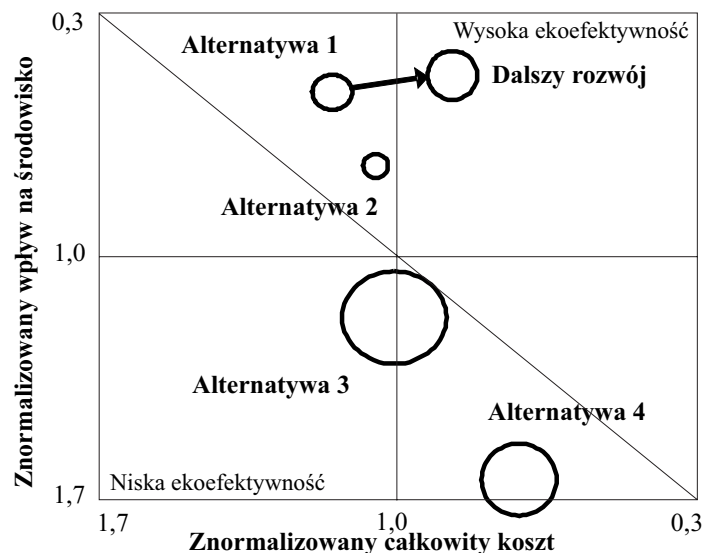
Proponowane wskaźniki nie mogą być stosowane przy podejmowaniu decyzji inwestycyjnych, w których istotną rolę odgrywa ich efektywność ekonomiczna, a zwłaszcza wysokość NPV, stopa zwrotu z inwestycji, wartość pieniądza w czasie, wielkość ponoszonych nakładów inwestycyjnych, dostępność funduszy, poziom ryzyka itp. Istnieją również pewne trudności w jednoznacznej ich interpretacji, zwłaszcza dla produktów/procesów o znacząco różnym wpływie na środowisko, ale takiej samej wartości wskaźnika (np. ekowskaźnik ma wartość 2 wynikającą tak ze stosunku 6 Euro/3 Pt, jak i 80 Euro/40 Pt lub 6 Mg/3 Pt i 80 Mg/40 Pt). Wówczas dla ułatwienia interpretacji wartości ekologiczne i ekonomiczne podawane są zazwyczaj w wielkościach znormalizowanych. Ważne jest zatem przyjęcie odpowiednich wartości w procesie normalizacji, a otrzymane z poszczególnych rozwiązań wyniki umieszcza się w dwóch obszarach o różnej skali efektywności (wysokiej oraz niskiej) i dwóch pośrednich tzw. *trade-offs*. Dopiero porównywanie poszczególnych rozwiązań wskazuje, czy oceniany produkt/proces jest w obszarze niskiej czy wysokiej efektywności (rys. 4.1). Pionierem zastosowań takiej analizy w przemyśle była firma BASF, a opisane przykłady przedstawiono m.in. w publikacji Saling i in.²⁹⁶.

²⁹³ R.A. Bohne, *Eco-efficiency and performance strategies in construction and demolition waste recycling systems*, Norwegian University of Science and Technology, Trondheim, 2005, praca doktorska.

²⁹⁴ K. Czaplicka, M. Ściążko, *Model ekologicznego i ekonomicznego prognozowania wydobycia i użytkowania czystego węgla*, Wyd. Głównego Instytutu Górnictwa, Katowice 2004.

²⁹⁵ J. Baran, *LCA oraz efektywność kopalni węgla kamiennego*, Czystsza Produkcja i Eko-Zarządzanie, nr 1–2, wrzesień 2008.

²⁹⁶ P. Saling, A. Kicherer, B. Dittrich-Krammer, R. Wittlinger, W. Zombik, I. Schmidt, W. Schrott, S. Schimdt, *Eco-efficiency Analysis by BASF: The Method*, Int J LCA, 7(4), 2002.



Rys. 4.1. Zastosowania wskaźników ekoefektywności do oceny produktów w firmie BASF
 Źródło: <http://www.basf.com/group/corporate/en/content/sustainability/eco-efficiency-analysis>

Fig. 4.1. Applications of eco-efficiency factors for products assessment in BASF

Zastosowania ekoefektywnych rozwiązań w praktyce, zwłaszcza z wykorzystaniem metody LCA, prezentowane są m.in. na konferencjach organizowanych przez Uniwersytet w Leiden (Holandia) w cyklu *Eco-Efficiency for Sustainability*²⁹⁷. Dotychczas jednak relatywnie mało uwagi poświęcono analizie ekoefektywności projektów inwestycyjnych. Natomiast proponowane rozwiązania dotyczyły ewentualnie wprowadzania kosztów cyklu życia do oceny opłacalności²⁹⁸ przedsięwzięcia (model LCNPV²⁹⁹). Połączenie efektywności ekonomicznej projektów inwestycyjnych z oceną ich efektów ekologicznych powinno

²⁹⁷ Streszczenia znajdują się m.in. w: *Eco-efficiency for sustainability, quantified method for decision making* (2004); J. Kulczycka, M. Góralczyk, *Environmental charges as a tool for eco-efficiency – example of Poland*; 2nd International conference on quantified eco-efficiency analysis for sustainability (2006) J. Kulczycka, M. Góralczyk, *LCA for cost internalisation – increased eco-efficiency through implementation of Integrated Product Policy*; J. Kulczycka, M. Góralczyk, M. Kudęłko, *Eco-efficiency of Poland – ecological tax reform*; 3rd International conference on eco-efficiency (2010) J. Kulczycka, *Eco-efficiency for evaluation of environmental projects supported from Structural Funds*, a wybrane artykuły w *Journal of Industrial Ecology*, Vol. 9, No 4, Special Issue on Eco-Efficiency, MIT Press, 2005.

²⁹⁸ P. Gluch, H. Baumann, *The life...*, op.cit.

²⁹⁹ M. Góralczyk, J. Kulczycka, *LCNPV as a tool for evaluation of environmental investments in industrial projects*, 2nd International Symposium ILCDES 2003 – Integrated Life-time Engineering of Buildings and Civil Infrastructures. Kuopio 2003; J. Kulczycka, K. Koneczny, *LCNPV as a tool for economic efficiency comparison of new technology*; International Workshop in Geoenvironment and Geotechnics 12–14 September 2005, Heliotopos Conferences Ltd 2005.

ułatwić proces podejmowania decyzji i wyznaczenia ekoelektywnych rozwiązań wykorzystujących zaproponowany w pracy skumulowany wskaźnik ekoelektywności.

4.2.2. Ocena projektów inwestycyjnych z wykorzystaniem wskaźników ekoelektywności

Projekt inwestycyjny to opracowanie będące podstawą realizacji inwestycji³⁰⁰. Inwestycje, w zależności od formy własności, mogą być realizowane przez podmioty prywatne, publiczne lub publiczno-prywatne. Podział ten jest istotny z punktu widzenia przyjętych metod oceny efektywności inwestycji; przykładowo, w przypadku inwestycji infrastrukturalnych dofinansowanych z funduszy europejskich stosownym narzędziem oceny jest analiza kosztów i korzyści.

O finalnym wyborze projektów inwestycyjnych przez podmioty prywatne (w ujęciu mikroekonomicznym) decyduje wiele czynników związanych z realizacją misji, celów lub strategii działania. Dotychczas dla tych podmiotów, jak wykazują badania ankietowe, decydujące były wskaźniki ekonomiczne. Głównym bowiem celem dla nich jest przede wszystkim maksymalizacja zysku (22% respondentów) i obrotów (19,1%). Najczęściej stosowanym kryterium oceny decyzji inwestycyjnych jest okres zwrotu, wartość NPV (100% ankietowanych dużych przedsiębiorstw w Polsce), księgowa stopa zwrotu lub IRR (część stosowana od NPV w firmach w Wielkiej Brytanii i Francji). Ostateczna decyzja podejmowana jest najczęściej po uwzględnieniu kilku wskaźników³⁰¹. Miara decydującą o zakwalifikowaniu projektu inwestycyjnego do realizacji lub wyboru optymalnego programu inwestycyjnego jest porównanie poziomu wewnętrznej stopy procentowej z kosztami pozyskania dodatkowego kapitału, niezbędnego do sfinansowania. Optymalnym programem inwestycyjnym będzie wówczas ten, obejmujący wszystkie projekty, dla których wewnętrzna stopa zwrotu jest wyższa niż koszt pozyskania kapitału niezbędnego do ich sfinansowania³⁰².

Kompletna ocena projektu powinna uwzględnić efekty ekologiczne. Obecnie przedsiębiorcy oceniają go go przez pryzmat finansowy (tj. ewentualne zmniejszenie opłat za gospodarcze korzystanie ze środowiska) lub pozarachunkowy (tj. zgodny z obowiązującymi wymaganiami przepisów prawnych). W UE³⁰³ wiele inwestycji wymaga opracowania raportu czy OOS³⁰⁴. OOS jest procedurą służącą do:

³⁰⁰ J. Różański, M. Czerwiński, *Inwestycje rzeczowe i kapitałowe*, Absolwent, Łódź 1999, s. 100.

³⁰¹ M.J. Osborne, *A resolution to the NPV-IRR debate?*, The Quarterly Review of Economics and Finance 2010, no 50, s. 234–239.

³⁰² J. Czekaj, Z. Dresler, *Zarządzanie finansami...*, op.cit., s. 1–258.

³⁰³ Dyrektywa 85/337/EWG, znówelizowana dyrektywami Rady 97/11/WE (Dz.U. L 73 z 14 marca 1997) i 2003/35/WE Dz.U. L 156 z 25 czerwca 2003), a także z dyrektywa 2003/4/WE z dnia 28 stycznia 2003 w sprawie publicznego dostępu do informacji dotyczących środowiska i uchylająca dyrektywę Rady 90/13/EWG dotyczącą ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory (Dz.U. L 8 z 11 stycznia 1990).

³⁰⁴ W Polsce obowiązek ten wprowadzony został w 1990 r. na mocy Zarządzenia MOŚZNiL w sprawie inwestycji szczególnie szkodliwych dla środowiska i zdrowia ludzi oraz warunków, jakim powinna odpowiadać sporządzona przez rzeczoznawców ocena oddziaływania inwestycji i obiektów budowlanych na środowisko.

- oceny potencjalnych oddziaływań planowanych przedsięwzięć inwestycyjnych (i rozwiązań do nich wariantowych) na środowisko,
- określenia możliwych działań i środków minimalizujących negatywne skutki wywołane realizacją i funkcjonowaniem inwestycji.

Celem OOS jest wspomaganie i optymalizacja procesu podejmowania decyzji związanych z realizacją danego przedsięwzięcia poprzez uwzględnienie zagadnień ochrony środowiska. Postępowanie ma dostarczyć inwestorowi – a także władzom i opinii publicznej – informacji umożliwiających co najmniej:

- dobór lokalizacji, w której łączne koszty środowiskowe będą najniższe,
- poszukiwanie najbardziej korzystnych dla środowiska wariantów – wybór wariantu, który zapewni najniższy osiągalny poziom oddziaływań i uciążliwości przy pełnej realizacji celu funkcjonalnego,
- określenie optymalnych metod ograniczania oddziaływań, których wystąpieniu nie można zapobiec poprzez dobór odpowiedniej techniki,
- dostarczanie niezbędnych informacji na temat środowiska przy podejmowaniu decyzji/zgody na realizację przedsięwzięcia.

Informacje te powinny być skompletowane i poddane analizie na możliwie najwcześniejszym etapie programowania inwestycji, a najpóźniej przed udzieleniem faktycznej zgody na realizację danego przedsięwzięcia. Podstawowe dane o planowanym przedsięwzięciu to:

- 1) rodzaj, skala i usytuowanie przedsięwzięcia,
- 2) powierzchnia nieruchomości i jej dotychczasowa struktura użytkowania,
- 3) rodzaj technologii wraz z informacją o ewentualnych jej wariantach,
- 4) przewidywana ilość wykorzystania: wody, surowców, minerałów, paliw oraz energii,
- 5) sposoby ochrony środowiska,
- 6) rodzaj i przewidywana ilość emisji zanieczyszczeń lub energii z uwzględnieniem rozwiązań chroniących środowisko,
- 7) możliwości transgranicznego oddziaływania na środowisko,
- 8) wykaz obszarów podlegających ochronie (na podstawie Ustawy z dnia 16 kwietnia 2004, o *ochronie przyrody*), znajdujących się w zasięgu znaczącego oddziaływania przedsięwzięcia³⁰⁵.

Oddziaływanie na środowisko może być opisane w kategoriach ilościowych (np. hałas, zasoby wód podziemnych) lub jakościowych (np. walory estetyczne krajobrazu). W tym celu należy przeprowadzić prognozowanie jego wartości dla wcześniej wymienionych wariantów. Dokonuje się tego za pomocą tzw. zwykłych technik prognostycznych:

- modele dyspersji zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym,

Obecnie obowiązujące postępowanie w sprawie OOS zaliczane jest do jednego z najważniejszych instrumentów stymulowania procesów inwestycyjnych i modernizacyjnych w gospodarce kraju.

³⁰⁵ J. Szczepańska, *Ocena oddziaływania na środowisko (wybrane zagadnienia) w tym NATURA 2000*, Szkolenie dla beneficjentów i potencjalnych beneficjentów działań 9.4, 9.5, 9.6 i 10.3, Warszawa 27 października 2008.

- modele rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w glebach, wodach powierzchniowych i podziemnych,
- modele ekologiczne³⁰⁶.

W nawiązaniu do tego dane i założenia OOS wykonywane dla wybranych inwestycji i przedsięwzięć mogą stanowić podstawę dla badań metodą LCA, która dodatkowo umożliwia hierarchizację wariantów poprzez kwantyfikację efektów ekologicznych. Warianty i proponowane rozwiązania można hierarchizować przede wszystkim pod kątem wpływu na środowisko w cyklu życia, a dodatkowo można obliczyć wysokość potencjalnego wpływu na środowisko dla poszczególnych faz procesu, np. produkcji, użytkowania lub końcowego zagospodarowania. Ponadto prowadząc ocenę metodą LCA możliwe jest dążenie do wprowadzenia takiego wariantu lub produktu, który może uzyskać deklarację środowiskową.

Uwzględniając możliwość wykorzystania wyników LCA oraz motywy podejmowania działalności proekologicznej przez przedsiębiorstwa (rozdział 1.2.1) zaproponowano algorytmy oceny ekoefektywności projektów dla trzech następujących rodzajów inwestycji:

1) inwestycje proekologiczne, realizujące cel ekologiczny (np. wymuszony przepisami prawnymi, założeniami polityki przemysłowej i ekologicznej o $NPV < 0$) – ocena na podstawie **efektywności kosztowej**. Pozwala ona na wybór opcji o najniższym koszcie uzyskania efektu ekologicznego czyli minimalizację kosztów cyklu życia osiągnięcia planowanego celu ekologicznego (**wskaźnik ekoefektywności kosztowej**);

2) inwestycje modernizacyjne i innowacyjne (np. wdrożenie nowej, często ekoinnowacyjnej technologii) mające zmniejszyć koszty wytwarzania lub zmodyfikować wyroby – ocena z wykorzystaniem **skumulowanego wskaźnika ekoefektywności**. Na jego podstawie można wybrać warianty harmonizujące cele ekonomiczne i ekologiczne i przeprowadzić ich hierarchizację;

3) nowe inwestycje, często przedsięwzięcia dyskrejonalne (strategiczne *sensu largo*) – ocena na podstawie **skumulowanego wskaźnika ekoefektywności**. Jednak w tym przypadku ocenę ekoefektywności projektu należy obliczać w odniesieniu do wyznaczonej wartości referencyjnej.

Proponowane algorytmy mogą znaleźć zastosowanie w planowaniu strategicznym. Ich rolą jest m.in. stworzenie podmiotowi gospodarującemu możliwości systematycznego i uproszczonego poszukiwania racjonalnych rozwiązań inwestycyjnych. W tym ujęciu planowanie strategiczne można traktować jako proces, w toku którego decydent tworzy scenariusze różnych przedsięwzięć zapewniających nowe możliwości rozwoju³⁰⁷. Wprowadzenie proponowanych powyżej algorytmów pozwala identyfikować i hierarchizować ekoefektywne rozwiązania, które będą podlegać dalszej ocenie, selekcji i wyborze portfela projektów inwestycyjnych dopasowanych do posiadanych zasobów rzeczowych i finansowych³⁰⁸.

³⁰⁶ www.technologia.gda.pl/dydaktyka/08.../os.../OS_Wyklad5i6.pdf

³⁰⁷ P. Kawa, S. Wydymus, *Metodologia oceny efektywności projektów inwestycyjnych według standardów Unii Europejskiej*, Wyd. WSZiB, Kraków 1998, s. 1–114.

³⁰⁸ Wybory podejmowane są z wykorzystaniem wielu modeli, jednak nie są one przedmiotem niniejszej publikacji.

Wdrożenie proponowanych metod postępowania wspomaga decyzje inwestycyjne np. dotyczące klasyfikacji projektów inwestycyjnych, stanowiących wyraz tzw. względnej oceny inwestycji, czyli decyzje podejmowane wówczas, gdy dany cel można osiągnąć realizując jedno z wielu (często wykluczających się) przedsięwzięć i konieczności wyboru najbardziej opłacalnego wariantu³⁰⁹.

4.3. Propozycje algorytmów oceny efektywności projektów inwestycyjnych

4.3.1. Ocena z wykorzystaniem wskaźnika efektywności kosztowej

Głównymi czynnikami motywującymi wdrażanie inwestycji proekologicznych są przepisy prawne (25% ankietowanych)³¹⁰ oraz odpowiednie zapisy w dokumentach strategicznych kraju, zaostrożące zakres ochrony środowiska. Wprowadzanie inwestycji proekologicznych związane jest z ustaleniem celu ekologicznego, spełniającego co najmniej te wymagania. W przypadku, gdy brak jest rozwiązania efektywnego finansowo ($NPV < 0$), inwestor dąży do minimalizacji kosztów – coraz częściej do minimalizacji kosztów cyklu życia (ze względu na zaostrożającą się konkurencję i wyższą świadomość konsumenta dotyczącą kosztów fazy użytkowania i zagospodarowania odpadów) – dla osiągnięcia ustalonego celu ekologicznego. W nawiązaniu do tego proponowany jest wskaźnik efektywności kosztowej w cyklu życia (bazujący na idei dynamicznego kosztu jednostkowego, który wskazuje koszty uzyskania jednostki efektu ekologicznego) wyrażony w złotych (LCC) na jednostkę efektu ekologicznego, obliczonego metodą Eco-indicator 99. Końcowa wartość Pt dla analizowanego systemu wyrobu wyznaczana jest zasadniczo na podstawie dwóch rodzajów informacji: danych inwentarzowych pochodzących z bilansu masowego i energetycznego analizowanego okresu (np. roku) oraz wartości parametrów charakteryzowania określanych w procesie modelowania środowiskowego. W przypadku parametrów charakteryzowania ich wartość określa wpływ na środowisko uwzględniający czas oddziaływania danej substancji na środowisko w przyjętej perspektywie czasowej, np. 100 lat. Zatem dane LCI są wielkościami zmiennymi, podczas gdy informacje LCIA są stałe w ramach określonej wersji metody Eco-indicator 99. Z tego powodu wartość Eco-indicatora 99 zależna jest od wielkości zużycia surowców i emisji danych substancji i dla każdego okresu objętego analizą (np. roku) może być (nie musi) różna, w zależności od wielkości zmian „wejść” i „wyjść”.

W celu obliczenia wartości wskaźnika zaproponowano następujący algorytm postępowania:

³⁰⁹ S. Wrzosek, *Ocena...*, op. cit.

³¹⁰ M. Wasilewski, M. Gałuszka-Harat, *Zrównoważona...*, op. cit.

1. Przeprowadzić analizę prawną oraz społeczno-gospodarczą warunków funkcjonowania przedsięwzięcia oraz czynników motywujących do wdrażania inwestycji proekologicznych (analiza prawno-ekonomiczna).

2. Dokonać identyfikacji i oceny aspektów środowiskowych – procedura taka może być prowadzona zgodnie z wymogami normy ISO 14004³¹¹. Można jej również dokonać wykorzystując metodę LCA, której wyniki wskazują potencjalne miejsca najwyższej presji na środowisko oraz wpływ poszczególnych elementów „wejść” (zużycie energii, materiałów) i „wyjść” (emisje, odpady).

3. Ustalić cel środowiskowy oraz działania pozwalające na zmniejszanie negatywnego oddziaływania na środowisko. Cele dla przewidywanych inwestycji mających realizować wymagania prawne powinny być wyznaczone tak, aby były możliwe do spełnienia, oraz aby uwzględniały możliwość ograniczania wpływu na środowisko w miejscach o najwyższej presji. Do określania celów w sposób precyzyjny można wykorzystać metodę SMART³¹².

4. Identyfikować różne opcje technologiczne realizacji celu środowiskowego wraz ze wstępną oceną wymagań prawnych, finansowych, operacyjnych i innych związanych z otoczeniem biznesowym.

5. Przeprowadzić uproszczoną ocenę LCA akceptowanych rozwiązań wraz z kwantyfikacją potencjalnego wpływu na środowisko.

6. Dokonać weryfikacji celu środowiskowego na podstawie wyników LCA (działanie korygujące).

7. Zhierarchizować potencjalne efekty ekologiczne analizowanych opcji na podstawie wyników LCA. Wyniki LCA pozwalają na dokonanie oceny wpływu na wszystkie obszary ochrony oraz zidentyfikowanie zależności pomiędzy zużywanymi materiałami i procesami a wpływem na środowisko. Proponuje się, aby na tym etapie efekt ekologiczny wyznaczać w relacji do opcji „zerowej” (wariant zaniechanej inwestycji), jak i między poszczególnymi wariantami. Wykorzystując metodę Eco-indicator 99 (H/A) można dokonywać porównań w ekopunktach (Pt), a efekt ekologiczny wyznaczać jako różnicę między wielkością Pt wariantu zerowego i analizowanej opcji. Takie ujęcie jest proste w interpretacji (najniższa wartość Pt to najmniejszy wpływ na środowisko, zatem możliwa jest hierarchizacja wariantów). Prowadzona w ten sposób analiza LCA pozwala również badać otrzymane wyniki szczegółowiej w 11 kategoriach wpływu, jak i na podstawie innych wskaźników opracowanych na podstawie danych z drugiej fazy LCA, tj. bilansu materiałowego i energetycznego. Jednak metoda LCA ocenia potencjalny wpływ na środowisko (średni wpływ na 1 mieszkańca Europy), zatem nie uwzględnia – tak jak w przypadku OOS – aspektów dotyczących uwarunkowań lokalnych.

³¹¹ PN-ISO 14004]1:2005, *Systemy zarządzania środowiskowego – Ogólne wytyczne dotyczące zasad, systemów i technik wspomagających*, PKN, Warszawa 2005, s. 37.

³¹² J. Łuczak, A. Matuszak-Flejszman, *Metody i techniki zarządzania jakością. Kompendium wiedzy*. Quality Progress, Poznań 2007, s. 127.

8. Ocenic koszty cyklu życia (LCC) analizowanych opcji (k) oraz zhierarchizować je i wybrać te, które na podstawie otrzymanych wyników spełniają dopuszczone ograniczenia finansowe; LCC obliczane dla projektu będzie traktowane jako suma zdyskontowanych kosztów występujących w trakcie cyklu życia pomniejszona o ewentualne przychody (np. sprzedaż surowców wtórnych), które mogą wystąpić w poszczególnych latach analizy³¹³. Jednak istotne znaczenie mają też nakłady inwestycyjne, które nie powinny być wyższe od wynikających z możliwości finansowych przedsiębiorcy.

9. Wybrać opcje o najniższym koszcie uzyskania efektu ekologicznego, tj. rozwiązania maksymalizującego efekt ekologiczny przy minimalnych kosztach cyklu życia; selekcji projektów dokonuje się z wykorzystaniem wskaźnika ekoelektywności kosztowej, opisanego relacją:

$$EE_k = \frac{\sum_{t=0}^n \frac{LCC_{0t} - LCC_{kt}}{(1 + i_r)^t}}{\sum_{t=0}^n \frac{Pt_{0t} - Pt_{kt}}{(1 + i_e)^t}}$$

gdzie: EE_k – wskaźnik ekoelektywności kosztowej z uwzględnieniem koncepcji cyklu życia produktu dla opcji k ,

LCC_k – koszty cyklu życia projektu dla k opcji,

LCC_0 – koszty cyklu życia projektu dla opcji zerowej,

Pt_k – wartość Eco-indicator 99 dla k opcji,

Pt_0 – wartość Eco-indicator 99 dla opcji zerowej,

t – rok, przyjmuje wartości od 0 do n ,

i_r – stopa dyskontowa dla oceny efektów ekonomicznych,

i_e – stopa dyskontowa dla oceny efektów ekologicznych.

10. Zinterpretować wyniki badań LCA proponowanego rozwiązania dla określenia stopnia ich wiarygodności oraz niepewności.

11. Ocenic ryzyko uwzględniając uwarunkowania lokalne; zweryfikować planowane przedsięwzięcia na podstawie otrzymanych wyników OOŚ, rachunku skumulowanego, w tym strat energii, egzergii, BAT itp.; przeprowadzić analizę wrażliwości, ocenę czynników wpływających na środowisko zależnych i niezależnych od inwestora (np. wynikające ze struktury zużycia energii w Polsce).

³¹³ Można w tym przypadku wykorzystać szczegółowo opisaną metodykę BREEAM, która wprowadziła LCC do procesu certyfikacji budynków. J. Kulczycka, M. Drożdż, M. Cholewa, *Analiza kosztów cyklu życia LCC zgodna z metodyką BREEAM 2008 dla obiektu TRINITY PARK III*, IGSMiE PAN, Kraków 2010 (materiały niepublikowane).

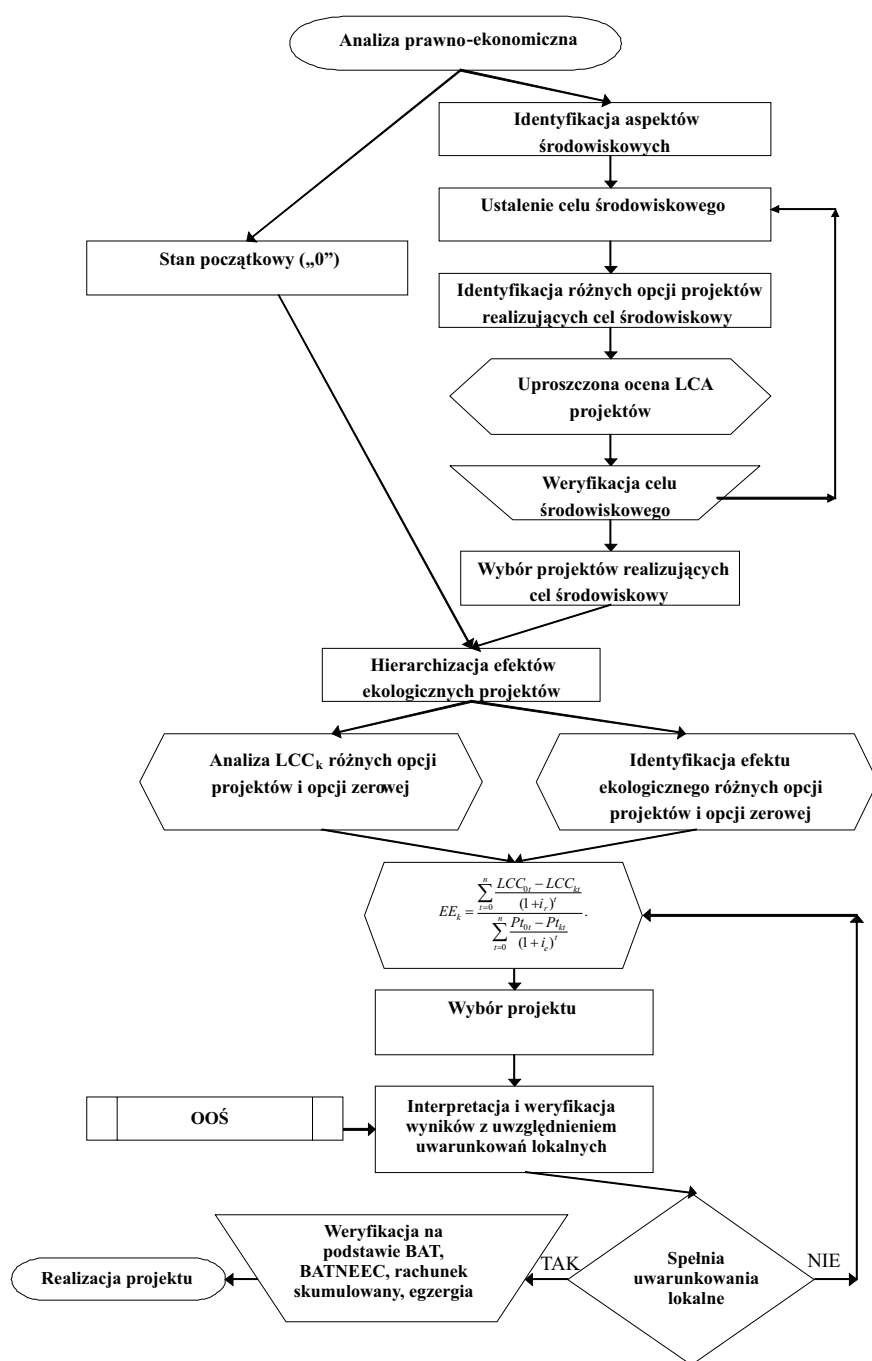
12. Wybrać projekt do realizacji. Proponowany wskaźnik, podobnie jak DGC, może być wykorzystany przez przedsiębiorstwa dodatkowo dla uszeregowania analizowanych rozwiązań projektu, jak i przez podmioty dofinansowujące (np. NFOŚiGW, fundusze celowe, strukturalne) lub finansujące planowane inwestycje (prywatne i społeczne).

Algorytm postępowania przy obliczaniu wskaźnika ekoefektywności kosztowej zaprezentowano na rysunku 4.2, przyjmując następujące znaczenia dla stosowanych symboli graficznych:



4.3.2. Ocena z wykorzystaniem skumulowanego wskaźnika ekoefektywności dla inwestycji modernizacyjnych

Algorytm dla oceny ekoefektywności zaproponowano do oceny rzeczowych (odtworzeniowych, modernizacyjnych, innowacyjnych) projektów inwestycyjnych realizowanych przez przedsiębiorcę, a przed wszystkim projektów promujących technologie środowiskowe i eko-innowacyjne rozwiązania. Motywami wprowadzania inwestycji proekologicznej czy innowacyjnej są głównie czynniki finansowe dotyczące obniżki kosztów produkcji, np. wynikające ze zmniejszenia opłat środowiskowych oraz aspekty prawne i marketingowe.



Rys. 4.2. Algorytm postępowania przy obliczeniu wskaźnika ekoefektywności kosztowej

Źródło: opracowanie własne

Fig. 4.2. Calculation algorithm of cost eco-efficiency factor

Identyfikacja aspektów środowiskowych jest podstawą do poszukiwania takich rozwiązań. Wyniki wstępnych analiz LCA pozwalają na wskazanie celu środowiskowego. W przypadku, gdy osiągnięcie celu mogłoby być zrealizowane bez konieczności ponoszenia nakładów inwestycyjnych takie działania powinny być podjęte. Natomiast, gdy nakłady takie są wymagane, wówczas niezbędna jest ocena efektywności inwestycji, która dla rozwiązań proekologicznych powinna być prowadzona z uwzględnieniem kosztów cyklu życia (np. umożliwiają uwzględnienie kosztów ochrony środowiska w szerszym ujęciu niż obowiązujące standardy rachunkowości). Jeżeli poziom wymaganych nakładów inwestycyjnych jest akceptowalny z punktu widzenia finansów podmiotu, wówczas następuje wyznaczenie celu rozwojowego, tj. łączącego cel ekonomiczny i środowiskowy. Opracowuje się dla niego różne modelowe opcje rozwiązań technologicznych oraz dokonuje się oceny efektywności proponowanych rozwiązań. W ocenie ekonomicznej inwestycji modernizacyjnej, jeżeli występuje sytuacja, iż obecnie wykorzystywana technologia mogłaby być nadal użytkowana, to podczas jej odsunięcia lub sprzedaży trzeba uwzględnić utracone korzyści z tytułu amortyzacji, utraconą wartość likwidacyjną, ewentualne przychody ze sprzedaży wymienianego majątku, jak i korzyści finansowe ze starej, zastępowanej działalności, jeżeli w razie zaniechania modernizacji nadal byłyby osiągalne. Efektywność finansową planowanego projektu można wówczas obliczać jako nowe niezależne przedsięwzięcie, a efekty ekonomiczne odnosić do wariantu zaniechania inwestycji. Podobne obliczenia można dokonywać dla efektu ekologicznego każdego analizowanego wariantu z wykorzystaniem metody LCA odnosząc obliczone wyniki do tzw. opcji zerowej (wariant zaniechanej inwestycji). Dodatkowo LCA pozwala na hierarchizowanie analizowanych opcji. Hierarchizacja wariantów pod względem rachunkowo-ekonomicznym (nie opisowym) powinna być dokonywana metodami dynamicznymi przy wykorzystaniu tradycyjnych wskaźników NPV, IRR, MIRR lub PI, które po uwzględnieniu kosztów cyklu życia produktu przyjmą postać LCNPV, LCIRR, LCMIRR lub LCPI. Rekomendacja stosowania i weryfikowania wyników na podstawie kilku wskaźników wynika z ich specyficznych cech (tab. 4.1), tzn. braku spójnych i jednoznacznych wskazań w niektórych sytuacjach.

W klasycznej analizie opłacalności inwestycji najczęściej wykorzystywane przez inwestorów są wyniki NPV i IRR (rozdział 4.3). Pomimo, iż samodzielne stosowanie kryterium wewnętrznej stopy zwrotu (IRR) budzi pewne kontrowersje, to jednak było ono proponowane w wielu dokumentach prawnych do oceny projektów inwestycyjnych (m.in. Rozporządzenie Ministra Gospodarki Pracy i Polityki Społecznej z dnia 12 września 2003 *w sprawie szczegółowych kryteriów udzielania wsparcia finansowego nowej inwestycji* (Dz.U. 2003, Nr 165, poz. 1600³¹⁴), gdzie w punkcie 5 przyjęto jako kryterium przewidywanej efektywności nowej inwestycji w zakresie rzeczowym i finansowym wskaźnik IRR wyrażony w procentach. Kierując się kryterium IRR zakłada się, że wszystkie strumienie pieniężne pojawiające się w okresie życia projektu są reinwestowane według stopy procentowej równej wewnętrznej stopie zwrotu projektu, co nie zawsze jest możliwe. Może też

³¹⁴ Uchylony Ustawą z dnia 6 grudnia 2006 o zasadach prowadzenia polityki rozwoju.

Tabela 4.1

Porównanie cech NPV i IRR, PI stosowanych w ocenie projektów inwestycyjnych

Table 4.1

Comparison of characteristics of NPV, IRR and PI used in the investment projects assessment

Wartość bieżąca netto (NPV)	Wewnętrzna stopa zwrotu (IRR)	Indeks zyskowności PI
cechy charakterystyczne		
Bezwzględna miara oceniająca o ile zmieni się wartość przedsiębiorstwa; podawana w jednostkach pieniężnych	względna miara, określająca procentowo efektywność inwestycji	jest ściśle powiązany z wartością NPV
Zakłada się reinwestowanie po stopie równej przyjętej stopie dyskontowej – najczęściej po koszcie kapitału	przepływy środków pieniężnych uśredniane dzięki wdrożeniu projektu reinwestuje się po wewnętrznej stopie zwrotu	stosowany przy ocenie opłacalności wydatkowania środków finansowych
Stosowana do wyceny wartości	stosowany do oceny efektywności	
zalety		
Hierarchizuje projekty i inwestycje w warunkach niedoboru kapitału	jest funkcją wysokości strumieni pieniężnych jak i faktycznych momentów ich występowania	mierzy wartość projektu przypadającą na jedną złotówkę inwestycji początkowej
Ujmuje cały okres życia projektu i wszystkie korzyści w tym również wynikające z oszczędności	ujmuje cały okres życia projektu i wszystkie korzyści w tym również wynikające z oszczędności	ujmuje cały okres życia projektu
Może być stosowana w przypadku różnego typu projektów inwestycyjnych		
Prosta formuła matematyczna		
wady		
Nie informuje o rentowności inwestycji (projekt o dużej wartości NPV nie musi mieć najwyższej stopy zwrotu), tj. nie prezentuje relacji korzyści do nakładów, przedstawia nadwyżkę korzyści nad nakładami	nie odzwierciedla różnic w rozmiarach inwestycji	
Zależy od doboru stopy dyskontowej, która może mieć charakter subiektywny	nie odzwierciedla różnic dla inwestycji o różnym czasie trwania	zależy od doboru stopy dyskontowej, która może mieć charakter subiektywny
	może wystąpić kilka wartości IRR (w przypadku, gdy następują zmiany znaku przepływów przynajmniej raz), zatem nie może być wykorzystany we wszystkich typach przebiegu przepływów pieniężnych	

Źródło: opracowanie własne na podstawie: H. Johnson, Ocena projektów inwestycyjnych – maksymalizacja wartości przedsiębiorstwa (Making Capital Budgeting Decisions), Liber, Warszawa 2000; s. 40–55 oraz W. Rogowski, Rachunek..., op.cit., s. 193, 262, 108–130; S. Wrzosek (red.), Ocena..., op.cit., s. 58–66; A. Godlewska, Rachunek efektywności inwestycji – wybrane metody oceny efektywności inwestycji, Monitor Rachunkowości i Finansów 11/2006, s. 16–23.

wystąpić sytuacja, gdy jeden projekt posiada więcej niż jedną wewnętrzną stopę zwrotu (tylko w sytuacji, gdy znaki opisujące przyszłe strumienie pieniężne zmieniają się więcej niż raz, tj. przychody przeplatają się z wydatkami). Ponadto projekty wzajemnie wykluczające się mogą wykazywać na podstawie NPV i IRR przeciwstawne wskazania, wówczas NPV powinno być traktowane jako podstawowe kryterium decyzyjne. W celu wyeliminowania niektórych wad IRR oraz ograniczenia liczby przypadków, w których NPV i IRR dają przeciwne wskazówki w zakresie wyboru projektów wzajemnie wykluczających się, można zastosować miarę MIRR – czyli zmodyfikowaną wewnętrzną stopę zwrotu, która zakłada reinwestowanie po koszcie kapitału, podczas gdy IRR po stopie IRR projektu. W przypadku MIRR nie wystąpi więc konflikt z NPV, jeżeli rozpatrywane projekty będą miały taką samą wielkość i taki sam okres realizacji. Metody NPV i MIRR będą wtedy prowadzić do tych samych decyzji ($NPV_1 > NPV_2$ oraz $MIRR_1 > MIRR_2$). Jeżeli jednak projekty różnią się wielkością (skalą) to sprzeczność może wystąpić ($NPV_1 > NPV_2$, ale $MIRR_2 > MIRR_1$).

Z kolei wartość NPV może zmieniać się wraz ze zmianą stopy dyskonta (np. przy stopie dyskontowej 10% bardziej opłacalny będzie projekt A, a przy stopie 5% projekt B), wówczas biorąc pod uwagę jedynie kryterium NPV, istotne znaczenie przy wyborze projektu ma ustalony poziom stopy dyskonta. Decyzja o wyborze projektu zależy zatem od przyjętej stopy dyskonta ustalonej przez przedsiębiorcę dla każdej z opcji.

Kryteria wyboru projektów według ich rodzaju (niezależne, wykluczające się) i zastosowanych metod oceny zaprezentowano w tabeli 4.2.

Dla porównywania projektów inwestycyjnych, szczególnie wzajemnie wykluczających się, zgodnie z propozycjami podawanymi w specjalistycznych publikacjach, proponuje się przeprowadzić szczegółową analizę. Niejednoznaczne wskazania mogą pojawić się, gdy projekty się różnią³¹⁵:

1) wielkością niezbędnych nakładów inwestycyjnych (*scale problem*) – źródłem konfliktu jest różna wartość nakładów inwestycyjnych niezbędnych dla realizacji porównywanych inwestycji. Najbardziej opłacalną inwestycją powinna być wówczas ta generująca największą wartość PI;

2) czasowym rozkładem przepływów pieniężnych netto (*timing problem*) – przepływy pieniężne netto obu inwestycji o różnej wartości pojawiają się w różnych momentach okresu jej życia, wówczas najbardziej opłacalną powinna być inwestycja generująca największą wartość NPV;

3) długością okresu życia porównywanych inwestycji (*life problem*) – inwestycje funkcjonują i generują korzyści netto w okresach o różnej długości. W takim przypadku powinny być porównywane po wyznaczeniu miary bezpośredniej rekompensaty z tytułu krótszego okresu życia, wykorzystując np. metodę powielania. Polega ona na powielaniu projektu o krótszym okresie życia tak długo, aż łączny okres życia będzie równy okresowi życia projektu podstawowego. Wyboru najbardziej efektywnego projektu spośród projektów wykluczających powinno dokonywać się na podstawie najwyższej wartości NPV, pod wa-

³¹⁵ W. Rogowski, *Rachunek efektywności...*, op.cit., s. 317.

Tabela 4.2

Kryteria wyboru różnych rodzajów projektów i metod ich oceny

Table 4.2

The selection criteria for different types of projects and methods its of assessment

Metoda oceny	Projekty niezależne		Projekty wykluczające się
decyzja	przyjąć	odrzuć	kryterium wyboru
Okres zwrotu PP	$PP_n^* < PP_m^{**}$	$PP_n > PP_m$	najkrótszy PP pod warunkiem że $PP_n < PP_m$
Wewnętrzna stopa zwrotu IRR	$IRR_n \geq i$	$IRR_n < i$	najwyższy IRR pod warunkiem że $IRR_n \geq i^{***}$
Wartość bieżąca netto NPV	$NPV \geq 0$	$NPV < 0$	najwyższy NPV pod warunkiem, że $NPV \geq 0$
Indeks zyskowności PI	$PI \geq 1$	$PI < 1$	najwyższe PI pod warunkiem, że $PI \geq 1$

* n – wartość wskaźnika dla badanego projektu,

** m – minimalna (wymagana) wartość wskaźnika,

*** i – minimalna wymagana stopa zwrotu dla strumieni pieniężnych (stopa dyskonta).

Źródło: H. Johnson, Ocena..., op. cit., s. 55.

runkiem, że $NPV \geq 0$. Dla obliczeń za pomocą ekwiwalentnej wartości rocznej (EPR) poszukuje się projektu o najwyższej jej wartości (EPR charakteryzuje się tym, że wartość bieżąca serii przepływów jest dokładnie równa NPV danej inwestycji, przy czym długość tej serii jest równa okresowi życia inwestycji). Zestawienie metod względnej oceny opłacalności inwestycji wraz z proponowanymi nadrzędnymi kryteriami decyzyjnymi, w przypadku, gdy NPV i IRR dają sprzeczne wskazania, przedstawiono w tabeli 4.3. Jak wynika z przedstawionych analiz metoda IRR nie powinna być stosowana jako nadrzędne kryterium decyzyjne we względnej ocenie opłacalności, jednak może być obliczona dla oceny efektywności wybranych (na podstawie wskazanego nadrzędnego kryterium np. NPV) projektów.

Gdy przedsiębiorca decyduje się wprowadzić inwestycje odtworzeniowe, modernizacyjne lub innowacyjne ich ocenę może i powinien porównywać z tzw. wariantem „0” (zaniechania inwestycji). Wówczas ocenę efektywności prowadzi się na podstawie strumieni wpływów i wydatków, które szacowane są jako różnica pomiędzy strumieniami dla projektu „0” (NCF_0) a strumieniami dla proponowanej opcji N (NCF_n). Analiza różnicy spodziewanych przyszłych przepływów pieniężnych netto (projekt „N-0”) pozwala ocenić efektywność ekonomiczną przedsięwzięcia w relacji do stanu początkowego. Oszacowane przepływy pieniężne mogą być podstawą obliczenia NPV, IRR i innych wskaźników efektywności inwestycji. Można ogólnie przyjąć, iż wyższe NPV i IRR świadczy o bardziej opłacalnym wdrożeniu nowej inwestycji. Należy jednak pamiętać, że przedstawione po-

Tabela 4.3

Względny rachunek efektywności inwestycji wraz z kryteriami decyzyjnymi

Table 4.3

The relative appraisal of investment project efficiency with decision-making criteria

Cechy charakterystyczne inwestycji			Proponowana metoda jako nadrzędne kryterium opłacalności
różne rozłożenie przepływów w czasie i różna wartość	różna wysokość nakładów inwestycyjnych	różna długość cyklu życia projektu	w przypadku gdy NPV i IRR dają sprzeczne wskazania
Tak	Nie	Nie	NPV – maksymalizacja NPV
Tak	Tak	Nie	wskaźnik PI; maksymalizacja PI metoda NPVR; maksymalizacja NPVR (NPV/PVI*)
Tak	Nie	Tak	EPR; maksymalizacja EPR
Tak	Tak	Tak	EPR/PVI; maksymalizacja EPR/PVI

*PVI – bieżąca wartość nakładów inwestycyjnych.

Źródło: opracowanie własne na podstawie: W. Rogowski, Rachunek..., op.cit., s. 344..

wyżej konflikty między wskaźnikami wymagają rozważenia indywidualnego z uwzględnieniem dodatkowych mierników. Proponowane mierniki dla inwestycji o różnej wartości i różnym rozłożeniu w czasie przepływów pieniężnych netto (ale o tych samych nakładach i jednakowej długości ekonomicznego cyklu życia) i kryteria – bazujące na koncepcji opartej na tzw. inwestycji przyrostowej zaprezentowano w tabeli 4.4.

Wykorzystanie wskaźnika IRR do oceny nowych potencjalnych inwestycji w ochronie środowiska (zwłaszcza technologii środowiskowych i eko innowacyjnych) pozwala, pomimo pewnych ograniczeń, na ocenę ich ekoelektywności. Wprowadzenie inwestycji o określonym celu rozwojowym umożliwia najczęściej obniżkę kosztów bieżącej działalności. Przepływy finansowe zatem przyjmują najczęściej układ w postaci – – –/+++ pozwalając, dla takiej typowej sytuacji przyjąć jako podstawowe kryterium IRR.

Algorytm postępowania dla obliczenia wartości **wskaźnika ekoelektywności** takich przedsięwzięć powinien przyjąć następujący tryb:

1. Przeprowadzić analizę kontekstową warunków funkcjonowania przedsięwzięcia oraz czynników motywujących wdrożenie inwestycji proekologicznych, w tym przewidywanych wymaganiami prawnymi.

2. Dokonać identyfikacji i oceny aspektów środowiskowych – procedura taka może być prowadzona zgodnie z wymogami normy ISO 14004³¹⁶. Można jej również dokonać wy-

³¹⁶ PN-ISO 14004:2005, *Systemy zarządzania środowiskowego – Ogólne wytyczne dotyczące zasad, systemów i technik wspomagających*, PKN, Warszawa 2005, s. 37.

Tabela 4.4

Zestawienie możliwych przepływów pieniężnych netto przyrostowej inwestycji i kryteria ich oceny

Table 4.4

Net cash flows of incremental investment and its assessment criteria for different type of flows

Rozłożenie w czasie przepływów netto przyrostowej inwestycji	Przyrostowe IRR (IIRR)	Względne kryterium decyzyjne
Zawsze $NCF_n > NCF_0$	nie istnieje	wybrać NCF_n
Zawsze $NCF_n < NCF_0$	nie istnieje	wybrać NCF_0
$NCF_n > NCF_0$ a potem $NCF_n < NCF_0$ znak wartości przepływów zmienia się tylko raz w układzie +++/- --	jedno IIRR	dla $i^* < IIRR$ nie wprowadzać inwestycji modernizacyjnej gdyż $NPV_n < NPV_0$ dla $i = IIRR$ obie inwestycje są akceptowalne dla $i > IIRR$ wprowadzić nową inwestycję gdyż $NPV_n > NPV_0$
$NCF_n < NCF_0$ a potem $NCF_n > NCF_0$ znak wartości przepływów zmienia się tylko raz w układzie -- -/+ ++	jedno IIRR	dla $i < IIRR$ wprowadzić nową inwestycję gdyż $NPV_n > NPV_0$ dla $i = IIRR$ obie inwestycje są akceptowalne dla $i > IIRR$ nie wprowadzać nowej inwestycji gdyż $NPV_n < NPV_0$
Najpierw $NCF_n > NCF_0$ a potem $NCF_n < NCF_0$ i znowu $NCF_n > NCF_0$ przepływy przyrostowe zmieniają swój znak więcej niż jeden raz w układzie +++/- -- /+++ lub -- -/+ ++ --	może istnieć więcej niż jedno IIRR	dla $i \in (0; IIRR_1)$ należy wprowadzić inwestycję modernizacyjną gdyż $NPV_n > NPV_0$ dla $i \in (IIRR_1; IIRR_2)$ nie wprowadzać inwestycji gdyż $NPV_n < NPV_0$ dla $i > IIRR_2$ należy wprowadzić inwestycję modernizacyjną gdyż $NPV_n > NPV_0$ $i = IIRR_1$ lub $i = IIRR_2$ obie są tak samo opłacalne, gdyż $NPV_n = NPV_0$

IIRR – przyrostowe IRR.

*i – stopa dyskonta.

Źródło: na podstawie W. Rogowski, Rachunek..., op.cit., s. 328.

korzystując metodę LCA, której wyniki wskazują potencjalne miejsca najwyższej presji na środowisko oraz wpływ poszczególnych elementów „wejść” (zużycie energii, materiałów) i „wyjść” (emisje, odpady).

3. Ustalić cel środowiskowy oraz działania pozwalające na zmniejszanie negatywnego oddziaływania na środowisko. Cele dla przewidywanych inwestycji mających realizować wymagania prawne powinny być wyznaczone tak, aby były możliwe do spełnienia, oraz aby uwzględniały możliwość ograniczania wpływu na środowisko w miejscach o najwyższej presji. Do określania celów w sposób precyzyjny można wykorzystać metodę SMART³¹⁷.

³¹⁷ J. Łuczak, A. Matuszak-Flejszman, *Metody i techniki...*, op. cit., s. 127.

4. Ustalić możliwości ograniczenia istotnych aspektów środowiskowych bezinwestycyjnie – w przypadku ich wystąpienia należy wprowadzić odpowiednie procedury postępowania, np. zgodne z opisanymi w normie ISO 14001 propozycjami dotyczącymi prowadzenia w ustalonych warunkach operacji, które są związane ze zidentyfikowanymi znaczącymi aspektami środowiskowymi (pt. 4.4.6 sterowanie operacyjne³¹⁸).

5. Określić tzw. cel rozwojowy, mający za zadanie poszukiwanie ekoelektywnych wariantów.

6. Identyfikować dla projektów różne opcje technologiczne realizacji celu rozwojowego wraz ze wstępną oceną wymagań prawnych, finansowych (w tym dopuszczalnego poziomu środków na finansowanie takich inwestycji), operacyjnych i innych związanych z otoczeniem biznesowym wynikającym m.in. z analizy kontekstowej.

7. Przeprowadzić uproszczoną ocenę LCA rozwiązań akceptowanych wraz z kwantyfikacją potencjalnego wpływu na środowisko.

8. Dokonać weryfikacji celu rozwojowego na podstawie wyników LCA oraz poziomu dostępnych środków finansowych (działanie korygujące).

9. Ocenąć opłacalność ekonomiczną analizowanych opcji metodą NPV z uwzględnieniem kosztów cyklu życia (LCNPV).

10. W przypadku istnienia tylko projektów o $LCNPV < 0$ sprawdzić, czy jest możliwość ubiegania się o dofinansowanie z funduszy strukturalnych lub celowych; jeżeli tak wprowadzić obowiązującą w funduszach procedurę.

11. Dla projektów o $LCNPV > 0$ dokonać wyboru projektu. W przypadkach wskazanych w tabelach 4.3 i 4.4 przeprowadzić analizę wyboru projektu z wykorzystaniem pozostałych wskaźników tj. LCMIRR, LCPI, LCEPR. Następnie na podstawie obliczonej wartości LCIRR zhierarchizować projekty (dla tych przepływów, dla których znak wartości przepływów zmienia się tylko raz). Ogólnie można uznać, że im wyższa wartość LCIRR (%) tym projekt bardziej efektywny ekonomicznie.

12. Zhierarchizować potencjalne efekty ekologiczne analizowanych projektów na podstawie wyników LCA, tj. dokonać oceny badanego wariantu zaniechania inwestycji (opcja zerowa). Porównać wariantowe rozwiązania – zidentyfikować efekt ekologiczny obliczając procentową zmianę wartości Eco-indicator 99 (Pt) między wariantami. W przypadku korzyści dla środowiska podczas realizacji nowego projektu w porównaniu ze stanem istniejącym wartość wyrażona w procentach będzie liczbą ujemną, określającą procentowe zmniejszenie obciążenia środowiskowego. Ponieważ istotne znaczenie ma w proponowanym rozwiązaniu przyrost wielkości możliwe jest obliczenie wpływu na środowisko bazując na danych z jednego wybranego roku trwania projektu (po osiągnięciu pełnych mocy produkcyjnych) oraz etapu inwestycji i likwidacji. Takie uproszczenie nie spowoduje znaczących różnic w wyniku, a znacznie uprości analizę. Metodą LCA oceni się potencjalny wpływ na środowisko, który nie uwzględnia – tak jak w przypadku OOS – różnicy wynikającej z uwarunkowań lokalnych. Z drugiej strony wyniki LCA pozwalają na dokonanie

³¹⁸ PN-EN ISO 14001:2005, ..., op. cit. s. 12.

zintegrowanej oceny wpływu w całym cyklu życia, a nie tylko dla wybranego obszaru ochrony np. powietrza, gleb itp., co powoduje, iż w ocenie uwzględnia się wszystkie oddziaływania na środowisko. Możliwa jest ponadto znacznie szersza interpretacja wyników i identyfikacja zależności pomiędzy zużywanymi materiałami i procesami a wpływem na środowisko oraz określenie stopnia wpływu ocenianych rozwiązań. Na podstawie wyników LCA efekt ekologiczny można wyznaczać zarówno w relacji do opcji „zerowej”, jak i między poszczególnymi projektami o takiej samej jednostce funkcjonalnej. Wykorzystując metodę Eco-indicator 99 (H/A) można porównywać je w ekopunktach (Pt), a ich efekt ekologiczny wyznaczać jako procentową zmianę wielkości Pt dla wariantu zerowego i analizowanej opcji. Takie ujęcie jest proste w interpretacji. Można też prowadzić analizę LCA w 11 kategoriach wpływu (np. zmiany klimatu – efekt ekologiczny wyznaczony będzie jako procentowe zmniejszenie wielkości równoważnego CO₂). Ponadto można wprowadzić inne dowolne wskaźniki, korzystając z zebranych danych z bilansów materiałowych i energetycznych.

13. Wyznaczyć odpowiednie wagi aspektom środowiskowym i ekonomicznym, np. z wykorzystaniem metod wielokryterialnego wyboru³¹⁹. Analiza projektów dofinansowanych z funduszy celowych wykazuje, że kryterium ekologiczne miało zazwyczaj 30% wpływ na wybór projektu, a dla pozostałych – 70%, stąd w dalszych obliczeniach przyjęto założenie, iż kryterium ekologiczne to 0,3, a ekonomiczne 0,7.

14. Wybrać projekt o najwyższym efekcie ekologicznym i ekonomicznym na podstawie obliczonej wartości **skumulowanego wskaźnika ekoefektywności** opisanego równaniem:

$$EE_k = LCIRR_k \cdot v_r - \left(\frac{Pt_k - Pt_0}{Pt_0} \right) \cdot 100 \cdot v_e$$

gdzie: EE_k – skumulowany wskaźnik ekoefektywności z uwzględnieniem koncepcji cyklu życia produktu dla opcji k ,

$LCIRR_k$ – wartość wewnętrznej stopy uwzględniającej koszty cyklu życia dla opcji k [%],

v_r – waga dla kryterium ekonomicznego,

v_e – waga dla kryterium ekologicznego,

Pt_k – wartość Eco-indicator 99 (wyrażona w Pt) dla opcji k ,

Pt_0 – wartość Eco-indicator 99 (wyrażona w Pt) dla wariantu zaniechania inwestycji,

15. Sprawdzić, czy wysokość obliczonego wskaźnika jest równa lub wyższa od założonego poziomu stopy dyskontowej (i). Takie założenie powinno wynikać z przyjęcia przez inwestora strategii, wdrażającej jedynie te rozwiązania technologiczne, dla których łączny

³¹⁹ A. Generowicz, J. Kulczycka, Z. Kowalski, M. Banach, *Assessment of waste management technology using BATNEEC options, technology quality method and multi-criteria analysis*, Journal of Environmental Management No 92, 2011, s. 1314–1320; A.M.J. Skulimowski, *Metody wielokryterialnego wyboru i konstrukcji rankingów uwzględniających cele regionalne związane z realizacją Narodowej Strategii Spójności* www.foresight.pl

przyrost efektów ekologicznych i ekonomicznych jest wyższy od zakładanej stopy dyskontowej.

16. Zinterpretować wyniki badań proponowanego rozwiązania dla określenia stopnia wiarygodności oraz niepewności wyników oraz zweryfikować, czy planowane przedsięwzięcia spełnią uwarunkowania lokalne np. wynikające z wymogów procedury OOS.

17. Zweryfikować wyniki poprzez prowadzenie dodatkowych analiz np. z wykorzystaniem metody rachunku skumulowanego, w tym strat energii, egzergii, BAT, BATNEEC itp.; przeprowadzić analizę wrażliwości, ocenę wpływających na środowisko czynników zależnych i niezależnych od inwestora (np. wynikających ze struktury zużycia energii w Polsce).

18. Wybrać projekt do realizacji.

Przedstawiony powyżej algorytm postępowania umożliwia dokonanie wyboru efektywnych projektów oraz pozwala na ocenę efektu sumarycznego, obejmującego przyrost efektu ekonomicznego oraz przyrost efektu ekologicznego, dotyczącego oszczędności zasobów i minimalizacji wytwarzanych odpadów i emisji (ekobilans) w porównaniu do wariantu zaniechania.

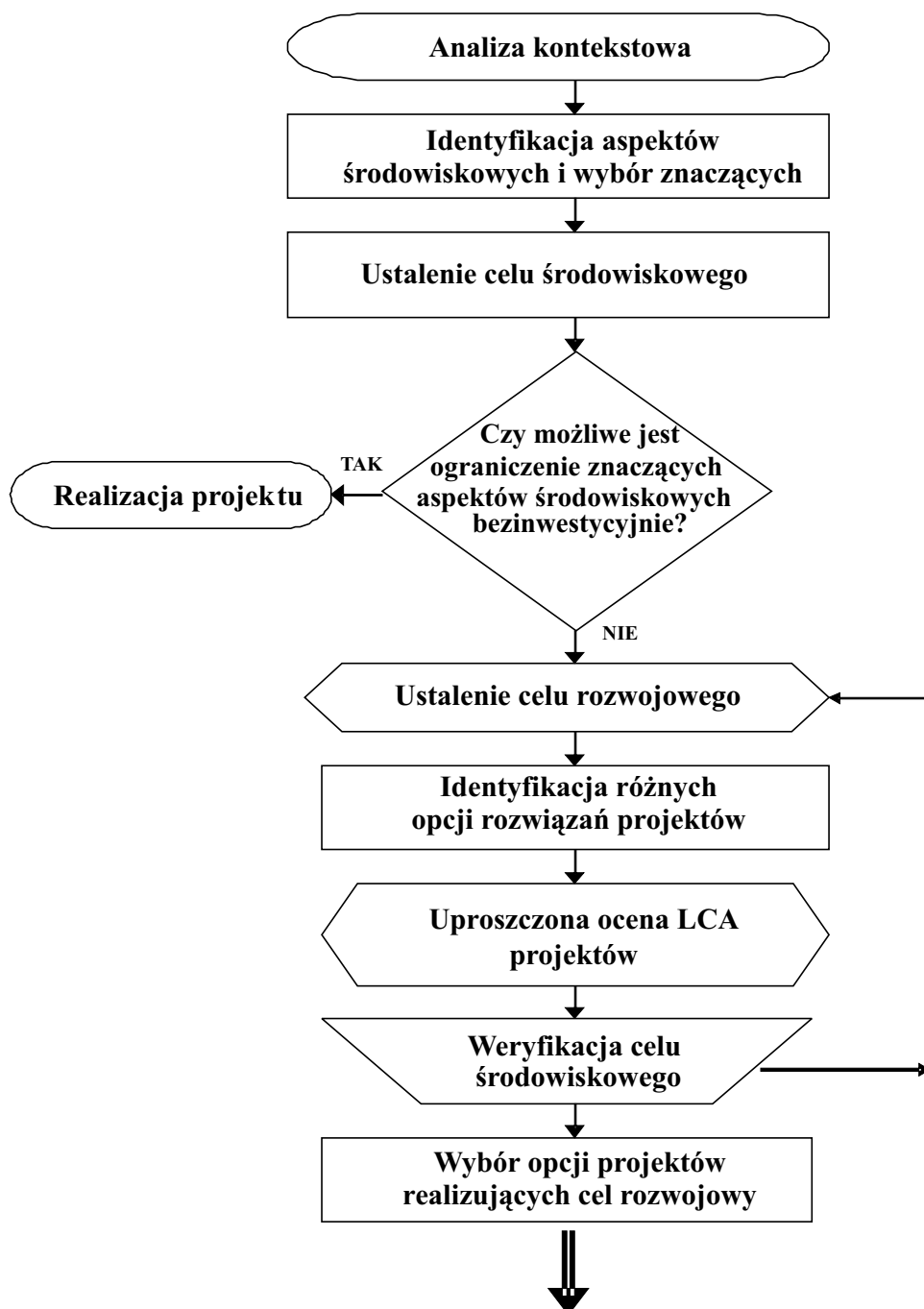
Proponowany algorytm zaprezentowano na rysunku 4.3.

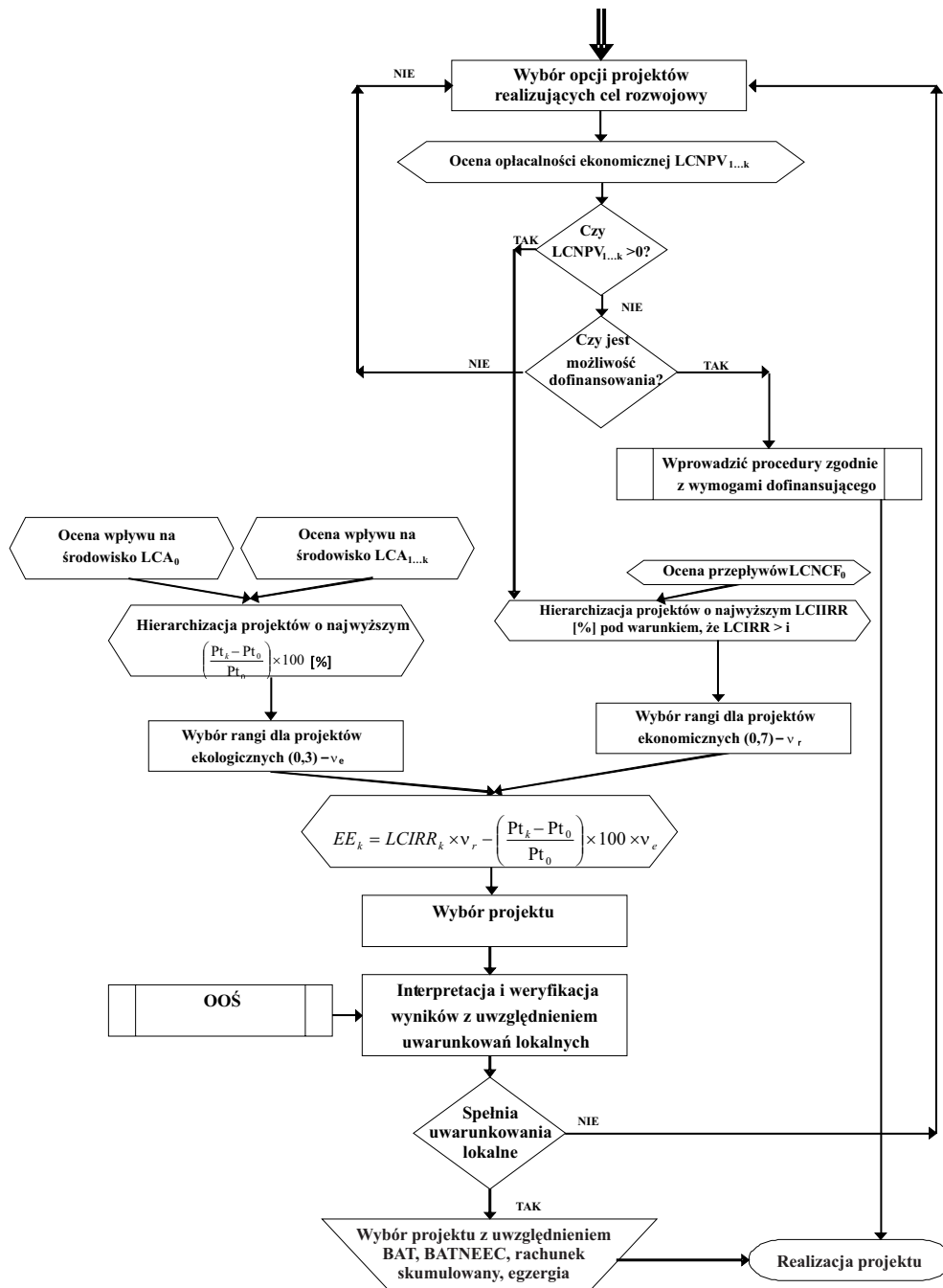
4.3.3. Ocena z wykorzystaniem skumulowanego wskaźnika efektywności dla nowych inwestycji

Nowe inwestycje – często związane z wdrażaniem technologii środowiskowych – to przedsięwzięcia dyskrecyjne (strategiczne *sensu largo*). Mogą być związane z rozwojem nowych przedsięwzięć (*green field project*³²⁰) lub zagospodarowaniem istniejących terenów czy składowisk odpadów (*brown filed project*). Ocenę efektywności takich przedsięwzięć proponuję prowadzić na podstawie **skumulowanego wskaźnika efektywności**. W analizach porównawczych istotne znaczenie ma dobór wartości referencyjnej analizowanej technologii, który może odbywać się poprzez wyznaczenie minimalnych wymagań, na podstawie których planowane przedsięwzięcie powinno:

- spełniać co najmniej wymagania BAT dla danej branży (jeżeli istnieją),
- charakteryzować się takim samym lub niższym wpływem na środowisko, określonym na podstawie metody LCA dla danej branży lub danych procesów produkcyjnych przemysłu europejskiego opracowanych w ciągu ostatnich 5 lat,
- charakteryzować się takim samym lub niższym wpływem na środowisko określonym na podstawie metody LCA dla danej branży lub danych procesów produkcyjnych przemysłu krajowego w przypadku, gdy w procesie inwestycyjnym istotne znaczenie mają uwarunkowania lokalne.

³²⁰ S. Durucan, A. Korre, I. Paspaliaris, K. Adam, J. Kulczycka, M. Lowther, H. Wirth, E. Frogoudakis, *Life Cycle Assessment of mining projects for waste minimization and long term control of rehabilitated sites*, Eurothen 2001, Athens 2001, s. 253–259.





Rys. 4.3. Algorytm oceny ecoefektywności dla inwestycji modernizacyjnych
Źródło: opracowanie własne

Fig. 4.3. Calculation algorithm of eco-efficiency factor for modernization investment projects

Trzeba wziąć pod uwagę również skalę przedsięwzięcia, a gdy brak jest danych o wynikach LCA dla przedsięwzięć o porównywalnej wielkości należy wprowadzić odpowiedni współczynnik skali.

Do oceny efektywności ekonomicznej takich inwestycji proponuje się stosowanie klasycznych metod oceny projektów inwestycyjnych z wykorzystaniem kosztów cyklu życia, tj. modelu zdyskontowanych przepływów finansowych i obliczanych wskaźników LCNPV, LCIRR, LCPI.

Proponowany algorytm postępowania dla nowych inwestycji obejmuje następujące etapy:

1. Przeprowadzić analizę kontekstową warunków funkcjonowania przedsięwzięcia oraz celu projektu.

2. Dokonać identyfikacji warunków technicznych i ekonomicznych wszystkich niezbędnych działań dla realizacji poszczególnych zadań spełniających założony cel (harmonogram).

3. Identyfikować różne opcje technologiczne realizacji celu wraz ze wstępną oceną wymagań prawnych, finansowych (w tym dopuszczalnego poziomu środków finansowych na finansowanie takich inwestycji), operacyjnych i innych związanych z otoczeniem biznesowym wynikającym m.in. z analizy kontekstowej.

4. Przeprowadzić wstępną analizę finansową z uwzględnieniem rachunku kosztów cyklu życia oraz ocenę opłacalności inwestycji dla wybranych opcji (LCNPV).

5. Dla opcji akceptowalnych pod względem finansowym (LCNPV>0) dokonać obliczeń oceny efektywności przedsięwzięcia, tj. wyznaczyć LCIRR oraz przeprowadzić uproszczoną ocenę wpływu projektu na środowisko z wykorzystaniem metody LCA, tj. dokonać kwantyfikacji wpływu na środowisko.

6. Zhierarchizować potencjalne efekty ekologiczne analizowanych projektów na podstawie przyrostowych wyników LCA w relacji do wartości referencyjnej. Porównać wariantowe rozwiązania – zidentyfikować efekt ekologiczny, obliczając procentową zmianę wartości Eco-indicator 99 (Pt) w relacji do wartości referencyjnej (Pt_k) z uwzględnieniem współczynnika skali przedsięwzięcia (gdy brak jest danych o zbliżonej wielkości produkcji). W przypadku korzyści dla środowiska z realizacji nowego projektu wartość wyrażona w procentach będzie liczbą ujemną, określającą procentowe zmniejszenie obciążenia środowiskowego.

7. Wyznaczyć odpowiednie wagi aspektom środowiskowym i ekonomicznym, np. przyjmując 0,7 dla kryterium ekonomicznego i 0,3 dla ekologicznego lub metod wielokryterialnego wyboru.

8. Wybrać projekty o najwyższym efekcie ekologicznym i ekonomicznym na podstawie obliczonej wartości **skumulowanego wskaźnika efektywności** opisanego równaniem:

$$EE_k = LCIRR_k \cdot v_r - \left(\frac{Pt_k - Pt_r \cdot S}{Pt_r \cdot S} \right) \cdot 100 \cdot v_e$$

gdzie: EE_k – skumulowany wskaźnik efektywności z uwzględnieniem koncepcji cyklu życia produktu dla opcji k ,

$LCIRR_k$	– wartość wewnętrznej stopy uwzględniającej koszty cyklu życia dla opcji k [%],
v_r	– waga dla kryterium ekonomicznego,
v_e	– waga dla kryterium ekologicznego,
Pt_k	– wartość Eco-indicator 99 (wyrażona w Pt) dla opcji k ,
Pt_r	– wartość Eco-indicator 99 (wyrażona w Pt) dla wariantu referencyjnego,
s	– współczynnik skali przedsięwzięcia.

9. Sprawdzić, czy wysokość obliczonego wskaźnika jest równa lub wyższa od założonego poziomu stopy dyskontowej (i). Takie założenie powinno wynikać z przyjęcia przez inwestora strategii, wdrażającej jedynie te rozwiązania technologiczne, dla których łączny przyrost efektów ekologicznych i ekonomicznych jest wyższy od zakładanej stopy dyskontowej.

10. Zinterpretować wyniki badań proponowanego rozwiązania dla określenia stopnia wiarygodności oraz niepewności wyników oraz zweryfikować, czy planowane przedsięwzięcie spełnia uwarunkowania lokalne, np. wynikające z wymogów procedury OoŚ.

11. Zweryfikować wyniki prowadząc dodatkowe analizy np. z wykorzystaniem metody rachunku skumulowanego, w tym strat energii, egzergii, BAT, BATNEEC itp.; przeprowadzić analizę wrażliwości, ocenę wpływających na środowisko czynników zależnych i niezależnych od inwestora (np. wynikających ze struktury zużycia energii w Polsce).

12. Wybrać projekt do realizacji.

Przedstawiony powyżej algorytm postępowania umożliwia dokonanie wyboru projektów na podstawie efektywności nowych inwestycji, która stanowi sumę określonej przez inwestora efektywności ekonomicznej projektu i efektywności ekologicznej ocenionej w porównaniu do ustalonego poziomu (*benchmarking*) z uwzględnieniem skali procesu.

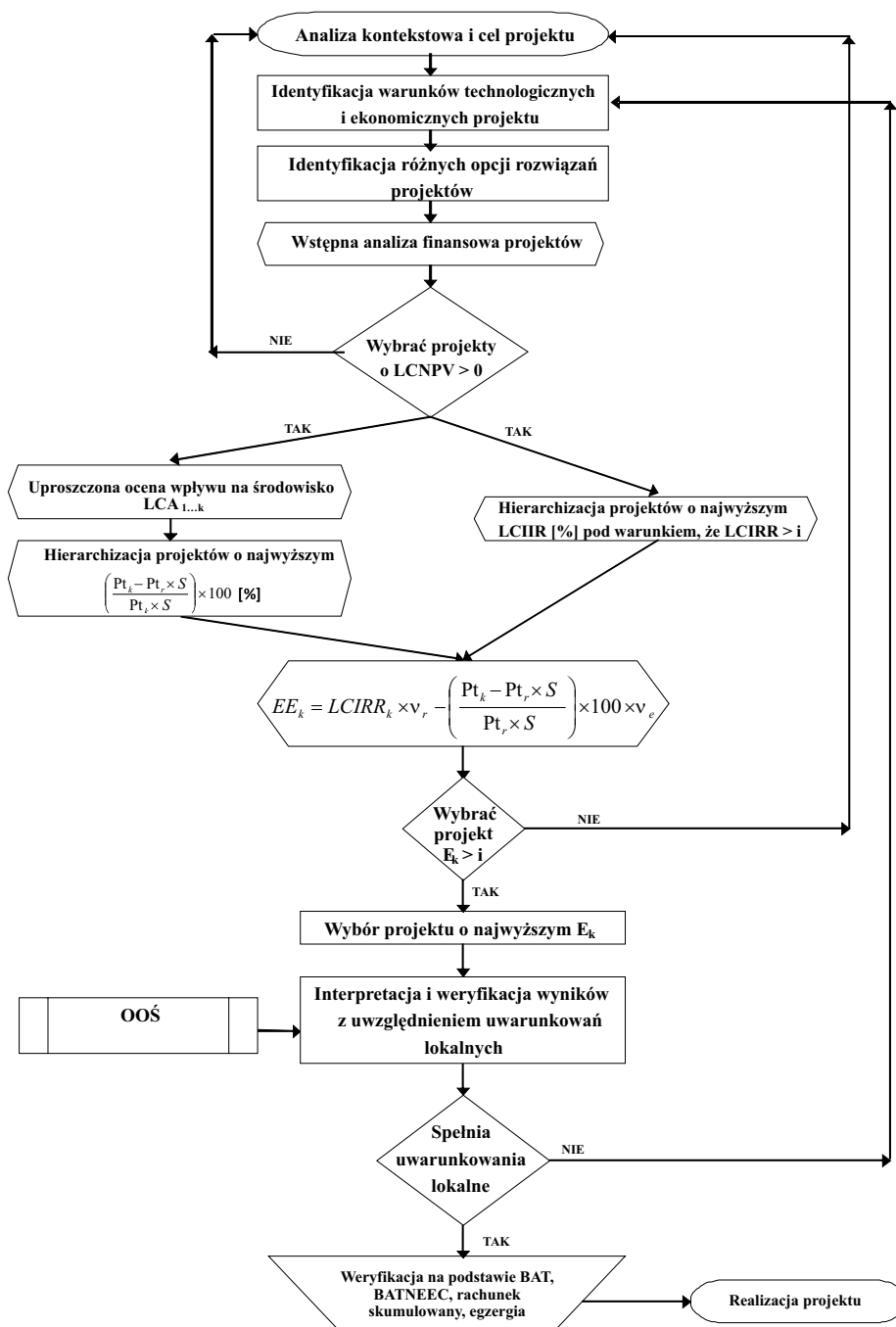
Proponowany algorytm postępowania zaprezentowano na rysunku 4.4.

Zaprezentowane sposoby oceny efektywności przedsięwzięć inwestycyjnych mogłyby znaleźć zastosowanie przede wszystkim w ocenie projektów inwestycyjnych, zarówno tych realizowanych z własnych środków inwestorów, jak i wspomaganych z funduszy celowych. Powinny one ułatwić potencjalnemu inwestorowi podjęcie decyzji podczas procesu wdrażania technologii środowiskowych i innowacyjnych. Wdrażanie takich inwestycji, w których stosowane są nowe rozwiązania technologiczne o wysokiej innowacyjności, są uznawane za szczególnie ryzykowne³²¹, jednak wprowadzenie oceny cyklu życia i kosztów cyklu życia pozwala na identyfikację i skwantyfikowanie przewidywanych efektów i zmniejszenie źródeł niepewności generujących ryzyko.

Jak wynika z prowadzonych badań³²² zapotrzebowanie na technologie środowiskowe oraz narzędzia wspomagające ich efektywne użytkowanie i doskonalenie jest wysokie, jednak ich realizacja w Polsce napotyka na znaczące bariery finansowe i związane z prob-

³²¹ K. Marcinek, *Ryzyko projektów inwestycyjnych*. Wyd. Uczelniane Akademii Ekonomicznej w Katowicach, Katowice 2000.

³²² W. Sokoł, *Potrzeby MŚP we wdrażaniu technologii środowiskowych*, Eco-manager 3/2009.



Rys. 4.4. Algorytm oceny ekoefektywności nowych inwestycji rzeczowych
Źródło: opracowanie własne

Fig. 4.4. Calculation algorithm of eco-efficiency factor for new investment projects

lemem podejmowania decyzji. Obecnie większość badań koncentruje się na ocenie popytu, transferze technologii i poszukiwaniu instrumentów wspierających takie działania. Jednak istotne jest wprowadzenie narzędzi, które ułatwią podejmowanie decyzji inwestycyjnych, będąc jednocześnie:

- prostym w konstrukcji i łatwym w interpretacji,
- stwarzającym podstawę do porównań międzynarodowych,
- posiadającym wartość referencyjną, która będzie stanowić bazę oceny wartości rzeczywistych,
- bazującym na właściwych podstawach naukowych z uwzględnieniem standardów międzynarodowych oraz międzynarodowego konsensusu, co do ich ważności,
- korzystającym z dostępnych danych odpowiednio udokumentowanych, uaktualnianych, o określonej jakości, dostępnych przy rozsądnej relacji korzyści/koszty³²³.

³²³ T. Borys (red.), *Wskaźniki ekorozwoju...*, op.cit. s. 151–152.

5. Ocena efektywności projektów inwestycyjnych wybranych rozwiązań zagospodarowania odpadów przemysłowych

Wprowadzenie

Działalność produkcyjna, niezależnie od stosowanych metod, oddziałuje w sposób negatywny na poszczególne komponenty środowiska. Wielkość tego wpływu zależy od czynników naturalnych (np. ukształtowania powierzchni, budowy geologicznej, szaty roślinnej) i technicznych (np. metod eksploatacji, stosowanych technologii przetwórczych, infrastruktury technicznej, stanu zagospodarowania), czasu trwania działalności, a także świadomości społeczeństwa – jego etyki ekologicznej. Istotne znaczenie ma wskazanie (np. poprzez wykorzystanie metody LCA) potencjalnych zagrożeń środowiskowych związanych z pozyskiwaniem i przetwórstwem surowców, wytwarzaniem energii, a także transportem, a następnie całym procesem produkcyjnym wyrobów jak i utylizacją odpadów.

Zidentyfikowanie, określenie i wskazanie przyczyn zagrożeń stanowi podstawę opracowania nowych technik i metod przyjaznych środowisku (technologie środowiskowe), których wdrożenie pozwala wytwarzać proekologiczne wyroby, o czym świadczą przyznawane im certyfikaty lub specjalne oznakowania, jak również etykiety i deklaracje środowiskowe (normy ISO serii 14020³²⁴). Można ponadto sądzić, iż wraz z wdrażaniem koncepcji Społecznej Odpowiedzialności Biznesu (CSR) społeczeństwo będzie preferowało przy zakupie produkty „przyjazne” dla środowiska. Duże firmy handlowe (Walmart, USA) wprowadzają już ekologiczne preferencje w łańcuchu dostaw, a ocena ich wpływu na środowisko wymaga stosowania metody oceny cyklu życia (LCA). Preferowani będą zatem dostawcy wdrażający przyjazne dla środowiska inwestycje, np. w zakresie gospodarki odpadami. Decyzje o wdrażaniu takich inwestycji zależne są od wielu czynników, a proponowane algorytmy mają ułatwić dokonywanie oceny efektywności rozwiązań technologicznych. Przykłady ich zastosowania do oceny rozwiązań mających na celu zagospodarowanie odpadów przemysłowych zaprezentowano dla opracowanych technologii w trzech zakładach produkcyjnych, tj.:

- ZG Trzebionka S.A. – wykorzystanie odpadów poflotacyjnych do podsadzania wyrobisk górniczych (*backfilling*),
- ZCh Wizów S.A. – produkcja metali ziem rzadkich z odpadów,
- ZCH Alwernia S.A. – recyrkulacja wewnątrzprocesowa.

³²⁴ PN-EN ISO 14020, *Etykiety i deklaracje środowiskowe — Zasady ogólne*, PKN, Warszawa 2003.

W analizowanych zakładach odpady przemysłowe są unieszkodliwiane poprzez składowanie ich na hałdach. Prowadząc identyfikację, a następnie ocenę aspektów środowiskowych, w każdym z analizowanych przykładów składowanie odpadów wyróżniało się znaczącą skalą wpływu (masa wytworzonych odpadów), czasem trwania, rodzajem wpływu, koniecznością stosowania wymagań prawnych, generowaniem znaczących kosztów, wpływem na wartość i wizerunek organizacji. Stąd poszukiwanie nowych rozwiązań technologicznych w tym obszarze jest zazwyczaj istotnym zadaniem i celem organizacji. W doborze technologii zaproponowano ocenę ich efektywności z wykorzystaniem metody LCA, analiz LCC i skumulowanego wskaźnika efektywności. Ponieważ analizowane nowe rozwiązania technologiczne dotyczą modyfikacji wybranych procesów i nie wpływają na zmianę oferowanego podstawowego produktu handlowego przedsiębiorstwa, ocenę ekonomiczną i ekologiczną można prowadzić w granicach systemu (zgodnie z metodą LCA) obejmujących jedynie te zmiany, a nie całego cyklu życia przedsięwzięcia.

5.1. Ocena efektywności wykorzystania odpadów poflotacyjnych w ZG Trzebionka S.A.

Ocenę efektywności z wykorzystaniem skumulowanego wskaźnika prowadzono dla dwóch metod unieszkodliwiania odpadów:

- metody tradycyjnej – w podsadzaniu wyeksploatowanych wyrobisk górniczych wykorzystuje się piasek, a odpady poflotacyjne z produkcji składowane są w stawie osadowym,
- metody wykorzystującej część odpadów do podsadzania wyrobisk – tzw. podsadzkę samozestalającą (niewykorzystana część odpadów jest nadal składowana w stawie osadowym³²⁵).

W pierwszej kolejności przeprowadzono analizę kontekstową funkcjonowania przedsięwzięcia, dokonano identyfikacji aspektów środowiskowych oraz ich oceny w celu wyznaczenia aspektów znaczących. Następnie przeprowadzono ocenę potencjalnego wpływu na środowisko wydobywania i przeróbki rud Zn i Pb wykorzystując metodę LCA. Jako jednostkę funkcjonalną przyjęto 1 Mg wydobytej rudy Zn-Pb, z której otrzymuje się koncentrat Zn-Pb. Jest ona bowiem elementem wyjściowym tak na etapie wydobywania rudy, jak i procesów jej przeróbki, aż do uzyskania koncentratu, będącego finalnym produktem ZG Trzebionka S.A. Ma także wpływ na wielkość składowanych odpadów. Badania prowadzono w granicach systemu, które obejmowały cały zakład (od kołyski do bramy), a więc wszelkie procesy w za-

³²⁵ B. Włodarczyk, C. Mazanek, J. Kulczycka, *Propozycja opracowania technologii wykorzystania odpadów poflotacyjnych do podsadzania*, [W:] J. Kudęłko, J. Kulczycka, H. Wirth (red.). *Zrównoważone zarządzanie obszarami poprzemysłowymi*, IGSMiE PAN, Kraków 2005, s. 153–162, J. Kulczycka, F. Plewa, B. Włodarczyk, *Możliwość zagospodarowania odpadów powstających przy wzbogacaniu rud cynkowo-olowiowych w ZG Trzebionka*, J. Kudęłko, J. Kulczycka, H. Wirth (red.). *Zrównoważone zarządzanie...*, op.cit, s. 163–172.

kładzie oraz transport i zużycie niezbędnych materiałów (np. piasku) i energii. Analizy prowadzono wykorzystując rzeczywiste dane (wejściowe i wyjściowe) z ZG Trzebionka S.A. w latach 2006–2009. Dla określenia potencjalnego wpływu na środowisko korzystano dodatkowo z baz danych dostępnych w programie SimaPro. Obliczenia prowadzono metodą Eco-indicator 99 (H/A). Wyniki analiz przedstawiono w tzw. ekopunktach (Pt), a ocenę wpływu na środowisko wizualizowano na histogramach w określonych kategoriach wpływu i szkody.

Identyfikacja aspektów środowiskowych i ich ocena była podstawą wyznaczenia celu środowiskowego i rozwojowego oraz bazą do poszukiwania nowych lub zmodyfikowanych rozwiązań technologicznych minimalizujących te oddziaływania. Ze względu na istotny wpływ składowania odpadów na środowisko zaproponowano modyfikację dotychczasowego rozwiązania, polegającą na użyciu podsadzki samozestalającej (zagospodarowania odpadów). Wykorzystuje ona odpady poflotacyjne prowadząc do zmniejszenia ich ilości deponowanej na składowiskach. Przeanalizowano kilkanaście wariantów wykorzystania różnego rodzaju spoiwa, m.in. spoiw krzemionkowych (HSS), cementu, popiołów lotnych, spoiwa i popiołów, spoiwa i Magapar, spoiwa i środków żelujących. Dla wprowadzonych modyfikacji przeprowadzono ocenę potencjalnego wpływu na środowisko oraz analizę ekonomiczną efektywności inwestycji z wykorzystaniem kosztów cyklu życia. Następnie wykonano analizę porównawczą wariantu ze spoiwem HSS z dotychczasowym rozwiązaniem (podsadzką piaskową) i obliczono wartość skumulowanego wskaźnika efektywności.

5.1.1. Analiza kontekstowa

W ZG Trzebionka S.A. w latach 2006–2009 wydobyte rudy (o średniej zawartości cynku 2,9% i ołowiu około 1,55%) było na poziomie poniżej 1,5 mln Mg/rok. Związane jest ono z szeregiem pojedynczych procesów m.in. odspojenie rudy, załadunek, transport do wstępnego rozdrabniania, odstawa urobku. W zależności od charakteru złoża stosuje się komorowo-filarowy system eksploatacji. Wyeksploatowane pole likwiduje się poprzez podsadzanie piaskiem, aby zminimalizować szkody górnicze.

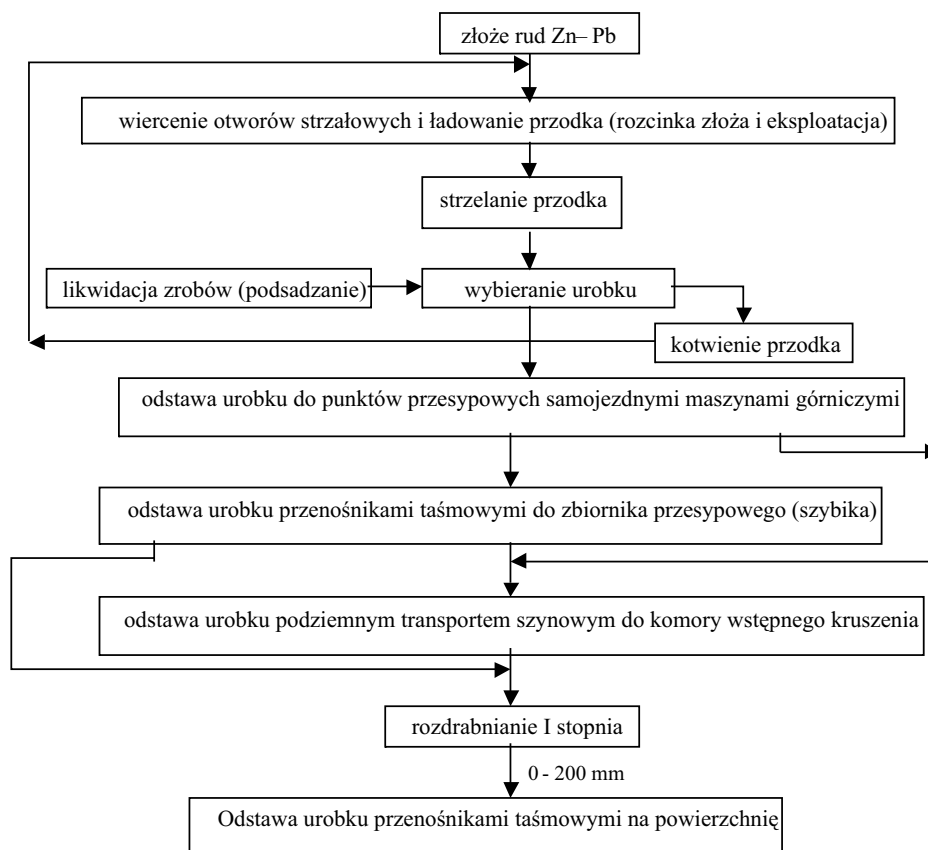
5.1.2. Identyfikacja aspektów środowiskowych i ich ocena

Identyfikację aspektów środowiskowych i ocenę prowadzono analizując dane o poszczególnych procesach i ich wpływie na środowisko. Głównymi procesami są wydobywanie i przeróbka rudy. Szczegółowy schemat procesu wydobywania rud Zn-Pb zaprezentowano na rysunku 5.1.

Poszczególne operacji w procesie wydobywania obejmują:

Urabianie złoża

Urabianie rud Zn i Pb odbywa się metodą strzałową, z użyciem materiałów wybuchowych (m.in. dynamitu, amonitu, saletrolu). Środkami inicjującymi są zapalniki elektryczne lub lonty detonujące. Otwory strzałowe wiercone są maszynami samojezdnymi, z wiertarkami elektrohydraulicznymi lub powietrznymi. Po odstrzeleniu urobku wyrobiska



Rys. 5.1. Schemat wydobywania rudy Zn-Pb w ZG Trzebieńka S.A.

Źródło: ZG Trzebieńka S.A.

Fig. 5.1. Zn-Pb ore exploitation diagram in Trzebieńka S.A. mine

zabezpieczane są stalową obudową kotwioną. Aspekty środowiskowe dotyczą m.in. eksploatacji rudy i zużycia materiałów.

Ładowanie, odstawa urobku, transport dołowy

Wyrobiska podziemne w ZG Trzebieńka S.A. połączone są z powierzchnią upadowymi oraz kilkoma szybami (m.in. do zjazdu ludzi, transportu materiałów, głównego odwodnienia, a także wentylacji i transportu podsadzki). Urobek w postaci rudy ładowany jest najczęściej ładowarkami łyżkowymi, a do jego odstawy pod szyby służą wozy dostawcze lub załadowniczo-odstawcze. Dalszy transport urobku do centralnej stacji rozładowniczej nad kruszarnią wstępną odbywa się kolejkami, a na powierzchnię przenośnikiem taśmowym. W ostatnich latach wielkość wydobywania rudy kształtowała się na poziomie około 1,5 mln Mg. Aspekty środowiskowe dotyczą m.in. zużycia paliw, oleju, emisji spalin, pyłu i hałasu.

Kruszenie rudy

Polega na mechanicznym rozdrobieniu rudy, w celu zabezpieczenia urządzeń transportowych przed zablokowaniem przez duże bryły, które mogą uszkodzić taśmy oraz spowodować przestój w pracy. Aspekty środowiskowe dotyczą m.in. zużycia energii elektrycznej, emisji pyłu i hałasu.

Wentylacja

Powietrze zużyte w kopalni odprowadzane jest specjalnymi szybami wentylacyjnymi w ilości:

- 1 400 m³/min – szyb Andrzej,
- 5 700 m³/min – szyb Aleksander,
- 12 500 m³/min – szyb Balin.

Przewietrzanie podziemnej części kopalni odbywa się dwoma stacjami wentylatorów głównych, znajdujących się na powierzchni. Natomiast zespół komór przyszybowych przewietrza wentylator zlokalizowany pod ziemią. Ma on rozrzedzać gazy spalinowe emitowane przez samojezdne maszyny w celu utrzymania ich stężenia na poziomie dopuszczalnym ze względu na zdrowie pracujących tam ludzi. Aspekty środowiskowe dotyczą m.in. zużycia energii elektrycznej, emisji spalin.

Likwidacja wyrobisk poeksploatacyjnych (tzw. zrobów)

Podsadzanie wyeksploatowanych wyrobisk podziemnych polega na wprowadzeniu w pustki m.in. materiału z zewnątrz, który powinien chronić powierzchnię ziemi i znajdujące się na niej obiekty. Dotychczas stosowana była podsadzka hydrauliczna w postaci mieszaniny piasku kwarcowego i wody (w stosunku 1:3). Płytkie zaleganie rud Zn-Pb na dużym obszarze wymaga pracy kilku małych podsadzkowni polowych, o średniej wydajności podsadzania od 150 do 300 m³/godz. i zasięgu 1000–1500 m. Roczne zużycie materiału podsadzkowego to nawet 8000 m³. Mieszanina podsadzkowa transportowana jest do zrobów grawitacyjnie, a dla wyrobisk znajdujących się poza zasięgiem transportu grawitacyjnego stosuje się dodatkowo pompy. Aspekty środowiskowe dotyczą m.in. zużycia surowców, poboru wody, emisji hałasu.

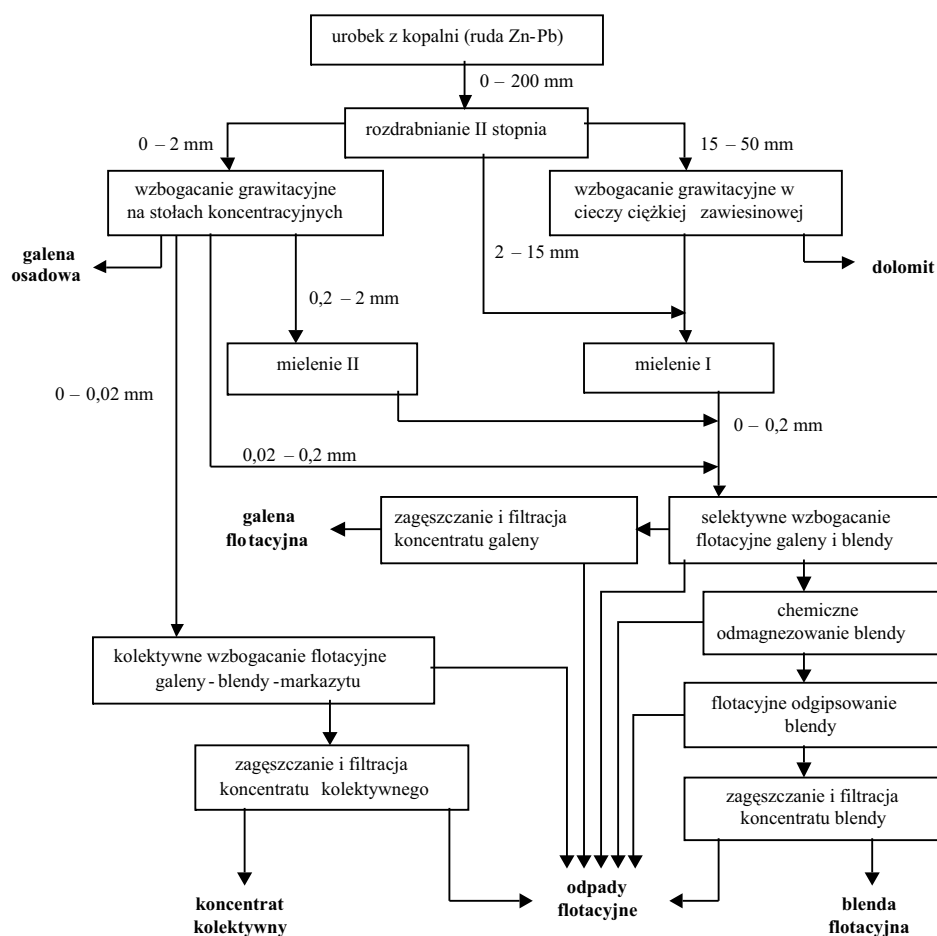
Przeróbka

Ruda Zn-Pb poddawana jest na powierzchni procesom przeróbki w celu uzyskania koncentratów, będących finalnym produktem sprzedaży. Schemat procesów przetwórczych, będący podstawą oceny procesów zaprezentowano na rysunku 5.2.

W procesie przeróbki następuje rozdrabnianie rudy w kruszarce stożkowej (tzw. II stopień), a następnie jej dwustopniowe grawitacyjne wzbogacanie. W I stopniu wzbogacania frakcja rudy o uziarnieniu > 15 mm wzbogacana jest w cieczy ciężkiej, skąd podziarno (0–15 mm) kierowane jest na sita odwadniające, a nadziarno (> 15 mm) łączone jest ze wzbogaconą w cieczach ciężkich rudą. Aspekty środowiskowe dotyczą m.in. zużycia energii elektrycznej, emisji hałasu, pyłów, poboru wody i zrzutu ścieków.

Wzbogacanie grawitacyjne

Rozdrobiona ruda podlega dwustopniowemu przesiewaniu. W pierwszym stopniu, frakcja o uziarnieniu >15 mm kierowana jest do układu wzbogacania w cieczy ciężkiej



Rys. 5.2. Schemat procesów przetwórczych ZG Trzebieńka S.A.

Źródło: opracowanie własne na podstawie Raportu końcowego z realizacji projektu celowego Nr 6 T12 2004/06378

Fig. 5.2. Processing diagram in Trzebieńka S.A. mine

zawiesinowej, natomiast podziarno (0–15 mm) na sita odwadniające, a następnie do wzbogacania na stołach koncentracyjnych. Nadziarno łączone jest ze wzbogaconą rudą z układu cieczy ciężkich. Wzbogacanie w cieczy ciężkiej prowadzi do rozdzielania rudy na dwie frakcje:

- pływającą (lżejszą) złożoną z dolomitu,
- tonącą (cięższą), zawierającą minerały cynku i ołowiu (wzbogaconą rudę cynkowo-ołowiową).

Ruda poddawana wzbogacaniu na stołach koncentracyjnych ulega rozdzielaniu na dwie strugi: metaliczną – galenową i szlamową z ziarnami zrostów mineralnych. Część galenowa

odbierana jest rynnami i poddawana kilkugodzinemu odwodnieniu w zbiornikach odciekowych. Po wysuszeniu jest pierwszym produktem w postaci koncentratu rudy Pb (tzw. galeny osadowej), zawierającego około 75–80% Pb. Rozdrobniona ruda poddawana jest mieleniu w młynowni I i II. W młynowni I, mielenie odbywa się w trzech lub czterech jednostkach złożonych z młyna kulowego i klasyfikatora ślimakowego pełniącego funkcję pierwszego stopnia klasyfikacji. Układ taki zapewnia równomierne uziarnienie rudy podawanej do flotacji. W młynowni II następuje dwustopniowe mielenie w młynach kulowych i dwustopniowa klasyfikacja: w klasyfikatorze ślimakowym, a następnie w hydrocyklonie³²⁶. Aspekty środowiskowe dotyczą m.in. zużycia energii elektrycznej, surowców, emisji hałasu i zrzutu ścieków.

Flotacja

Proces flotacji prowadzony jest selektywnie. W pierwszej kolejności następuje flotacja galeny (PbS), a następnie blendy (ZnS). Flotacja galeny obejmuje flotację główną i uzupełniającą oraz flotację czyszczącą, prowadząc do otrzymania koncentratu ołowiu (galeny flotacyjnej) zawierającego około 68% Pb. Flotacja blendy obejmuje flotację główną, uzupełniającą i kontrolną oraz flotację odgipsowania. W wyniku flotacji głównej otrzymywany jest koncentrat cynku (blendy flotacyjnej) o zawartości około 54–56% Zn, który kierowany jest następnie do odmagnezowania i flotacji odgipsowania. Uzyskany koncentrat odmagnezowany i odgipsowany zawiera około 62% Zn. Oprócz podstawowych koncentratów blendy i galeny wytwarzany jest także produkt uboczny, tzw. koncentrat kolektywny, zawierający: 35–45% Zn, 15–10% Pb i 5–10% Fe. Proces odmagnezowania blendy do zawartości magnezu 0,2% zachodzi cyklicznie w siedmiu reaktorach i wiąże się z emisją znacznej ilości CO₂, który instalacją odciągową jest odprowadzany do komina. Odmagnezowana blendy trafia ponownie do flotacji w celu odgipsowania. Galenę i blendę z flotacji poddaje się zagęszczaniu w odстойnikach Dorra, a następnie odwadnianiu w filtrach ciśnieniowych w celu uzyskania koncentratów o odpowiedniej zawartości wody (6,5% dla blendy i 5% dla galeny). W ten sposób uzyskuje się gotowy produkt, magazynowany i sprzedawany odbiorcom³²⁷. Aspekty środowiskowe dotyczą m.in. zużycia energii elektrycznej, surowców, emisji gazów, zrzutu wód, powstania odpadów.

Staw osadowy

Odpady poflotacyjne składowane są w stawie osadowym o powierzchni około 64 ha, zlokalizowanym 1–1,5 km od zakładu. Są to głównie drobno zmielone dolomity, o niskiej zawartości Zn (0,92%) i Pb (0,41%), które te ilości metali są na obecnym poziomie technologii niemożliwe do odzyskania w procesie flotacji. Na staw osadowy odprowadzane są także przelewy z zagęszczaczy koncentratów oraz ścieki technologiczne. Wielkość produkowanych i składowanych odpadów w latach 2006–2009 zaprezentowano w tabeli 5.1.

³²⁶ R. Ney (red.), *Surowce mineralne Polski. Surowce metaliczne. Cynk, ołów*, Wyd. Centrum PPGSMiE PAN, Kraków 1997, ss. 51–64.

³²⁷ Opracowanie na podstawie *Raportu końcowego z realizacji projektu celowego* Nr 6 T12 2004/06378

Tabela 5.1

Struktura zagospodarowania odpadów ZG Trzebionka S.A. w latach 2006–2009

Table 5.1

Structure of post-flotation waste management in Trzebionka S.A. mine in 2006–2009

Rok	2006	2007	2008	2009
Produkcja odpadów tys. Mg. waga sucha	907,90	911,20	838,50	433,20

Źródło: ZG Trzebionka S.A.

Transport odpadów odbywa się hydraulicznie. Szlam, rozlewając się po stawie osadowym, ulega segregacji na grubsze frakcje, piaszczyste, osadzające się blisko obwałowań. Są one wykorzystywane do nadbudowy brzegów stawu. Frakcje drobniejsze osiadają w centralnych jego partiach, a sklarowana woda nadosadowa odprowadzana jest studzienkami przelewowymi (tzw. „mnichami”). Natomiast infiltrująca ze stawu przez obwałowania, trafia do rowów opasujących go. „Mnichy” oraz rowy opaskowe połączone są z kolektorem zbiorczym, z którego woda zawracana jest do ciągu technologicznego. Do stawu należy także obszar częściowo osuszonego podłoża (rodzaj plaży z materiałem przypominającym piasek), które pod wpływem wiatru ma tendencję do pylenia. Przeciwdziałając pyleniu część plaży pokrywana jest emulsją lateksową, która jednak nie stanowi pełnego zabezpieczenia przed pyleniem³²⁸. Aspekty środowiskowe dotyczą m.in. zajęcia terenu, emisji pyłów, zrzutu wód, odcieków, rekultywacji.

5.1.3. Określenie celu środowiskowego i rozwojowego

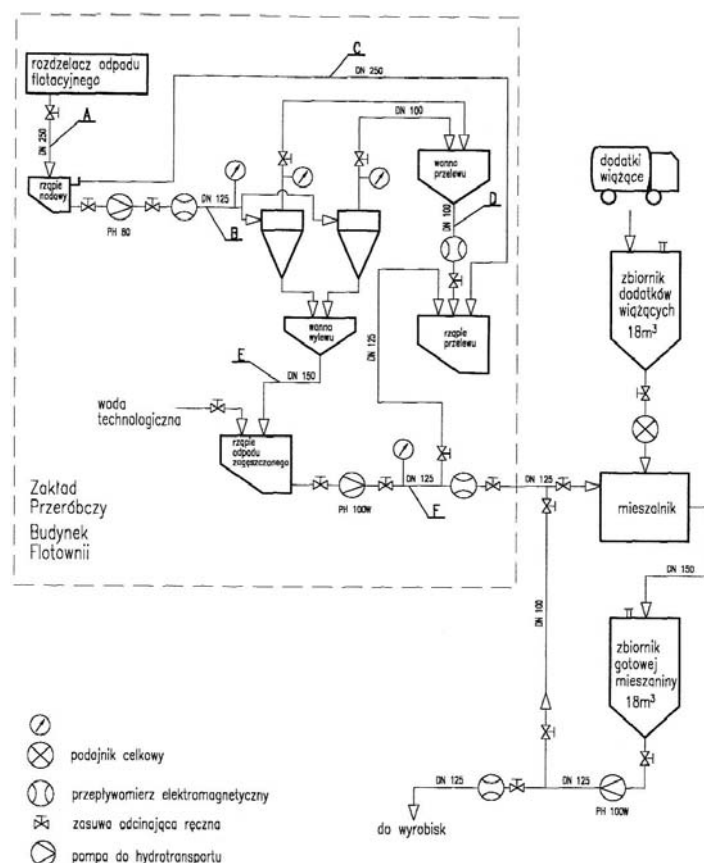
Przeprowadzona analiza wykazała, że składowanie odpadów, jak i stosowanie i transport piasku do podsadzki, m.in. ze względu na skalę wpływu mają znaczący wpływ na środowisko. Na tej podstawie określono cel środowiskowy i poszukiwanie rozwiązań innych niż składowanie odpadów poflotacyjnych w stawie osadowym. Zaproponowano wykorzystanie odpadów do stosowanej w kopalni podsadzki hydraulicznej. Opracowano technologię produkcji samozestalającej mieszaniny podsadzkowej na bazie odpadów poflotacyjnych poprzez odpowiedni dobór składu środków wiążących (spoiw)³²⁹. Doboru spoiwa (HSS) dokonano po przeprowadzeniu wielu badań laboratoryjnych i koncepcyjnych prowadzonych w IGSMiE PAN na Politechnice Śląskiej i Krakowskiej. Ich efektem była podsadzka³³⁰

³²⁸ J. Kulczycka, M. Góralczyk, B. Włodarczyk, *Cost of waste management versus competitiveness of mining: the example of non-ferrous metal industry*. Minerals and Energy – Raw Materials Report, Vol. 18, No 4, 2003.

³²⁹ Projekt celowy Nr 6 T12 2004/06378 – *Nowa technologia wykorzystania odpadów poflotacyjnych do podsadzki – z uwzględnieniem najlepszych technik (BAT)*.

³³⁰ Mieszanina podsadzkowa i sposób otrzymywania mieszaniny podsadzkowej, 4 grudnia 2006 r., patent nr 207982.

spełniająca wymagania określone odpowiednią normą (PN-G-11011:98). Ocenę proponowanych rozwiązań, na etapie projektowania, dokonano z wykorzystaniem metody LCA i kosztów z uwzględnieniem koncepcji kosztów cyklu życia. Wdrożenie nowej technologii wytwarzania podsadzki samozestalającej do wypełniania wyrobisk po eksploatacji rud Zn-Pb pozwoliło na zagospodarowanie znacznej ilości odpadów po flotacyjnych z bieżącej produkcji i było uzupełnieniem tradycyjnie dotychczas stosowanej piaskowej podsadzki hydraulicznej. Zmniejszając ilość odpadów po flotacyjnych, przedłużono dodatkowo żywotność funkcjonującego składowiska, a bezpośrednio czas funkcjonowania kopalni. Schemat ideowy stacji przygotowania mieszaniny podsadzkowej przedstawiono na rysunku 5.3. Stacja została zaprojektowana w ten sposób, aby odpady z przeróbki łączyć w odpowiednich proporcjach z dodatkami wiążącymi, a następnie transportować rurociągiem do wyrobiska.



Rys. 5.3. Schemat ideowy stacji przygotowania mieszaniny podsadzkowej
Źródło: Raport końcowy z realizacji projektu celowego Nr 6T12 2004/06378

Fig. 5.3. Backfilling mixture unit schematic diagram

Istotne jest również to, iż kopalnia będąca w końcowym okresie funkcjonowania mogła zintensyfikować podszadanie wyeksploatowanych wyrobisk. W czasie normalnego funkcjonowania kopalni około 40–50% rudy pozyskiwano z chodnikowych robót poszukiwawczo-przygotowawczych, nie wymagających podszadania. Tymczasem w okresie przedlikwidacyjnym wskaźnik ten zmalał do około 5%, a podszadania wymagają także pustki po starych wyrobiskach przygotowawczych utrzymywane ze względu na bezpieczeństwo pozostałych resztkowych zasobów. W związku z tym wzrosło zapotrzebowanie na podszadkę, a wydajność dotychczas posiadanych instalacji (mimo zmniejszenia rocznego wydobycia) stała się niewystarczająca.

5.1.4. Ocena cyklu życia (LCA) procesu wydobycia i przeróbki rud Zn-Pb w ZG Trzebionka S.A. – analiza wariantowa

Bilans procesu wydobycia i przeróbki rud Zn-Pb stanowi podstawę do badań metodą LCA. Opracowano go dla dwu podstawowych wariantów. W pierwszym założono, że 100% odpadów po flotacyjnych jest składowane na powierzchni, w drugim, iż część odpadów (niecałe 28% – zgodnie z projektem technologicznym) zostanie wykorzystana jako składnik do produkcji podszadki. W pierwszej kolejności opracowano dla dotychczasowego procesu tablicę inwentarzową (tab. 5.2) z danymi wejściowymi (np. energia elektryczna, stal i drewno używane do obudowy wyrobisk, paliwo do maszyn górniczych, materiały wybuchowe, materiał podszadzkowy, ruda Zn-Pb, odczynniki flotacyjne) oraz wyjściowymi (emisje do

Tabela 5.2

Tablica inwentarzowa dla procesów produkcji koncentratów Zn-Pb z użyciem podszadki piaskowej – jednostka funkcjonalna 1 Mg rudy

Table 5.2

Inventory table for processes of Zn-Pb concentrate production using sand for backfilling – functional unit 1 Mg of ore

Lp.	Wejścia/Wyjścia	Ilość	Jednostka
1	2	3	4
Produkty			
1.	Koncentraty Zn-Pb	59,66	kg
2.	Dolomit	325,00	kg
Materiały/Procesy			
1.	Ruda Zn-Pb	1000,00	kg
	wejścia:		
	Zn	32,90	kg
	ZnO	3,40	kg
	Pb	16,70	kg

tab. 5.2 cd.

tab. 5.2 cont.

1	2	3	4
	PbO	3,20	kg
	Fe	19,30	kg
	Cd	0,26	kg
	S	22,90	kg
	CaO	277,20	kg
	MgO	168,10	kg
	Al ₂ O ₃	2,50	kg
	SiO ₂	13,80	kg
	Sn	0,02	kg
	Mn	2,00	kg
	Cu	0,01	kg
	Cl	0,60	kg
	Sb	0,06	kg
	Ag	0,01	kg
	As	0,33	kg
	Bi	0,01	kg
	Co	0,05	kg
	Ni	0,01	kg
	Se	0,01	kg
	Tl	0,01	kg
	BaO	1,00	kg
	CO ₂	408,80	kg
	F	0,03	kg
2.	Paliwo olejowe	0,64	kg
3.	Stal	0,25	kg
4.	Materiały wybuchowe	0,35	kg
5.	Drewno	1,10	kg
6.	Woda	3,08	Mg
7.	Kwas siarkowy	0,20	kg
8.	Magnetyt	0,02	kg
9.	Żelazokrzem	0,04	kg
10.	Piasek Szczakowa-Trzebieńka	404,64	kg
11.	Energia elektryczna	17,77	kWh

tab. 5.2 cd.

tab. 5.2 cont.

1	2	3	4
Emisje			
1.	Pył	0,04	kg
2.	Dwusiarczek węgla	12,63	g
3.	Dwutlenek azotu	0,10	g
4.	Dwutlenek siarki	0,04	g
5.	Siarkowodór	2,00	mg
6.	Ołów	0,72	g
7.	Chlorki	0,35	kg
8.	Cynk	1,41	g
9.	Kadm	11,18	g
10.	Magnez	0,51	g
11.	Miedź	0,09	g
12.	Mangan	54,18	g
13.	Siarczany	0,99	kg
14.	Odpady poflotacyjne	572,82	kg

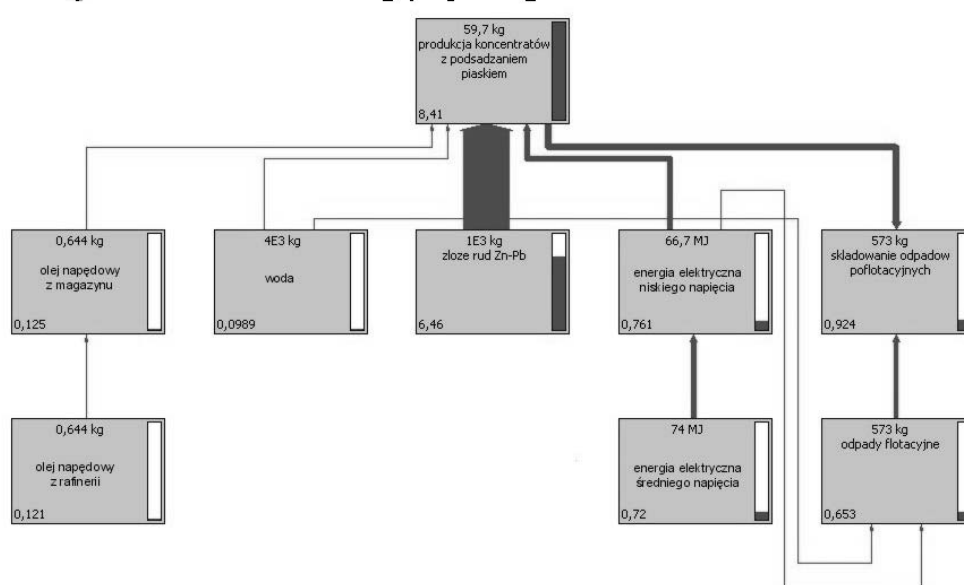
Źródło: opracowanie własne na podstawie Raport końcowy..., op.cit.

powietrza: CO₂, pył, tlenki azotu i siarki; zanieczyszczenia wody: chlorki, siarczany, metale ciężkie oraz składowane odpady stałe).

Dane z tablicy inwentarzowej były podstawą opracowania drzewa surowców i procesów dla tradycyjnej metody³³¹ z podsadzaniem piaskiem (rys. 5.4). Grubość strzałek odzwierciedla wielkość wpływu na środowisko.

Znaczącymi aspektami środowiskowymi są: eksploatacja zasobów rud cynku i ołowiu, składowanie odpadów i zużycie energii. Ponieważ proces wydobywania polega na pozyskiwaniu kopalin, powodując ich bezpowrotny ubytek, to producent koncentratu ma niewielki wpływ na poprawę tego czynnika. Natomiast składowane odpady poflotacyjne, oprócz tego, że zajmują (bezpłodnie) znaczną powierzchnię terenu, to zawierają pewne ilości cynku i ołowiu, które w odciekach ze składowisk mogą powodować zanieczyszczenie wód powierzchniowych i podziemnych oraz gleb. Ocena tego wpływu była dodatkowym czynnikiem potwierdzającym słuszność wyboru celu środowiskowego i rozwojowego, tj. po-

³³¹ Analizy z wykorzystaniem technik LCA dla metody tradycyjnej opracowano też w *Raporcie końcowym...*, op. cit. oraz w pracy doktorskiej A.K. Nowak, *Ekologiczno-techniczne aspekty procesów pozyskiwania koncentratów cynku i ołowiu*, Politechnika Krakowska 2008, jednak prezentowane wyniki różnią się ze względu na przyjęte nowe założenia oraz wykonywanie prac na uaktualnionej wersji oprogramowania.



Rys. 5.4. Uprozczone drzewo surowców i procesów wydobywania i przeróbki rudy Zn-Pb – tradycyjna technologia (Pt)

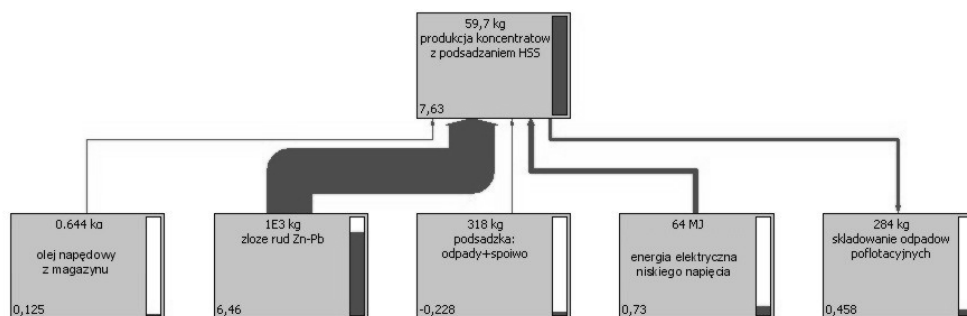
Źródło: opracowanie własne z wykorzystaniem oprogramowania SimaPro

Fig. 5.4. Simplified raw material and processes tree for Zn-Pb ore mining and processing with the conventional technology (Pt)

szukiwania nowej technologii zagospodarowania odpadów. Eksploatacja rud Zn-Pb wiąże się również z wydobywaniem dolomitu (średnio ponad 400 tys. Mg/rok) jako produktu ubocznego, wykorzystywanego gospodarczo w wielu sektorach gospodarki. Wykorzystanie dolomitu ogranicza wielkość wydobywania innych złóż, w wyniku czego zmniejsza się wpływ na środowisko. Element ten jest uwzględniany w badaniach, ale nie ma wpływu na wyniki przy porównywaniu proponowanych wariantów, gdyż ma wartość stałą.

Drzewo surowców i procesów dla proponowanej technologii wykorzystania odpadów poflotacyjnych do produkcji podsadzki samozestalającej zaprezentowano na rysunku 5.5.

Wprowadzenie nowej technologii w porównaniu do technologii z podsadzką piaskową pozwoliło na zmniejszenie potencjalnego wpływu na środowisko z 8,41 Pt do 7,63 Pt (rys. 5.5–5.6). Przyczyniło się do tego przede wszystkim zmniejszenie strumienia odpadów kierowanego na staw osadowy (proces składowania) z 0,92 Pt do 0,45 Pt. Zwiększył się wprawdzie nieznacznie udział zużycia energii elektrycznej, ale pojawiły się też korzystne wpływy związane z wykorzystaniem spoiwa HSS, które jest surowcem wtórnym przy procesie produkcji cementu. Wybór spoiwa (HSS) dokonany został po przeprowadzeniu wielu analiz rynkowych i badań laboratoryjnych. Było to możliwe m.in. dzięki dofinansowaniu badań przez Ministerstwo Nauki i Informatyzacji, a proponowana technologia jest



Rys. 5.5. Uproszczone drzewo surowców i procesów dla wydobycia i przeróbki rudy Zn-Pb – nowa technologia (Pt)

Źródło: opracowanie własne z wykorzystaniem oprogramowania SimaPro

Fig. 5.5. Simplified raw material and processes tree for Zn-Pb ore mining and processing – new technology (Pt)

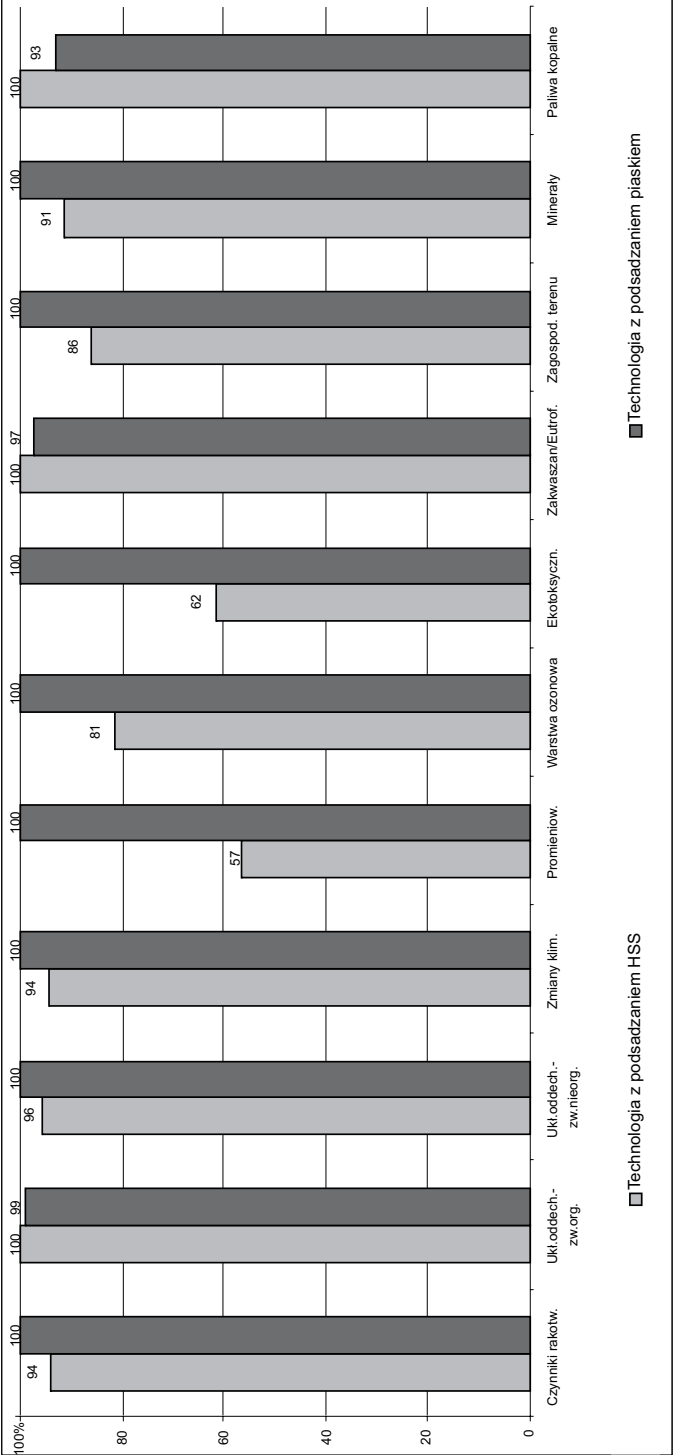
pierwszą w Polsce wdrożoną na skalę przemysłową technologią lokowania odpadów w pustkach podziemnych w kopalniach rud cynkowo-olowiowych.

Porównanie produkcji koncentratów Zn-Pb w dwu wariantach pozwoliło obliczyć potencjalny wpływ na środowisko każdego z nich w 11 kategoriach wpływu i trzech kategoriach szkody oraz ekopunktach (Pt). Wyniki przedstawiono za pomocą histogramów charakteryzowania i ważenia (rys. 5.6–5.8).

Histogram charakteryzowania przedstawia wyniki w procentach, przy czym proces potencjalnie bardziej obciążający środowisko ma wartość 100%, a inny jest obliczany w stosunku do niego. Większe potencjalne obciążenie dla środowiska (rys. 5.6) powoduje produkcja koncentratów Zn-Pb z wykorzystaniem podsadzki piaskowej (8 z 11 kategorii). Omawiany histogram nie dostarcza jednak bezpośrednich danych o natężeniu tego wpływu (duży, mały itp.). Wielkość udziału można ocenić na histogramie ważenia (rys. 5.7). Największy potencjalny wpływ na środowisko obu technologii wystąpił w kategorii minerały, przy czym dla nowej technologii jest on o 8,8% niższy, co związane jest z brakiem konieczności pozyskiwania piasku; ma to wpływ na oszczędność zasobów naturalnych. W kategoriach ekotoksyczność jak i zmiany klimatu również odnotowano niższy poziom potencjalnego wpływu na środowisko, co spowodowane jest głównie zmniejszeniem transportu piasku. Jedynie w kategorii paliwa kopalne odnotowano wyższy potencjalny wpływ na środowisko dla technologii z podsadzaniem, co wynika z większego zużycia paliw.

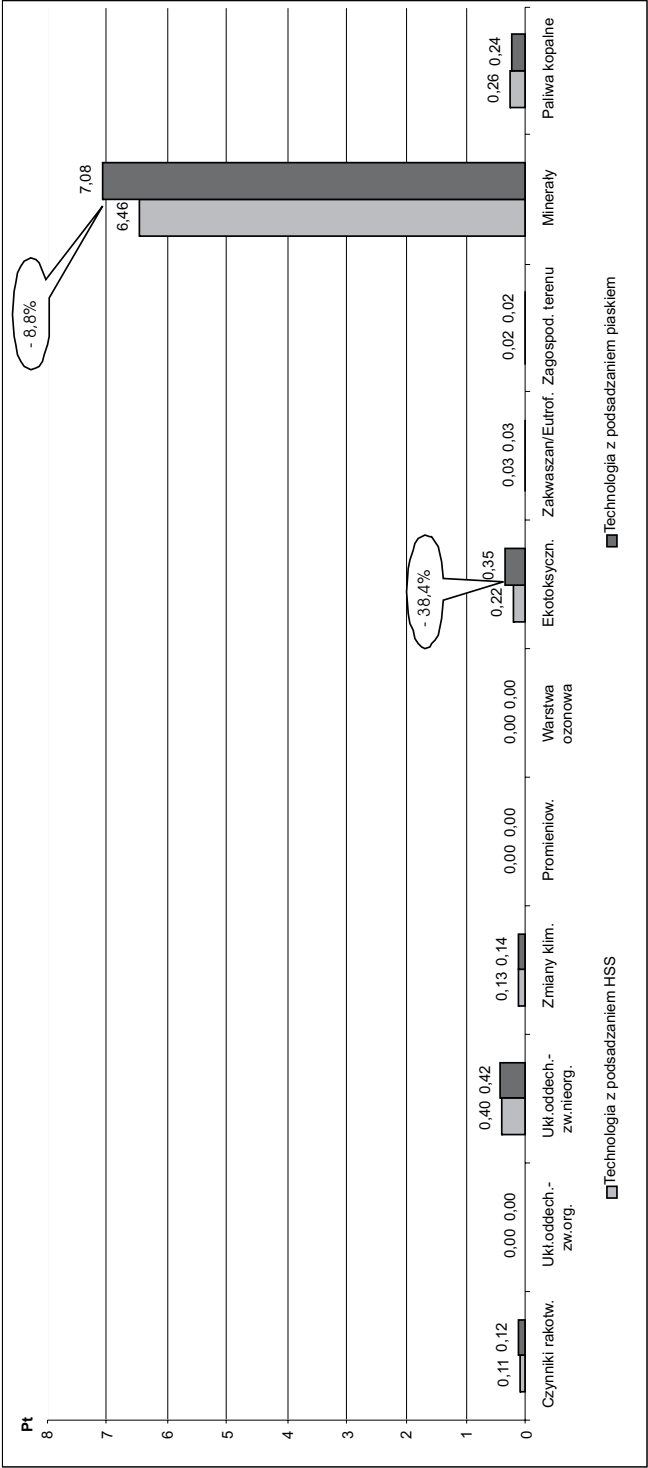
W celu obliczenia efektu ekologicznego, wykorzystując metodę Eco-indicator 99, porównano wyniki dla obu procesów (również po etapie ważenia) w trzech kategoriach szkody (rys. 5.8).

Obliczony efekt ekologiczny, bazujący na porównaniu potencjalnego wpływu na środowisko produkcji koncentratów Zn-Pb technologii podsadzania piaskiem i spoiwem HSS, przedstawiono w ujęciu procentowym wynikającym z różnicy wpływu między porównywanymi technologiami. Wynosi on (–9,2%) i oznacza potencjalną korzyść dla środowiska w wysokości 9,2%.



Rys. 5.6. Histogram charakteryzowania – porównanie potencjalnego wpływu na środowisko produkcji koncentratów Zn-Pb technologii podsadzania piaskiem i spoiwem HSS [%]
Źródło: opracowanie własne z wykorzystaniem oprogramowania SimaPro

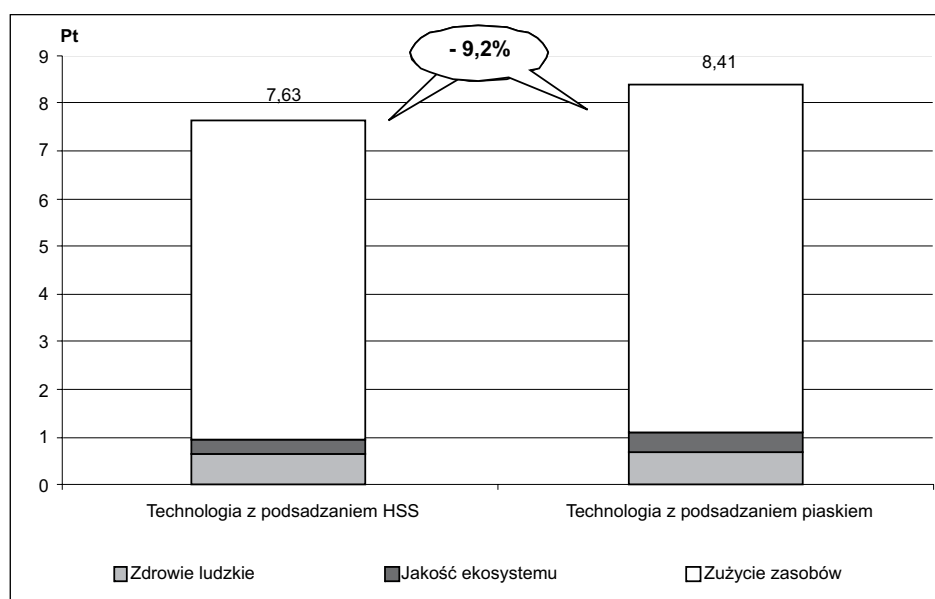
Fig. 5.6. Characterization histogram – comparison of potential environmental impacts of Zn-Pb concentrates production for backfilling with sand and HSS binder [%]



Rys. 5.7. Histogram ważenia – porównanie potencjalnego wpływu na środowisko produkcji koncentratów Zn-Pb technologii podszadzania piaskiem i spoiwem HSS w jedenastu kategoriach wpływu (Pt)

Źródło: opracowanie własne z wykorzystaniem oprogramowania SimaPro

Fig. 5.7. Weighting histogram - comparison of potential environmental impacts of Zn-Pb concentrates production for backfilling with sand and HSS binder in 11 impact categories (Pt)



Rys. 5.8. Histogram ważenia w trzech kategoriach szkody – porównanie potencjalnego wpływu na środowisko produkcji koncentratów Zn-Pb technologii podsadzania piaskiem i spoiwem HSS (Pt)

Źródło: opracowanie własne z wykorzystaniem oprogramowania SimaPro

Fig. 5.8. Weighting histogram in three damage categories – comparison of potential environmental impacts of Zn-Pb concentrates production for backfilling with sand and HSS binder (Pt)

Ogólnie można stwierdzić, iż korzystne dla środowiska efekty wprowadzenia nowej technologii podsadzania z proponowanym spoiwem HSS w porównaniu do tradycyjnie stosowanej związane są z:

- zagospodarowaniem odpadów poflotacyjnych, co skutkuje zmniejszeniem potencjalnych emisji zanieczyszczeń powietrza i wód, zmniejszeniem powierzchni zajmowanej przez składowisko,
- oszczędnością zasobów naturalnych, tzn. piasku używanego w technologii tradycyjnej, co pośrednio wiąże się z ograniczeniem negatywnego wpływu transportu (hałas, pylenie), wykorzystaniem odpadów poflotacyjnych do mieszanin podsadzkowych wpływającym na zmniejszenie ilości eksploatowanego piasku podsadzkowego, a pośrednio minimalizację przekształceń krajobrazu (wielkoobszarowe wyrobiska odkrywkowe).

5.1.5. Ocena efektywności ekonomicznej inwestycji z uwzględnieniem kosztów cyklu życia

Zaproponowane nowe rozwiązanie technologiczne wykorzystujące podsadzkę samozestalającą wymaga poniesienia dodatkowych nakładów inwestycyjnych (przy jednoczesnym utrzymaniu dotychczasowej instalacji tj. stawu osadowego) i stosunkowo wysokich

kosztów materiałowych (zakup spoiwa HSS do podsadzki). Z drugiej strony wiąże się także z pewnymi oszczędnościami, wynikającymi ze zmniejszenia opłat za składowanie odpadów, ograniczeniem kosztów zakupu i transportu piasku oraz zarządzania odpadami poflotacyjnymi. W celu określenia efektywności ekonomicznej proponowanej inwestycji porównano wariant docelowy, tj. podsadzanie z wykorzystaniem odpadów z dotychczasową technologią podsadzania piaskiem. Założono, iż koszty siły roboczej i wielkość zużycia energii i wody przemysłowej oraz koszty niezbędnych remontów będą takie same w obu wariantach. Ponieważ nowa instalacja jest specjalistycznie zaprojektowana i zainstalowana w ZG Trzebionka S.A., nie przewiduje się dodatkowych przychodów netto z odsprzedaży urządzeń (wartość rezydualna), a ewentualne przychody pokryją koszty ich rozbiórki. Oszacowano zatem różnicę przepływów dla dwóch wariantów w poszczególnych latach, przyjmując założenie, iż nakłady inwestycyjne zostaną poniesione w pierwszym roku, a instalacja będzie funkcjonowała tylko cztery lata. Stopę dyskontową określono na poziomie 10%.

Analizę opłacalności inwestycji rozpoczęto od określenia poziomu nakładów inwestycyjnych dla nowej instalacji oraz analizy przychodów i kosztów, w tym kosztów środowiskowych, przy założonych parametrach technicznych. Przyjęte do obliczeń dane zaprezentowano w tabeli 5.3.

Tabela 5.3

Nakłady inwestycyjne i koszty eksploatacyjne tradycyjnej i nowej instalacji

Table 5.3

Capital expenditures and operating costs for traditional and new technology

Przepływy finansowe	Opis elementów
1	2
Nakłady inwestycyjne	1 067 000 zł (przy czym koszty B+R były finansowane z projektu celowego MNiSW ³³²), które zostaną w całości poniesione w pierwszym roku funkcjonowania inwestycji
Sposób finansowania inwestycji	w całości ze środków własnych
Okres funkcjonowanie instalacji	4 lata (2006–2009)
Stawka amortyzacji	25% rocznie
Koszty zastąpienia	nie występują, nadal funkcjonuje dotychczasowa instalacja
Tempo podsadzania wyrobiska	1 350 m ³ na dobę
Ilość dni roboczych	250 dni
Gęstość podsadzki	1 284,8 kg/m ³
Gęstość dostarczanych odpadów flotacyjnych	1 800 kg/m ³
Ilość wykorzystanych odpadów	1 734 Mg/dobę (433 500 Mg/rok),
Ilość niezbędnego spoiwa	173,5 Mg/dobę

³³² Projekt celowy Nr 6 T12 2004/06378.

tab. 5.3 cd.

tab. 5.3 cont.

1	2
Cena spoiwa	180 zł/Mg
Cena transportu spoiwa	20 zł/Mg
Ilość piasku potrzebna do podsadzania	1,2 m ³ na 1 m ³ podsadzonego wyrobiska, tj. 1620 m ³ piasku na dobę (jest to równoznaczne z podsadzeniem 1350 m ³ wyrobiska odpadami) przy założeniu, że 1 m ³ piasku to 1,5 Mg
Koszt zakupu piasku	6 zł/Mg piasku, czyli 1 m ³ – 9,0 zł
Koszt transportu piasku	7,75 zł/Mg czyli 1 m ³ – 11,625 zł
Wielkość zużycia energii i koszt siły roboczej	są takie same dla obu wariantów
Oszczędności związane z brakiem wydatkowania środków na zakup i transport piasku	realizacja nowego wariantu spowoduje oszczędności – 1 620 m ³ * 250 dni * 20,625 zł = 8 353 125 zł
Oszczędności związane z brakiem konieczności ponoszenia opłat za składowanie odpadów w nowym projekcie	opłata za składowanie to 9,3 zł/Mg – ponieważ firmy nie płać opłat za całość składowanych odpadów, gdyż część z nich wykorzystują do rekultywacji, przyjęto założenie, iż roczne oszczędności będą na poziomie wysokości opłaty za 20% wytwarzanych odpadów tj. 9,3 zł * 433 500 Mg * 0,2 = 806 301 zł
Koszt związany z zakupem spoiwa oraz jego transportem	20 zł/Mg, co stanowi rocznie ponad 8 mln zł (173,5 Mg/dobę * 200 zł/Mg * 250 dni = 8 675 000 zł)
Koszty transportu odpadów na składowisko	nie uwzględniano – uznano, iż będą one porównywalne z kosztami transportu odpadów do węzła zagęszczania z zakładu przerobczego
Korzyści środowiskowe i społeczne	nie uwzględniono: 1) możliwości nieznaczne zmniejszenie kosztów rekultywacji stawu osadowego, wynikającego z faktu, iż część odpadów będzie składowana pod ziemią, 2) dodatkowych korzyści wynikających z możliwości przedłużenia okresu funkcjonowania kopalni, 3) zachowania około 1000 miejsc pracy.

Źródło: obliczenia własne.

Przepływy finansowe i obliczenia LCNPV dla nowej inwestycji zaprezentowano w tabeli 5.4.

Planowana nowa inwestycja jest efektywna w porównaniu do istniejącej. Przepływy finansowe wykazują rozkład – – /+++, LCNPV wynosi ponad 481 tys. zł, a wewnętrzna stopa zwrotu na poziomie 24% jest wyższa od stopy dyskontowej, przyjętej w wysokości 10% (LCIRR > k). Proponowane rozwiązanie, pomimo stosunkowo krótkiego okresu funkcjonowania, charakteryzuje się wysoką wewnętrzną stopą zwrotu. Wynika to m.in. z faktu, iż większość prac B+R była finansowana w ramach prac badawczych (projekt celowy), co nie zostało uwzględnione w przepływach. Z drugiej strony nie brano też pod uwagę ryzyka, jakie

Tabela 5.4

Ocena opłacalności nowej inwestycji (PLN) w ZG Trzebionka

Table 5.4

Profitability of new investment in Trzebionka S.A. mine

Rok	2005	2006	2007	2008	2009
Nakłady na nową inwestycję	1 067 000				
Nie poniesione koszty składowania odpadów		806 310	806 310	806 310	806 310
Oszczędności w kosztach pozyskania i transportu piasku		8 353 125	8 353 125	8 353 125	8 353 125
Amortyzacja		266 750	266 750	266 750	266 750
Zakup spoiwa wraz z transportem		8 675 000	8 675 000	8 675 000	8 675 000
Podstawa opodatkowania		217 685	217 685	217 685	217 685
Podatek		41 360	41 360	41 360	41 360
Wynik finansowy		1 760 325	1 760 325	1 760 325	1 760 325
LCNCF	-1 067 000	443 075	443 075	443 075	443 075
LCNPV	-1 067 000	-623 925	-180 850	262 225	705 300
LCNPV@10%	-1 067 000	-567 205	-149 463	197 014	481 729
LCIRR	24%				

Źródło: obliczenia własne.

może być związane z koniecznością zwiększenia ilości spoiwa (analizy wykonano na założeniach dla instalacji pilotażowej).

Wyniki ekonomiczne i ekologiczne są podstawą do obliczenia wartości skumulowanego wskaźnika ekoefektywności.

5.1.6. Wartość skumulowanego wskaźnika ekoefektywności

Proponowane rozwiązanie technologiczne charakteryzuje się efektywnością ekologiczną – określoną metodą Eco-indicator 99, wyrażoną w postaci procentowego zmniejszenia wpływu na środowisko na poziomie -9,2%. Jest ono też efektywne ekonomicznie w porównaniu do tradycyjnie stosowanej podsadzki piaskowej, a jego wewnętrzna stopa zwrotu to 24%. Jest ona wyższa od przyjętej stopy dyskontowej określonej jako 10%. W związku z tym wysokość skumulowanego wskaźnika ekoefektywności po uwzględnieniu wag dla efektów ekonomicznych (np. 0,7) i ekologicznych (np. 0,3) wynosi:

$$EE_k = 24\% \cdot 0,7 - (-9,2\%) \cdot 0,3 = 19,56\%$$

Wskaźnik ekoefektywności jest wyższy od przyjętej dla analiz ekonomicznych stopy dyskontowej (10%), zatem inwestycja jest ekoefektywna. Proponowane rozwiązanie w relacji do istniejącego jest efektywne tak ekonomicznie, jak i ekologicznie, wykazując przyrost efektu ekologicznego i ekonomicznego (*win-win*). Zostało zarekomendowane do wdrożenia i wdrożone w praktyce gospodarczej, będąc pierwszą tego typu instalacją wprowadzoną w przemyśle metali nieżelaznych w Polsce. Przed podjęciem ostatecznej decyzji zostało zweryfikowane również z wykorzystaniem metody BAT (najlepszej dostępnej techniki).

5.1.7. Weryfikacja wybranej technologii z wykorzystaniem metody BAT

Propozycje rozwiązań technologicznych i aparaturowych produkcji koncentratu rud cynku i ołowiu z recyrkulacją wewnątrzzakładową odpadów poflotacyjnych różniły się stosowaniem spoiw (spoiwa krzemionkowe, cement, popioły lotne z elektrociepłowni, popioły modyfikowane, środki żelujące) do produkcji mieszanek samozestalających. Ocena efektywności technicznej, ekologicznej i ekonomicznej tych rozwiązań stała się podstawą do wyboru najlepszej dostępnej technologii (BAT) wykorzystania odpadów poflotacyjnych. Dla porównania oceniono też według tych samych kryteriów dotychczasową technologię podsadzania z zastosowaniem podsadzek piaskowych. Poszczególne kryteria oceniające poziom lub efektywność rozwiązania wyceniane były według skali czterostopniowej, określającej (w punktach) poziom lub efekty rozwiązania jako:

- 0 – zerowy,
- 1 – niski,
- 2 – średni,
- 3 – wysoki.

Średnia arytmetyczna punktacji poszczególnych kryteriów dawała odpowiednio oceny częściowe techniczne, ekologiczne i ekonomiczne. Do oceny poszczególnych rozwiązań, celem wyboru najlepszej technologii (BAT) zastosowano metodę jakości kompleksowej. Ocena kompleksowej jakości substancji (a także technologii) obejmuje n cech jakościowych, przy czym n może być dowolną liczbą. Jedną wielkością wypadkową można określić jednostkę charakteryzowaną przez liczne cechy jakościowe. Jakość kompleksowa jest więc funkcją zmiennych cech jakościowych, czyli:

$$Q = f(W_i) = f(W_1, W_2, \dots, W_n)$$

W przypadku cech niemierzalnych należy stosować inne metody ocen, z których najbardziej przydatna jest ocena punktowa. Nie wszystkie bowiem wskaźniki lub czynniki można ściśle zmierzyć i z konieczności trzeba się opierać na subiektywnej ocenie zespołu ekspertów. W punktowej ocenie jakości poszczególnym cechom wyrobu przyporządkowuje się określoną liczbę punktów (stopni). Punkty te określają względną jakość kompleksową rozpatrywanego produktu. Wyniki oceny zaprezentowano w tabeli 5.5.

Tabela 5.5

Ocena najlepszych dostępnych rozwiązań technologiczno-aparaturowych zastosowania podsadzek samozestalających w ZG Trzebieńka S.A. – ocena końcowa

Table 5.5

Assessment of best available technological solutions using the binders for backfilling in Trzebieńka S.A. mine

Lp.	Proponowane rozwiązania technologiczno-aparaturowe	Ocena łączna proponowanych rozwiązań [pkt]											możliwość lepszych rozwiązań
		realność techniczna			efektywność ekologiczna				efektywność ekonomiczna			średnia Q_{sr}	
		a_1	W_1	$a_1 \cdot W_1$	a_2	W_2	$a_2 \cdot W_2$	a_3	W_3	$a_3 \cdot W_3$			
1.	Produkcja mieszanek samozestających z zastosowaniem spoiw krzemionkowych HSS	1,0	2,5 +	2,5	3,0	1,7 +	5,1	2,0	1,3	3,0	3,4	1,0	
2.	Produkcja mieszanek samozestających z zastosowaniem cementu	1,0	1,8 +	1,8	3,0	1,7 +	5,1	2,0	1,5	3,0	3,3	1,0	
3.	Produkcja mieszanek samozestających z zastosowaniem popiołów lotnych z elektrociepłowni i HSS	1,0	2,2 +	2,2	3,0	1,9 +	5,7	2,0	2,2 +	4,4	4,1	1,0	
4.	Produkcja mieszanek samozestających z zastosowaniem popiołów modyfikowanych	1,0	2,2 +	2,2	3,0	1,8 +	5,4	2,0	1,7 +	3,4	3,7	1,0	
5.	Produkcja mieszanek samozestających z zastosowaniem środków żelujących	1,0	2,2 +	2,2	3,0	1,8 +	5,4	2,0	1,0	2,6	3,2	1,0	
6.	Dotychczasowa technologia podsadzania z zastosowaniem podsadzek piaskowych	1,0	1,6 +	1,6	3,0	0,9	2,7	2,0	1,5	3,0	2,4	0,0	

Źródło: opracowanie własne na podstawie Raportu końcowego z realizacji projektu celowego Nr 6 T12 2004/06378

Średnie wyniki oceny poziomu technicznego analizowanych propozycji nowych rozwiązań technologiczno-aparaturowych były znacznie wyższe od granicznej oceny 1,5 pkt. Ocena najniższa wyniosła 1,8 pkt, najwyższa 2,8 pkt. Aż cztery proponowane rozwiązania uzyskały ocenę powyżej 2,5 pkt, co świadczy o ich dużej atrakcyjności technicznej. Podobnie, średnie wyniki oceny ekologicznej propozycji nowych rozwiązań technologiczno-aparaturowych były także znacznie wyższe od granicznej oceny 1,5 pkt. Ocena najniższa wyniosła 1,7 pkt, najwyższa 2,8 pkt. Trzy proponowane rozwiązania uzyskały ocenę powyżej 2,5 pkt, co świadczy o ich dużej atrakcyjności pod względem spełnienia wymogów zapobiegania zanieczyszczaniu środowiska naturalnego. Jednakże ocena ekonomiczna omawianych rozwiązań nie jest tak wysoka. Waha się od 1,3 do 2,2 punktu. Aż cztery rozwiązania otrzymały punktację poniżej 1,5 pkt, co potwierdza fakt, iż stosowane rozwiązania nie są rozwiązaniami tanimi, jednak łączna ocena jest również wysoce pozytywna. Najwyższą punktację uzyskała propozycja z zastosowaniem popiołów lotnych z elektrocieplowni i wariant ze spoiwem HSS i popiołem, a więc z zastosowaniem stosunkowo tanich popiołów. Jednak w dalszej kolejności to propozycja wariantu ze spoiwem HSS uznana została za korzystniejszą dla środowiska ze względu na mniejszy transport spoiwa niż popiołów. Najniżej oceniono tradycyjną metodę podsadzania z zastosowaniem piasku. Prezentowane wyniki potwierdziły przewagę wszystkich proponowanych opcji rozwiązań w relacji do tradycyjnej metody składowania. Jednak nieznacznie wyższą punktację przyznano efektywności ekologicznej niż ekonomicznej, co może świadczyć o istotnym znaczeniu czynników lokalnych (korzyści ekologicznych), które nie są ujmowane w ocenie potencjalnego wpływu dokonywanego z wykorzystaniem metody LCA. Dokonana weryfikacja potwierdziła realność techniczną i ekoefektywność proponowanych nowych rozwiązań zagospodarowania odpadów.

5.2. Ocena ekoefektywności zagospodarowania odpadów przemysłowych i produkcji koncentratów pierwiastków ziem rzadkich w ZCh Wizów S.A.

Wartość skumulowanego wskaźnika ekoefektywności obliczono, porównując dwa warianty technologii zagospodarowania odpadów z produkcji kwasu fosforowego w Zakładach Chemicznych Wizów:

- podstawowy (stan istniejący) – odpady z produkcji kierowane są na składowisko odpadów,
- przyszłościowy – odpady z produkcji kierowane są do przerobu fosfogipsu, wraz z częścią odpadów pobieranych z hałdy³³³.

³³³ W pracy J. Cholewa, J. Kulczycka, Z. Kowalski, R. Kijkowska, A. Jarosiński, *Studium wykonalności instalacji do produkcji koncentratów ziem rzadkich i anhydrytu z fosfogipsu apatytowego z bieżącej produkcji i zgromadzonych na hałdzie Z.Ch. Wizów S.A.*, IGSMiE PAN, Kraków 2005 (praca niepublikowana), rozważano kilka opcji dla procesu zagospodarowania odpadów, jednak w niniejszej publikacji szczegółowej ocenie poddano tylko jeden z wariantów.

W pierwszej kolejności przeprowadzono analizę kontekstową funkcjonowania przedsięwzięcia, a następnie dokonano oceny wpływu na środowisko dla obu wariantów z wykorzystaniem metody LCA. Jednostką funkcjonalną dla obu wariantów jest 1 Mg odpadów fosfogipsowych, a granice systemu określono zgodnie z granicami zakładu produkcyjnego. Analizy prowadzono wykorzystując rzeczywiste dane (wejściowe i wyjściowe) z zakładu. Identyfikacja czynników oddziałujących na środowisko była podstawą wyznaczenia celu środowiskowego i rozwojowego oraz bazą do poszukiwania zmodyfikowanych rozwiązań technologicznych. Wariant przyszłościowy wymaga znaczących nakładów inwestycyjnych, ale pozwala na pozyskanie dodatkowych surowców mineralnych. Ocena efektywności ekonomicznej bazowała na kalkulacjach planów technologicznych i kosztorysów oraz cen rynkowych surowców. Ocenę efektywności dokonano obliczając wartość skumulowanego wskaźnika efektywności.

5.2.1. Analiza kontekstowa

Na hałdzie ZCh Wizów S.A. w Łące, koło Bolesławca, na powierzchni około 19 ha zgromadzono ponad 5 mln Mg odpadów fosfogipsu apatytowego. Zawiera on głównie dwuwodny siarczan wapnia z produkcji ekstrakcyjnego kwasu fosforowego (otrzymywanego z surowców apatytowych) oraz tlenki metali ziem rzadkich, średnio w ilości 0,5%. Ze względu na swoją jednorodność odpad może stanowić bazę zasobową do produkcji tych pierwiastków, po wdrożeniu efektywnej ekonomicznie i ekologicznie technologii.

5.2.2. Identyfikacja aspektów środowiskowych i ich ocena

Składowany od 1969 roku fosfogips wykazuje specyficzne właściwości, m.in. zdolność do samozestalania pod wpływem wody, co minimalizuje jego wpływ na środowisko. Jednak podczas eksploatacji składowiska powstawać mogą następujące emisje:

- odcieki odbierane drenażem z dna kwatery,
- spływy powierzchniowe wód opadowych ze skarp składowiska odbierane drenażem odcieków,
- niezorganizowane emisje pyłów z powierzchni składowania odpadów w kwaterze,
- niezorganizowane emisje gazów spalinowych z maszyn i pojazdów niezbędnych do transportu odpadów i eksploatacji składowiska,
- emisje hałasu spowodowane pracą środków transportu odpadów i maszyn do eksploatacji składowiska³³⁴.

Zgodnie z wymogami prawa od 1992 roku podłoże składowiska uszczelniono, stąd potencjalne zagrożenie dla terenów położonych w bezpośredniej bliskości hałdy, a także dla

³³⁴ K. Lesz, R. Szpadt, M. Żurańska-Skalny, *Raport oddziaływania na środowisko przedsięwzięcia polegającego na rozbudowie składowiska odpadów Z.Ch. „Wizów” S.A.*, WAMECO, Kamieniec Wrocławski 2005, s. 5.

wód powierzchniowych i podziemnych stanowią jedynie spływy powierzchniowe wód opadowych z hałdy fosfogipsów. Rozpuszczone składniki mogą powodować zakwaszanie gruntów i wód, ich eutrofizację (obecność fosforanów), a także skażenie toksycznymi fluorkami. Dzięki właściwościom wiążącym, w fosfogipsie nie występują drobne ziarna poniżej 10 μm , a zatem nie są emitowane cząstki tworzące pył zawieszony w powietrzu. Zestawiona powierzchnia i skarpy składowiska wykazują stosunkowo małą podatność na erozję wietrzną. Z tego względu, co potwierdzają wyniki badań i obliczeń, składowisko nie stanowi istotnego źródła zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego, a opad pyłu nie przekracza poziomu dopuszczalnego nawet na powierzchni składowiska. Nie obserwuje się także zanieczyszczenia gleb i roślin spowodowanego depozycją pyłów emitowanych ze składowiska. Dwuwarstwowe uszczelnienie podłoża składowiska w powiązaniu z opisanymi właściwościami fosfogipsów całkowicie eliminuje jakiejkolwiek możliwości zanieczyszczenia wód podziemnych i powierzchniowych. Istniejące zbiorniki retencyjne – parowniki – wykorzystane są do gromadzenia odcieków oraz zanieczyszczonych wód spływu powierzchniowego ujmowanych drenażem na dnie składowiska³³⁵.

W efekcie składowisko nie wywiera żadnych znaczących oddziaływań na środowisko. Wynika to z jednej strony z właściwości składowanych odpadów i technologii składowania eliminującej emisję zanieczyszczeń do środowiska, a z drugiej – z zaprojektowanych rozwiązań technicznych, spełniających wymagania najlepszej dostępnej techniki. Odpady mają charakter mineralny, stan wilgotny, a w ich składzie granulometrycznym nie występują małe ziarna o średnicy poniżej 10 μm . Odpady mają zdolność do samozestalania, niską przepuszczalność dla wody i wysoką zdolność jej retencji. Odpady nie emitują żadnych gazów, ani odorów; ich radioaktywność jest niska. Rozwiązanie projektowe zabezpiecza wody podziemne i powierzchniowe oraz gleby przed zanieczyszczeniem. Emisje hałasu nie powodują przekroczeń dopuszczalnych jego poziomów na obszarach chronionych zabudowy mieszkaniowej³³⁶.

Natomiast składowisko ma wyraźny wpływ na krajobraz, ze względu na kubaturę (wysokość max. ok. 35 m i zajęcie znacznego obszaru). Składowane fosfogipsy mają białą barwę i w związku z tym hałda jest widoczna ze znacznej odległości. Przekształcenia te ulegają minimalizacji dzięki prowadzeniu na nieeksploatowanych jej częściach rekultywacji technicznej i biologicznej. Nieeksploatowane części hałdy są poddawane systematycznej rekultywacji poprzez pokrycie terenu warstwą ziemi i obsadzeniem trawami oraz drzewami. W ten sposób negatywny efekt zaburzenia krajobrazu jest redukowany.

5.2.3. Określenie celu środowiskowego i rozwojowego

Fosfogipsy pochodzące z przerobu apatytów pochodzą w większości z Półwyspu Kola i zawierają znaczną ilość pierwiastków ziem rzadkich, dochodzącą średnio do

³³⁵ K. Lesz, R. Szpadt, M. Żurańska-Skalny, *Raport...*, op.cit., s. 30.

³³⁶ K. Lesz, R. Szpadt, M. Żurańska-Skalny, *Raport...*, op.cit., s. 63.

0,62% sm jako RE_2O_3 . Szacuje się, że hałda fosfogipsu ZCh Wizów zawiera łącznie około 8300 Mg pierwiastków ziem rzadkich (jako RE_2O_3)³³⁷. Ze tego względu poszukiwano rozwiązań, które pozwolą odzyskać zawarte w nich pierwiastki ziem rzadkich i wyeliminować składowanie odpadów, co powinno zminimalizować ich oddziaływanie na środowisko. Technologię przerobu fosfogipsów opracowano w latach '80 XX wieku w Instytucie Chemii i Technologii Nieorganicznej Politechniki Krakowskiej³³⁸ i przetestowano w Zakładach Doświadczalnych Politechniki Wrocławskiej³³⁹ w Kowarach w skali 1Mg/h oraz w ZCh Wizów. Proponowane rozwiązania udoskonalono w latach 2004–2007 dzięki badaniom prowadzonym na Politechnice Krakowskiej i w IGSMiE PAN³⁴⁰. Aktualnie opracowana technologia pozwala pozyskiwać bezwodny siarczan wapnia (anhydrytu) i koncentrat tlenków metali ziem rzadkich o zawartości do 99% (w przeliczeniu na La_2O_3) z odpadu powstającego przy bieżącej produkcji, jak i z pozyskiwanego z hałdy. Okazuje się, że opracowana technologia pozwala odzyskać niemal całkowicie P_2O_5 z fosfogipsu oraz około 50% lantanowców (składowany fosfogips zawiera średnio ~1,8% P_2O_5 i 0,52% Ln_2O_3). Analizę przeprowadzono przy następujących założeniach³⁴¹:

- skala przerobu fosfogipsu 300 000 Mg/rok (w tym 150 000 Mg/rok z bieżącej produkcji i 150 000 Mg/rok z hałdy),
- produkcja – 285 000 Mg/rok anhydrytu, 7 200 Mg/rok mokrego koncentratu przejściowego, 740 Mg/rok koncentratu lantanowców.

Opracowana technologia przeróbki fosfogipsu składa się z następujących etapów:

- ługowania lantanowców z fosfogipsu kwasem siarkowym (H_2SO_4), o stężeniu około 15%,
- krystalizacji koncentratu przejściowego ziem rzadkich (o zawartości do 25% Ln_2O_3 – Ln jest symbolem umownym dla ziem rzadkich) z roztworu po ługowaniu, po odparowaniu wody i ługowaniu do stężenia powyżej 30% H_2SO_4 ,
- rekrytalizacji gipsu w procesie ługowania w anhydryt.

Technologia ta umożliwia jednoczesne otrzymanie z fosfogipsu:

- nierozpuszczalnego anhydrytu II (wysokiej) klasy czystości,
- odzyskanie kwasu fosforowego,
- finalnego koncentratu pierwiastków ziem rzadkich, o zawartości powyżej 90% sumy tlenków z w/w koncentratu przejściowego.

³³⁷ K. Lesz, R. Szpadt, M. Żurańska-Skalny, *Raport...*, op.cit. s. 21.

³³⁸ J. Kulawik, C. Mazanek, *Ziemie rzadkie w fosfogipsach pochodzenia apatytowego*. Monografia 74, Kraków, Politechnika Krakowska 1988.

³³⁹ R. Kijkowska, J. Kowalczyk, C. Mazanek, T. Mikołajczyk, *Prace naukowe Instytutu Chemii Nieorganicznej i Metalurgii*, Monografia nr 28, Politechnika Wrocławska, Wrocław 1989, s. 40–68.

³⁴⁰ J. Cholewa, J. Kulczycka, Z. Kowalski, R. R. Kijkowska, A. Jarosiński, *Studium...*, op.cit.

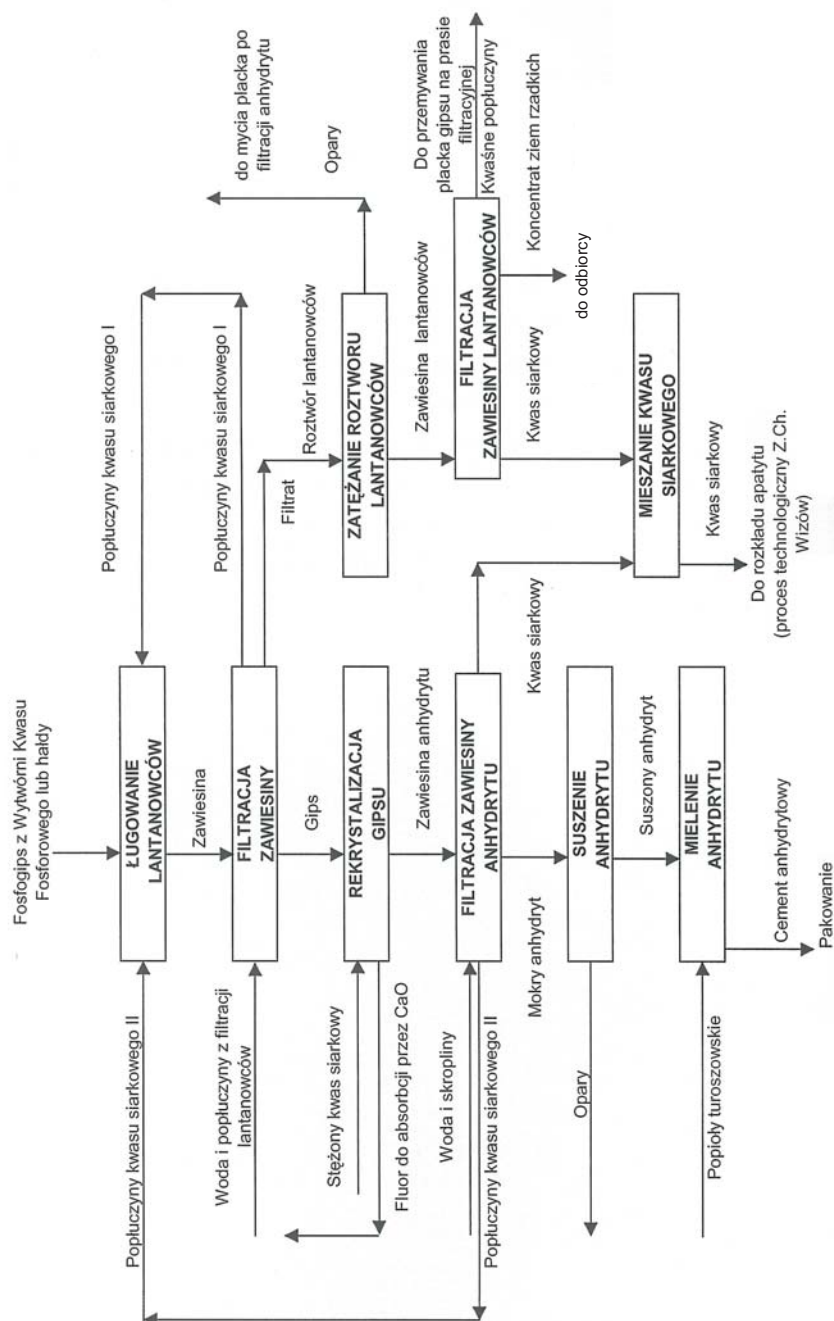
³⁴¹ H. Wirth, J. Kulczycka, Z. Kowalski, R. Kijkowska, A. Jarosiński, D. Pawłowska-Kozińska, *Możliwości otrzymywania tlenków metali ziem rzadkich i anhydrytu z fosfogipsu apatytowego*, [W:] Z. Wzorek, J. Kulczycka, P. Fecko, M. Kusinerowa (red.) *Odzysk odpadów – technologie i możliwości*, Wyd. IGSMiE PAN, Kraków 2005, s. 156–160.

W odróżnieniu od dotychczas stosowanych technologii uzyskania cementów anhydrytowych – polegających na prażeniu gipsu w temperaturze powyżej 700°C – w proponowanej metodzie nierozpuszczalny anhydryt otrzymuje się z pominięciem energochłonnych procesów prażenia. Rekrystalizacja gipsu ($\text{CaSO}_4 \times 2\text{H}_2\text{O}$) do anhydrytu (CaSO_4 II) następuje w fazie ciekłej, w procesie samowystarczalnym energetycznie. Zużycie energii cieplnej ogranicza się jedynie do rekrystalizacji $\text{CaSO}_4 \times 2\text{H}_2\text{O}$ do CaSO_4 II i usunięcia wilgoci z osadu. Otrzymany produkt, stanowiący spoiwo budowlane, pod względem właściwości nie ustępuje cementowi anhydrytowemu produkowanemu z naturalnych surowców, a wartościami niektórych parametrów (np. wytrzymałością czy lub białym kolorem) znacznie go przewyższa. Uproszczony schemat ideowy przerobu fosfogipsu (z hałdy i produkcji kwasu fosforowego) na cement anhydrytowy, 50% kwas siarkowy i mokry koncentrat metali ziem rzadkich przedstawiono na rysunku 5.9.

Proces ługowania lantanowców z fosfogipsu prowadzony jest dwoma niezależnymi ciągami technologicznymi. W jednym z nich przeznaczono do obróbki fosfogips z Wytwórni Kwasu Fosforowego, w drugim z hałdy. Takie rozdzielenie ciągów jest wskazane ze względu na różnice właściwości świeżego i składowanego fosfogipsu. Fosfogips z Wytwórni Kwasu Fosforowego, otrzymywany metodą półwodzianową przy produkcji kwasu fosforowego, różni się m.in. większą zawartością lantanowców od otrzymywanych z hałdy metodą dwuwodzianową. Odzyskiwanie fosfogipsu otrzymanego metodą półwodzianową jest utrudnione. W procesie hydratacji fosfogipsu, prowadzącym do otrzymania gipsu, wzrasta stopień ługowania lantanowców. Natomiast fosfogips z hałdy jest zbrylony, co wydłuża proces ługowania. Fosfogips z Wytwórni Kwasu Fosforowego zawiera przeciętnie 0,5–0,6% Ln_2O_3 , natomiast pochodzący ze składowiska odpowiednio 0,3–0,5% Ln_2O_3 . W procesie optymalnym rozpuszczalnikiem otrzymywania lantanowców jest kwas azotowy, pozwalający ługować do ~75% pierwiastków ziem rzadkich zawartych w fosfogipsie. Pozostałe z procesu ługowania produkty są jednak trudne do zagospodarowania i dlatego zdecydowano się używać jako rozpuszczalnika kwasu siarkowego. Rozpuszcza on wprawdzie ~50% lantanowców, ale pozwala wykorzystać gospodarczo pozostałe produkty z tego procesu, dzięki czemu technologia jest bezodpadowa.

5.2.4. Ocena cyklu życia (LCA) zagospodarowania odpadów z ZCh Wizów S.A. – analiza wariantowa

Celem analizy jest określenie potencjalnego wpływu na środowisko, jaki wywiera składowanie 1 Mg odpadów fosfogipsowych oraz porównanie z technologią pozwalającą na jego zagospodarowanie w celu uzyskania produktów handlowych (koncentratu pierwiastków ziem rzadkich i anhydrytu). Opracowano analizę bilansową, gdzie w utworzonych tablicach inwentarzowych dla dwóch wariantów zebrano dane wejściowe i wyjściowe dla poszczególnych procesów w przeliczeniu na 1 Mg odpadów. Do analizy wybrano wariant, który zakłada zagospodarowanie 500 tys. Mg fosfogipsu rocznie, w tym 200 tys. Mg z bieżącej produkcji oraz 300 tys. Mg z hałdy. Tablicę inwentarzową dla



Rys. 5.9. Schemat ideowy procesu bezodpadowego przetwarzania fosfogipsu apatytowego na koncentrat ziem rzadkich i cement anhydrytowy z pełnym odzyskiem P_2O_5

Źródło: J. Cholewa, J. Kulczycka, Z. Kowalski, R. Kijłowska, A. Jaroński, Studium..., op.cit.

Fig. 5.9. Schematic diagram of zero-waste process of apatite phosphogypsum processing into rare earth concentrate and anhydrite cement with full P_2O_5 recuperation

technologii wykorzystania odpadów fosfogipsowych w odniesieniu do jednego roku przedstawiono w tabeli 5.6.

Wyniki analiz prowadzonych metodą Eco-indicator 99 (wersja H/A) wskazują, iż proces składowania odpadów ma znacznie mniejszy wpływ na środowisko (4,58 Pt) niż propo-

Tabela 5.6

Tablica inwentarzowa technologii zagospodarowania fosfogipsu

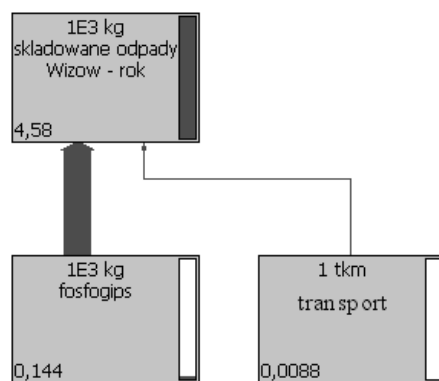
Table 5.6

Inventory table for phosphogypsum management

Lp.	Wejścia/Wyjścia	Ilość
Produkty		
1.	Cement anhydrytowy [Mg]	473 484,80
2.	Koncentrat lantanowców [Mg]	11 837,12
3.	Kwas siarkowy 50% [Mg]	761 363,56
	Kwas fosforowy 100% [kg]	11 671,40
Materiały/Procesy		
1.	Fosfogips z produkcji [Mg]	200 000,00
2.	Fosfogips z hałdy [Mg]	300 000,00
3.	Kwas siarkowy 96% [Mg]	394 886,32
4.	Tlenek wapnia [Mg]	946,97
5.	Popioły turoszowskie [Mg]	19 886,36
6.	Woda [Mg]	585 227,20
7.	Zajęcie terenu [m ²]	250,00
4.	Transport odpadów [tkm]	300 000,00
5.	Sprężone powietrze [Mg]	75,14
6.	Gaz ziemny [m ³]	10 890 150,40
7.	Para technologiczna [Mg]	454 749,00
8.	Energia elektryczna [MWh]	61 316,30
Emisje		
1.	Siarczany [Mg]	11,20
2.	Fosforany [Mg]	1,11
3.	Fluorki [kg]	0,83
4.	Fluorek wapnia [Mg]	38 825,75

Źródło: opracowanie własne na podstawie J. Cholewa, J. Kulczycka, Z. Kowalski, R. Kijkowska, A. Jaro-
siński, Studium..., op.cit.

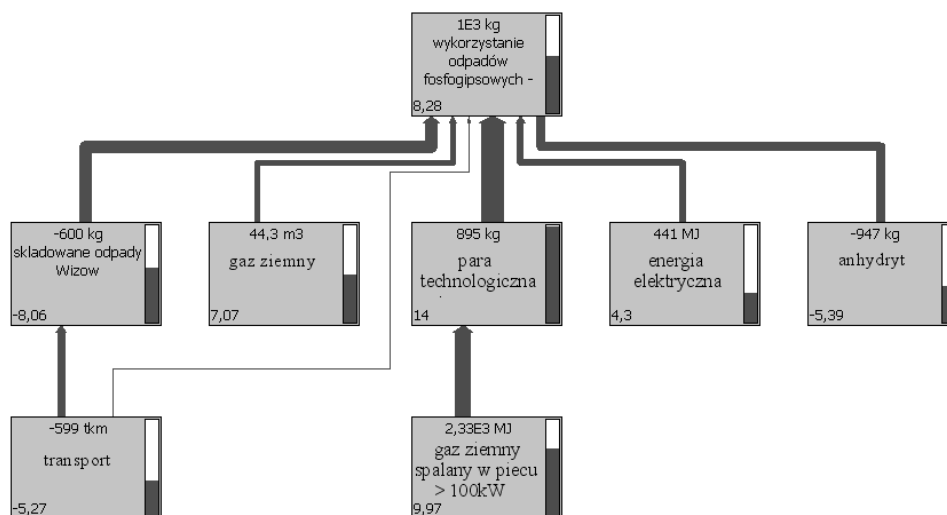
nowana technologia ich przerobu (8,28 Pt) pomimo, iż w nowej technologii uwzględnia się potencjalne korzystne wpływy na środowisko związane z pozyskiwaniem nowych surowców tj. koncentratów pierwiastków ziem rzadkich i anhydrytu (rys. 5.10 i 5.11).



Rys. 5.10. Uprozczone drzewo procesów i surowców określające wpływ na środowisko (LCA) składowania 1 Mg odpadów fosfogipsowych (Pt)

Źródło: opracowanie własne z wykorzystaniem oprogramowania SimaPro

Fig. 5.10. Simplified processes and raw materials tree determining environmental impacts (LCA) of the storage of 1 Mg of phosphogypsum waste (Pt)



Rys. 5.11. Uprozczone drzewo procesów i surowców technologii przerobu 1 Mg odpadów fosfogipsowych (Pt)

Źródło: opracowanie własne z wykorzystaniem oprogramowania SimaPro

Fig. 5.11. Simplified processes and raw materials tree of the utilisation of 1 Mg of phosphogypsum waste (Pt)

Czynniki korzystnie wpływające na środowisko związane z likwidacją hałdy i pozyskiwaniem anhydrytu mają wartości ujemne (rys. 5.11), natomiast te negatywne oddziałujące – wartości dodatnie i związane są ze znaczącym wykorzystaniem pary technologicznej, a do jej utworzenia – zużyciem gazu ziemnego. Jednak w ujęciu wartościowym potencjalny negatywny wpływ na środowisko jest większy niż korzyści wynikające z likwidacji hałdy oraz produkcji anhydrytu z odpadów, a całe przedsięwzięcie ma większy wpływ niż sam proces składowania odpadów.

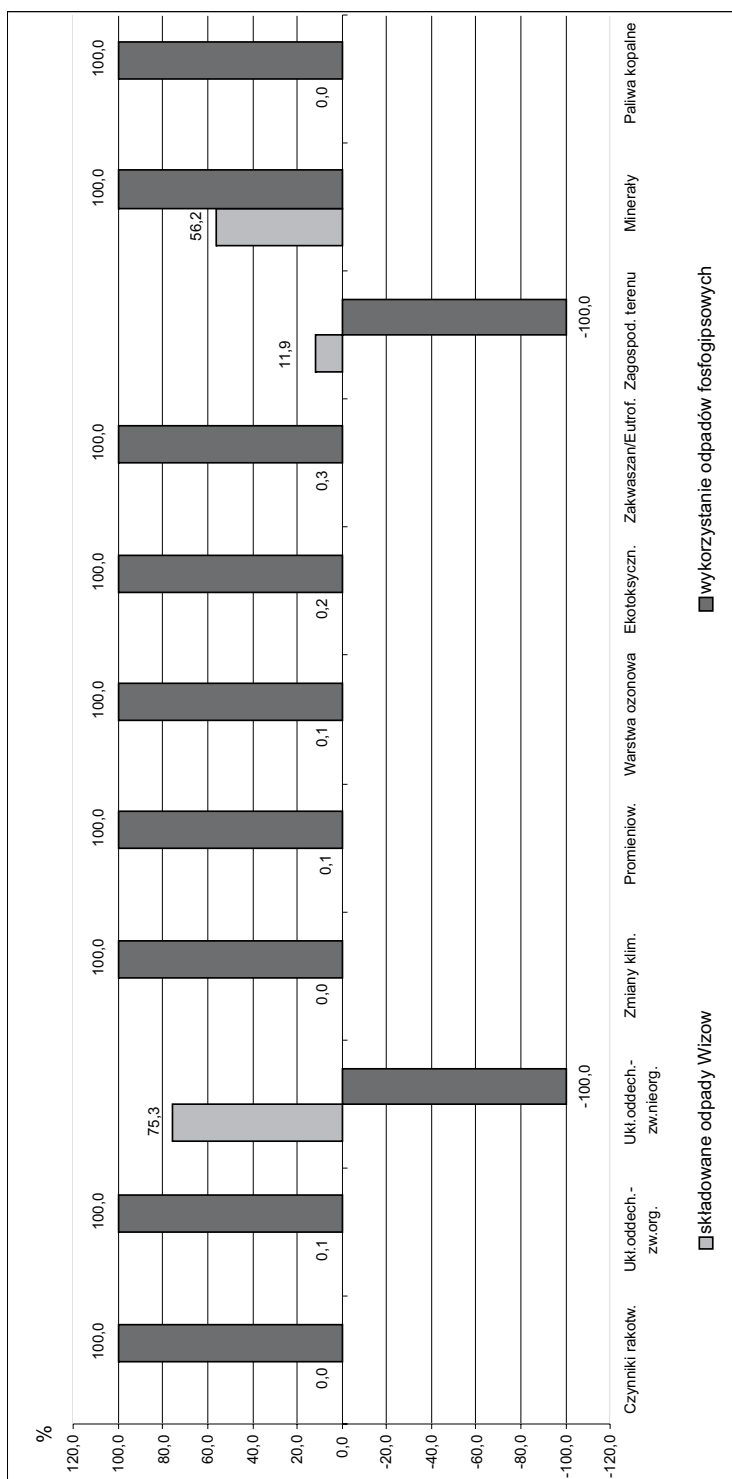
Potwierdza to ocena wpływu prowadzona na etapie charakteryzowania, która wskazuje, iż w 9 kategoriach wpływu większy negatywny wpływ na środowisko ma nowa technologia. Nawet w kategorii „minerały” jej wpływ jest większy ze względu na znaczące zużycie surowców do procesu produkcji koncentratów ziem rzadkich. Natomiast „przewaga” środowiska nowej technologii występuje tylko w kategoriach zajęcie terenu – ze względu na stopniową likwidację hałdy – i odzysk terenu oraz układ oddechowy związki nieorganiczne – co może być wynikiem istniejącej na składowisku niezorganizowanej emisji pyłów związanej z transportem odpadów na składowisko po drogach wewnętrznych oraz po powierzchni składowiska, pracą spycharki na składowisku podczas układania warstw fosfogipsu, emisją eoliczną z powierzchni składowiska w okresie suchym (rys. 5.12). Podobne wyniki uzyskano na etapie ważenia, po którym wyraźnie można stwierdzić, że proces składowania ma największy wpływ w kategorii układ oddechowy związki nieorganiczne, natomiast dla nowej technologii największy wpływ na środowisko odnotowano w kategorii paliwa kopalne (rys. 5.13).

Porównanie obu wariantów metodą LCA – pomimo uwzględnienia potencjalnych korzyści z dodatkowej produkcji koncentratu pierwiastków ziem rzadkich i anhydrytu – wykazało, że sam proces składowania odpadów ma mniejszy wpływ na środowisko niż jej zagospodarowanie proponowaną technologią.

Sumaryczny potencjalny wpływ na środowisko proponowanej technologii w porównaniu do ich składowania wzrasta o 81% (rys. 5.14). Oznacza to, że efekt ekologiczny jest ujemny. Wynika to przede wszystkim ze stosunkowo niewielkiego wpływu samego procesu składowania odpadów fosfogipsowych, co potwierdzają zarówno wyniki oceny dokonane metodą LCA, jak i identyfikacja i ocena aspektów środowiskowych. Ich analiza wykazała, że składowisko nie wywiera znaczących oddziaływań na środowisko, co wynika zarówno z właściwości samych odpadów jak i technologii składowania.

5.2.5. Ocena efektywności ekonomicznej inwestycji z uwzględnieniem kosztów cyklu życia

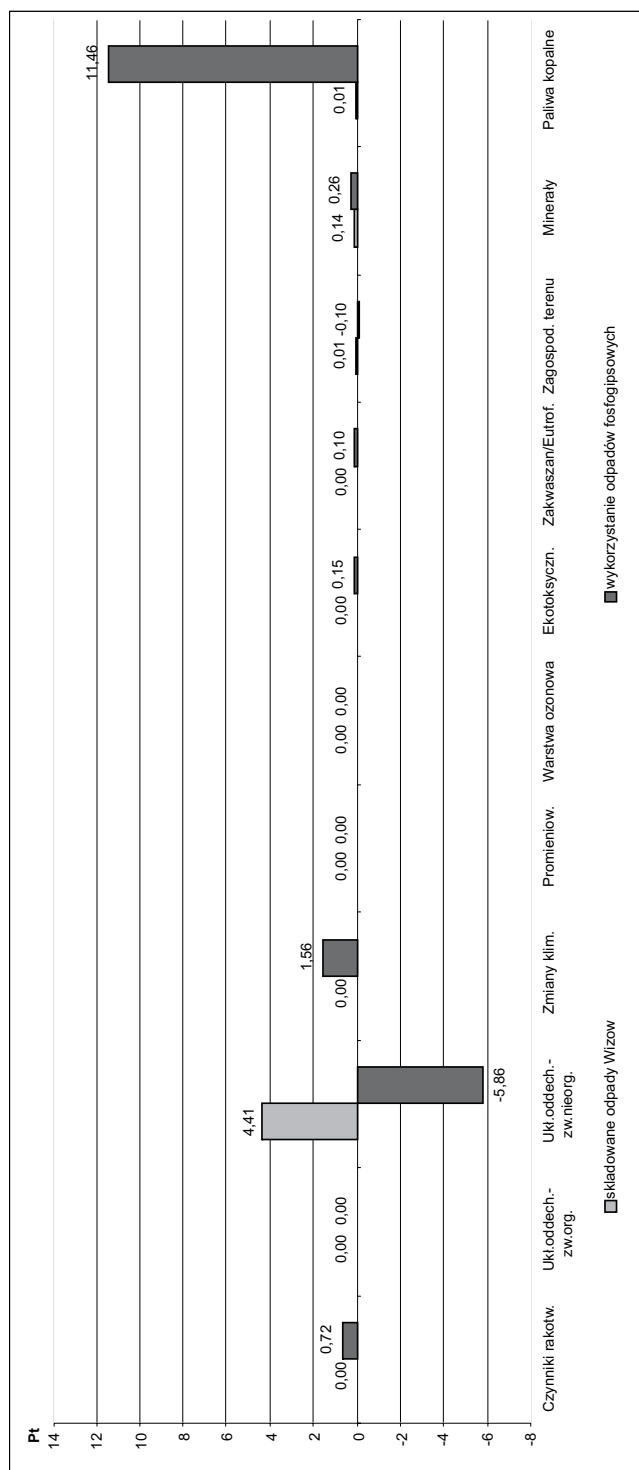
Poziom nakładów inwestycyjnych dla wykorzystania odpadów fosfogipsowych z bieżącej produkcji i zgromadzonych na hałdzie ZCh Wizów S.A. w celu otrzymywania koncentratów ziem rzadkich wynika z kalkulacji kosztów i nakładów inwestycyjnych wykonanych na bazie projektu technologicznego i wynosi 58 040 000 PLN. Zakłada się, że nakłady będą ponoszone przez pierwsze 2,5 roku trwania projektu, tj. po 40% w roku pierwszym i drugim, oraz pozostałe 20% w roku trzecim (przy czym częściowo finansowane



Rys. 5.12. Histogram charakteryzowania – porównanie dwóch sposobów zagospodarowania odpadów fosfogipsowych [%]

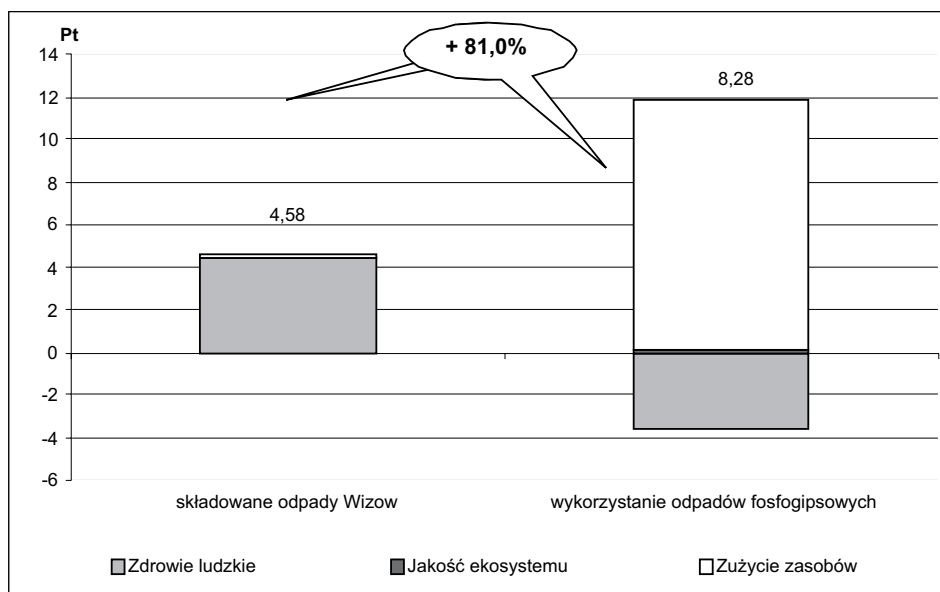
Źródło: opracowanie własne z wykorzystaniem oprogramowania SimaPro

Fig. 5.12. Characterization histogram – comparison of two methods of phosphogypsum waste management [%]



Rys. 5.13. Histogram ważenia – porównanie dwóch sposobów zagospodarowania odpadów fosfogipsowych w jedenastu kategoriach wpływu (Pt)
 Źródło: opracowanie własne z wykorzystaniem oprogramowania SimaPro

Fig. 5.13. Weighting histogram – comparison of two methods of phosphogypsum waste management in 11 impact categories (Pt)



Rys. 5.14. Histogram ważenia – porównanie dwóch sposobów zagospodarowania odpadów fosfogipsowych w trzech kategoriach szkody (Pt)

Źródło: opracowanie własne z wykorzystaniem oprogramowania SimaPro

Fig. 5.14. Weighting histogram – comparison of two methods of phosphogypsum waste management in 3 damage categories (Pt)

będą z kredytu). Nakłady związane z nabyciem materiałów oraz elementów tworzących instalacje, robocizną i innymi kosztami towarzyszącymi inwestycji uwzględniono w wielkościach wynikających z projektu technicznego. Analizowany okres funkcjonowania instalacji wynosić będzie 12,5 roku, co daje w sumie 15-letni zakres analizy.

Jako przychody przyjęto kwoty ze sprzedaży koncentratu lantanowców, cementu anhydrytowego, kwasu fosforowego, kwasu siarkowego w ZCh Wizów S.A. W analizie przychodów przyjęto następujące ceny sprzedawanych produktów:

- koncentrat lantanowców 3 200,00 zł/Mg,
- cement anhydrytowy 42,00 zł/Mg,
- kwas fosforowy 1 200,00 zł/Mg,
- kwas siarkowy 56,00 zł/Mg.

Ponieważ wyroby są produkowane z odpadów, założono ostrożny poziom cen. Przykładowo, cena cementu anhydrytowego to 42 zł/Mg, podczas gdy rynkowa cena anhydrytu to rzędu 70–100 zł/Mg. Natomiast w przypadku koncentratu lantanowców wyceny podawane przez różne firmy nie są jednoznaczne, stąd przyjęto założenie ceny, iż jest to wartość niższa od wartości rynkowej węglanów RECO_3 . Koszty eksploatacji inwestycji podzielono na koszty operacyjne oraz finansowe. Koszty operacyjne zawierają zużycie nośników energii, zużycie materiałów i surowców, koszty środowiskowe, koszty sprzedaży oraz koszty zatrudnienia i amortyzację. Koszty nośników energii obejmują koszty energii elektrycznej,

gazu, sprężonego powietrza i pary. Założone ceny jednostkowe ceny nośników energii przedstawiono w tabeli 5.7.

Tabela 5.7

Koszty jednostkowe nośników energii dla analizowanej technologii ZCh Wizów S.A.

Table 5.7

Unit costs of energy for a new technology in ZCh Wizów S.A.

Nośnik energii	Cena jednostkowa [zł]	Jednostka
Energia elektryczna	0,19	kWh
Gaz	0,85	Nm ³
Para	24,00	GJ
Sprężone powietrze	0,02	m ³

Źródło: opracowanie własne

Koszty materiałów i surowców (wraz z kosztami transportu do zakładu) obejmują fosfogips (przyjęta cena nabycia 0 zł/Mg, koszt transportu 5 zł/Mg), wodę, kwas siarkowy, tlenek wapnia, popioły turowskie. Założone ceny jednostkowe materiałów i surowców wraz z kosztami transportu przedstawiono w tabeli 5.8.

Tabela 5.8

Koszty jednostkowe materiałów i surowców dla analizowanej technologii ZCh Wizów S.A.

Table 5.8

Unit costs of raw materials for a new technology in ZCh Wizów S.A.

Pozycja	Cena jednostkowa [zł]	Koszt transportu	Jednostka
Fosfogips	0,00	5,00	Mg
Kwas siarkowy	50,00	6,00	Mg
Popioły turowskie	10,00	15,00	Mg
Tlenek wapnia	109,00	20,00	Mg
Woda	3,40	0,00	m ³

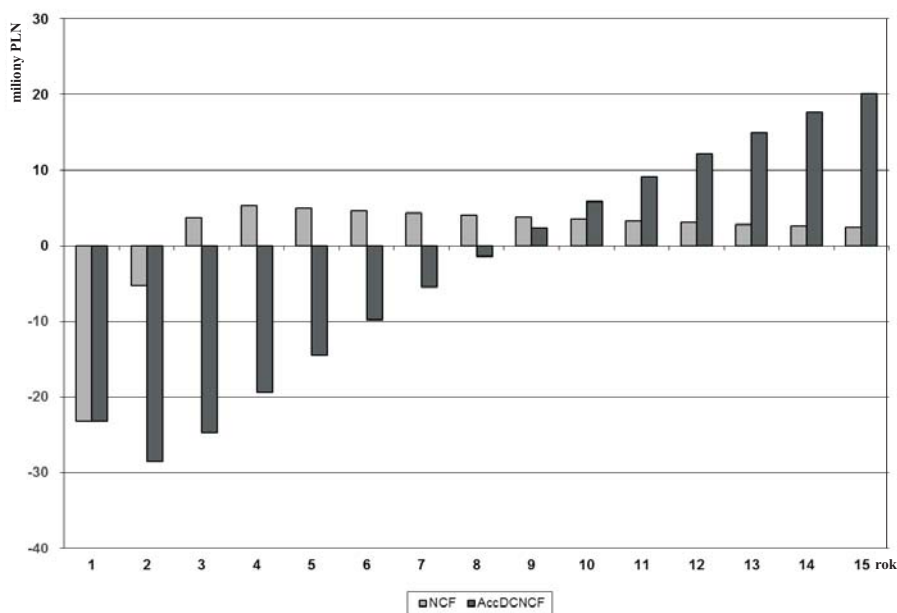
Źródło: opracowanie własne

Pomimo, iż technologia pozwala na zlikwidowanie zgromadzonych na hałdzie odpadów stałych, to jednak podmiot ponosić będzie niewielkie opłaty za gospodarcze korzystanie ze środowiska, tj. za zrzut zneutralizowanych ścieków – w ilości 23,5 tys. m³ (opłata 3,40 zł/m³) oraz pyłów obojętnych w ilości 168 Mg/rok (opłata 270 zł/Mg). W efekcie koszty środowiskowe ponoszone będą w wysokości niecałych 125 tys. zł/rok, podczas gdy koszty samego składowania odpadów, ponoszone przez ZCh Wizów S.A., są znacznie wyższe. Koszty,

które powinno się uwzględnić w rachunku cyklu życia dotyczą również kosztów rekultywacji i przyszłych kosztów monitoringu, które trzeba będzie ponieść przez 30 lat po zamknięciu składowiska. Z kolei dodatkowym przychodem po zakończeniu inwestycji jest odzyskanie 18 ha terenu.

Roczne koszty zatrudnienia 126 pracowników oszacowano na poziomie 4 032 000 zł. Wielkość amortyzacji wynika bezpośrednio z poczynionych inwestycji i założono ją na poziomie 8,3% rocznie. Jest to stopa wynikająca z faktycznego okresu funkcjonowania instalacji, tj. 12 lat. Roczną wysokość kosztów i remontów określono procentowo w stosunku do amortyzacji, tj. 1% amortyzacji rocznie. Pozostałe koszty to koszty analiz chemicznych i analiz ochrony środowiska oraz koszty BHP i koszty ogólnoadministracyjne, które oszacowano na poziomie 3% technicznego kosztu wytworzenia. Koszty finansowe związane są ze strukturą finansowania inwestycji: 50% ze środków własnych, 50% z kredytu inwestycyjnego. Przyjęty poziom stopy dyskontowej równy jest 10%.

Obliczono, iż po uzyskaniu pełnej mocy produkcyjnej roczne przychody nowej inwestycji wynosić będą ponad 70 mln zł, natomiast koszty operacyjne prawie 67 mln zł; w efekcie wartość zaktualizowana netto z uwzględnieniem kosztów cyklu życia (LCNPV) dla 10% stopy dyskontowej wynosić będzie 20 mln zł, a dla 15% stopy 7 mln zł. Wewnętrzna stopa zwrotu takiego przedsięwzięcia wynosi 19%. Przepływy pieniężne oraz zdyskontowane skumulowane przepływy pieniężne zaprezentowano na rysunku 5.15.



Rys. 5.15. Przepływy pieniężne (NCF) oraz skumulowane zdyskontowane przepływy pieniężne (AccDCNCF) dla analizowanej technologii w ZCh Wizów S.A.

Źródło: opracowanie własne

Fig. 5.15. Net cash flow and accumulated discounted net cash flow for a new technology in ZCh Wizów S.A.

Proponowane rozwiązanie jest efektywne ekonomicznie, wymaga jednak znaczących nakładów finansowych i charakteryzuje się stosunkowo wysokim poziomem ryzyka – ze względu na zmienność cen pierwiastków ziem rzadkich, jak i nowatorską, nie testowaną wcześniej technologię. Potencjalny inwestor powinien przed podjęciem ostatecznej decyzji dokonać oceny ryzyka takiego przedsięwzięcia. Istnieje wiele metod oceny ryzyka³⁴² przedsięwzięć inwestycyjnych (ich analiza wybiega poza zakres niniejszej publikacji). Jednym z istotnych elementów jest rozważanie współfinansowania inwestycji dotacją np. z funduszy strukturalnych. Proponowany zamknięty, bezodpadowy proces technologiczny jest rozwiązaniem ekoinnowacyjnym, wpisującym się w obszary podlegające dofinansowaniu, bowiem przyczynia się do redukcji odpadów u źródeł ich powstania, jak i eliminacji przerostu hałdy z tego rodzaju odpadami. Jednak, gdyby inwestycje oceniać z wykorzystaniem metody LCA, nie byłoby to możliwe ze względu na znaczące zużycie energii, którego potencjalny wpływ na środowisko jest wyższy niż uzyskane korzyści ekologiczne z eliminacji składowania.

5.2.6. Wartość skumulowanego wskaźnika ekoefektywności

Proponowane rozwiązanie technologiczne wykazało brak efektu ekologicznego określonego metodą Eco-indicator 99. Jest ono jednak efektywne ekonomicznie, a jego wewnętrzna stopa zwrotu wynosi 19%. Jest ona wyższa od przyjętej stopy dyskontowej określonej jako 10%. Wysokość skumulowanego wskaźnika ekoefektywności po uwzględnieniu proponowanych wag dla efektów ekonomicznych (0,7) i ekologicznych (0,3) wynosi:

$$EE_k = 19,0\% \cdot 0,7 - (81,0\%) \cdot 0,3 = (-11,0)\%$$

Wskaźnik ekoefektywności jest ujemny, zatem można uznać, że nie jest to inwestycja ekoefektywna. Przyczyniło się do tego przede wszystkim wysokie zużycie pary technologicznej, do produkcji której stosowano znaczne ilości gazu ziemnego. Przeprowadzona analiza wrażliwości na wyniki LCA wykazała wysoki wpływ zużycia pary technologicznej na wielkość Pt. Obniżenie zużycia pary o 10% wpłynie na zmniejszenie wielkości Pt aż o 22%. Poszukiwać zatem należy rozwiązań doskonalących tę metodę poprzez obniżenie energochłonności procesu oraz dokonać weryfikacji np. na podstawie efektywności egzergetycznej.

5.2.7. Weryfikacja wybranej technologii z wykorzystaniem analizy egzergetycznej

Istotne znaczenie dla uwarunkowań technologicznych (lokalnych) mogą mieć informacje na temat sprawności egzergetycznej analizowanego procesu. Zgodnie z definicją Szarguta egzergergia wyraża maksymalną zdolność rozpatrywanej porcji energii do wykonania pracy

³⁴² S. Wrzosek (red.), *Ocena ...*, op.cit., s. 168.

z wykorzystaniem ciepła pobranego z otoczenia oraz powszechnie występujących i wzajemnie niezależnych składników otoczenia (np. składników powietrza atmosferycznego)³⁴³. Egzergia nie podlega prawu zachowania, a każda jej strata jest przyczyną zmniejszenia efektu użytecznego danego procesu. Zastosowanie egzergii dotyczy m.in. oceny jakości nośników energii, doskonałości procesów cieplnych, optymalizacji termodynamicznej, jakości termodynamicznej surowców nieenergetycznych, a dzięki temu oceny skutków ekologicznych w zakresie wyczerpywania bogactw naturalnych, jak i szacowania globalnych zasobów³⁴⁴. Takie ujęcie proponuje się również wprowadzać w metodyce LCA jako miernika jakości zasobów (kategoria szkody „zasoby”).

Analizę egzergetyczną wygodnie jest ująć w postaci bilansu zamkniętego wewnętrzną stratą egzergii. Dla każdego wyodrębnionego układu za pomocą osłony kontrolnej, równanie bilansu przyjmuje postać:

$$B_d = \Delta B_u + B_{wuz} + L + \sum \Delta B_{zr} + \delta B_w + \delta B_z$$

- gdzie: B_d – egzergia substancji doprowadzonych do układu [J],
 ΔB_u – przyrost egzergii układu [J],
 B_{wuz} – egzergia użyteczna wprowadzonych produktów użytecznych [J],
 L – praca mechaniczna lub elektryczna wykonana przez układ [J],
 ΔB_{zr} – przyrost egzergii zewnętrznego źródła ciepła, działającego na osłonie kontrolnej układu [J],
 δB_w δB_z – straty egzergii wewnętrznej i zewnętrznej [J].

Temperatura źródła ciepła związanego układem powinna być mierzona na osłonie kontrolnej, gdyż bilansem objęty jest tylko układ wewnątrz osłony. Przyrost egzergii źródła ciepła wyrażony jest wzorem:

$$\Delta B_{zr} = -Q \frac{T - T_0}{T}$$

- gdzie: ΔB_{zr} – przyrost egzergii źródła ciepła [J],
 Q – ciepło pobrane ze źródła [J],
 T – temperatura źródła ciepła [K],
 T_0 – temperatura otoczenia [K].

Jednak głównym czynnikiem termodynamicznym, określającym sprawność procesu jest współczynnik efektywności egzergetycznej η_{eg} , określany jako:

³⁴³ J. Szargut, *Egzergia. Poradnik obliczania i stosowania*, Wyd. Politechniki Śląskiej, Gliwice 2007, s. 11.

³⁴⁴ W. Stanek, *Metodyka oceny skutków ekologicznych w procesach cieplnych za pomocą analizy egzergetycznej*, Wyd. Politechniki Śląskiej, Gliwice 2009, s. 1–150.

$$\eta_{eg} = \frac{\Sigma E''}{\Sigma E'}$$

gdzie: $\Sigma E' = \Sigma E'_i + \Sigma E'_q + \Sigma L'$,

co oznacza sumę egzergii wszystkich strumieni wchodzących do procesu, a mianowicie:

$\Sigma E'_i$ – egzergii strumieni substratów procesu,

$\Sigma E'_q$ – egzergii strumieni ciepła wchodzących do procesu,

$\Sigma L'$ – pracy wykonanej przez wszystkie strumienie wchodzące do procesu;

natomiast $\Sigma E'' = \Sigma E''_i + \Sigma E''_q + \Sigma L''$ określa sumę wszystkich egzergii strumieni wychodzących z procesu.

Współczynnik ten mógłby być wykorzystany do weryfikacji ocenianych metodą LCA rozwiązań technologicznych, szczególnych tych, które wykazują istotne oddziaływanie na środowisko czynników związanych ze zużyciem energii, zatem do oceny proponowanej technologii produkcji koncentratów pierwiastków ziem rzadkich z opadów fosfogipso-
wych.

Jak wynika z analiz LCA, istotne znaczenie dla procesu produkcji koncentratów ma zużycie energii o mocy 2 273 GJ/d, która jest wykorzystywana do produkcji pary. Przeprowadzono zatem weryfikację procesu wytwarzania pary z uwzględnieniem współczynnika efektywności egzergetycznej η_{eg} . Założono, że do produkcji pary wodnej wykorzystuje się trzy kotły o mocy 10 MW i sprawności 90%. Kotły te opalane są gazem ziemnym, temperatura otoczenia wynosi $T_o = 288$ K (15°C), a temperatura powietrza podgrzanego w wymienniku ciepła, za pomocą spalin, $T = 333$ K (60°C). Substancjami wejściowymi w procesie produkcji pary są:

- strumień gazu (paliwo),
- strumień podgrzanego powietrza, wykorzystywany do procesu spalania,
- woda wykorzystywana do produkcji pary wodnej.

Natomiast produktami wyjściowymi są:

- wyprodukowana para,
- spaliny pochodzące z procesu spalania (pomijając straty do otoczenia).

Dla określenia współczynnika efektywności egzergetycznej obliczono egzergię gazu ziemnego (wejścia) oraz egzergię pary (wyjścia). Obliczając efektywność egzergetyczną analizowanego układu istotne znaczenie ma efekt użyteczny produktów definiowany jako relacja egzergii pary do całkowitej egzergii wejściowej do procesu.

Egzergia fizyczna powstałej pary wodnej obliczona została na podstawie równania:

$$e_p = c_p (T - T_o) - T_o c_p \ln \left(\frac{T}{T_o} \right) + \left(\frac{R}{M} \right) T_o \ln \left(\frac{p}{p_o} \right)$$

e_p – egzergia fizyczna pary [kJ/kg],

c_p – pojemność cieplna właściwa powietrza [J/(kg K)],

- T – temperatura powietrza [K],
 T_o – temperatura otoczenia [K],
 M – masa molowa pary wodnej [18 kg/kmol],
 R – uniwersalna stała gazowa [8,315 kJ/kmol K],
 p – 1,5 MPa (ciśnienie pary wodnej o temperaturze 550 K = 277 °C),
 p_o – 0,1 [MPa].

Egzergię fizyczną pary wodnej wyliczono przy następujących założeniach:

- entalpia pary z wykresu i,s dla pary wodnej³⁴⁵, w odniesieniu do ciśnienia 1,5 MPa, dla $T_o = 288$ K wynosi 2975 kJ/kg. Skoro entalpia pary wynosi 2975 kJ/kg w przedziale temperatur 288 K do 550 K, przy ciśnieniu 1,5 MPa, to średnia pojemność cieplna w tym zakresie temperatur wynosi:

$$c_p = \frac{2975 \frac{\text{kJ}}{\text{kg}}}{550\text{K} - 288\text{K}} = 11,35 \frac{\text{kJ}}{\text{kgK}}$$

Wykorzystując równanie, na podstawie którego oblicza się egzergię fizyczną pary uzyskano:

$$\begin{aligned}
 e_p = & 11,35 \frac{\text{kJ}}{\text{kgK}} (550\text{K} - 288\text{K}) - 288\text{K} \cdot 11,35 \frac{\text{kJ}}{\text{kgK}} \cdot \ln\left(\frac{550\text{K}}{288\text{K}}\right) + \left(\frac{8,315 \frac{\text{kJ}}{\text{kmolK}}}{18 \frac{\text{kg}}{\text{kmol}}} \right) \cdot \\
 & \cdot 288\text{K} \cdot \ln\left(\frac{1,5\text{MPa}}{0,1\text{MPa}}\right) = 2973,7 \frac{\text{kJ}}{\text{kg}} - 2114,8 \frac{\text{kJ}}{\text{kg}} - 360,3 \frac{\text{kJ}}{\text{kg}} = 1219,2 \frac{\text{kJ}}{\text{kg}}
 \end{aligned}$$

- przyjmując, że 1 Mg pary zawiera 3 GJ energii, można wyliczyć egzergię wyprodukowanej pary. W ciągu 1 sekundy produkcja ciepła w postaci pary wynosi 26,3 MJ/s, czyli około 8,767 kg/s. Produkcję tę mnożymy przez wyliczoną wielkość egzergii uzyskując wynik:

$$8,767 \frac{\text{kg}}{\text{s}} \cdot 1219,2 \frac{\text{kJ}}{\text{kg}} = 10688,7 \frac{\text{kJ}}{\text{s}}$$

Oznacza to, iż wielkość strumienia egzergii pary wodnej wychodzącej z układu wynosi: 10,688 MW.

Egzergię gazu ziemnego wchodzącego do procesu oblicza się, korzystając z równania na egzergię chemiczną normalną roztworów (T_n, p_n):

³⁴⁵ Według: M.O. Wukałowicza, J. Szargut, *Termodynamika techniczna*, Wyd. Politechniki Śląskiej 1997.

$$e_g = \sum n_i (Mb_{ch})_i + (MR)T_o \sum n_i \ln z_i$$

gdzie: e_g – egzergia gazu ziemnego [MJ/m³],
 $(Mb_{ch})_i$ – chemiczna molowa egzergia właściwa i -tego składnika,
 n_i – liczba kmoli składnika roztworu,
 z_i – udział molowy i -tego składnika.

W przypadku analizowanej instalacji, spalany gaz jest gazem wysokometanowym o wartości opałowej 35 931 kJ/m³. Uwzględniając współczynnik stosunku normalnej egzergii chemicznej do wartości opałowej 1,04 przyjmujemy wartość egzergii 37 368 kJ/m³. Zatem w kotle o mocy 30 MW spalany jest gaz o egzergii również 37 368 kJ/m³; uzyskujemy 26,3 MW energii. Ilość paliwa spalanego w ciągu 1 sekundy wynosi:

$$\frac{26,3 \frac{MJ}{s}}{37,3 \frac{MJ}{m^3}} = 0,705 \frac{m^3}{s}$$

Ponieważ sprawność wynosi 90%, to ilość paliwa spalanego wynosi 0,783 m³/s. Zatem ilość egzergii dostarczonej z paliwa na wejściu wynosi:

$$37368 \frac{kJ}{m^3} \cdot 0,783 \frac{m^3}{s} = 29259,144 \frac{kJ}{s} = 29,259 MW$$

Wartość współczynnika efektywności egzergetycznej η_{eg} wynosi:

$$\eta_{eg} = \frac{10,7 MW}{29,3 MW} = 0,37$$

Sprawność egzergetyczna nowoczesnych kotłów parowych oscyluje w granicach 40%, w związku z tym, sprawność uzyskana dla naszego procesu świadczy o odpowiednim doborze technologii i warunków procesu³⁴⁶. Jednakże – jak wynika z analiz LCA – istotny wpływ na środowisko stanowi zużycie pary wodnej i wykorzystywanego do jej wytwarzania gazu, zatem powinno poszukiwać się innych, mniej energochłonnych procesów lub innego źródła pozyskiwania energii, np. z odnawialnych źródeł energii. W takim ujęciu wyniki LCA potwierdziły, że wskazana jest zintegrowana ocena aspektów środowiskowych dla poszczególnych dziedzin ochrony środowiska, bazująca na metodach ekobilansowych.

³⁴⁶ W. Stanek, *Metodyka oceny...*, op.cit., s. 37–39.

5.3. Ocena technologii zagospodarowania odpadów z produkcji chromianu(VI) sodu – metodą dolomitową i metodami z recykulacją

Na skalę przemysłową chromian(VI) sodu produkowany jest od 1888 r. Do lat '70 dwudziestego wieku wypełniaczem w fazie kalcynacji był dolomit, a obecnie rolę tę mogłoby pełnić recykulowane błoto pochromowe. Celem prowadzonej analizy jest ocena efektywności trzech różnych technologii produkcji chromianu(VI) sodu:

- wariant podstawowy – metoda dolomitowa (MD),
- wariant W1 – metoda z recykulacją błota pochromowego,
- wariant W2 – metoda z recykulacją odpadów chromowych³⁴⁷.

Chromian(VI) sodu jest półproduktem, z którego otrzymuje się wszystkie pozostałe chemiczne związki chromu. Ważna jest zatem metoda jego otrzymywania, ponieważ koszty wytwarzania mają znaczny wpływ na opłacalność produkcji pozostałych związków chromu. Podobnie sposób jego produkcji – licząc metodą LCA – wpływa na oddziaływanie na środowisko pozostałych związków. Chromian(VI) sodu stosowany jest głównie jako roztwór zawierający około 100g/dm³ CrO₃. Krystaliczny chromian(VI) sodu jest wytwarzany w niewielkich ilościach w skali technicznej jako Na₂CrO₄ · 4H₂O³⁴⁸.

5.3.1. Analiza kontekstowa

Proces produkcji chromianu(VI) sodu, niezależnie od stosowanej technologii, przebiega w trzech fazach, typowych dla wszystkich przemysłowych technologii stosowanych na świecie:

- 1) przygotowania surowców – suszenie i mielenie rudy chromowej i innych surowców oraz sporządzenie wsadu chromianowego,
- 2) kalcynacji wsadu chromianowego w piecach obrotowych, w wysokich temperaturach, w atmosferze utleniającej,
- 3) ługowania spieku chromianowego powstającego w czasie kalcynacji oraz filtracji powstającej zawiesiny w celu otrzymania roztworu chromianu(VI) sodu oraz odpadu pofiltracyjnego, tzw. błota pochromowego.

Najważniejszą fazą procesu technologicznego jest kalcynacja wsadu chromianowego (mieszaniny węgla sodu, tlenku wapnia i rudy chromowej) w obecności wypełniacza, który rozcieńcza produkty reakcji.

Kalcynacja w piecu obrotowym

Utlenianie chromitu (FeO·Cr₂O₃) do chromianu(VI) sodu zachodzi zgodnie z reakcją:



³⁴⁷ Z. Kowalski, *Technologie związków chromu*, Wyd. Politechniki Krakowskiej, Kraków 2002, s. 105–141.

³⁴⁸ Z. Kowalski, *Technologie związków...*, op.cit., s. 91.

Teoretycznie z 1 Mg rudy chromowej o zawartości 48% Cr_2O_3 można otrzymać 1023 kg chromianu(VI) sodu i 520 kg suchej masy odpadu. Dla zwiększenia szybkości reakcji, do wsadu chromianowego dodaje się wypełniacze w postaci wodorotlenku wapnia, dolomitu (w starszych wersjach technologii chromianu sodu) lub recykulowanego błota pochromowego (w nowszych technologiach).

Proces ługowania i filtracji spieku

Podczas ługowania spieku zachodzą reakcje pomiędzy mineralnymi jego fazami a wodą. Rozpuszczalne składniki, tzn. chromian(VI) sodu, węglan sodu, gliniany sodu przechodzą do roztworu, a stałym składnikiem zawieszony są mineralne fazy spieku, które hydrolizują. Po procesie filtracji pozostaje filtrat w postaci chromianu(VI) sodu (produkt) oraz błoto pochromowe jako odpad.

Błoto pochromowe

Błoto pochromowe to zielono-żółty szlam o $\text{pH} > 11$, zawierający 8–12% Cr_2O_3 , w tym do 2% kancerogenne Cr(VI) , 22–28% MgO , 21–27% CaO , 30–40% H_2O . Ponieważ związki Cr(VI) są rozpuszczalne w wodzie, dlatego błoto pochromowe jest tak niebezpieczne dla środowiska. Innym problemem są rosnące koszty jego składowania, utrzymania składowiska, transportu itp., które znacznie zwiększają koszty produkcji związków chromu, obniżając konkurencyjność produkcji. Bardzo istotny jest także wysoki poziom strat surowca chromowego związany z dużą ilością powstającego odpadu (30–31% wyjściowej masy surowca) w postaci rudy chromowej. Sumaryczna zawartość chromu w odpadzie może dochodzić do 15% Cr_2O_3 . Mineralogicznie błoto pochromowe to złożony układ wieloskładnikowy, cechujący się wysokim stopniem rozdrobnienia oraz zawartością nie związanej w nim wody w ilości około 30–45% masy³⁴⁹.

5.3.2. Identyfikacja aspektów środowiskowych i ich ocena

W ZCh Alwernia S.A. od 1999 utrzymywany jest System Zarządzania Środowiskowego (SZŚ), który obejmuje swoim zakresem cały obszar działalności zakładu, począwszy od rozpoznania wymagań rynku, pierwszego kontaktu z klientem, poprzez przyjęcie zamówienia, jego realizację, sprzedaż i świadczenie usług na rzecz klienta i wypełnienie zobowiązań wynikających ze współpracy z interesariuszami w ramach komunikacji wewnętrznej i zewnętrznej. Identyfikacja aspektów środowiskowych jest przeprowadzana na podstawie analizy materiałów wejściowych/wyjściowych procesów, wyrobów, działań i usług. Pozwala to ocenić aspekty pod względem ich wpływu zarówno pozytywnego jak i negatywnego na środowisko oraz ich znaczenia dla ZCh Alwernia. Działania te prowadzone są z uwzględnieniem znaczenia zidentyfikowanego wpływu procesów, wyrobów, usług i działań na środowisko w czasie teraźniejszym, przyszłym i przeszłym, z punktu widzenia środowiskowego i zakładu, w warunkach normalnych (wraz z działaniami prewencyjnymi), specjalnych i awaryjnych.

³⁴⁹ Z. Kowalski, *Technologie związków...*, op.cit., s. 91.

Działania te obejmują następujące etapy:

- **etap I** – przegląd procesów technologicznych pod kątem analizy wpływu na środowisko zakładu, będącego wynikiem działań, usług i procesów związanych z wytwarzaniem i zagospodarowaniem wyrobów, ocenianym na bazie bilansu procesowego:

materiały wejściowe:		materiały wyjściowe
surowce, media energetyczne	⇒	produkt, emisja pyłowo–gazowa, emisja hałasu pole elektromagnetyczne, odpady (stałe, ciekłe, szlamy), ścieki i zapachy (odory)

- **etap II** – identyfikacja aspektów środowiskowych jest przeprowadzana (w uzupełnieniu do I etapu) w obszarach: badania i rozwój wyrobów (projektowanie proekologiczne), surowce, media, materiały pomocnicze i zastępcze, wyposażenie techniczne, transport, składowanie, magazynowanie, firmy działające na terenie zakładu/ odbierające/ przekazujące odpady do zagospodarowania, komunikacja wewnętrzna i zewnętrzna.

Proces planowania wymagań jakościowych/środowiskowych (innych wg potrzeb) obejmuje: sprawdzenie wymagań dla wyrobu (nadzorowanie UWP i innych, znaczących/aspektów środowiskowych); rozpoznanie technik i technologii do stosowania (poszukiwanie odpowiednich materiałów wejściowych i rozwiązań technicznych, określenie ekologicznych parametrów użytkowania i bezpieczeństwa wyrobów, dystrybucja, konkurencja (wzorce i zamienniki innych producentów), określenie możliwości zagospodarowania wyrobu po eksploatacji, sprawdzenie wymagań procesu: dostęp do Ekonomicznie Uzasadnionych Zastosowań Najlepszych Dostępnych Technologii (BATNEEC), FMEA – według potrzeb; analizę ekologiczno–ekonomiczną procesu (oddziaływanie stosowanych substancji /niebezpiecznych na otoczenie podczas wytwarzania, składowania, transportu i stosowania, energooszczędność procesu, opłacalność realizacji projektu (metody dyskontowe).

Proces identyfikacji nowych aspektów środowiskowych obejmuje: przegląd ustawowych wymagań prawnych i innych obowiązujących zakład; sprawdzenie istniejących praktyk i procedur/instrukcji; ocenę informacji z auditów, zewnętrznych kontroli, poprzednich awarii, pożarów, rozlewów i incydentów; ocenę działań operacyjnych w sytuacji normalnej, specjalnej i awaryjnej (nt. oddziaływania pola elektromagnetycznego/ surowca i/lub materiałów zastępczych na środowisko podczas transportu i magazynowania, zużycia zasobów naturalnych i mediów energetycznych, wprowadzenia zanieczyszczeń do atmosfery, gleby, wód powierzchniowych i podziemnych, hałasu, ilości wytwarzanych odpadów i możliwości ich zagospodarowania). Tryb prowadzenia okresowej identyfikacji aspektów ma na celu wybranie tych materiałów wejściowych i wyjściowych, procesów, wyrobów, działań i usług, które mają najbardziej prawdopodobny znaczący wpływ na środowisko i podjęcie działań doskonalących, minimalizujących ich oddziaływanie na środowisko;

- **etap III** – ocena i wybór znaczących aspektów środowiskowych dla każdej jednostki/obszaru organizacyjnego dokonuje się oddzielnie według nadzorowanego dokumentu „Kryterium wyboru znaczących aspektów środowiskowych”. Elementy tego kryterium stanowią: ustawowe wymagania prawne i inne, urządzenie zabezpieczające, zainteresowane strony, uciążliwość wpływu, prawdopodobieństwo wystąpienia wpływu.

Zgodnie z powyższą procedurą identyfikacji i oceny aspektów środowiskowych, składowisko odpadów zostało uznane za aspekt znaczący. Eksploatowane składowisko ma uregulowany stan formalnoprawny. Posiada aktualną instrukcję eksploatacji zatwierdzoną decyzją Marszałka Województwa Małopolskiego i pozwolenie zintegrowane (decyzja Wojewody Małopolskiego). Składowisko spełnia wymogi prawne w zakresie gospodarki odpadami (ustawy i rozporządzenia) oraz rozporządzeń szczegółowych dotyczących składowisk odpadów (np. w zakresie lokalizacji, budowy, eksploatacji i zamknięcia, jakim powinny odpowiadać poszczególne typy składowisk odpadów oraz dotyczących zakresu, czasu, sposobu i warunków prowadzenia monitoringu składowisk odpadów). Zarządzający składowiskiem posiada wymagane kwalifikacje w zakresie gospodarowania odpadami stwierdzone przez Wojewodę Małopolskiego.³⁵⁰

Dla określenia celu środowiskowego i rozwojowego dokonano wstępnej analizy porównawczej wariantowych rozwiązań i przeanalizowano stosowane i możliwe do wdrożenia procesy technologiczne, bazując na bilansach materiałowych i energetycznych.

Produkcja chromianu(VI) sodu metodą dolomitową (MD)

Proces produkcji chromianu(VI) sodu metodą dolomitową stosowany był w Polsce do roku 1999 i wiązał się z wytwarzaniem odpadów w postaci błota pochromowego w ilości do 4000 kg/Mg produktu. Cechą tej metody była też niska wydajność procesu, kształtująca się na poziomie 69% (w odniesieniu do chromu). Wiązało się to z wysokimi wskaźnikami zużycia bezpośrednich i pośrednich surowców naturalnych m.in.: rudy chromowej (importowanej z Kazachstanu lub Turcji), sody, dolomitu (ze złoża Żelatowa). Ruda chromowa i dolomit poddawane były suszeniu i mieleniu na oddzielnych, równoległych liniach produkcyjnych. Najpierw surowce rozdrabniano w łamaczach szczękowych, a następnie suszono w suszarkach obrotowych, ogrzewanych współprądowo gazem ziemnym. Wysuszone surowce mielono w młynach kulowych. Następnie odpowiednie ilości rudy chromowej, dolomitu i sody, mieszano w mieszalniku. Na 1 Mg wytworzonego chromianu(VI) sodu zużywano przeciętnie 1460 kg rudy chromowej, 900 kg sody, 1710 kg dolomitu, 374 kWh energii elektrycznej, 0,8 GJ pary wodnej, 962 m³ gazu ziemnego. W odniesieniu do chromu wydajność procesu kształtowała się na poziomie 68–69%. Typowy wsad chromianowy w Alwerni zawierał 16,5% Cr₂O₃. Mieszanekę rudy, sody i dolomitu sporządzano okresowo, kierując ją do pieców obrotowych ogrzewanych gazem ziemnym. Zdolność produkcyjna jednego pieca obrotowego, pracującego w ruchu ciągłym, to około 0,5Mg/h chromianu(VI) sodu. Z pieca otrzymuje się drobne, sypkie, ciemne granulki tzw. spiek, który spada bezpośrednio do gaszalników wy-

³⁵⁰ Na podstawie danych z ZCh Alwenia S.A.

pełnionych roztworami chromianu sodu o stężeniu ~2% (przetłaczanymi z odstojnika Dorra IV). Rozpuszczalne fazy spieku ulegają ekstrakcji (ługowania), a nierozpuszczalne tworzą stałą zawiesinę chromianową, która kierowana jest do filtracji. Roztwory chromianu(VI) sodu z I stopnia filtracji, o stężeniu 70–150 g CrO₃/dm³ są produktem, który przepompowuje się do odstojnika Dorra nr II i tam magazynuje. Osad w postaci błota pochromowego z I stopnia filtracji podawany jest do rozbełtywaczy, w których następuje jego repulpacja ściekami z oczyszczalni lub wodą przemysłową (w stosunku 1:1 – objętościowo). Zawiesina magazynowana jest w odstojniku Dorra nr III, skąd kierowana jest do filtracji II stopnia. Roztwór z filtracji II stopnia przepompowywany jest do odstojnika Dorra nr IV, a nadmiar podawany jest przelewem do zbiornika Dorra nr I. Zgromadzone w zbiorniku Dorra nr IV słabe roztwory chromianowe i ścieki używane są do ługowania spieku chromianowego w gaszalnikach. Błoto pochromowe w filtrach II stopnia przemywane było wodą, w celu wymycia rozpuszczalnych w wodzie związków chromu(VI), a następnie wywożono je na składowisko odpadów poprodukcyjnych. Proces charakteryzował się wysokim zużyciem surowców i energii oraz dużą ilością wytwarzanego błota pochromowego tj. około 4000 kg/Mg produktu³⁵¹.

Produkcja chromianu (VI) sodu metodą W1

W Polsce prowadzono wiele badań (także w skali półtechnicznej i technicznej) dotyczących zastąpienia wypełniacza dolomitowego innym oraz recyrkulacji błota pochromowego. Najnowsze tendencje w produkcji chromianu(VI) sodu dotyczą zarówno doskonalenia tych technologii, jak i stosowania coraz doskonalszych rozwiązań aparaturowych. Widoczna jest skłonność do zwiększenia udziału błota pochromowego we wsadzie chromianowym kosztem pozostałych składników. Obniżeniu ulega poziom zawartości tlenu chromu(III) we wsadzie nawet do 11%. Wiąże się to z zastosowaniem dokładniejszych wag (np. taśmowych) i komputerowego zestawiania składu mieszanki wsadowej. Największe zmiany dotyczą rozwiązań procesu kalcynacji. Polegają one na stosowaniu dłuższych pieców obrotowych (nawet do 150 m długości), co ma wpływ na znaczne zwiększenie czasu przebywania wsadu w piecu obrotowym i wydłużeniu strefy reakcyjnej pieca. Długi piec umożliwia również obniżenie temperatury gazów wylotowych do ~400K, co eliminuje wymienniki ciepła stosowane w krótszych piecach (upraszczając cały proces). Niższa temperatura spalin i doskonalsze palniki gazu w długich piecach zmniejszają także znacznie energochłonności procesu. W takim procesie filtracja zawiesiny chromianowej następuje w automatycznych prasach filtracyjnych i filtrach taśmowych. Umożliwia to obniżenie wilgotności błota pochromowego, poprawę warunków obsługi węzła filtracji, a także obniżkę kosztów suszenia recyrkulowanego odpadu. Automatyzacja i komputerowe sterowanie procesem poprawia jego wskaźniki i polepsza warunki pracy obsługi. Zastosowanie recyrkulacji wewnątrzprocesowej błota pochromowego i substytucji wypełniacza dolomitowego błotem pochromowym oraz nowe rozwiązania technologiczne i aparaturowe wdrożone w skali przemysłowej pozwoliły zmniejszyć o ~50% zużycie surowców naturalnych, zredukować ilość odpadu kierowanego na składowisko o około 70% oraz zwiększyć wydajność procesu

³⁵¹ Z. Kowalski, *Technologie związków...*, op.cit., s. 143.

do 88% (w odniesieniu do Cr). Technologia pozwala m.in. na zmniejszenie zużycia surowców i energii, zmniejszenie pylenia, emisji produktów spalania gazu oraz ograniczenie ilości odpadów na jednostkę produktu.

Produkcja chromianu(VI) sodu metodą W2

Najnowsza koncepcja technologiczna produkcji chromianu(VI) sodu przewiduje substitucję naturalnych surowców chromowych odpadami oraz zastosowanie różnych rodzajów recyrkulacji (wewnątrzpociesowej, wewnątrzzakładowej, pozazakładowej) odpadów chromowych. W latach 1998–1999 wdrożono pierwszy etap tej technologii w postaci metody z recyrkulacją wewnątrzpociesową błota pochromowego. Pocies produkcji chromianu(VI) sodu dotyczy wprowadzania podstawowych węzłów technologicznych obejmujących kolejno:

- Węzeł 1. Przygotowanie wsadu – obejmuje przygotowanie surowców: suszenie, mielenie, ważenie i mieszanie. W każdym z wariantów surowcami są: węglan sodu, tlenek wapnia, surowiec chromonośny o zawartości powyżej 45% Cr_2O_3 (ruda chromowa zawierająca chromit $\text{FeO} \cdot \text{Cr}_2\text{O}_3$ lub w przyszłości także odpad pogarbarski – substytut rudy) i tzw. wypełniacz (dolomit, w klasycznej metodzie dolomitowej, suszone błoto pochromowe powstające jako odpad w pociesie i do niego zawracane, a docelowo także odpad chromowy ze starych hałd).
- Węzeł 2. Otrzymywanie chromianu(VI) sodu – obejmuje kalcynację wsadu chromianowego, ługowanie otrzymanego spieku chromianowego, filtrację zawiesiny z ługowania i przemywania osadu pofiltracyjnego wodą. Podstawowy pocies to prowadzona w piecach obrotowych kalcynacja wsadu chromianowego, będącego mieszaniną węglanu sodu, tlenku wapnia i rudy chromowej. Spiek z kalcynacji jest ługowany w wodzie, a otrzymaną zawiesinę filtruje się, przemywając osad dodatkowo wodą. Filtrat zawierający roztwór Na_2CrO_4 jest produktem kierowanym do dalszej przeróbki, a ten z przemywania osadu wykorzystywany jest w pociesie ługowania.
- Węzeł 3. Obróbka błota pochromowego – wilgotne błoto pochromowe dzieli się na dwa strumienie, z których jeden odprowadza się na składowisko, a drugi, po wysuszeniu, zawraca do pociesu.
- Węzeł 4. Składowanie błota pochromowego z bieżącej produkcji – magazynowanie błota pochromowego z bieżącej produkcji chromianu(VI) sodu na składowisku odpadów chromowych.
- Węzeł 5. Eksploatacja istniejącego składowiska odpadów chromowych (węzeł przyszłościowy) – wydzielenie błota pochromowego powstającego w pociesie od starych odpadów chromowych zgromadzonych na istniejącym składowisku i z niego pobieranych.
- Węzeł 6. Suche wzbogacanie odpadu chromowego (węzeł przyszłościowy) – suszenie i wzbogacanie wysuszonego odpadu. W odpadzie chromowym pobieranym ze starych hałd chromowych można podwyższyć zawartość Cr(III+VI) poprzez suche wzbogacanie. Zawartość chromu(III) w błocie pobieranym z hałd chromowych bywa znacznie wyższa (>8% mas. Cr_2O_3) niż w błocie pochromowym z pociesu.

Recykulacja wewnątrzprocesowa pozwala na zmniejszenie zużycia surowców i energii, znaczne zmniejszenie ilości odpadu na jednostkę produktu, a docelowo minimalizację składowania odpadów³⁵².

5.3.3. Określenie celu środowiskowego i rozwojowego

Utylizacja błota pochromowego – w sposób przyjazny dla środowiska i efektywny ekonomicznie – jest celem ekoefektywnej działalności. Pomimo licznych prac dotyczących znalezienia odpowiedniej technologii, nadal pozostaje problemem. W pracach dotyczących rozwiązania tego problemu wyróżnia się dwa kierunki działań:

- 1) opracowanie metod unieszkodliwienia toksycznych związków Cr(VI) poprzez:
 - obróbkę termiczną w atmosferze redukującej (np. redukcję mułem węglowym lub prażenie błota pochromowego z mieszaniną gliny i węgla),
 - tzw. metody mokre, np. redukcję ługami pocelulozowymi w warunkach normalnych lub w autoklawach pod ciśnieniem 0,4–0,6 MPa,
 - 2) bezpośrednie zagospodarowanie błota pochromowego wykorzystujące jednocześnie zawarte w nim związki (chromu, magnezu, wapnia) dzięki:
 - odzyskowi nieprzereagowanego chromitu na drodze wzbogacania błota pochromowego,
 - zastosowaniu błota, jako dodatku do produkcji materiałów ogniotrwałych i innych,
 - użyciu go jako wypełniacza w docelowej technologii produkcji chromianu(VI) sodu.
- Celem jest ocena i wybór takiego rozwiązania, które będzie charakteryzowało się najwyższą ekoefektywnością.

5.3.4. Ocena cyklu życia (LCA) zagospodarowania odpadów przemysłowych w ZCh Alwernia

Ocenę cyklu życia (LCA) przeprowadzono dla trzech różnych metod produkcji chromianu(VI) sodu:

- wariant podstawowy MD – metoda dolomitowa,
- wariant W1 – metoda z recykulacją błota pochromowego,
- wariant W2 – metoda z recykulacją odpadów chromowych³⁵³.

Dla każdego z analizowanych wariantów przyjęto taką samą jednostkę funkcjonalną, tj. 1000 kg produkcji chromianu(VI) sodu. Granice systemu obejmują zakres „od kołyski do bramy zakładu”. Pomimo zawężenia granic systemu ocena obejmuje cały cykl życia, ponieważ otrzymywany produkt w każdej z analizowanych opcji spełnia taką samą funkcję i w ten sam sposób może być wykorzystywany do dalszego przerobu (dalsze etapy cyklu życia nie

³⁵² Z. Kowalski, *Technologie związków...*, op. cit., s. 143.

³⁵³ Z. Kowalski, J. Kulczycka, Z. Wzorek, *Life cycle assessment of different variants of sodium chromate production in Poland*, Journal of Cleaner Production, nr 15, 2007, s. 28–37.

zmieniają się). Analizę bilansową produkcji chromianu(VI) sodu otrzymywanego tymi metodami przedstawiono na rysunkach 5.16–5.18. W metodzie MD widoczne jest znaczące zużycie surowców naturalnych, np. 1380 kg rudy chromowej, podczas gdy w W1 – 1080 kg, a w W2 – 540 kg/jednostkę funkcjonalną, zużycie sody to MD – 841 kg, W1 – 748 kg, a W2 – 525 kg/jednostkę funkcjonalną, ilość składowanych odpadów w metodzie MD i W1 – 930 kg, a w W2 – 30 kg/jednostkę funkcjonalną, wielkość składowanego CaCl_2 to w metodzie Md – 1014 kg, W1 – 902 kg, a W3 – 633 kg/jednostkę funkcjonalną (rys. 5.16–5.18).

W modelu W2 (rys. 5.18) produkcji chromianu sodu zakłada się wykorzystanie wszystkich rodzajów stałych odpadów chromowych jako substytutu surowców naturalnych stosowanych do jego produkcji, przy użyciu recyklingu wewnątrz- i pozaprosesowego. W produkcji chromianu sodu mogą być także zastosowane (recykling wewnątrzzakładowy) osady z oczyszczania ścieków chromowych i osady z filtracji zawiesin powstających przy produkcji dwuchromianu sodu. Możliwe jest zastosowanie do produkcji związków chromu, Cr(III) zawartego w odpadowych ścinkach skór z produkcji butów, galanterii skórzanej i odpadów z samych garbarni w ilości 3–7% (25 000 Mg/r)³⁵⁴.

Wdrożenie opracowanej metody wykorzystania odpadów ze starych hałd chromowych do produkcji chromianu sodowego oraz technologii wzbogacania w Cr_2O_3 z zawracanej do procesu części błota pochromowego pozwoliłoby przekształcić ten proces w bezodpadowy. Substytucja części rudy chromowej wzbogaconym błotem umożliwiłaby zmniejszenie zużycia surowca pierwotnego o 2/3, przy zachowaniu istniejących zdolności produkcyjnych³⁵⁵. Docelowo, obecny proces jako wytwórca odpadów chromowych stałby się ich poważnym odbiorcą. Wykonane analizy przepływów materiałowych modeli produkcyjnych związków chromu oraz wyników badań ich technologii pozwalają szacować, że przy produkcji 1 Mg chromianu sodu można zutylizować do 1 Mg odpadów zawierających wodorotlenki chromu³⁵⁶. Teoretycznie, przy odpowiednich rozwiązaniach aparaturowych, możliwe jest wytwarzanie chromianu sodu wyłącznie z odpadów chromowych. Dane o wielkości zużycia materiałów w poszczególnych wariantach procesu ich otrzymania zaprezentowano w tabeli 5.9.

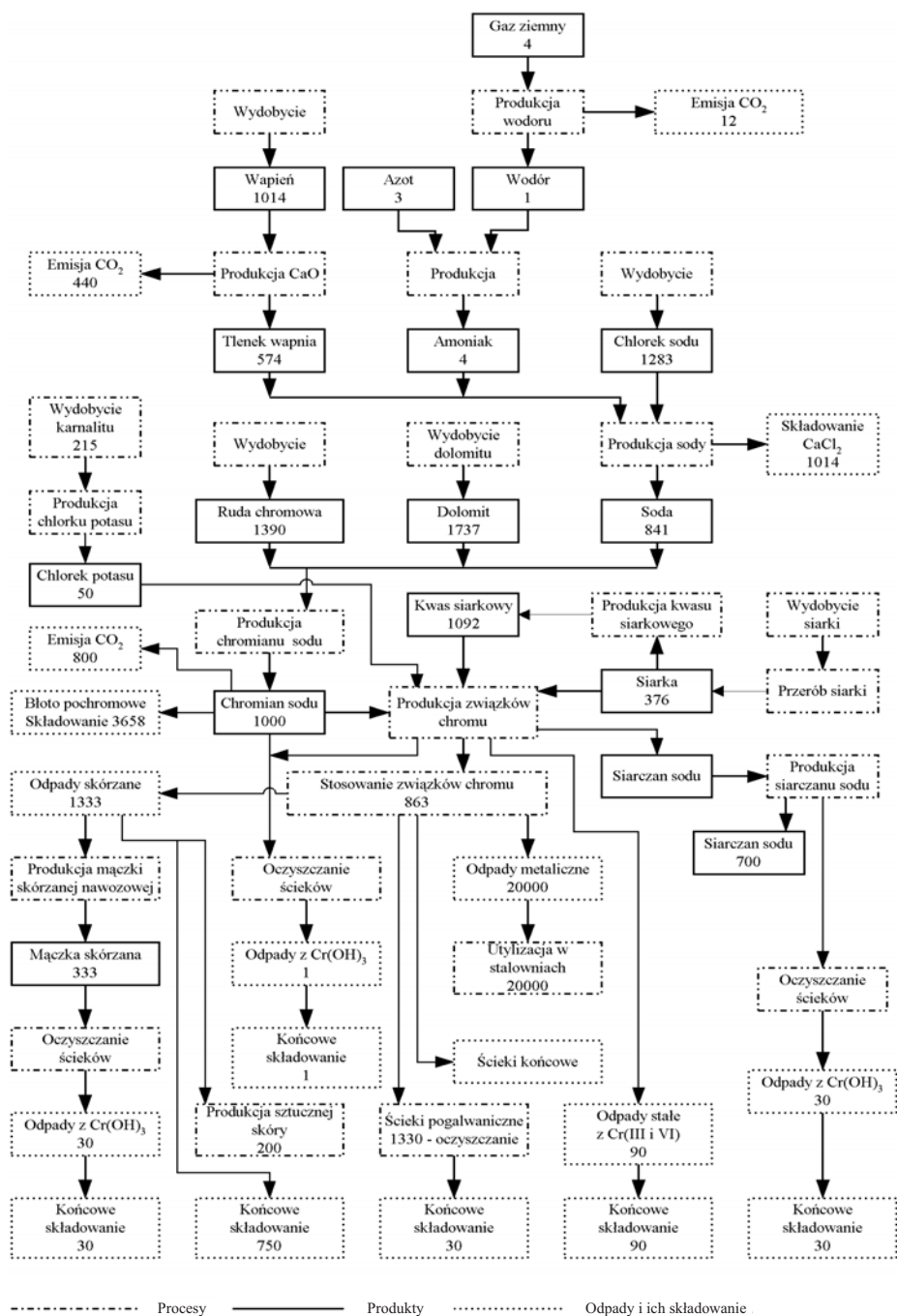
Na podstawie uproszczonej analizy bilansowej wykonano ocenę wpływu cyklu życia produkcji chromianu sodu metodą dolomitową³⁵⁷ oraz metodami z wykorzystaniem błota pochromowego i odpadów. Wykorzystano metodę Eco-indicator 99 (wersja H/A), a opracowane drzewa procesów zaprezentowano na rysunkach 5.19–5.21. Grubość strzałek zależy

³⁵⁴ Z. Kowalski, *Utilisation of Leather Scraps in Fertilizer Production*, Polish Journal of Environmental Studies, Vol. 6, No 6, 1997.

³⁵⁵ Z. Kowalski, B. Walawska, *Research on the utilisation of waste chromic materials in the sodium chromate production process*. Waste Management & Research 2002, No 20, s. 99–107.

³⁵⁶ Z. Kowalski, *Technologie przeróbki odpadów surowców chemicznych*. Inżynieria Mineralna, Nr S.1 (7), 2002.

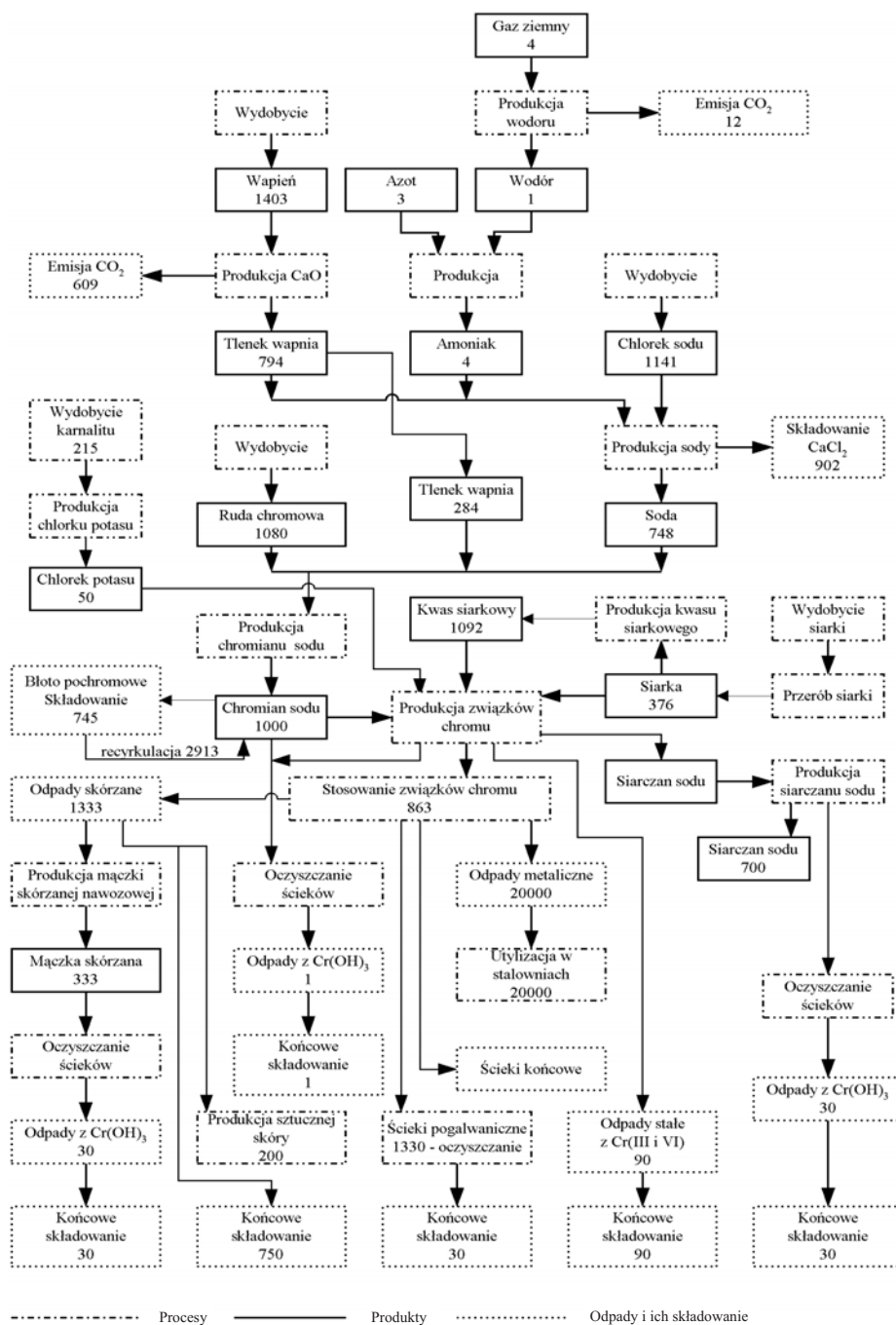
³⁵⁷ Z. Wzorek, A. Henclik, J. Kulczycka, *Analiza LCA produkcji chromianu sodu metodą dolomitową z wykorzystaniem programu SimaPro*, [W:] *Recyklacja odpadu VII*, VSB – TU Ostrava 2003.



Rys. 5.16. Cykl życia chromianu sodu – metoda dolomitowa MD [kg]

Źródło: Z. Kowalski, Technologie związków..., op.cit., s. 145

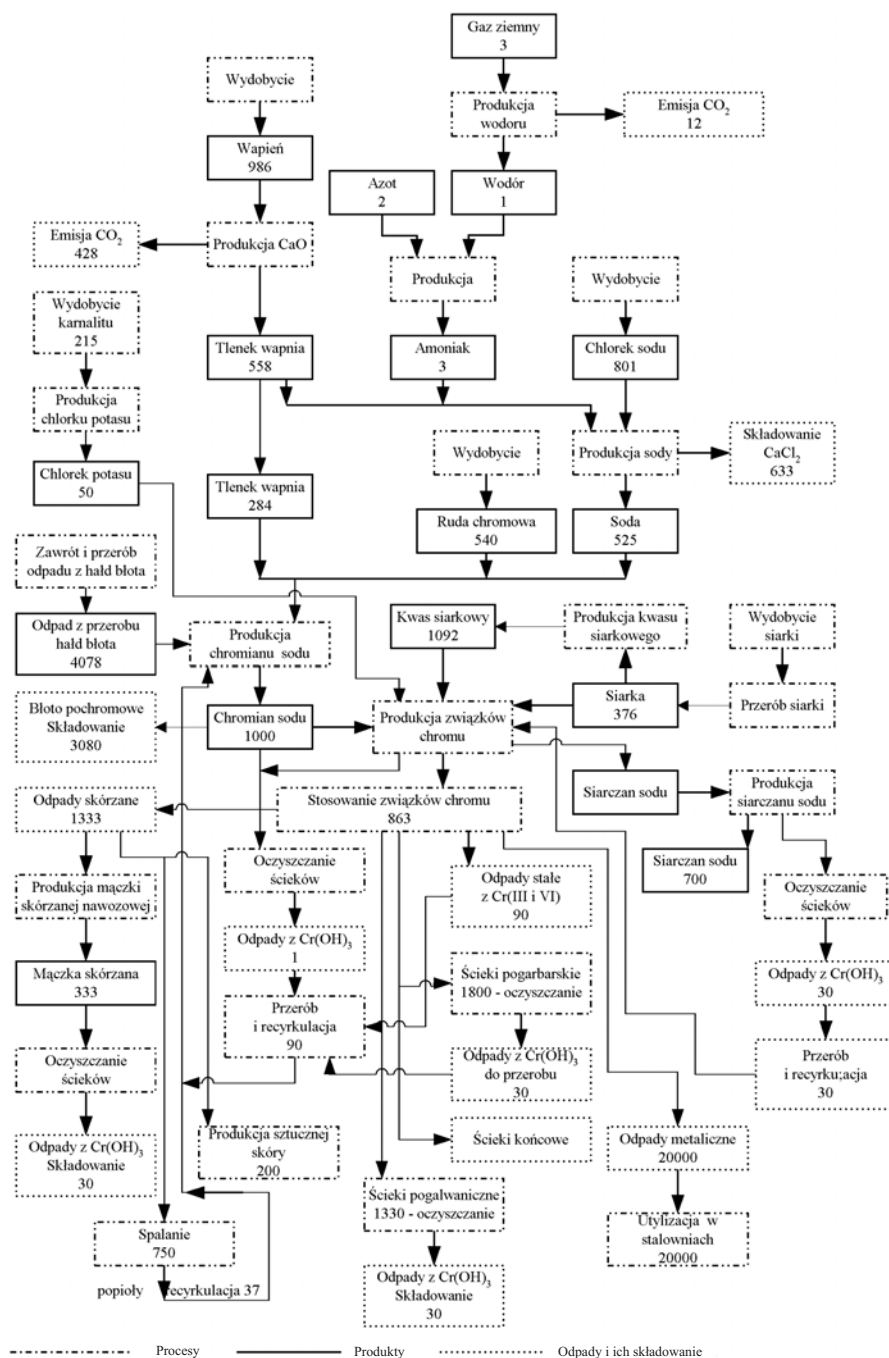
Fig. 5.16. The life cycle of sodium chromate – dolomite method MD [kg]



Rys. 5.17. Cykl życia chromianu sodu – metoda z recykulacją błota pochromowego W1 [kg]

Źródło: Z. Kowalski, Technologie związków..., op.cit., s. 146

Fig. 5.17. The life cycle of sodium chromate – method with mud recirculation W1 [kg]



Rys. 5.18. Cykl życia chromianu sodu – wariant docelowy – metoda z recykulacją odpadów chromowych W2 [kg]

Źródło: Z. Kowalski, Technologie związków..., op.cit., s. 147

Fig. 5.18. The life cycle of sodium chromate – method with waste recirculation W2 [kg]

Tabela 5.9

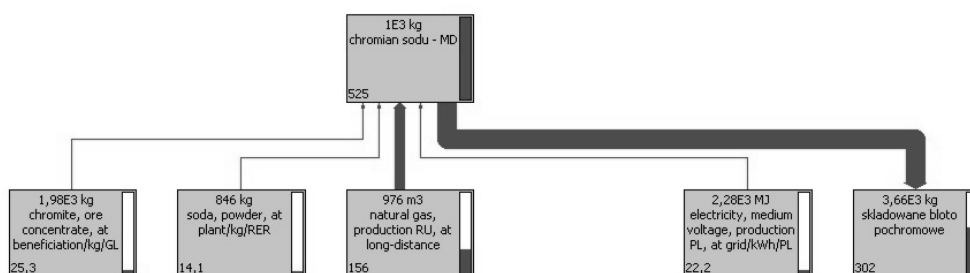
Wielkości zużycia materiałów w trzech wariantach produkcji chromianu sodu
w przeliczeniu na 1 Mg Na_2CrO_4

Table 5.9

Volume of material used in three different variants of sodium chromate production per 1 Mg Na_2CrO_4

Procesy i produkty	Zużycie materiałów w poszczególnych wariantach [Mg na 1 Mg Na_2CrO_4]		
	DM	W1	W2
KCl	0,05	0,05	0,05
Dolomit	1,737	0,0	0,0
Ruda chromowa	1,39	1,08	0,54
CaO	0,0	0,284	0,19
Soda	0,841	0,748	0,525
Siarka	0,03	0,03	0,03
H_2SO_4	1,097	1,092	1,092
Mączka skórzana	0,333	0,333	0,333
Sztuczne skóry	0,25	0,25	0,25
Oczyszczanie ścieków	0,931	0,151	0,151
Końcowe składowanie	4,589	0,896	0,0
Odpady metaliczne	20,0	20,0	20,0

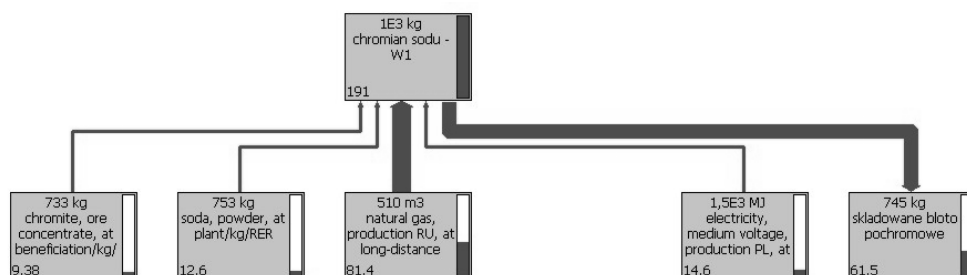
Źródło: Z. Kowalski, J. Kulczycka, Z. Wzorek, Life cycle..., op. cit., s. 28–37.



Rys. 5.19. Uprozczone drzewo surowców i procesów dla produkcji chromianu (VI) sodu – metoda dolomitowa (Pt)

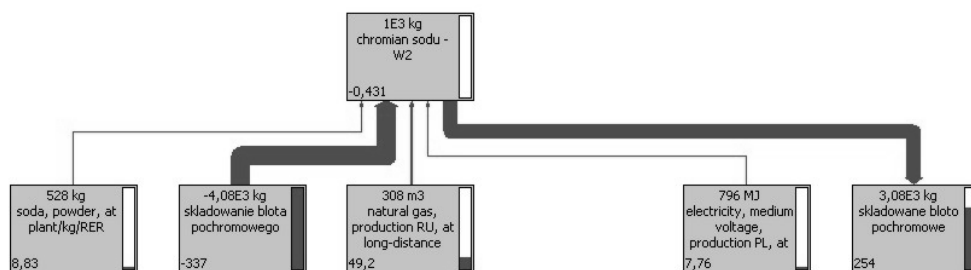
Źródło: obliczenia własne na podstawie oprogramowania SimaPro

Fig. 5.19. Simplified processes and raw materials tree of the sodium chromate production – dolomite method MD (Pt)



Rys. 5.20. Uprozczone drzewo surowców i procesów dla produkcji chromianu (VI) sodu – wariant W1 (Pt)
Źródło: obliczenia własne na podstawie oprogramowania SimaPro

Fig. 5.20. Simplified processes and raw materials tree of the sodium chromate production – method with mud recirculation W1 (Pt)

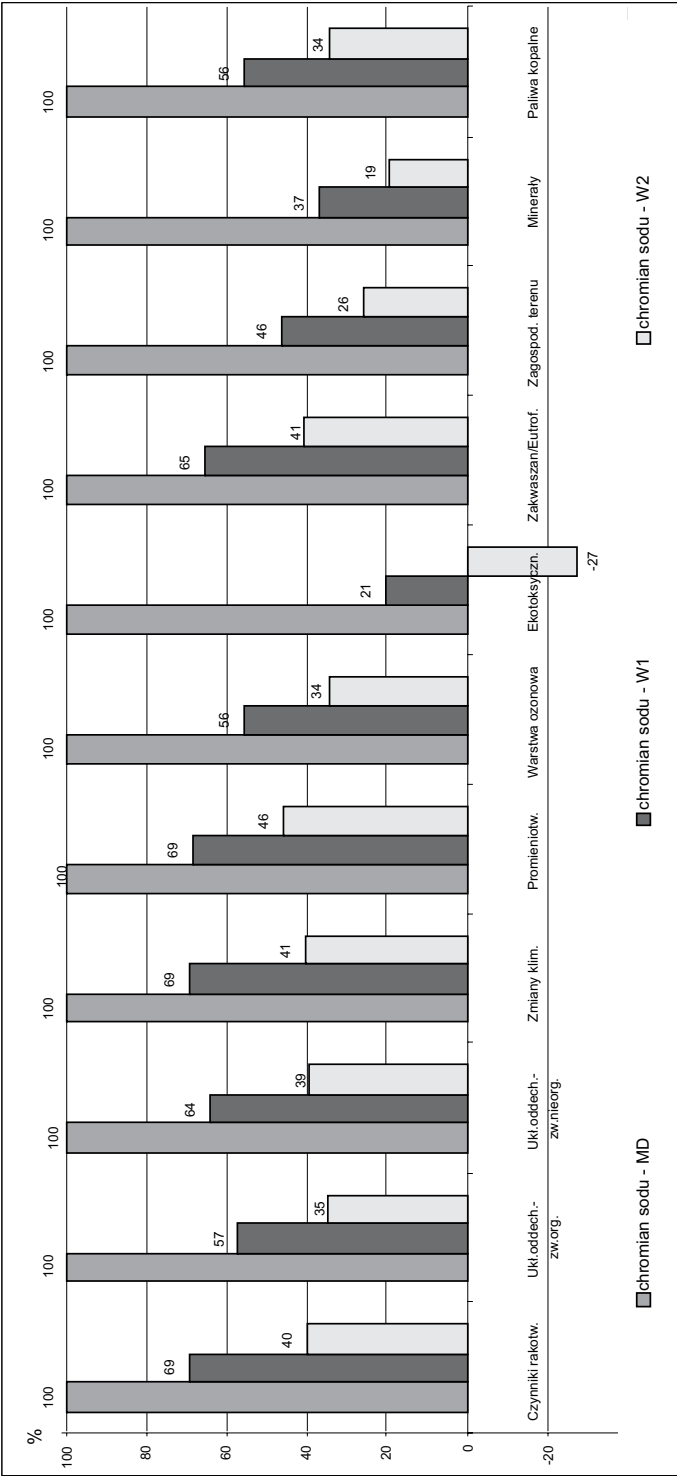


Rys. 5.21. Uprozczone drzewo surowców i procesów dla produkcji chromianu (VI) sodu – wariant W2 (Pt)
Źródło: obliczenia własne na podstawie oprogramowania SimaPro

Fig. 5.21. Simplified processes and raw materials tree of the sodium chromate production – method with waste recirculation W2 (Pt)

od wielkości wpływu na środowisko. W każdym z analizowanych wariantów istotnym czynnikiem potencjalnie obciążającym środowisko jest składowanie błota pochromowego oraz zużycie energii (gaz ziemny i energia elektryczna). W metodzie W2 błoto pochromowe jest uwzględniane także w procesie składowania odpadów, przy czym bilans wpływu składowania odpadów na środowisko jest korzystny, co wynika też z faktu, iż jest ono w większej ilości pobierane z istniejącej hałdy (ujemnie wartości na rysunku 5.21).

Porównanie potencjalnego wpływu na środowisko (LCA) produkcji chromianu sodu metodą MD, W1 i W2 pozwala na oszacowanie efektu ekologicznego z wprowadzanych rozwiązań technologicznych. Ponieważ potencjalny wpływ na środowisko produkcji 1000 kg chromianu(VI) sodu wyrażony w ekopunktach (Pt) uzyskiwany metodą MD wynosił 525 Pt (rys. 5.19), a metodą W2 (-0,43) Pt (rys. 5.21), to po wdrożeniu docelowego rozwiązania nastąpiłoby zmniejszenie wpływu o ponad 525 Pt. Szczegółowe wyniki w 11 kategoriach wpływu zaprezentowano na histogramie charakteryzowania (rys. 5.22). Dla metody dolomitowej we wszystkich kategoriach obliczenia wskazywały największą wartość 100% i do niej odnoszono wyniki pozostałych wariantów. Wynika z nich, że w każdej



Rys. 5.22. Histogram charakteryzowania – porównanie trzech technologii produkcji chromianu sodu [%]

Źródło: obliczenia własne na podstawie oprogramowania SimaPro

Fig. 5.22. Characterization histogram – comparison of three methods of sodium chromate production technology [%]

z analizowanych kategorii wpływu najkorzystniejsza jest metoda W2 (rys. 5.22). Potwierdzają to także wyniki prezentowane na histogramie ważenia (11 kategorii wpływu i 3 kategorie szkody) wykazując, iż potencjalny wpływ na środowisko najnowszej technologii W2 jest dla każdej kategorii mniejszy przynajmniej o połowę w porównaniu z podstawową technologią otrzymywania chromianu sodu (rys. 5.23).

Największe zmniejszenie potencjalnego negatywnego wpływu na środowisko widoczne jest w kategorii ekotoksyczność. Jest to spowodowane pobieraniem z hałdy błota pochromowego (w metodzie W2) w ilości większej niż powstaje w procesie produkcyjnym, dzięki czemu zmniejsza się potencjalne zanieczyszczenie środowiska – m.in. rakotwórczym Cr(VI) przedostającym się do gleb i wód podczas składowania. Zmniejszenie o ponad 80% udziału surowców naturalnych w kategorii zasoby jest efektem obniżenia ilości rudy chromowej dodawanej do procesu przez częściowe jej zastąpienie recykulowanym błotem pochromowym (rys. 5.24). Ponadto w każdej z analizowanych kategorii wpływu następuje ponad 50% obniżenie wpływu na środowisko przy wprowadzeniu metody W2 w relacji do metody MD. Generalnie, głównym czynnikiem wpływającym na tak znaczne obniżenie potencjalnego wpływu produkcji chromianu sodu na środowisko jest recykulacja wewnątrzzakładowa błota pochromowego. Korzyści to bezodpadowość procesu produkcji i sukcesywne zmniejszanie ilości odpadów na składowisku, a tym samym minimalizowanie ich wpływu na glebę, wodę, powietrze oraz zajmowaną powierzchnię.

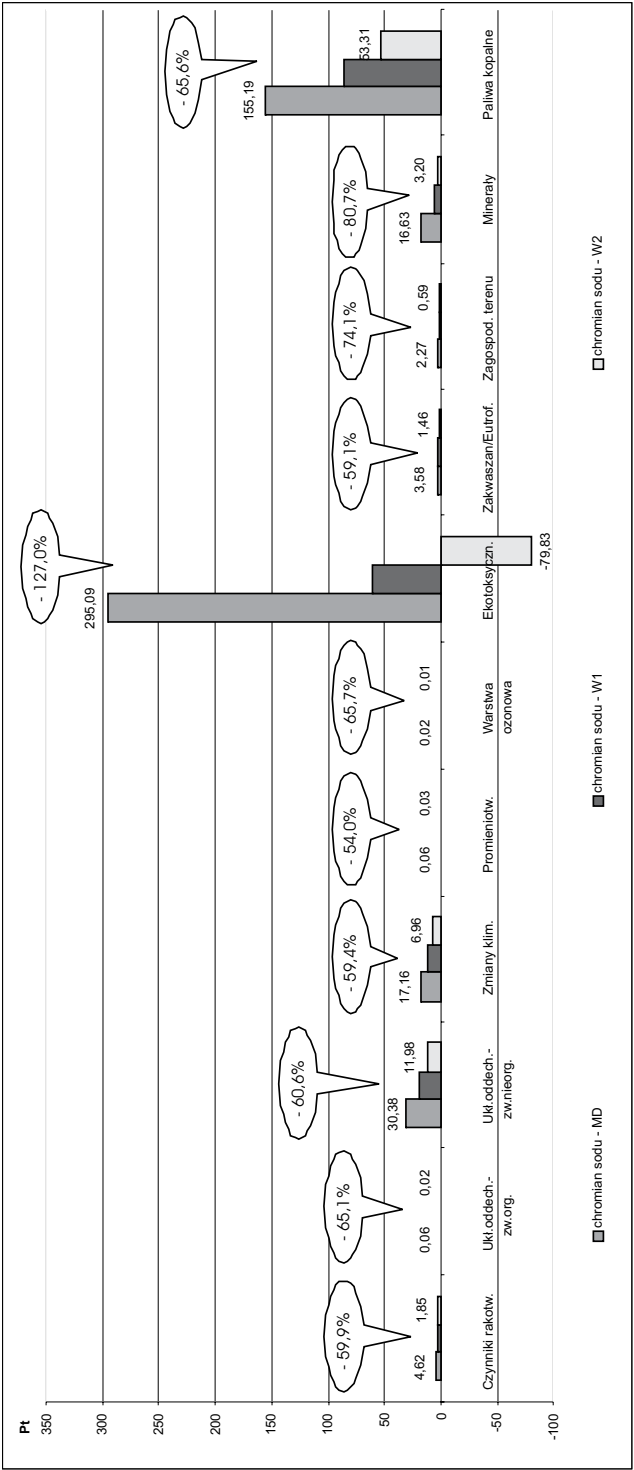
Histogram ważenia dla trzech kategorii szkód wskazuje, iż może nastąpić zmniejszenie potencjalnego wpływu produkcji chromianu sodu na środowisko dzięki udoskonaleniu technologii produkcji, przy czym efekt ekologiczny między metodami W2 i MD wynosi ponad 100% (mierzony obniżeniem się wielkości ekowskaźnika Pt, rys. 5.24).

Na kategorię szkody zdrowie ludzkie, we wszystkich metodach produkcji ma wpływ emisja do atmosfery tlenków azotu, siarki i węgla. Powstają one bezpośrednio podczas produkcji chromianu sodu, jak również pozostałych surowców/materiałów lub nośników energii wykorzystanych do produkcji chromianu sodu. W kategorii szkody jakość ekosystemu główny wpływ ma przedostawanie się do wód rakotwórczego Cr(VI). Dla metody W2 wpływ ten jest korzystny, ponieważ błoto pochromowe nie jest składowane, a dodatkowo jego ilość jest na składowisku zmniejszana. Na kategorię zużycie zasobów decydujący wpływ (ponad 80% dla każdej metody produkcji) ma zużycie gazu ziemnego. Zubożenie zasobów o wydobywaną rudę chromową po udoskonaleniu technologii produkcji również uległo znaczącemu obniżeniu.

5.3.5. Ocena efektywności ekonomicznej inwestycji z uwzględnieniem kosztów cyklu życia

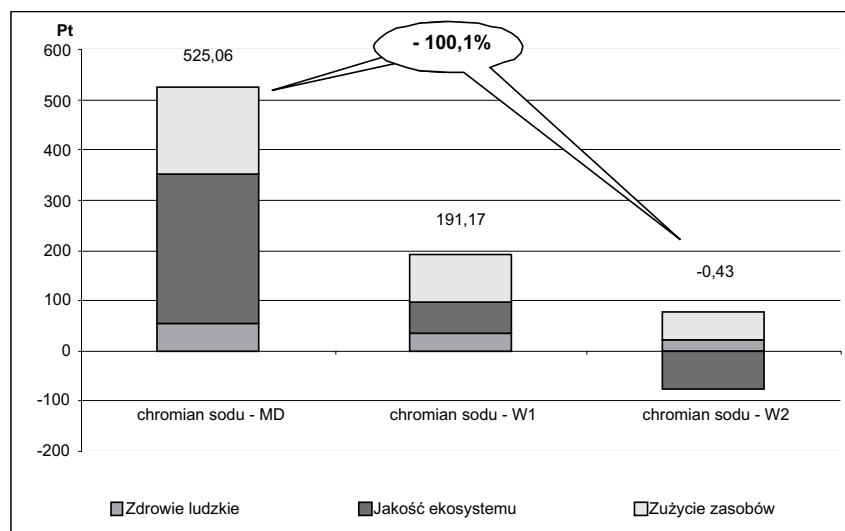
Proponowane metody wymagają nakładów inwestycyjnych, które wynoszą odpowiednio:

- W1 – 29 500 000 zł,
- W2 – 40 000 000 zł.



Rys. 5.23. Histogram ważenia – porównanie trzech technologii produkcji chromianu sodu w jedenastu kategoriach wpływu (Pt)
Źródło: obliczenia własne na podstawie oprogramowania SimaPro

Fig. 5.23. Weighting histogram – comparison of three methods of sodium chromate production technology in 11 impact categories (Pt)



Rys. 5.24. Histogram ważenia – porównanie trzech technologii produkcji chromianu sodu w trzech kategoriach szkody (Pt)

Źródło: obliczenia własne na podstawie oprogramowania SimaPro

Fig. 5.24. Weighting histogram – comparison of three methods of sodium chromate production technology in 3 damage categories (Pt)

Do obliczenia LCNPV przyjęto założenie, iż czas trwania inwestycji to jeden rok, okres funkcjonowania przedsięwzięcia osiem lat, a faza poprodukcyjna została przedstawiona jako ostatni rok funkcjonowania, przyjmując koszty monitoringu na poziomie 400 tys. zł (wariant W1) oraz przychody na poziomie 80 tys. zł w wariantcie W2 (odzysk terenu). Stopę dyskontową określono na poziomie 10%.

Na podstawie opracowanych założeń technologicznych³⁵⁸ dokonano oceny kosztów produkcji poszczególnych związków chromu oraz obliczono przepływy finansowe produkcji wszystkich związków chromu dla metody W1 (tab. 5.10) i metody W2 (tab. 5.11).

Planowane inwestycje są efektywne w porównaniu do istniejącej. Przepływy finansowe wykazują rozkład – – / + + +, LCNPV dla wariantu W1 wynosi ponad 67 mln zł, a wewnętrzna stopa zwrotu ponad 65%, natomiast dla wariantu W2 LCNPV wynosi ponad 80 mln zł, a wewnętrzna stopa zwrotu ponad 63%. W obu wariantach wewnętrzna stopa zwrotu jest znacząco wyższa od stopy dyskontowej, przyjętej w wysokości 10% ($LCIRR > k$). Proponowane rozwiązania są opłacalne, charakteryzując się wysoką efektywnością ekonomiczną. Wdrażanie technologii dotyczących redukcji ilości odpadów u źródła ich wytwarzania z systemem korzyści ekonomicznych dla „producentów odpadów” może spowodować ograniczenie zapotrzebowania na naturalne surowce, przynosząc w efekcie zmniejszenie ujem-

³⁵⁸ M. Gollinger, *Metody oceny ekologicznej i ekonomicznej modernizacji procesów technologicznych na przykładzie wytwarzania związków chromu i fosforu*. Wyd. AE, Kraków 2002, s. 1–236.

Tabela 5.10

Ocena opłacalności inwestycji – metoda z recykulacją błota pochromowego W1 [tys. zł]

Table 5.10

Profitability of new investment – method with mud recirculation W1 [‘000 zł]

Wyszczególnienie	Faza przedprodukcyjna	Faza produkcyjna								Faza poprodukcyjna
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
Nakłady inwestycyjne	29 500	0	0	0	0	0	0	0	0	
Przychody	0	57 800	57 800	57 800	57 800	57 800	57 800	57 800	0	
Koszty	0	38 362	38 362	38 362	38 362	38 362	38 362	38 362	400	
w tym amortyzacja	0	4 214	4 214	4 214	4 214	4 214	4 214	4 214	0	
podstawa opodatkowania	-29 500	19 438	19 438	19 438	19 438	19 438	19 438	19 438	0	
podatek		3 693	3 693	3 693	3 693	3 693	3 693	3 693		
LCNCF	-29 500	19 959	19 959	19 959	19 959	19 959	19 959	19 959	400	
LCNPV	-29 500	-9541	10 418	30 377	50 336	70 294	90 253	110 212	109 812	
LCNPV@10%	-29 500	-11 356	5 139	20 135	33 767	46 160	57 426	67 668	670 482	
LCNPV					67 482					
IRR					65,7%					

Źródło: obliczenia własne

Tabela 5.11

Ocena opłacalności inwestycji – metoda z recykulacją odpadów chromowych W2 [tys. zł]

Table 5.11

Profitability of new investment – method with waste recirculation W2 ['000 zł]

Wyszczególnienie	Faza przedprodukcyjna	Faza produkcyjna							Faza poprodukcyjna
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Nakłady inwestycyjne	40 000	0	0	0	0	0	0	0	0
Przychody ze sprzedaży	0	57 800	57 800	57 800	57 800	57 800	57 800	57 800	80
Koszty	0	26 663	26 663	26 663	26 663	26 663	26 663	26 663	0
w tym amortyzacja	0	5 714	5 714	5 714	5 714	5 714	5 714	5 714	0
podstawa opodatkowania	-40 000	25 423	25 423	25 423	25 423	25 423	25 423	25 423	80
podatek		4 830	4 830	4 830	4 830	4 830	4 830	4 830	15,2
LCNCF	-40 000	26 307	26 307	26 307	26 307	26 307	26 307	26 307	64,8
LCNPV	-40 000	-13 693	12 613	38 920	65 226	91 533	117 839	144 146	144 211
AccDCFAT	-40 000	-16 085	5 656	25 421	43 388	59 723	74 572	88 072	
LCNPV		80 102							
IRR		63,7%							

Źródło: obliczenia własne

nego wpływu na środowisko technologii produkcji związków chromu, zmniejszenie ilości odpadów ostatecznych oraz poprawę bilansu handlu zagranicznego Polski.

5.3.6. Wartość skumulowanego wskaźnika efektywności

Proponowane rozwiązania technologiczne charakteryzuje bardzo wysoka efektywność ekologiczna, określona metodą Eco-indicator 99. Procentowe zmniejszenie wpływu na środowisko określonego w punktach (Pt) w relacji do wariantu DM wyniosło dla W1 (-63,6%), a dla W2 (-100,1%). Metody te są też efektywne ekonomicznie, a ich wewnętrzna stopa zwrotu wynosi odpowiednio dla W1 i W2 65,7% i 63,7%. Są to wartości znacznie przewyższające poziom przyjętej stopy dyskontowej określonej jako 10%. Wysokość skumulowanego wskaźnika efektywności po uwzględnieniu nadanych wag dla efektów ekonomicznych (0,7) i ekologicznych (0,3) wynosi dla W1:

$$EE_k = 65,7\% \cdot 0,7 - (-63,6\%) \cdot 0,3 = 65,07\%$$

dla W2:

$$EE_k = 63,7\% \cdot 0,7 - (-100,1\%) \cdot 0,3 = 74,62\%$$

Wskaźnik efektywności jest wyższy od przyjętej dla analiz ekonomicznych stopy dyskontowej (10%), zatem można uznać, że inwestycje są efektywne, przy czym W2 wykazuje wyższe wartości.

5.3.7. Weryfikacja wybranej technologii z wykorzystaniem metody rachunku skumulowanego

Dla wyznaczenia stopnia zagrożenia środowiska naturalnego zaproponowano metodę oceny zagrożeń ekologicznych w ujęciu rachunku skumulowanego³⁵⁹. Umożliwia ona, opierając się na bilansach materiałowych procesu, wyznaczenie wielkości zagrożeń emitowanych do powietrza atmosferycznego pyłów i gazów oraz zrzutów ścieków i odpadów stałych. W tym celu dokonuje się analizy siatki technologicznej wybranego procesu technologicznego, uzupełnionej wielkościami emisji oraz zrzutów odpadów (w jednostkach fizycznych) z poszczególnych faz procesu produkcji. Przy wykonywaniu analizy procesu zakłada się, że wszystkie dane wprowadzone do obliczeń powinny pochodzić z tego samego przedziału czasu, a pomiary zanieczyszczeń, wykonywane dla danego procesu, dotyczą tego samego obiektu przemysłowego. Dla potrzeb tej metody wprowadzono następujące pojęcia:

- zagrożenie skumulowane ZS; jest sumą emisji E lub zrzutów O jednego rodzaju substancji w całym ciągu faz procesu $f = 1 \dots n$,

³⁵⁹ M. Gollinger-Tarajko, Z. Kowalski, *Obliczanie współczynnika toksyczności dla metody analizy procesu w ujęciu rachunku skumulowanego*, Czasopismo Techniczne nr 3, Politechnika Krakowska, Kraków 2000.

- wskaźnik zagrożenia skumulowanego WS; jest ilorazem zagrożenia skumulowanego ZS i wielkości produkcji P,
- wskaźnik zagrożenia skumulowanego; obliczany jest z uwzględnieniem współczynnika toksyczności K.

Suma wskaźników dla wszystkich faz procesu daje globalny wskaźnik zagrożeń skumulowanych GWS dla danego rodzaju zagrożenia.

Zagadnienie wiarygodnego zdefiniowania współczynników toksyczności K jest jednym z najważniejszych problemów związanych ze stosowaniem metody analizy procesu w ujęciu rachunku skumulowanego. Współczynniki toksyczności są liczbowymi wyróżnikami, które charakteryzują daną substancję pod względem toksyczności. Pierwotne definicje tych współczynników bazowały na kryterium dopuszczalnych stężeń i opłat za zrzut zanieczyszczeń do środowiska. Następną modyfikacją w definiowaniu współczynników toksyczności było połączenie kryterium dopuszczalnych stężeń z kryterium opłat za emisje substancji do środowiska naturalnego.

Zastosowanie jednolitego kryterium do wyznaczania współczynników toksyczności pozwoliło na sumowanie globalnych wskaźników zagrożeń skumulowanych dla różnych grup zagrożeń, tj. emisji pyłów i gazów GWSp, zrzutu ścieków GWSs i zrzutu odpadów stałych GWSO w jeden sumaryczny wskaźnik zagrożeń skumulowanych GWS_{sum} . Wskaźnik GWS_{sum} może być traktowany jako reprezentatywny dla oceny uciążliwości danego procesu wytwórczego dla środowiska naturalnego. Dalszym efektem wprowadzenia globalnych wskaźników zagrożeń GWS_{sum} , była możliwość obliczenia względnego współczynnika zmniejszenia zagrożenia dla środowiska naturalnego WZZ dla porównywanych procesów wytwórczych (np. przed GWS_{sum}^P i po modernizacji GWS_{sum}^N). WZZ określony jest równaniem:

$$WZZ = [(GWS_{sum}^P - GWS_{sum}^N) / GWS_{sum}^P] \cdot 100\%$$

Dla oceny stopnia oddziaływania produkcji chromianu sodu na środowisko naturalne wybrano pięć subtematów: emisję dwutlenku węgla, zużywanie zasobów naturalnych, składowanie odpadów i zrzut ścieków chromowych, a także energochłonność skumulowaną, będącą miarą zużycia nośników energii (wyrażoną w kg paliwa umownego). Na podstawie bilansów materiałowych i energetycznych obliczono wartości dla każdego z subtematów, a ich łączna wartość pozwoliła na określenie wskaźnika oddziaływania na środowisko naturalne W_{MD} , W_{W1} oraz W_{W2} dla poszczególnych wariantów technologii (kg/1000 kg chromianu sodu). Przez określenie stosunku procentowego wskaźników oddziaływania na środowisko naturalne, obliczonych dla wariantu W1 i W2, oraz klasycznej metody dolomitowej MD otrzymano względny stopień zmniejszenia zagrożenia środowiska naturalnego WZZ, będący efektem wprowadzonej i docelowej modernizacji produkcji chromianu sodu. Wyniki wszystkich obliczeń przedstawiono w tabeli 5.12.

Analiza danych zestawionych w tabeli pozwala stwierdzić, że najwyższe wskaźniki cząstkowe dla wszystkich wariantów dotyczą energochłonności skumulowanej i emisji

Tabela 5.12

Ocena wpływu na środowisko naturalne trzech wariantów produkcji chromianu sodu

Table 5.12

Environmental impact assessment of three different variants of sodium chromate production

Kategorie	c	DM		W1		W2	
		wi	wc = wi · c	wi	wc = wi · c	wi	wc = wi · c
Emisja CO ₂	2	14,16	28,31	11,44	22,88	13,53	27,05
Zużycie zasobów naturalnych	5	6,02	30,10	4,22	21,10	2,92	14,61
Energochłonność skumulowana	5	8,88	44,39	7,34	36,71	8,75	43,77
Składowanie odpadów	5	5,60	28,02	2,58	12,89	-335,00	-1,68
Zrzut ścieków	3	14,00	42,00	7,00	21,00	1,75	5,25
Łącznie		W _{DM} = 172,82		W _{W1} = 114,58		W _{W2} = 89,00	
WZZ [%]		W _{DM} /W _{DM} = 100,00		W _{W1} /W _{DM} = 66,30		W _{W2} /W _{DM} = 51,50	

Źródło: Z. Kowalski, J. Kulczycka, Z. Wzorek, Life cycle..., op. cit.

ditlenku węgla (wynikającej także przede wszystkim z wysokiego zużycia energii). Z punktu widzenia zagrożenia środowiska naturalnego widać więc wyraźnie, że poziom zmniejszenia zużycia energii w procesach produkcji związków chromu decydował będzie najbardziej o zmniejszeniu stopnia tegoż zagrożenia. Istotne jest także, że dla docelowego wariantu W2 produkcji chromianu sodu wskaźnik dotyczący składowania odpadów chromowych przyjmuje wartość ujemną, wynikającą z faktu, że docelowo wytwórnia chromianu sodu stanie się znacznym odbiorcą odpadów chromowych. Wskaźnik względnego zmniejszenia zagrożenia dla środowiska naturalnego WZZ dla metody z recykulacją błota pochromowego (W1) wyniósł 66,3%, natomiast dla rozwiązań docelowych (metoda z recykulacją odpadów chromowych W2) – 51,5%. Tak duże efekty wynikają z pewnością także z niskiego poziomu technologicznego metody dolomitowej. Stosunkowo niewielka różnica pomiędzy wariantami W1 i W2 wynika z wprowadzenia wysoce energochłonnej elektrochemicznej metody produkcji bezwodnika kwasu chromowego w wariantcie W2. Wyniki te nie odbiegają od analiz przeprowadzonych metodą LCA i nie wskazują na potencjalne lokalne dodatkowe zagrożenia dla środowiska.

Zaprezentowane rozwiązania technologiczne dla trzech różnych zakładów produkcyjnych pozwalają całkowicie zlikwidować lub ograniczyć ilość różnego typu składowanych odpadów negatywnie wpływających na środowisko. W zakładach tych masa składowanych odpadów jest znacząca i generuje często problemy społeczne nie tylko w okresie ich funkcjonowania, ale również po zamknięciu. Do oceny efektywności brano pod uwagę tylko te rozwiązania technologiczne, które były opłacalne ekonomicznie w relacji do dotychczas stosowanych. Zastosowane w dwóch zakładach (ZG Trzebionka, ZCh Alwernia) warianty

rozwiązań technologicznych były efektywne ekologicznie, natomiast w ZCh Wizów oceniono je negatywnie. Otrzymane metodą LCA wyniki zdecydowały, iż proponowane rozwiązanie technologiczne nie zostało uznane jako ekoelektywne i nie jest rekomendowane do wdrożenia ze względu na znaczące zużycie energii. Weryfikacja wyników na podstawie oceny efektywności egzergetycznej potwierdziła wyniki metody LCA. Gdyby oceny proponowanej technologii dokonywać tylko pod kątem zmniejszania ilości odpadów i ich uciążliwości dla środowiska (jak stosowano dotychczas) wówczas rozwiązanie to byłoby uznane za efektywne ekologicznie. Natomiast w przypadku ZCh Alwernia wariant W1 charakteryzował się wyższym poziomem efektywności ekonomicznej, jednak jako bardziej ekoelektywny został uznany wariant W2 ze względu na znacznie wyższą efektywność ekologiczną. Podobnie i w tym przypadku weryfikacja wyników dokonana metodą oceny zagrożeń ekologicznych w ujęciu rachunku skumulowanego potwierdziła wyższy wpływ na środowisko wariantu W1 w relacji do W2, tak jak w metodzie LCA.

Prezentowane przykłady pozwoliły na weryfikację proponowanych algorytmów postępowania i wskazania ekoelektywnych rozwiązań. Wprowadzenie skumulowanego wskaźnika ekoelektywności pozwala na kwantyfikację efektów ekonomicznych i ekologicznych, które są wyrażane w ujęciu procentowym, a więc łatwym w interpretacji i zrozumiałym. Wpływ na końcowy wynik ma również dobór wag dla kryteriów ekonomicznych i ekologicznych. Przyjęte w pracy wagi 0,7 dla kryterium ekonomicznego i 0,3 ekologicznego wynikały z szacunków dokonanych na podstawie przyjmowanych wag dla kryteriów ekologicznych w programach strukturalnych i funduszach celowych. Jednak w przypadku inwestycji planowanych przez przedsiębiorców dobór wag powinien wynikać ze strategii organizacji, a w przypadku inwestycji wspieranych przez fundusze dobór winien wynikać z założeń polityki i celów danego programu. Algorytm został tak skonstruowany, że może on być również rozszerzony o aspekty socjalne, jednak ze względu na brak mierzalnych kryteriów istotnych dla podmiotów gospodarczych (ujęcie mikro) nie zostały one uwzględnione w obliczeniach.

Zakończenie

Wdrażanie technologii przyjaznych dla środowiska i wspieranie ekologicznych produktów jest priorytetem w wielu dokumentach UE, a także polskich i regionalnych. W Komunikacie Komisji UE dotyczącym planu działań na rzecz zrównoważonej konsumpcji i produkcji oraz zrównoważonej polityki przemysłowej stwierdzono, że: *istnieje potrzeba nadania dodatkowego impulsu procesom produkcyjnym wykorzystującym zasoby i eko-innowacyjnym, aby zmniejszyć zależność od surowców i zachęcić do optymalnego wykorzystania zasobów i do recyklingu*³⁶⁰. Jednak nadal wprowadzane instrumenty zachęcające przedsiębiorców do wdrażania nowych rozwiązań technologicznych o wysokiej innowacyjności nie mają bezpośredniego przełożenia na ich udział w wydatkach inwestycyjnych. Wiąże się to z przeświadczeniem o dużym ryzyku związanym z wdrażaniem tego typu inwestycji³⁶¹.

W Polsce realizacja rozwiązań prośrodowiskowych napotyka głównie na bariery finansowe oraz związane z procesem podejmowania decyzji. Zaproponowane w pracy algorytmy postępowania i metody oceny ekoefektywności – z wykorzystaniem skumulowanego wskaźnika kwantyfikującego przyrost efektu ekonomicznego i ekologicznego planowanych przedsięwzięć – powinny ułatwić i przyspieszyć procesy decyzyjne. Wyliczona wartość wskaźnika pozwala bowiem określić stopień zwiększenia efektywności, np. wykorzystania surowców i energii oraz zmniejszenia emisji i odpadów, dla każdego z proponowanych rozwiązań technologicznych, a jednocześnie ocenia efektywność ekonomiczną inwestycji w całym cyklu jej życia. Proponowany wskaźnik można stosować zarówno do identyfikowania wpływu na środowisko poszczególnych wyrobów/produktów (*ex-post*), jak i na etapie projektowania (*ex-ante*). Takie podejście ma znaczenie dla klientów (jakość wyrobów), producentów (obniżka kosztów produkcji, redukcja kar i opłat za korzystanie ze środowiska, ułatwiony dostęp do rynku międzynarodowego, image firmy), dostawców surowców i półproduktów (technika uwzględnia cały cykl życia produktu, a zatem wskazuje, jaki wpływ na środowisko wywierają dostarczane surowce czy podzespoły) oraz pracowników (możliwość uwzględnienia warunków pracy).

Zaproponowana metoda oceny projektów inwestycyjnych z wykorzystaniem skumulowanego wskaźnika ekoefektywności stanowi połączenie oceny efektów ekonomicznych modernizacji procesów technologicznych i ich wpływu na środowisko, z uwzględnieniem

³⁶⁰ Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, *COM(2008) 397...*, op.cit.

³⁶¹ K. Marcinek, *Ryzyko projektów inwestycyjnych...*, op.cit.

wszystkich faz cyklu życia. W związku z tym może być ona podstawą do promowania i wdrażania technologii środowiskowych. Zastosowanie proponowanej metody pozwoliło na realizację głównego celu pracy oraz weryfikację przyjętych hipotez badawczych, wykazując, że:

- metoda LCA umożliwia oszacowanie i skwantyfikowanie zagregowanego, potencjalnego wpływu obiektu na wszystkie komponenty środowiska. Dotyczy zarówno ilości zużytych materiałów i energii w całym cyklu życia, jak i emisji z poszczególnych procesów. Do osiągnięcia wyników niezbędne jest zebranie szczegółowych danych (ekobilans), a wyniki LCA wskazują fazy procesu mające największy negatywny wpływ na środowisko. Pozwala to poszukiwać nowych wariantów technologicznych przyjaznych dla środowiska;
- analizy ekonomiczne uwzględniające rachunek środowiskowych kosztów cyklu życia produktu umożliwiają wybór technologii o najniższych kosztach ekonomicznych w cyklu życia i produktów. Wiąże się to także z zebraniem znacznie większej ilości danych o poniesionych kosztach od etapu planowania, poprzez realizację, zakończenie i likwidację przedsięwzięcia. Dodatkowo, rachunek środowiskowych kosztów cyklu życia może być stosowany do zarządzania kosztami ochrony środowiska. Uwzględnia on bowiem opłaty gwarancyjne, koszty napraw, likwidacji itp. Takie szczegółowe rachunki, dotyczące wysokości wpływów i wydatków ponoszonych na ochronę środowiska, jak i kosztów ochrony środowiska, nie są wymagane w sprawozdaniach finansowych przedsiębiorstw. Często więc koszty te są niedoszacowane. Natomiast coraz więcej przedsiębiorstw analizuje aspekty i koszty środowiskowe w rachunkowości zarządczej (*environmental management accounting*). Wymaga to wyodrębnienia nowych struktur kosztów (szczególnie w zakresie kosztów ochrony środowiska), co powiększa bazę informacyjną w wielu obszarach decyzyjnych. Wprowadzenie środowiskowego rachunku kosztów (rachunkowości ekologicznej) zależy od indywidualnych decyzji kierownictwa danej jednostki i jest coraz częściej stosowane przy poszukiwaniu przewagi konkurencyjnej oraz ze względu na zwiększające się wymagania odbiorców. Trzeba jednak brać pod uwagę, że prowadzenie analiz LCC lub LCA po raz pierwszy w organizacji jest czasochłonne i związane z wyższymi kosztami;
- rachunek środowiskowych kosztów cyklu życia produktu i ocena cyklu życia efektów projektów inwestycyjnych pozwalają na właściwą ocenę ich ekoefektywności i świadome poszukiwanie rozwiązań przyjaznych dla środowiska. Ma to istotne znaczenie, tak w procesie (eko) projektowania wyrobów, jak i podejmowania decyzji inwestycyjnych dotyczących wdrażania nowych rozwiązań technologicznych;
- proponowane algorytmy ułatwiają przedsiębiorcom optymalizację procesów produkcyjnych (modernizacja procesów), zmniejszając wpływ na środowisko i zwiększając efektywniejsze wykorzystanie zasobów. Ponadto algorytmy te są łatwe w interpretacji dla kadry zarządzającej, gdyż bazują na powszechnie stosowanych miernikach oceny efektywności inwestycji (NPV, IRR, MIRR) zmodyfikowanych o kon-

cepcję LCC. Przy podejmowaniu decyzji mają oni możliwość przypisania aspektom ekonomicznym (zaproponowano 0,7) i ekologicznym (zaproponowano 0,3) wag w zależności od przyjętej strategii rozwoju organizacji;

- przedstawione w pracy rozwiązania zweryfikowano, oceniając inwestycje technologiczne dotyczące zagospodarowania odpadów przemysłowych w trzech różnych zakładach produkcyjnych. Wyniki w postaci skumulowanego wskaźnika ecoefektywności wykazały, iż dwie z proponowanych technologii charakteryzują się wysoką efektywnością ekonomiczną i ekologiczną, natomiast trzecia, pomimo, że była efektywna finansowo, ze względu na wysokie zużycie energii podczas procesu zagospodarowania odpadów (wykazała wyższy wpływ na środowisko niż dotychczas stosowane rozwiązanie) nie została uznana za ecoefektywną. Uzyskane wyniki oceny potencjalnego wpływu metodą LCA potwierdzone zostały przy wykorzystaniu innych metod ocen uwzględniających uwarunkowania lokalne;
- wprowadzanie ecoefektywnych rozwiązań technologicznych pozwala zazwyczaj na uzyskanie dodatkowych efektów społecznych, np. w ZG Trzebionka S.A. utrzymano dotychczasowy poziom zatrudnienia (ochrona miejsc pracy).

Zaproponowana metoda powinna stanowić uzupełnienie dla istniejących procedur prowadzenia ocen oddziaływania na środowisko lub wdrażania systemu zarządzania środowiskowego (SZŚ). Uwzględnia ona cały cykl życia obiektów i ocenia ich ecoefektywność oraz umożliwia kwantyfikację wyników zarówno tych w ujęciu finansowym jak i środowiskowym. Może być wykorzystywana przy ocenie projektów realizowanych ze środków własnych inwestorów, jak i wspomaganych z funduszy celowych. W literaturze krajowej brak jest szczegółowych opisów metod, narzędzi i procedur postępowania ułatwiających w praktyce proces wdrażania technologii środowiskowych. Stosowanie proponowanych algorytmów – podobnie jak wdrożenie SZŚ³⁶² – umożliwia podmiotom uzyskanie przewagi konkurencyjnej poprzez:

- identyfikację różnych bezpośrednich i pośrednich aspektów środowiskowych swojej działalności, wyrobów lub usług i mających znaczący wpływ na środowisko,
- ocenę aspektów środowiskowych i potencjalnych wpływów związanych z wyrobami i usługami (LCA),
- kwantyfikację zmniejszenia wpływu na środowisko w ujęciu zintegrowanym, tj. we wszystkich obszarach ochrony środowiska dla proponowanych rozwiązań,
- określenie celów środowiskowych planowanych przedsięwzięć inwestycyjnych,
- wybranie konkretnych przedsięwzięć i podjęcie decyzji pozwalających na identyfikację i eliminację potencjalnych zagrożeń i awarii, zapobieganie i usuwanie skutków środowiskowych, które mogą pociągać za sobą, niewspółmierne do kosztów prewencyjnych straty,

³⁶² Na podstawie: A. Matuszak-Flejszman, *Efekty wdrożenia i rozwoju systemu zarządzania środowiskowego w organizacji*, www.emas.mos.gov.pl/

- racjonalne wykorzystanie dóbr przyrody dla potrzeb człowieka, przy minimalnych stratach środowiskowych i optymalnym wykorzystaniu kapitału,
- pomoc w podejmowaniu ekoelektywnych decyzji inwestycyjnych, szczególnie podczas wdrażania nowych rozwiązań technologicznych,
- włączenie efektów ekologicznych w decyzje strategiczne organizacji.

Załącznik

Przykłady obliczania wskaźników dla wybranych kategorii wpływu

Kategoria wpływu – zmiany klimatu

Międzyrządowy Panel ds. Zmian Klimatu (IPCC) przedstawił pierwszą koncepcję obliczania wielkości wskaźnika potencjału globalnego ocieplenia (GWP – *Global Warming Potential*) w 1990 r. IPCC zdefiniował GWP jako wskaźnik, który odzwierciedla efekt możliwej względnej zmiany klimatu w odniesieniu do kilograma gazu cieplarnianego w określonym przedziale czasowym, takim jak np. 100 lat (GWP100). Tym sposobem określił, jaki jest potencjał gazów do wywoływania ocieplenia w stosunku do tej samej masy ditlenku węgla, któremu przypisano wartość GWP = 1. Wielkość GWP dla poszczególnych gazów zależy od stopnia absorpcji, trwałości gazu w atmosferze w określonym czasie odniesienia (obecnie: TH = 100 lat), a obliczana jest zgodnie z równaniem:

$$GWP_i = \frac{\int_0^H a_i \cdot C_i(t) dt}{\int_0^H a_{CO_2} \cdot C_{CO_2}(t) dt}$$

gdzie: a_i – chwilowe wymuszone promieniowania ze względu na wzrost jednostkowego stężenia śladowych ilości i -gazu,
 C_i – stężenie śladowe i -gazu pozostałe w czasie t po jego emisji,
 H – czas odniesienia, tj. liczba lat, w ciągu których dokonywane są obliczenia.

W efekcie na podstawie zmian stężenia danej ilości gazu bada się poziom absorpcji promieniowania podczerwonego, a mając je obliczone dla różnych substancji wylicza się ich wzajemne względne relacje wyrażone np. w ilości równoważnego CO₂, co powoduje że można je sumować. Przykładowe wartości współczynnika globalnego ocieplenia w relacji do emisji ditlenku węgla przedstawiono w tabeli 1.

Tabela 1Wartości współczynnika globalnego ocieplenia dla okresu 100 lat (kg równoważnego CO₂/kg emisji)**Table 1**Value of global warming potential index for the period of 100 years (kg eq CO₂/kg emission)

Emisja	GWP 100
CO ₂	1
CH ₄	25
N ₂ O	298
HFC	124–14 800
SF ₆	22 800
PFC	7 390–12 200

Źródło: IPCC Fourth Assessment Report: Climate Change 2007 (AR4),
http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_and_data_reports.htm

Kategoria wpływu – zakwaszanie

Jako podstawowe substancje mające wpływ na powiększanie stopnia kwasowości środowiska wymienia się najczęściej SO₂, NO_x, NH₃, HF, HCl. Naturalny system wodny zawiera wiele substancji, które mają wpływ na jego kwasowy charakter. Jego zdolność buforowania może być określona przez kilka wskaźników, które opisują różne stadia procesów zakwaszania. Do najważniejszych czynników kontrolujących te procesy zalicza się:

- zdolność neutralizacji kwasów (ANC),
- zdolność zakwaszania (AC)³⁶³.

Zasadowość (odpowiednik ANC) jest to wskaźnik, który ujawnia niższe poziomy zakwaszania i określa zdolność buforowania kwasu w wodach przed zakwaszaniem do pH = 4,5. Spadkowi pH towarzyszy zmiana rozpuszczalności oraz stopnia utlenienia wielu metali. W środowisku kwaśnym wzrasta przede wszystkim rozpuszczalność glinu, miedzi, cynku, żelaza, niklu oraz ołowiu, a rtęci i wanadu maleje. Wzrastająca rozpuszczalność glinu prowadzi do powstawania jego toksycznych jonów, co w efekcie doprowadza do zubożenia flory i fauny. Gdy pod uwagę brane są tylko związki węglanowe, substancje organiczne i rozpuszczony glin zasadowość (odpowiednik ANC) jest opisana równaniem:

³⁶³ J. Li, H. Tang, Q. Bai, Y. Nie, J. Luan, *Aquatic acidification sensitivity for regional environment: a multi-indicator evaluation approach*, Water, Air, and Soil Pollution 117, 2000, s. 251–261.

S. Bellekom, J. Hettelingh, J. Aben, *Spatial aspects affecting acidification factors in European acidification modeling*, Environmental Modeling & Software 24, 2009 s. 463–472.

T.I. Moiseenko, *Effects of Acidification on Aquatic Ecosystems*, Russian Journal of Ecology, Vol. 36, No. 2, 2005, s. 93–102.

$$[\text{Alk}] = [\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{A}^-] + \text{Al}_T + [\text{OH}^-] - [\text{H}^+]$$

gdzie: Alk – całkowita zasadowość,
 HCO_3^- – aktywność (mol L^{-1}),
 A – aniony kwasów organicznych,
 Al_T – wkład glinu w zasadowość.

AC z kolei wskazuje mniejsze zakwaszanie i określa zdolność buforowania kwasu wejściowego przed zakwaszaniem wody do $\text{pH} = 6,5$. Zdolność zakwaszania (AC) jest definiowana jako łączna ilość mocnych kwasów niezbędnych do zmniejszenia prawidłowego pH wody do poziomu krytycznego (zakres normy jakości wód powierzchniowych w wielu krajach wynosi $\text{pH } 6,5 \pm 8,5$). W związku z tym $\text{pH} = 6,5$ można uznać za pierwszy krytyczny poziom zakwaszania wód naturalnych. Wiąże się to głównie ze związkami węglanowymi, ale również rozpuszczonymi substancjami organicznymi i amfoterycznymi jonami metali (np. glinem). Stopień znaczenia innych związków niż węglanowe wzrasta wraz z poziomem zakwaszania zgodnie z:

$$\text{AC (m mol L}^{-1}\text{)} = 0,0108 \exp[1,70 \Delta \text{pH} + 0,611 \text{ ANC (m mol L}^{-1}\text{)}]$$

gdzie: $\Delta \text{pH} = \text{pH(obecne)} - 6,5$.

Zdolność zakwaszania (AC) można wyrazić jako różnicę między zasadowością (ANC) wód w ich obecnym stanie ($[\text{Alk}]_t$), a zasadowością w stanie krytycznym zakwaszania ($[\text{Alk}]_{\text{cr}}$).

$$\text{AC} = [\text{Alk}]_t - [\text{Alk}]_{\text{cr}}$$

Jeśli AC_C , AC_O i AC_{Al} , które opisują odpowiednio zakwaszanie przez związki węglanowe, kwasów organicznych i nieorganicznych oraz aluminium są określone następująco:

$$\text{AC}_C = [\text{Alk}]_C - [\text{Alk}]_{C, \text{ cr}}$$

$$\text{AC}_O = [\text{Alk}]_O - [\text{Alk}]_{O, \text{ cr}}$$

$$\text{AC}_{\text{Al}} = [\text{Alk}]_{\text{Al}} - [\text{Alk}]_{\text{Al, cr}}$$

wówczas AC możemy zapisać jako:

$$\text{AC} = \text{AC}_C + \text{AC}_O + \text{AC}_{\text{Al}}$$

Problemem w ustalaniu wskaźnika jest fakt, iż w Europie występują duże różnice w zakresie odporności ekosystemów na ładunek kwasu. Ocena wrażliwości zakwaszania dla regionu, który posiada rzeki, strumienie i jeziora jest bardzo skomplikowana i wielodyscyplinarna, wymagająca zaangażowania badań z fizyki, biologii, hydrologii, gleboznawstwa, geologii, ekologii, metrologii i systemów informacji geograficznej, jak i właściwości che-

micznych wody. Dane te pochodzą zazwyczaj z monitoringu wód i pozwalają na obliczenia wskaźnika AC w miarę dużej skali, wykorzystując dane o pH, zasadowości, wielkości ChZT i/lub stężeniu Ca^{2+} . Zależności te stały się podstawą do obliczenia wskaźnika zakwaszania dla warunków europejskich, wychodząc z założenia, że wszystkie kraje od Albanii (AL) do Ukrainy (UA) przyczyniają się do zakwaszania w Europie. Fizyczny model europejskiego wskaźnika zakwaszania (A) oparty jest na obliczeniach, z krajowych emisji do powietrza (E) dla trzech substancji zakwaszających: SO_2 , NO_x i NH_3 :

$$A = f(\text{EAL}, \text{SO}_2, \text{EAL}, \text{NO}_x, \text{EAL}, \text{NH}_3, \dots, \text{EUA}, \text{SO}_2, \text{EUA}, \text{NO}_x, \text{EUA}, \text{NH}_3, \text{Er}).$$

W równaniu EAL, SO_2 odpowiada rocznej emisji SO_2 dla poszczególnych krajów Europy, natomiast Er reprezentuje pozostałe emisje ze źródeł naturalnych, takich jak wulkany. Do obliczenia poziomu zakwaszania stosuje się następujące równanie:

$$A = \sum_{c=\text{AL}}^{\text{UA}} \sum_{s=\text{SO}_2}^{\text{NH}_3} \text{AF}_{c,s} \cdot E_{c,s}$$

gdzie: c – kraj,

s – substancja,

AF – odpowiedni współczynnik zakwaszania dla kraju c i substancji s , obliczany tak jak prezentowany wyżej wskaźnik AC,

E – roczne emisje substancji s w kraju c .

Ostatecznie jednak w większości modeli LCA w ramach kategorii zakwaszanie szeroko stosowany jest model RAINS 10 opracowany przez IIASA (*International Institute for Applied Systems Analysis*) z Austrii, dla których współczynnikiem jest kg równoważnego SO_2 (tab. 2).

Tabela 2

Wartości współczynnika zakwaszania (kg równoważnego SO_2 / kg emisji)

Table 2

Value of acidification index (kg eq SO_2 /kg emission)

Emisja	Współczynnik zakwaszania
SO_2	1
NH_3	1,88
HF	1,60
HCl	0,88
NHO_3	0,51
NO_2	0,7
NO	1,07
H_2SO_4	0,65

Źródło: IIASA, Guinee i in. 2002 (CML)...., op.cit.

Zużycie zasobów abiotycznych

Problemy pomiaru uszczuplania (wyczerpywania się) zasobów abiotycznych są nadal przedmiotem badań i weryfikacji w celu uzyskania jednego ogólnie akceptowalnego modelu³⁶⁴. Opracowano różne modele charakteryzowania bazujące na³⁶⁵:

1. Wskaźniku wystarczalności zasobów, polegającym na zsumowaniu wielkości wydobycia wszystkich surowców mineralnych i wielkości ich zasobów i na tej podstawie określenia ilości lat dla ich wystarczalności. Model ten zakłada, że wszystkie zasoby są równie ważne i mogą być stosowane zamiennie.

2. Współczynnika wyczerpywania zasobów abiotycznych, wynikającym z relacji rocznej wielkości wydobycia do wielkości zasobów. Ocenia się przewidywany wpływ na środowisko wydobycia surowców ze złóż o coraz niższej zawartości składnika użytecznego, co będzie wymagało m.in. pozyskania większej ilości energii. Na tej podstawie wartość kategorii szkody została wyrażona jako nadwyżka energii [MJ]. Obliczenia te bazują na modelu geostatystycznym i wykonanych badaniach, które wskazują na relację pomiędzy dostępnością kopaliny (rudy) i zawartością składnika użytecznego. Dane dla metali pochodzą z modelu opracowanego przez Chapman i Roberts'a³⁶⁶, gdzie były skalkulowane dla każdego metalu, stąd wyczerpanie zasobów abiotycznych jest definiowane równaniem:

$$\text{wyczerpanie zasobów abiotycznych} = \sum_i ADP_i \cdot m_i$$

$$ADP_i = \frac{DR_i}{(R_i)^2} \cdot \frac{(R_{ref})^2}{DR_{ref}}$$

gdzie: m_i – ilość użytych zasobów i -tej kopaliny,
 ADP_i – potencjał zubożenia zasobów abiotycznych i -tej kopaliny,
 R_i – wielkość zasobów kopaliny i [kg],
 DR_i – roczne wydobycie kopaliny i [kg/rok],
 R_{ref} – wielkość zasobów odniesienia, którym jest antymon [kg],
 DR_{ref} – roczne wydobycie kopaliny odniesienia, którym jest antymon [kg/rok].

W przypadku surowców energetycznych uwzględnia się wielkość ich zasobów i przewidywany popyt na energię, a kopaliny te mogą być traktowane łącznie jako energia paliw kopalnych i wówczas przeliczania zasobów dokonuje się z uwzględnieniem ich wartości opałowej jako:

³⁶⁴ G. Feng, N. ZuoRen, W. ZhiHong, G. XianZheng, Z. TieYong, *Characterization and normalization factors of abiotic resource depletion for life cycle impact assessment in China*, Science in China Series E: Technological Sciences, 2009.

³⁶⁵ B. Steen, *Abiotic resource depletion different perceptions of the problem with mineral deposits*, International Journal of LCA no 11 Special Issue 1, 2006, s. 49–54.

³⁶⁶ P.F. Chapman, F. Roberts, *Metal resources and energy*, Butterworths Monographs in Materiale, 1983.

$$ADP_i = ADP_{fe} \cdot HV_i$$

gdzie: ADP_i – potencjał zubożenia zasobów i -tej kopaliny energetycznej,
 HV_i – średnia wartość opałowa i -tego surowca energetycznego,
 ADP_{fe} – ($fe = fossil\ energy$ – energia kopaliny) – potencjał uszczuplenia zasobów surowców energetycznych obliczany na podstawie równania:

$$ADP_{ef} = \frac{3,03 \cdot 10^{14}}{(4,72 \cdot 10^{20})^2} \cdot \frac{(4,63 \cdot 10^{15})^2}{6,06 \cdot 10^7} = 4,81 \cdot 10^{-4}$$

ADP_{fe} – jest to wartość zużycia 1MJ energii uzyskanej z surowców energetycznych, obliczona przy wykorzystaniu danych odnośnie zasobów antymonu i paliw kopalnych (jako całości).

Wartość współczynnika ADP dla wybranych kopaliny w przeliczeniu na kg równoważnego antymonu (Sb) przedstawiono w tabeli 3.

Tabela 3

Wartości współczynnika uszczuplenia zasobów (kg antymonu/ kg kopaliny)

Table 3

Value of resource depletion index (kg Sb/kg minerals)

Kopalina	ADP
Sb	1,00
Cu	$1,94 \cdot 10^{-3}$
Cd	0,33
S	$3,58 \cdot 10^{-4}$
Węgiel brunatny	$6,71 \cdot 10^{-3}$
Węgiel kamienny	$1,34 \cdot 10^{-1}$
Ropa naftowa	$2,01 \cdot 10^{-2}$
Ag	1,84

Źródło: IIASA, Guinee i in. 2002 (CML)... op.cit.

W nowszych wersjach tych modeli uwzględnia się dostępność metali, pochodzącą również z kopaliny towarzyszących, występujących w złożach innych metali oraz pozyskiwanych z surowców wtórnych (złomy itp.), a dla surowców energetycznych dodatkowo specyficzne uwarunkowania występowania złóż zasobów, a nie tylko ich wielkość.

3. Ocenie przewidywanego wpływu wydobywania surowców na środowisko (na podstawie OOS). Taki punkt widzenia sugeruje, że obecne wydobywanie wysokiej jakości zasobów powinno powodować poważne skutki dla środowiska i gospodarki, a wydobywanie niskiej jakości zasobów powinno powodować skutki dopiero w przyszłości.
4. Ocenie egzergii lub entropii jako podstawy do charakteryzowania wyczerpywania zasobów.

Literatura

- 20 lat na rzecz ekorozwoju – odnawialne źródła energii, NFOŚiGW, Warszawa 2009.
- A Glossary of Acquisition Terms, US Federal Acquisition Institute, Washington. DC, 1998.
- A Guide to the Project Management Body of Knowledge. Project Management Institute, 1996.
- Adamczyk J., Brendzel-Skowera K., 2006 – Zarządzanie środowiskowe w przedsiębiorstwach. Problemy Ekologii nr 1.
- Adamczyk J., 2001 – Koncepcje zrównoważonego rozwoju w zarządzaniu przedsiębiorstwem. Wyd. AE, Kraków.
- Adamczyk J., 2002 – Metodyka oceny efektywności zarządzania środowiskowego w przedsiębiorstwie. Wyd. AE, Kraków.
- Adamczyk W., 2004 – Ekologia wyrobów – jakość, cykl życia, projektowanie. PWE, Warszawa.
- Anders R., 1996 – Product Assurance Dictionary. Marlton Publishers, New York.
- Anklesaria J., 2007 – Supply chain cost management. Amacom.
- Antonik W., 2005 – Wybrane narzędzia (BAT, BATNEEC) systemu zarządzania środowiskowego w procesie wdrażania zasad zrównoważonego rozwoju. [W:] Pindór T. (red.), Proces wdrażania rozwoju zrównoważonego w przedsiębiorstwie, Ekonomia i Środowisko, Białystok.
- Azapagic A., Clift R., 1999 – Allocation of environmental burdens in multiple-function systems. J. Cleaner Prod. 7.
- Baran J., 2008 – LCA oraz eko-efektywność kopalni węgla kamiennego. Czysta Produkcja i Eko-Zarządzanie nr 1–2, wrzesień 2008.
- Baran J., Nowak Z., 2008 – Metodyka oceny cyklu życia i jej zastosowania – 11 lat od wydania normy ISO 14040. Czysta Produkcja i Eko-Zarządzanie nr 1–2, wrzesień 2008.
- Bare J.C., Norris G.A., Pennington D.W., McKone T., 2003 – TRACI, The tool for the reduction and assessment of chemical and other environmental impacts. Journal of Industrial Ecology V. 6, No 3–4.
- Becla A., Czaja S., 2005 – Spory wokół istnienia ekologicznych funduszy celowych w gospodarce polskiej. [W:] J. Famielec (red.), Finansowanie ochrony środowiska w Polsce w warunkach osłabienia finansów publicznych, Wyd. AE, Kraków.
- Behrens W., Hawranek P.M., 1993 – Poradnik przygotowania przemysłowych studiów feasibility. UNIDO.
- Bellekom S., Hettelingh J., Aben J., 2009 – Spatial aspects affecting acidification factors in European acidification modeling. Environmental Modelling & Software 24.
- Bernat M., Zieliński T., 2006 – Porównanie kosztów cyklu życia standardowych i energooszczędnych silników indukcyjnych niskiego napięcia. Napędy i Sterowanie nr 2, luty 2006.

- Blanchard B., Fabrycky W., 1998 – Systems engineering and analysis. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, USA.
- Bohne R.A., 2005 – Eco-efficiency and performance strategies in construction and demolition waste recycling systems. Norwegian University of Science and Technology, Trondheim, praca doktorska.
- Borowiecki R. (red.), 1995 – Efektywność przedsięwzięć rozwojowych. Metody-analiza-przykłady. Fogra, Warszawa-Kraków.
- Borys T. (red.), 1999 – Wskaźniki ekorozwoju. Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok.
- Borys T., 1991 – Kwalimetria. Teoria i zastosowanie. Wyd. AE, Kraków.
- Borys T., 1998 – Teoretyczne aspekty konstruowania wskaźników ekorozwoju. Sterowanie ekorozwojem. Wyd. Politechniki Białostockiej, Białystok.
- Brand G., Braunschweig A., Scheidegger A., Schwank O., 1998 – Weighting in Ecobalances with the Ecoscarcity Method–Ecofactors 1997. BUWAL (SAFEL) Environment Series No. 297, Bern.
- Broniewicz E., Poskrobko B., 2003 – Nakłady na ochronę środowiska. Metodyka i wyniki badań. Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok.
- Burzym E., 1993 – Społeczny i ekologiczny aspekt współczesnej ewolucji rachunkowości w gospodarce rynkowej. Zeszyty Naukowe AE w Krakowie, nr 401.
- Business and the Environment: Policy Incentives and Corporate Responses, OECD 2007.
- Chaa K., Limb S., Hura T., 2008 – Eco-efficiency approach for global warming in the context of Kyoto Mechanism. Ecological Economics 67.
- Chapman P.F., Roberts F., 1983 – Metal Resources and Energy. Butterworths Monographs in Materiale.
- Cholewa J., Kulczycka J., Kowalski Z., Kijkowska R., Jarosiński A., 2005 – Studium wykonalności instalacji do produkcji koncentratów ziem rzadkich i anhydrytu z fosfogispu apatytowego z bieżącej produkcji i zgromadzonych na hałdzie Z.Ch. Wizów S.A. IGSMiE PAN, Kraków (praca niepubl.).
- Cieślak A., 1999 – Ekologiczna ocena cyklu życia produktu. [W:] Cieślak A., Cygler M. (red.), Zapobieganie stratom w przemyśle, Białystok.
- Crettaz P., Rhomberg L., Brand K., Pennington D.W., Jolliet O., 2002 – Assessing human health response in Life Cycle Assessment using ED10s and DALYs: Carcinogenic Effects. Int. J. of Risk Analysis, 22 (5).
- Czaplicka K. (red.), 2002 – Zastosowanie oceny cyklu życia (LCA) w ekobilansie kopalni. Wyd. GIG, Katowice.
- Czaplicka K., Ściążko M., 2004 – Model ekologicznego i ekonomicznego prognozowania wydobycia i użytkowania czystego węgla. Wyd. GIG, Katowice.
- Czekaj J., Dresler Z., 2002 – Zarządzanie finansami przedsiębiorstw. Podstawy teorii. Wydawnictwo Naukowe PWN, Wyd. 2 popr. i rozsz., dodr. 1, Warszawa.
- De Schryver A.M., Brakkee K.W., Goedkoop M.J., Huijbregts M.A.J., 2009 – Characterization factors for global warming in life cycle assessment based on damages to humans and ecosystems. Environmental Science and Technology 43 (6).
- Doś A., 2007 – Rynkowe instrumenty finansowe a ochrona środowiska. Ekonomia i Międzynarodowe Stosunki Gospodarcze 14, Nr 1164, Prace Naukowe AE we Wrocławiu, Wrocław.

- Dreyer L.C., Niemann A.L., Hauschild M.Z., 2003 – Comparison of three different LCIA methods: EDIP97, CML2001 and Eco-indicator 99. *International Journal of Life Cycle Assessment* Vol. 8, No 4, July 2003.
- Drucker P., 2007 – Menedżer skuteczny. Wyd. MT Biznes, Warszawa.
- Durucan S., Korre A., Paspaliaris I., Adam K., Kulczycka J., Lowther M., Wirth H., Frogoudakis E., 2001 – Life Cycle Assessment of mining projects for waste minimization and long term control of rehabilitated sites. Eurothen 2001, Athens.
- Działalność innowacyjna przedsiębiorstw w latach 2006–2008. GUS, Warszawa 2009.
- Encyklopedia Powszechna PWN, Warszawa 1993.
- Environmental Cost Budgeting: A Benchmark Survey of Management Accountants. U.S. Environmental Protection Agency, USA 1995.
- Environmental Policies and Industrial Competitiveness. OECD, Washington, D.C., 1993.
- European Competitiveness Report 2002. European Commission 2002.
- Famielec J. (red.), 2005 – Finansowanie ochrony środowiska w Polsce w warunkach osłabienia finansów publicznych. Wyd. Akademia Ekonomiczna w Krakowie, Kraków.
- Famielec J., Broniewicz E., 2006 – Odzwierciedlenie aspektów ochrony środowiska w sprawozdawczości małych i średnich przedsiębiorców w świetle ustawy o rachunkowości. Warszawa.
- Famielec J., 2005 – Finansowanie ochrony środowiska – ujęcie systemowe. [W:] Czyż M. (red.), Wybrane aspekty równoważenia rozwoju, Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok.
- Famielec J., 2008 – Rachunkowość ekologiczna w małych i średnich przedsiębiorstwach. Prezentacja Ministerstwo Gospodarki, 19 grudzień, Warszawa.
- Fiedor B., Czaja S., Graczyk A., Jakubczyk Z., 2002 – Podstawy ekonomii środowiska i zasobów naturalnych. C.H. Beck, Warszawa.
- Fiedor B., 1996 – System wskaźników i indeksów ekorozwoju. Wyd. Ekonomia i Środowisko 19.
- Fijał T., 2005 – Ekologiczne i ekonomiczne efekty realizacji strategii czystszej produkcji w wybranych przedsiębiorstwach. Wyd. Uniwersytetu Ekonomicznego w Krakowie, Monografie nr 169.
- Financial Times, Sustainable Business. Special Report 9 Oct. 2008.
- Foltynowicz Z., 2009 – Ekoinnowacje szansą na rozwój. *Ecomanager*, nr 1/6.
- Foltynowicz Z., Lewandowska A., Mizgajski J., 2008 – Promowanie myślenia w kategoriach cyklu życia. [W:] Kalla J., Sojkina B. (red.), Zarządzanie produktem – teoria, praktyka, perspektywy, Wyd. Akademii Ekonomicznej w Poznaniu, Poznań.
- Gajda A., Majer M., Nowak D., Efektywność ekologiczna sektora górnictwa i kopalnictwa w świetle zasad zrównoważonego rozwoju. Próba diagnozy. *Przegląd Górniczy* nr 7–8.
- Gao Feng, Nie ZuoRen, Wang ZhiHong, Gong XianZheng, Zuo TieYong, 2009 – Characterization and normalization factors of abiotic resource depletion for life cycle impact assessment in China. *Science in China Series E: Technological Sciences*.
- Generowicz A., Kulczycka J., Kowalski Z., Banach M., 2011 – Assessment of waste management technology using BATNEEC options, technology quality method and multi-criteria analysis. *Journal of Environmental Management* 92.
- Gentil E., 2007 – Narzędzia wspomagające podejmowanie decyzji dotyczących ochrony środowiska w gospodarce odpadami komunalnymi. [W:] Kulczycka J. (red.), *Zasady zarządzania*

- odpadami komunalnymi w Polsce i wybranych regionach Europy – najlepsze praktyki, Wyd. IGSMiE PAN, Kraków.
- Glossary of Project Management Terms. Center for Systems Management, September, 1999.
- Gluch P., Baumann H., 2004 – The life cycle costing (LCC) approach: a conceptual discussion of its usefulness for environmental decision-making. *Building and Environment* 39.
- Goedkoop M., Spriensma R., 2000 – Eco-indicator 99 methodology report. Pre Consultants b.v., Amersfoort, The Netherlands.
- Goedkoop M., Spriensma R., 2010 – Eco-indicator 99, A damage oriented method for life cycle impact assessment, Methodology report 2000. PRé Consultants b.v., Amersfoort, The Netherlands.
- Gollier Ch., 2010 – Ecological discounting. *Journal of Economic Theory* 145.
- Gollinger-Tarajko M., 2002 – Metody oceny ekologicznej i ekonomicznej modernizacji procesów technologicznych na przykładzie wytwarzania związków chromu i fosforu. Wyd. AE, Kraków.
- Gollinger-Tarajko M., Kowalski Z., 2000 – Obliczanie współczynnika toksyczności dla metody analizy procesu w ujęciu rachunku skumulowanego. *Czasopismo Techniczne* nr 3, Politechnika Krakowska, Kraków.
- Góralczyk M., Kulczycka J., 2002 – LCNPV as a tool for evaluation of environmental investments in industrial projects. 2nd International Symposium ILCDES 2003 – Integrated Life-time Engineering of Buildings and Civil Infrastructures, Kuopio.
- Górka K. (red.), 1999 – Analiza skuteczności działania instrumentów ekonomicznych ochrony środowiska w Polsce. Warszawa.
- Górka K., 2010 – Kwestie terminologiczne w ewolucji ekonomiki ochrony środowiska. *Aura* 12.
- Górzyński J., 2007 – Podstawy analizy środowiskowej wyrobów i obiektów. WNT, Warszawa.
- Gospodarka odpadami w Unii Europejskiej, Urząd Komitetu Integracji Europejskiej 2003.
- Granosik B., Jakubowska A., 2007 – Ocena wykorzystania wybranych metod badania efektywności inwestycji rzeczowych w przedsiębiorstwach produkcyjnych. [W:] L. Preisner (red.), *Finansowe aspekty transformacji gospodarki w Polsce*, AGH Wydawnictwa Naukowo-Dydaktyczne, Kraków.
- Guidelines For Social Life Cycle Assessment of Products, UNEP 2009.
- Guinée J.B. (red.), Gorée M., Heijungs R., Huppes G., Klein R., de Koning A., van Oers L., Wegener Sleeswijk A., Suh S., Udo de Haes H.A., de Bruijn J.A., van Duinand R., Huijbregts M.A.J., 2002 – Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards. Series: Eco-efficiency in industry and science, Kluwer Academic Publisher, Dordrecht.
- Guła A. – Komentarz do „Zestawienia projektów do dofinansowania z Funduszu Spójności” oraz kryteriów układania rankingu najlepszych projektów. Instytut Ekonomii Środowiska.
- Hanssen O.J., Asbjørnsen O.A., 1996 – Statistical properties of emission data in life cycle assessment. *J. Cleaner Prod.* 4, 3–4.
- Herbert N., 2007 – The economics of climate change: The Stern Review. Cambridge University Press, Cambridge.
- Horngren Ch.T., Foster G., 1987 – Cost Accounting. A managerial Emphasis 6th edition Prentice, Hall.

- Hunckeler D., Lichtenwort K., Rebitzer G. (red.), 2008 – Environmental life cycle costing. SETAC, CRC Press, Taylor & Francis Group.
- Hunkeler D., Biswas G., 2000 – Return on environment. *International Journal of LCA* 5 (6).
- Hur T., Kim I., Ryoichi Y. – Measurement of green productivity and its improvement. *Journal of Cleaner Production*.
- Indicators of Environment and Sustainable Development 2002. Theories and Practical Experience, Background Paper No. 89, Environmental Economics Series, World Bank, Washington.
- Indra S., 1999 – Gospodarka odpadami w Unii Europejskiej.
- Itsubo N., Sakagami M., Washida T., Kokubu K., Inaba A., 2004 – Weighting Across Safeguard Subjects for LCIA through the Application of Conjoint Analysis. *I J LCA* 9(3).
- Jabłoński J., 2001 – Zarządzanie środowiskowe jako warunek ekologizacji przedsiębiorstwa. Próba modelu teoretycznego. Wyd. Politechniki Poznańskiej, Poznań.
- Janikowski R., Krupanka J., Michaliszyn B., Skowrońska A., Starzewska-Sikorska A., 2006 – Analiza warunków rozwoju technologii środowiskowych w Polsce. Wyd. *Ekonomia i Środowisko*, Katowice–Białystok.
- Janikowski R., 2005 – Maksymalizacja eko-efektywności celem nowoczesnego przedsiębiorstwa. [W:] Pindór T. (red.), *Proces wdrażania rozwoju zrównoważonego w przedsiębiorstwie*, *Ekonomia i Środowisko*.
- Jankowska-Kłapkowska A., 1985 – Ekologiczno-ekonomiczna efektywność gospodarowania. [W:] Ginsberg-Gebert A. (red.), *Ekologiczne i socjologiczne problemy ochrony środowiska*, cz. I, Ossolineum, Wrocław–Warszawa–Kraków–Gdańsk–Łódź.
- Joliet O., Müller-Wenk R., Bare J.C., Brent A., Goedkoop M., Heijungs R., Itsubo N., Peña C., Pennington D., Potting J., Rebitzer G., Stewart M., Udo de Haes H., Weidema B., 2004 – The LCIA Midpoint-damage Framework of the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative. *Int. J LCA* 9 (6).
- Jouini E., Marin J.M., Napp C., 2010 – Discounting and divergence of opinion. *Journal of Economic Theory* 145.
- Kawa P., Wydimus S., 1998 – Metodologia oceny efektywności projektów inwestycyjnych według standardów Unii Europejskiej. WSZiB, Kraków.
- Kemna R., van Elburg M., Li W., van Holstein R., 2005 – MEEuP – The methodology Report. EC, Brussels.
- Kijkowska R., Kowalczyk J., Mazanek C., Mikołajczyk T., 1989 – Prace naukowe Instytutu Chemii Nieorganicznej i Metalurgii. Monografia nr 28, Politechnika Wrocławska, Wrocław.
- Kłos Z., Kasprzak J., 2007 – Rola ekobilansowania w kształtowaniu maszyn, urządzeń i systemów. *Zeszyty Naukowe Politechniki Poznańskiej* nr 6.
- Kłos Z., Kurczewski P., Kasprzak J., 2005 – Środowiskowe charakteryzowanie maszyn i urządzeń. *Podstawy ekologiczne, metody i przykłady*. Wyd. Politechniki Poznańskiej, Poznań.
- Kłos Z., 1996 – Podstawy ekobilansowania w zagadnieniach budowy maszyn. *Zagadnienia Eksploatacji Maszyn* nr 4.
- Kociszewska I., 2004 – Ekonomiczne i społeczne aspekty inwestycji proekologicznych. [W:] Kozłowski S. (red.), *Regionalne strategie rozwoju zrównoważonego*, Wyd. *Ekonomia i Środowisko*, Białystok.

Koncepcja horyzontalnej polityki przemysłowej w Polsce.

Kornecki J., Michaliszyn B., Krupanek J., Ratman-Kłosińska I., Banasiak M., Pochroń A., Kondrat P., Jagustyn-Krynicky T., Czyż P., Wolińska I., Pylak K., 2009 – Potencjał małych i średnich przedsiębiorstw w dziedzinie kreowania nowych produktów innowacyjnych – rozwiązania proekologiczne. PSDB, Warszawa.

Kowalak R., 2009 – Rachunek kosztów cyklu życia produktu w zarządzaniu przedsiębiorstwem. Wyd. Uniwersytetu Ekonomicznego we Wrocławiu, Wrocław.

Kowalski Z., 1998 – Czystsze produkcje jako strategia ochrony środowiska naturalnego. Komitet Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk; Biuletyn nr 3.

Kowalski Z., Kulczycka J., Góralczyk M., 2007 – Ekologiczna ocena cyklu życia procesów wytwórczych. PWN, Warszawa.

Kowalski Z., Kulczycka J., Góralczyk M., 2003 – Ekologiczna ocena cyklu życia LCA z wykorzystaniem ekowskaźników. Przegląd Górniczy t. 59, nr 11, Katowice.

Kowalski Z., Kulczycka J., Wzorek Z., 2007 – Life cycle assessment of different variants of sodium chromate -production in Poland. Journal of Cleaner Production nr 15.

Kowalski Z., 2002 – Technologie przeróbki odpadów surowców chemicznych. Inżynieria Mineralna Nr S.1 (7).

Kowalski Z., 2002 – Technologie związków chromu. Wydawnictwo Politechniki Krakowskiej, Kraków.

Kowalski Z., 1997 – Utilisation of Leather Scraps in Fertilizer Production. Polish Journal of Environmental Studies Vol. 6, No 6.

Kowalski Z., Walawska B., 2002 – Research on the utilisation of waste chromic materials in the sodium chromate production process. Waste Management & Research, 20, 99-1072.

Kroik J., Malara Z., 2001 – Proekologiczne aspekty programowania działań sprzyjających osiągnięciu konkurencyjności przedsiębiorstw przyszłości. Konferencja naukowa Przedsiębiorstwo Przyszłości, Szkoła Główna Handlowa, Warszawa.

Kryk B., 2003 – Efektywność ekonomiczno-ekologiczna a cele gospodarowania. [W:] D. Kopycińska (red.), Państwo i rynek w gospodarce, Polskie Towarzystwo Ekonomiczne, Szczecin.

Kryk B., 2002 – Efektywność gospodarowania a rachunek efektywności inwestycji proekologicznych. [W:] Instrumenty rynkowe w ochronie środowiska, Ekonomia i Środowisko nr 29, Jugowice-Wrocław.

Kudełko J., Kulczycka J., Wirth H. (red.), 2007 – Zrównoważone wykorzystanie zasobów w Europie – surowce z odpadów. Wyd. IGSMiE PAN, Kraków.

Kudełko M., Kulczycka J., Czaja S. i in., 2005 – Analiza i ocena możliwości przeprowadzenia w Polsce proekologicznej reformy podatkowej. Ekspertyza wykonana na zlecenie Ministerstwa Środowiska, Warszawa.

Kulas I., Kusztal J., 2000 – Zarządzanie środowiskiem w przedsiębiorstwie. AE, Katowice.

Kulawik J., Mazanek C., 1988 – Ziemie rzadkie w fosfogipsach pochodzenia apatytowego. Monografia 74, Kraków, Politechnika Krakowska.

Kulczycka J. (red.), 2001 – Ekologiczna ocena cyklu życia (LCA) nową techniką zarządzania środowiskowego. Wyd. IGSMiE PAN, Kraków.

- Kulczycka J., Koneczny K., 2005 – LCNPV as a tool for economic efficiency comparison of new technology. International Workshop in Geoenvironment and Geotechnics 12–14 September 2005, Heliotopos Conferences.
- Kulczycka J., Drożdż M., Cholewa M., 2010 – Analiza kosztów cyklu życia LCC zgodna z metodyką BREEAM 2008 dla obiektu TRINITY PARK III. IGSMiE PAN, Kraków (materiały niepubl.).
- Kulczycka J., Góralczyk M., Włodarczyk B., 2003 – Cost of waste management versus competitiveness of mining: the example of non-ferrous metal industry. Minerals and Energy – Raw Materials Report t. 18, nr 4.
- Kulczycka J., Góralczyk M., 2006 – Environmental charges as a tool for eco-efficiency – example of Poland. 2nd International Conference on Quantified Eco-Efficiency Analysis for Sustainability.
- Kulczycka J., Góralczyk M., 2006 – LCA for cost internalisation – increased eco-efficiency through implementation of Integrated Product Policy. 2nd International Conference on Quantified Eco-Efficiency Analysis for Sustainability.
- Kulczycka J., Góralczyk M., 2009 – Znaczenia i możliwości stosowania oceny cyklu życia (LCA) i kosztów cyklu życia (LCC) w ekologicznych zamówieniach publicznych. Zielone Zamówienia Publiczne, UZP, Warszawa.
- Kulczycka J., Henclik A., 2006 – LCA uniwersalną techniką zarządzania środowiskowego. Przegląd Górniczy 4, Katowice.
- Kulczycka J., Henclik A., 2006 – Ocena cyklu życia wybranych branż przemysłu w Polsce. [W:] Pindór T. (red.), Środowiskowe aspekty restrukturyzacji przemysłu w Polsce w latach 1989–2006, Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok.
- Kulczycka J., 2007 – Koszty gospodarki odpadami komunalnymi jak podstawa ustalania cen za składowanie odpadów. [W:] L. Preisner (red.), Finansowe aspekty transformacji gospodarki polskiej, AGH, Wyd. Naukowo-Dydaktyczne, Kraków.
- Kulczycka J., 2009 – Life cycle thinking in Polish official documents and researches. The determination of discount rate for green public procurement. International Journal of LCA, vol. 14, no 5.
- Kulczycka J., 2009 – Odzwierciedlenie metody oceny cyklu życia w polityce ekologicznej. Ekonomia i Środowisko nr 1 (35), Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok.
- Kulczycka J., Pietrzyk-Sokulska E. (red.), 2009 – Ewaluacja gospodarki odpadami komunalnymi. Wyd. IGSMiE PAN, Kraków.
- Kulczycka J., Pietrzyk-Sokulska E. i in., 2009 – Szanse i zagrożenia dla przemysłu związanego z rozwojem „zielonej gospodarki”. Ministerstwo Gospodarki, Warszawa.
- Kulczycka J., Góralczyk M., Kudełko M., 2009 – Eco-efficiency of Poland – ecological tax reform 3rd International Conference on Eco-Efficiency, Leiden.
- Kusterka M., 2005 – Struktury przyczynowo-skutkowe jako podstawa opracowania systemów wskaźników zrównoważonego rozwoju. Prace naukowe AE we Wrocławiu, nr 1075.
- Łada M., Kozakiewicz A., 2007 – Rachunkowość zarządcza i controlling projektów. Wyd. Beck, Warszawa.
- Lesz K., Szpadt R., Żurańska-Skalny M., 2005 – Raport oddziaływania na środowisko przedsięwzięcia polegającego na rozbudowie składowiska odpadów ZCh Wizów S.A. WAMECO, Kamieniec Wrocławski.

- Lewandowska A., Foltynowicz Z., Podleśny A., 2004 – Środowiskowa ocena cyklu życia (LCA) – zastosowania. *Problemy Ekologii* 8, 3.
- Lewandowska A., 2006 – LCA. Środowiskowa ocena cyklu życia produktu, na przykładzie wybranych typów pomp przemysłowych. Wyd. Akademii Ekonomicznej, Poznań.
- Li J., Tang H., Bai Q., Nie Y., Luan J., 2000 – Aquatic acidification sensitivity for regional environment: a multi-indicator evaluation approach. *Water, Air, and Soil Pollution* 117.
- Lorek E. (red.), 2004 – Rozwój rynku dóbr i usług ekologicznych w regionie śląskim. Wyd. Akademii Ekonomicznej w Katowicach, Katowice.
- Łuczak J., Matuszak-Flejszman A., 2007 – Metody i techniki zarządzania jakością. Kompendium wiedzy. *Quality Progress*, Poznań.
- Mapa drogowa wdrażania planu działań na rzecz technologii środowiskowych w Polsce. Ministerstwo Środowiska; Warszawa 2006.
- Marcinek K., 2000 – Ryzyko projektów inwestycyjnych. Wyd. Uczelniane Akademii Ekonomicznej w Katowicach, Katowice.
- Markowska A., Żylicz T., 2008 – Wprowadzenie polskie. Analiza kosztów i korzyści projektów inwestycyjnych: Przewodnik do analizy kosztów i korzyści projektów inwestycyjnych fundusze strukturalne, Fundusz Spójności oraz Instrument Przedakcesyjny. Komisja Europejska, Bruksela.
- Martens P., 1994 – Health and climate change. Modelling the impacts of global warming and ozone depletion. London: Earthscan Publications 1998, oraz UNEP: Environmental Effects of Ozone Depletion: 1994 Assessment, United Nations Environmental Program.
- Matuszak-Flejszman A., 2010 – Determinanty doskonalenia systemu zarządzania środowiskowego zgodnego z wymaganiami normy ISO 14001. Wyd. Uniwersytetu Ekonomicznego w Poznaniu, Poznań.
- Matuszak-Flejszman A. – Efekty wdrożenia i rozwoju systemu zarządzania środowiskowego w organizacji, www.emas.mos.gov.pl
- Matuszak-Flejszman A., 2007 – System zarządzania środowiskowego w organizacji. Wyd. Akademii Ekonomicznej w Poznaniu, Poznań.
- Mazur-Wierzbicka E., 2006 – Motywy podejmowania działalności proekologicznej przez przedsiębiorstwa. [W:] Kopycińska D. (red.), *Zachowania decyzyjne podmiotów gospodarczych*, Szczecin.
- Mieszanina podsadzkowa i sposób otrzymywania mieszaniny podsadzkowej, Patent P 381203.
- Mizsey P., Delgado L., Benko T., 2009 – Comparison of environmental impact and external cost assessment methods. *International Journal of Life Cycle Assessment* Vol 14, No 7, November 2009.
- Moiseenko T. I., 2005 – Effects of Acidification on Aquatic Ecosystems. *Russian Journal of Ecology* Vol. 36, No. 2.
- Moll S., Vrgoc, Watson D., Femia A., Pedersen O.G., Villanueva A., 2006 – Environmental Input-Output Analyses based on NAMEA data. A comparative European study on environmental pressures arising from consumption and production patterns. ETC-RWM, Kopenhaga.
- Mueller-Wenk R., 1996 – Damage categories and damagefunctions as core elements of life-cycle impact assessment. IWOE, University of St. Gallen.

- Narzędzia wspomagające podejmowanie decyzji dotyczących ochrony środowiska w gospodarce odpadami komunalnymi. [W:] Kulczycka J. (red.), *Zasady zarządzania odpadami komunalnymi w Polsce i wybranych regionach Europy – najlepsze praktyki*, Wyd. IGSMiE PAN, Kraków 2007.
- Neuman J., Samuels C., 1996 – Insights from industry supply chain integration: vision or reality. *Supply Chain Manage Int J* 1(2).
- Ney R. (red.), 1997 – Surowce mineralne Polski. Surowce metaliczne. Cynk, ołów, Wyd. Centrum PPGSMiE PAN, Kraków.
- Nogalski B., Grajewski P., 2006 – Społeczna odpowiedzialność przedsiębiorstwa jako koncepcja zarządzania – moda czy konieczność. [W:] Księżyk M. (red.), *Funkcjonowanie gospodarki polskiej w warunkach integracji europejskiej*, AGH, Uczelniane Wydawnictwa Naukowo-Dydaktyczne, Kraków.
- Nowak Z., 2001 – Zarządzanie środowiskiem cz. II. Wydawnictwo Politechniki Śląskiej, Gliwice.
- Ochrona środowiska 2001–2009, *Roczniki Statystyczne GUS*, Warszawa.
- Opschoor J.B., Vos H.B., 1990 – Instrumenty ekonomiczne dla ochrony środowiska. MOŚNiL, Warszawa.
- Osborne M.J., 2010 – A resolution to the NPV-IRR debate? *The Quarterly Review of Economics and Finance* No 50.
- Penc J., 1997 – *Leksykon biznesu*. AW Placet, Warszawa.
- Pindór T., 2007 – Fundusze ekologiczne jako źródło finansowania inwestycji w zakresie ochrony środowiska. [W:] Preisner L. (red.), *Finansowe aspekty transformacji gospodarki w Polsce*, AGH Uczelniane Wydawnictwa Naukowo-Dydaktyczne, Kraków.
- Piontek F., 1999 – *Metodyka oceny efektywności wydatkowania ekologicznego funduszy celowych*. AE, Katowice.
- PN-EN ISO 14020:2003 – Etykiety i deklaracje środowiskowe — Zasady ogólne. PKN, Warszawa 2003.
- PN-EN ISO 14040:2009 – Zarządzanie środowiskowe – Ocena cyklu życia – Zasady i struktura. PKN, Warszawa 2009.
- PN-EN ISO 14044:2009 – Zarządzanie środowiskowe – Ocena cyklu życia – Wymagania i wytyczne. PKN, Warszawa 2009.
- PN-ISO 14050:2004 – Zarządzanie środowiskowe – terminologia. PKN, Warszawa 2004.
- Polityka Ekologiczna Państwa na lata 2007–2010 z uwzględnieniem perspektywy na lata 2011–2014.
- Polityka ekologiczna Państwa na lata 2009–2012 z perspektywą do roku 2010.
- Polityka Ekologiczna Państwa w latach 2009–2012 z perspektywą do roku 2016.
- Polska 2025. Długookresowa strategia trwałego i zrównoważonego rozwoju, Rada Ministrów, Warszawa 2000.
- Prandecki K., 2005 – Idea zrównoważonego rozwoju w polityce gospodarczej Polski. [W:] Czyż M. (red.), *Wybrane aspekty równoważenia rozwoju*, Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok.
- Problemy oddziaływania małych i średnich przedsiębiorstw na środowisko, 2008 – Fundacja Partnerstwo dla Środowiska, Program „Czysty Biznes”.
- Program Operacyjny Infrastruktura i Środowisko Narodowe Strategiczne Ramy Odniesienia 2007–2013. Szczegółowy opis priorytetów. Kryteria wyboru projektów.

- Project Management Body of Knowledge Glossary of Terms, 1987 – Project Management Institute.
- Projekt celowy Nr 6 T12 2004/06378 – Nowa technologia wykorzystania odpadów po flotacyjnych do podsadzki – z uwzględnieniem najlepszych technik (BAT) – raport końcowy.
- Przewodnik do analizy kosztów i korzyści projektów inwestycyjnych fundusze strukturalne, 2008 – Fundusz Spójności oraz Instrument Przedakcesyjny, Komisja Europejska.
- Rączka J., 2002 – Analiza efektywności kosztowej w oparciu o wskaźnik dynamicznego kosztu jednostkowego. Wydawnictwo NFOŚiGW, Warszawa.
- Rausand M., 2001 – Life Cycle Cost. NTNU, Trondheim.
- Raynolds M., Franser R.A., Checkel M.D., 2001 – The relative mass-energy-economic (RMEE) method for system boundaries selection – Part 1: A means to systematically and quantitatively select LCA Boundaries. *Int J LCA* 5 (1).
- Rebitzer G., Ekvall T., Frischknecht R., Hunkeler D., Norris G., Rydberg T., Schmidt W., Suh S., Weidema B., Pennington D., 2004 – Life Cycle Assessment part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. *Environment International* 30.
- Rekomendacja Komisji Europejskiej z dnia 8 kwietnia 1998 roku Cz. II – Rachunkowość regulacyjna i kalkulacja kosztów, 98/322/EC,
- Robins G., 1994 – Sailing into ECR's uncharted waters. *Stores* 76 (10).
- Róg P., 2002 – Wielokryterialna i wielopoziomowa ocena efektywności inwestycji finansowych w warunkach niepewności. Wyd. Politechniki Częstochowskiej.
- Rogowski W., 2008 – Rachunek efektywności inwestycji. Wyd. WoltersKluwer, Polska.
- Różański J., Czerwiński M., 1999 – Inwestycje rzeczowe i kapitałowe. Absolwent, Łódź.
- Rutkowska M., Pakulska J., 2007 – Gospodarcze wykorzystanie odpadów przemysłowych w Polsce. *Roczniki Naukowe Stowarzyszenia Ekonomistów Rolnictwa i Agrobiznesu* t. IX, z. 2.
- Saling P., 2005 – Eco-Efficiency Analysis of biotechnological processes. *Appl Microbiology and Biotechnology* Vol. 68, issue 1.
- Saling P., Kicherer A., Dittrich-Krammer B., Wittlinger R., Zombik W., Schmidt I., Schrott W., Schmidt S., 2002 – Eco-efficiency Analysis by BASF: The Metod. *Int J LCA*, 7(4).
- Saluga P., 2006 – Wycena górniczych projektów inwestycyjnych w aspekcie doboru stopy dyskontowej. Wyd. IGSMiE PAN, Kraków.
- Schmidt W.P., 2003 – Life cycle costing as part of design for environment. *International Journal of Life Cycle Assessment* 8.
- Sierpińska M. (red.), 2007 – Wykorzystanie nowoczesnych koncepcji wspomagania decyzji dla poprawy efektywności zarządzania zakładem górniczym i spółką węglową. Wyd. AGH, Kraków.
- Sierpińska M., Jachna T., 2007 – Przedsiębiorstwo. Metody podejmowania decyzji finansowych. Analiza przykładów i przypadków. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Sikorska D., 2006 – Zarządzanie środowiskowe w przedsiębiorstwach przetwórstwa rolnego, Przedsiębiorstwa i organizacje publiczne w zrównoważonym rozwoju obszarów wiejskich. *Prace naukowe* nr 39, SGGW, Warszawa.
- Skulimowski A.M.J. – Metody wielokryterialnego wyboru i konstrukcji rankingów uwzględniających cele regionalne związane z realizacją Narodowej Strategii Spójności.

- Sobańska I. (red.), 2003 – Rachunek kosztów i rachunkowość zarządcza. Najnowsze tendencje, procedury i ich zastosowanie w przedsiębiorstwach. Wyd. C. H. Beck, Warszawa.
- Sokoł W., 2009 – Potrzeby MŚP we wdrażaniu technologii środowiskowych. Eco-manager 3.
- Soliński I., Solińska M. – Ekologiczne podstawy systemu wspierania rozwoju energetyki odnawialnej.
- Stahel W., 1994 – The utilization-focused service economy: resource efficiency and product life extension. The Greening of Industrial Ecosystem. National Academy of Engineering. Washington.
- Stanek W., 2009 – Metodyka oceny skutków ekologicznych w procesach cieplnych za pomocą analizy egzergetycznej. Wyd. Politechniki Śląskiej, Gliwice.
- Steen B., 2006 – Abiotic resource depletion different perceptions of the problem with mineral deposits, International Journal of LCA no 11 Special Issue 1.
- Stępień M., Pramanik A.K., 2006 – Sprawozdawczość środowiskowa – przegląd rozwiązań w różnych krajach. Zeszyty Naukowe Akademii Ekonomicznej w Krakowie nr 702, Kraków.
- Stermole F.M., Stermole J.M., 1996 – Economic Evaluation and Investment Decision Methods. IEC, Golden Colorado USA.
- Strategia Rozwoju Kraju 2007–2015.
- Strategia wdrażania w Polsce zintegrowanej polityki produktowej.
- Strategia zmian wzorców produkcji i konsumpcji na sprzyjające realizacji zasad trwałego, zrównoważonego rozwoju.
- Strzała-Osuch K., 2005 – Merytoryczna ocena ofert inwestycyjnych z zakresu ochrony środowiska. [W:] Czyż M. (red.), Wybrane aspekty równoważenia rozwoju, Ekonomia i Środowisko, Białystok.
- Sturm A., Shaltegger S., 1989 – Ökologieinduzierte Entscheidungsinstrumente des Managements.
- Swamidass P., 1991 – Encyclopedia of Production and Manufacturing Management. Kluwer 2000.
- Szargut J., 2007 – Egzergia. Poradnik obliczania i stosowania. Wyd. Politechniki Śląskiej, Gliwice.
- Szczepańska J., 2008 – Ocena oddziaływania na środowisko (wybrane zagadnienia) w tym NATURA 2000.
- Szpadt R. (red.), 2005 – Międzygminna gospodarka odpadami. Zastosowanie oceny cyklu życia w planowaniu gospodarki odpadami komunalnymi. Wrocław.
- Świderski M., 2003 – Analiza LCC (Life Cycle Cost Analysis) narzędziem wspomagającym ocenę projektów inwestycyjnych związanych z techniką pompową. IX Forum Użytkowników Pomp Szczyrk.
- Teczke J., 1988 – Techniki zarządzania a sprawność organizacji. Zeszyty Naukowe, Monografie nr 83, Wyd. AE, Kraków.
- Toffoletto L., Bulle C., Godin J., Reid C., Deschenes L., 2007 – LUCAS – A New LCIA Method Used for a Canadian-Specific Context. I J LCA 12(2).
- Towards a common European Methodology for Life Cycle Costing (LCC) – literature review, Davis Langdon Management Consulting, May 2007.
- Waldmann J., Dębiecka-Fobke G., Jankowska M., 2004 – Zagadnienia i wytyczne dotyczące ochrony środowiska w Unii Europejskiej, Związek Rzemiosła Polskiego.

- Walenciak D., 2007 – Zagospodarowanie odpadów w systemie zintegrowanym. Zarządzanie finansami firm – teoria i praktyka. Prace naukowe Akademii Ekonomicznej we Wrocławiu, nr 1152, Wrocław.
- Wasilewski M., Gałuszka-Harat M., 2003 – Zrównoważona produkcja i konsumpcja w świetle badań ankietowych, prezentacja wyników projektu „Propagowanie wzorców” produkcji i konsumpcji sprzyjających promocji zasad trwałego i zrównoważonego rozwoju.
- Wenzel H., Hauschild M.Z., Altting L., 1997 – Environmental assessment of products. Vol. 1 – Methodology, tools and case studies in product development. Chapman & Hall, UK, Kluwer Academic Publishers, Hingham, MA, USA.
- Wirth H., Kulczycka J., Kowalski Z., Kijkowska R., Jarosiński A., Pawłowska-Kozińska D., 2005 – Możliwości otrzymywania tlenków metali ziem rzadkich i anhydrytu z fosfogipsu apatytowego. [W:] Odzysk odpadów – technologie i możliwości, Wyd. IGSMiE PAN, Kraków.
- Włodarczyk B., Mazanek C., Kulczycka J., 2005 – Propozycja opracowania technologii wykorzystania odpadów poftotacyjnych do podszadzenia. [W:] Zrównoważone zarządzanie obszarami przemysłowymi, Wyd. IGSMiE PAN, Kraków.
- Wrzosek S. (red.), 2008 – Ocena efektywności inwestycji. Wyd. Uniwersytetu Ekonomicznego we Wrocławiu, Wrocław.
- Wrzosek S., 1994 – Ocena efektywności rzeczowych inwestycji przedsiębiorstw. Wyd. SYGMA, Wrocław.
- Wrzosek S., 2006 – Zarządzanie finansami przedsiębiorstw. Wyd. Akademii Ekonomicznej we Wrocławiu, Wrocław.
- Wzorce zrównoważonej produkcji i konsumpcji. Stan i rekomendacje. RAPORT 2003–2006, Ministerstwo Gospodarki, Warszawa 2006.
- Wzorek Z., Henclik A., Kulczycka J., 2003 – Analiza LCA produkcji chromianu sodu metodą dolomitową z wykorzystaniem programu SimaPro, [W:] Recyklacja odpadu VII. VSB – TU Ostrava.
- Zarządzanie projektami, IFC PRESS, Nowe Motywacje, 2003,
- Zarządzanie środowiskowe. Komentarz do norm serii ISO 14000, Warszawa PKN, 2005.
- Ziółkowski B., 2008 – Znaczenie eko-innowacji dla rozwoju przedsiębiorstw. [W:] A. Graczyk (red.), Zrównoważony rozwój w teorii ekonomii i w praktyce, Prace naukowe AE nr 1190, AE Wrocław.
- Żylicz T., 2006 – Skuteczność a efektywność. Aura 10.

Wykaz stron internetowych:

- <http://lca.jrc.ec.europa.eu>
- <http://lcinitiative.unep.fr/>
- [http://pl.wikipedia.org/wiki/LCA_\(Life_Cycle_Assessment\)](http://pl.wikipedia.org/wiki/LCA_(Life_Cycle_Assessment))
- http://www.access.gpo.gov/nara/cfr/waisidx_04/10cfr436_04.html
- <http://www.breeam.org>
- <http://www.centrum.pemp.pl/dokumenty/ekonomia/tzwezbiorczy/tzwelcc2>
- <http://www.kape.gov.pl/glp/docs/Koszty%20-%20Suszarki%20kondensujace.xls>

<http://www.mg.gov.pl/GOSPODARKA/Zrownowazonyrozwaj/Strategia+Zrownowazonego+Rozwoju/>

<http://www.pumps.org>

http://www.technologia.gda.pl/dydaktyka/08.../os/.../OS_Wyklad5i6.pdf

<http://www2.nfosigw.gov.pl/download/gfx/nfosigw/pl/nfoopisy/.../kryteria.pdf>

http://ec.europa.eu/yourvoice/ebtp/consultations/2007_pl.htm

Ekoefektywność projektów inwestycyjnych z wykorzystaniem koncepcji cyklu życia produktu

Streszczenie

Wraz ze wzrostem świadomości ekologicznej konsumentów oraz zaostrzającymi się przepisami w zakresie ochrony środowiska organizacje gospodarcze, szczególnie krajów UE, muszą sprostać określonym wymaganiom dotyczącym wysokiej jakości produkowanych wyrobów z zastosowaniem technologii ograniczających wpływ na środowisko. Doskonalenie jakości wszelkiego rodzaju procesów i produktów w firmach pozwala osiągać im przewagę konkurencyjną, jednak wymaga zazwyczaj ponoszenia określonych nakładów inwestycyjnych lub wprowadzania zmian organizacyjnych. W procesie podejmowania decyzji w ocenie efektywności planowanych przedsięwzięć powinno się uwzględnić nie tylko uwarunkowania techniczne i ekonomiczne, lecz również środowiskowe i społeczne. Istotne jest zatem opracowanie metod i narzędzi umożliwiających ocenę efektywności podejmowanych decyzji w ujęciu ekonomicznym i środowiskowym. W przypadku podejmowania decyzji inwestycyjnych związanych z ochroną środowiska trzeba mieć na uwadze, iż są one zazwyczaj decyzjami długoterminowymi, często mającymi za zadanie zmniejszenie kosztów, które będą ponoszone w odległej przyszłości. Są też takie, które powodują wzrost kosztów w ujęciu finansowym, lecz celem ich jest dostosowanie się do wymagań prawnych. Konieczność prowadzenia takich inwestycji wynika ze zwiększających się wymagań prawnych oraz ze zmian zachodzących w otoczeniu rynkowym podmiotów, a dotyczy w szczególności przedsiębiorstw funkcjonujących w krajach o wysokim poziomie świadomości ekologicznej (USA, Japonia, Kanada, kraje UE). Przedsiębiorstwa, chcąc utrzymać się na rynku, muszą podejmować określone działania, które z czysto ekonomicznego punktu widzenia i realizacji celu krótkookresowego nie zawsze są efektywne. Stwarza to potrzebę stosowania do oceny działalności przedsiębiorstwa, jak i prowadzonych przez niego inwestycji proochronnych kategorii efektywności ekonomiczno-ekologicznej, ułatwiającej uzasadnienie długookresowej celowości podejmowanych działań.

Efektywność według Druckera to kluczowy element rozwoju człowieka i organizacji. Służy ona także do samorealizacji i zdolności nowoczesnego społeczeństwa do przetrwania, to także stopień opanowania celu. Tak szerokie ujęcie efektywności, pomimo prostoty konstrukcyjnej, nie wskazuje na istnienie jednego uniwersalnego kryterium efektywnej działalności człowieka, w tym działalności gospodarczej. W praktyce gospodarczej celowe

zatem jest w odniesieniu do poziomu mikroekonomicznego określenie kryteriów efektywności zgodnych z zasadami racjonalnego gospodarowania. Efektywność ekonomiczną powinno się ujmować jako funkcję, służącą do poszukiwania najlepszych rozwiązań w obszarze rozwiązań dopuszczalnych. Z kolei efektywność ekologiczna określana jest jako relacja efektów ekonomicznych i presji środowiskowej związanej z wytworzeniem tych efektów. W takim ujęciu oceny efektywności ekologicznej (ekoefektywności) dokonuje się poprzez analizę relacji wartości produkcji lub usług do poziomu presji wywieranej na środowisko naturalne. Miarą efektywności ekologicznej jest liczba efektów tworzących wartość dodaną (przychody) dzielona przez presję na środowisko, rozumiana jako wielkość emisji lub ilość materialnych nakładów (zużycie energii czy surowców). Efektywność ekologiczna może i powinna być wykorzystana do oceny planowanych projektów inwestycyjnych, w szczególności tych mających za zadanie ochronę środowiska. Podmioty udzielające wsparcia finansowego (często dla przedsięwzięć nieefektywnych w ujęciu finansowym) definiują ją najczęściej jako relację między wyznaczonym celem (efektem) ekologicznym a nakładami ponoszonymi na jego uzyskanie. Takie ujęcie określa cel (efekt) ekologiczny zazwyczaj w jednym wybranym obszarze ochrony środowiska, np. ochrona powietrza, a ponadto nie uwzględnia efektywności (opłacalności) ekonomicznej planowanych przedsięwzięć inwestycyjnych. Z kolei gdy efektywność ekologiczną zdefiniowano jako relację między zdyskontowanymi strumieniami korzyści netto i jednostki fizycznej efektu ekologicznego, na przykład dotyczącego redukcji zanieczyszczeń, to występują trudności w jednoznacznej interpretacji wyników, zwłaszcza dla produktów/procesów o znacząco różnym wpływie na środowisko, ale takiej samej wartości wskaźnika (np. ekowskaźnik ma wartość 2 wynikającą tak ze stosunku 6 Euro/3 kg CO₂, jak i 80 Euro/40 kg CO₂). Ponadto w takim ujęciu ocena efektu ekologicznego jest prowadzona w jednym obszarze ochrony np. ochronie powietrza, co może powodować powstawanie problemu środowiskowego w innym, np. ilości składowanych odpadów i nie uwzględnia wpływu na środowisko w całym cyklu życia, koncentrując się na jednym analizowanym etapie cyklu życia (np. produkcji). Dlatego też do oceny ekoefektywności zaproponowano wprowadzenie metody Oceny Cyklu Życia (LCA) jako metody dokonującej oceny wpływu na środowisko w ujęciu zintegrowanym, pozwalającej na kwantyfikację wyników i połączenie jej z ekonomicznymi metodami oceny efektywności inwestycji (metody dyskontowe). Analiza literatury przedmiotu wykazała, że takie ujęcie będzie miało charakter pionierski, a opracowanie metody oceny ekoefektywności przedsięwzięć inwestycyjnych pozwoli na łączenie uwarunkowań ekonomicznych i ekologicznych. Na tej podstawie zdefiniowano cel pracy, jako opracowanie metody oceny ekoefektywności projektów inwestycyjnych obejmujących zarówno modernizację procesów wytwórczych, jak i nowe, przyjazne dla środowiska, rozwiązania technologiczne.

Do realizacji celu pracy wyznaczono następujące zadania szczegółowe, obejmujące:

- wskazanie sposobów identyfikacji aspektów środowiskowych i ich ocena dla wyznaczania aspektów znaczących projektów inwestycyjnych przy wykorzystaniu metody LCA,

- opracowanie propozycji oceny pomiaru efektów ekologicznych inwestycji z uwzględnieniem oceny cyklu życia,
- zdefiniowanie środowiskowych kosztów cyklu życia analizowanych obiektów,
- określenie mierników realizacji celów ekonomicznych i ekologicznych podmiotów z uwzględnieniem koncepcji cyklu życia,
- przeprowadzenie oceny współzależności celów ekonomicznych i ekologicznych oraz zadań umożliwiających ich osiągnięcie na podstawie kryterium ekoefektywności, a także analizy dostępnych środków pomocowych (np. fundusze strukturalne, NFOŚiGW),
- opracowanie założeń dla kompleksowego rachunku oceny efektywności ekonomicznej projektów inwestycyjnych z uwzględnieniem kosztów cyklu życia,
- opracowanie metody hierarchizowania i identyfikowania wariantów technologicznych (technologii środowiskowych) na podstawie opracowanego skumulowanego wskaźnika ekoefektywności (algorytm postępowania).

Realizacja celu i zadań szczegółowych wymagała weryfikacji postawionych hipotez naukowych:

1. Metoda oceny ekoefektywności projektów inwestycyjnych powinna uwzględniać kompleksową ocenę aspektów środowiskowych we wszystkich obszarach ochrony środowiska.

2. Ocena ekoefektywności wariantowych koncepcji technologicznych (na etapie projektowania) pozwala na skuteczną realizację celów środowiskowych, prowadząc często do opracowania nowych technologii środowiskowych. Dla podmiotu podejmującego ocenę ekoefektywności inwestycji są one bazą do dalszej, szczegółowej oceny.

3. Hierarchizowanie i wybór wariantów technologicznych na podstawie wartości skumulowanego wskaźnika ekoefektywności ułatwia w praktyce podjęcie decyzji o realizacji inwestycji zgodnie z zasadą racjonalnego gospodarowania, tj. rozwiązania, które co najmniej zmniejsza negatywny wpływ na środowisko przy niezmnieszanu wartości podmiotu lub zwiększa wartość podmiotu przy niezwiększaniu negatywnego wpływu na środowisko.

W wyniku przeprowadzonych badań i analiz opracowano skumulowany wskaźnik ekoefektywności oraz zaproponowano algorytmy oceny ekoefektywności przedsięwzięć inwestycyjnych zarówno tych finansowanych przez przedsiębiorców, jak i ubiegających się o wsparcie finansowe z funduszy celowych czy strukturalnych. Wyniki badań empirycznych oceny projektów inwestycyjnych potwierdziły zasadność wprowadzania proponowanych algorytmów, które w znacznym stopniu promują wdrażanie technologii środowiskowych i eko innowacji w celu poprawy konkurencyjności podmiotów. Oceny dotyczyły technologii zagospodarowaniem odpadów przemysłowych, będących rezultatem procesów przetwórczych w przedsiębiorstwach, które wytwarzały wyroby z surowców importowanych (np. fosforyty i chromity), jak i własnych (np. rudy cynku i ołowiu). Analizy wykazały, że w przedsiębiorstwach tych odpady są znaczącym aspektem środowiskowym m.in. ze względu na stopień zagrożenia dla środowiska (znacząca ilość składowana na powierzchni – zajęcie terenu, zanieczyszczenie powietrza, wody, itp.), wymogi prawne, ryzyko awarii,

wysoki udział w kosztach podmiotów, jak i potencjalne konflikty społeczne. W nawiązaniu do tego poszukiwano takich rozwiązań technologicznych, które pozwolą wykorzystać odpady i uzyskać z nich produkty zgodnie z potrzebami konsumentów i wymogami jakościowymi. Rozwiązania w tym zakresie oceniano uwzględniając ideę cyklu życia pod kątem ekologicznym – poszukując wariantu, który zmniejsza wpływ na środowisko (np. w porównaniu do stanu zaniechania) – jak i ekonomicznym. Do kompleksowej oceny nowych rozwiązań wykorzystano skumulowany wskaźnik efektywności. Wykazano, że metoda LCA jest skutecznym narzędziem zarządzania środowiskowego, a w powiązaniu z oceną efektywności inwestycji daje podstawy do podejmowania decyzji dotyczących wdrażania nowych rozwiązań technologicznych. Zaproponowana metoda może też być wykorzystana do prowadzenia zorganizowanych i ciągłych działań w celu zapobiegania i systematycznej redukcji zanieczyszczeń, a także do doskonalenia systemu zarządzania środowiskowego zgodnie z wymaganiami normy ISO 14001, stosującego podejście PWSO – *planuj, wykonuj, sprawdzaj, działaj*.

Zastosowanie proponowanej metody pozwoliło na realizację głównego celu pracy oraz weryfikację przyjętych hipotez badawczych wykazując, iż:

- metoda LCA umożliwia oszacowanie i skwantyfikowanie zagregowanego, potencjalnego wpływu obiektu na wszystkie komponenty środowiska;
- analizy ekonomiczne uwzględniające rachunek środowiskowych kosztów cyklu życia produktu umożliwiają wybór technologii o najniższych kosztach ekonomicznych w cyklu życia i produktów;
- rachunek środowiskowych kosztów cyklu życia produktu i ocena cyklu życia efektów projektów inwestycyjnych pozwalają na właściwą ocenę ich efektywności i świadome poszukiwanie rozwiązań przyjaznych dla środowiska. Ma to istotne znaczenie, tak w procesie (eko) projektowania wyrobów, jak i podejmowania decyzji inwestycyjnych dotyczących wdrażania nowych rozwiązań technologicznych;
- proponowane algorytmy ułatwiają przedsiębiorcom optymalizację procesów produkcyjnych (modernizacja procesów), zmniejszając wpływ na środowisko i zwiększając efektywniejsze wykorzystanie zasobów, ponadto algorytmy te są łatwe w interpretacji dla kadry zarządzającej, gdyż bazują na powszechnie stosowanych miernikach oceny efektywności inwestycji (NPV, IRR, MIRR) zmodyfikowanych o koncepcję LCC. Przy podejmowaniu decyzji mają oni możliwość przypisania aspektom ekonomicznym (zaproponowano 0,7) i ekologicznym (zaproponowano 0,3) wag w zależności od przyjętej strategii rozwoju organizacji;
- wprowadzanie efektywnych rozwiązań technologicznych pozwala zazwyczaj na uzyskanie dodatkowych efektów społecznych, np. w ZG Trzebieńka S.A. utrzymano dotychczasowy poziom zatrudnienia (ochrona miejsc pracy).

Zaproponowana metoda powinna stanowić uzupełnienie dla istniejących procedur prowadzenia ocen oddziaływania na środowisko lub wdrażania systemu zarządzania środowiskowego (SZŚ). Realizuje ona też zasadę rachunku efektywności ekonomiczno-ekologicznej wprowadzonej przez prof. Jankowską-Kłapkowską, według której:

„treścią rachunku efektywności ekologiczno-ekonomicznej jest ustalenie dla działalności gospodarczej takiego przedziału tolerancji, w którym mieszczą się wybory decyzji ekonomicznych nie stwarzające konieczności substytucji efektywności ekologicznej przez efektywność ekonomiczną, czy też na odwrót. Są to więc decyzje, przy których nie występuje sprzeczność pomiędzy wymogami efektywności ekologicznej a ekonomicznej, a przynajmniej nie występuje z takim natężeniem, że wymusza zastąpienie jednej efektywności przez drugą w stopniu powodującym naruszenie wartości brzegowych przedziału tolerancji”.

Kierując się niniejszą definicją w pracy dokonano oceny ekoefektywności różnych rozwiązań inwestycyjnych i zarekomendowano do realizacji takie, które umożliwiają przyrost efektu ekologicznego i ekonomicznego w cyklu życia przedsięwzięcia (*win-win*).

Eco-efficiency of investment projects using Life Cycle Assessment (LCA)

Summary

In economic policy of many countries, and in the strategies of institutions and international organisations (European Union, economic organisations of the United Nations), along with the increase in consumer awareness, attention paid to the issue of product quality improvement and environmental protection has begun to grow. Consequently, economic operators, particularly from the EU states, must meet specific requirements for high quality products, applying the technologies intended to further reduce environmental impacts. The environmental technology sector is perceived worldwide as one of the most dynamically developing areas of the economy. In Poland, it is still under development, and capital expenditure incurred for eco-innovative solutions is insignificant. This is mainly due to financial constraints, lack of sufficient entrepreneurs' knowledge about the risks to the environment associated with their business, lack of adequate staff, short-term investment planning (especially in small and medium-size enterprises), as well as limited cooperation between the science and industry sectors.

Meanwhile, dissemination and implementation of environmental technologies is essential because of growing legal requirements and increased competition. In this respect, technologies increasing productivity, minimising the amount of recycling and waste, reducing energy and material consumption (low-input technologies) should be sought and implemented. Implementation of such measures will depend on business strategy and environmental, economic and social objectives set out therein. Integration and effective identification of those objectives usually requires conducting additional activities relating to:

- extension of corporate financial reporting by environmental protection aspects, and identifying the environmental protection costs of individual unit processes,
- application of investment effectiveness calculation from the perspective of the life cycle of the object, i.e. the investment phase, service phase (e.g. greater capital expenditures on buildings can result in a significant reduction in operating costs such as heating), and post-production phase (such as closing costs, rehabilitation and monitoring of waste disposal facilities),
- inclusion of environmental aspects in the design phase, i.e. the implementation of technologies based on the eco-balance of the entire life cycle of the product (eco-design),

- incurring higher costs for research and implementation of new and innovative technological solutions and marketing costs to market new products (e.g. in the case of those derived from waste, it is necessary to demonstrate that they have no longer the status of waste according to law).

External factors pose also some difficulty to the entrepreneurs, namely:

- lack of system solutions relating to the environmental protection and rapidly changing legal provisions,
- diversity of multiple indicators to assess the ecological effects, in the absence of universally accepted, standardised model of ratio analysis for their quantification,
- lack of support mechanisms that would promote seeking comprehensive solutions, taking into account environmental, economic and social aspects.

Although, in Poland for years, there have been grants or loans for environmental projects available from the national funds (such as the National Fund for Environmental Protection and Water Management), and, recently, also from the EU funds (e.g. Structural Funds), the business operators fund the majority of such projects with their own resources. Supporting environmental projects designed to reduce negative environmental impacts, at every stage of the product life cycle, requires the development and implementation of rules for their evaluation, taking into account the technical feasibility, economic and ecological efficiency, and consideration to social aspects. The selection of such investment solutions should be made based on:

- analysis and assessment of possible technological solutions, such as with the cumulative account method, the technological quality, best available techniques (BAT),
- assessment of environmental impacts of the project, based on the eco-balance developed,
- assessment of potential environmental impacts of various processes, including pre-production activities (so called *upstream*, for example transportation of raw materials), and post-production activities (so called *downstream*, such as the operation phase of a manufactured product), this way, transfer of environmental effects from one phase process to another (e.g. from the production to operation phase), from one region to another, or from one preserved area (water) to another (air), is avoided. The Life Cycle Assessment method (LCA) is applied for that,
- account of project eco-efficiency, taking into account the synchronisation of economic and environmental effects.

Taking into account the above considerations, it was proposed that, in the investment decision-making process, to assess new technology solutions, the eco-efficiency account be introduced. It uses dynamic methods, combined with eco-balance methods, particularly the LCA and LCC (life cycle costs). Such approach allows the assessment of eco-efficiency of the planned projects, by quantifying their financial and environmental effects, and then, their prioritisation, depending on the adopted criterion. To this end, action algorithms were developed which are useful for practical application of eco-efficiency evaluation of projects financed by entrepreneurs, and by those applying for financial support from appropriated funds and structural funds.

Introduction of LCA, which is a relatively new method of environmental management, will allow taking into account all the factors that could potentially affect the environment, and are associated with the product. It should be noted, however, that in LCA the product can be both a particular item/ product, an entire or part of a production process, or use of the product, as well as the particular service, or even an economic system. Analyses with the LCA method involve quantification and assessment of the environmental effects during the entire life cycle, based on the developed material and energy balance. LCA is a tool used, among others, to identify the (ecologically) hot spots in the manufacturing process, decision-making related to introduction of new technologies, modernisation (eco-design), or liquidation of a process, and also for external communications. An important feature of LCA is the ability to estimate and quantify the aggregate potential impact on the environment, taking into account the impact on all of its components (so-called outputs: emissions to water, air, waste, etc.), and, in addition to that, the consumption of resources (i.e. inputs: materials and energy) throughout the life cycle. The results are presented in figures in specified categories of impact, or on the basis of the calculated eco-indicator. This allows to compare the environmental impact of the proposed activity, e.g. a variant of omission or any other defined effect (such as a competitive manufacturer), which may be used to determine the ecological effect of the planned investment activities.

Currently, the ecological effect is calculated mainly for projects seeking financial support from both appropriated funds and structural funds. Is usually calculated on the basis of status analysis, prior to the support being granted (i.e. at the filling application stage), and the assumed status at the end of the project, whereby the effect for one selected area of the environmental protection is taken into account (e.g. area [ha] of recovered degraded land). In turn, entrepreneurs presenting results of their pro-environmental activity, most frequently use numerous indicators, such as the share of environmental fees in the environmental cost, the relationship between the environmental fees and the volume of production and indicators of material, energy and waste consumption, etc. Such a number of various indicators considerably hinders the comparison of individual technical solutions, processes and products. The introduction of one cumulative and quantified indicator determining, for instance, the potential impact (pressure) on the environment throughout the life cycle of the product being made, is possible with the LCA, provided that the comparison is made for equivalent functional units.

The LCA method does not include the economic aspects, therefore, to assess the economic effects of selected technological options, it is proposed to apply the net present value model, taking into account life cycle costs (LCNPV), i.e. combining the idea of life-cycle cost (LCC) with the net present value (NPV). Determination of economic (LCNPV) and environmental (LCA) effects for the evaluation and selection of specific variants of the technology makes it possible to correlate them over the entire life cycle. At the same time, it is the basis for developing criteria and rules for determining the cumulative index of eco-efficiency. For an enterprise, the selection criteria for investment options for implementing environmental technologies will be:

- in economic terms: the maximum return on invested capital (or minimisation of losses in financial terms), determined with the net present value method, taking into account life cycle costs (LCNPV) and / or internal rate of return indicator, taking into the account life cycle costs (LCIRR),
- in ecological terms – the smallest integrated environmental impact throughout the life cycle (e.g. designated with the Eco-indicator 99 method).

The measure of the modernisation processes is the result of comparison of the proposed solutions and the investment abandonment option, i.e. so-called baseline scenario. For new investment solutions, that could be the so-called reference scenario, taking into account the requirements of BAT, and, in the absence of them, the technology averages for the production processes (or the specific branch) of the European industry, developed over the past 5 years. The problem of combining the issue of costs and environmental aspects in the life cycle, in such approach is only indicated in Polish literature, at least due to the lack of methods for determining the cost account of environmental life cycle costs.

The aim of the study is, therefore, to develop a method for assessing eco-efficiency of investment projects, covering both the modernisation of manufacturing processes and new, environmentally friendly technology solutions.

To achieve this objective, the following detailed tasks were identified, including:

- pointing out ways of identifying the environmental aspects and their evaluation for the determination of significant aspects of investment projects, using the LCA method,
- developing proposals for the evaluation of measurement of ecological effects of the project, including the life cycle assessment,
- defining the environmental costs of the life cycle of the analysed objects,
- determining measures for attainment of the objectives of economic and environmental units, including the life cycle concept,
- carrying out the assessment of the interdependence of economic and environmental objectives and tasks that enable their achievement, on the basis of the eco-efficiency criterion, and analysis of available aid resources (such as Structural Funds, the National Fund for Environmental Protection and Water Management),
- developing objectives for a comprehensive account of economic efficiency evaluation of investment projects, taking into account the life-cycle costs,
- developing a method to prioritise and identify technological options (environmental technologies), on the basis of an accumulated of eco-efficiency indicator (procedural algorithm).

Pursuing the objective and individual tasks required verification of scientific hypotheses:

1. The method of assessing eco-efficiency of investment projects should include a comprehensive assessment of environmental aspects in all areas of environmental protection.
2. Evaluation of the eco-efficiency of technological variants (at the design stage) allows effective implementation of environmental objectives, often resulting in the development of new environmental technologies. For an enterprise attempting to assess the eco-efficiency of a project, they are the basis for further detailed evaluation.

3. Prioritisation and selection of technological options, on the basis of the cumulative index of eco-efficiency, in practice, makes it easier to decide whether or not to implement the projects in accordance with the principle of rational management, i.e. a solution that at least reduces the negative impact on the environment without reducing the value of the entity, or increasing the entity value, without increasing the negative environmental impact.

The research hypotheses were verified in theoretical and empirical terms. The scope of the study is presented in five chapters. The first chapter is devoted to environmental protection projects, assessing their impact on the competitiveness of entities and their importance in the strategies of companies on the background of the changing legal, economic (funding opportunities and rules) and social conditions. Motives and barriers in the implementation of environmental projects by companies were identified, and the importance of ecological and economic efficiency in the process was indicated. The second chapter describes the LCA method and its possible applications in determining the potential environmental impact, and identifying the ecological effect of planned projects. Chapter three presents the concept of life cycle costs, including the environmental life-cycle cost, as the basis for assessing the effectiveness of investment projects, particularly those intended to implement environmental technologies. The fourth chapter describes the proposed method for assessing eco-efficiency of investment projects with a cumulative index of eco-efficiency, together with the developed algorithms. The fifth chapter presents the results of empirical evaluation of investment projects related to industrial waste management. Modern manufacturing processes in companies that produced products with imported (such as phosphates and chromites) as well as their own raw materials (e.g. lead and zinc ore) were evaluated. Analyses showed that, in those companies, waste is a significant environmental aspect, among others, due to the environmental risks (significant amount of storage on the surface – the seizure of land, air and water pollution, etc.), legal requirements, the risk of failure, a high share of the cost for operators and potential social conflicts. In this respect, such technological solutions were sought that would allow to utilise the waste and derive from them products complying with the needs of consumers and quality requirements. The solutions in that area were assessed with regard to the idea of the life cycle in ecological terms, seeking an option which reduces the environmental impact (e.g. in comparison to the abandonment state), and in terms of economy. For a comprehensive evaluation of new solutions, the cumulative index of eco-efficiency was used. It was shown that the method of LCA is an effective tool for environmental management and, combined with the assessment of project efficiency, provides a basis for making decisions regarding the implementation of new technological solutions. The method proposed can also be used to conduct structured and continuous actions to prevent and systematically reduce the pollution, and to improve environmental management system in accordance with the requirements of ISO 14001, applying the PDCA approach – *plan, do, check, act*.