SO RIS
Sieć Obserwatoriów
ŚRODOWISKO

INNOWACYJNA ZIELONA GOSPODARKA

Część 5
Nowe horyzonty dla ekoinnowacji

Praca zbiorowa pod redakcją
Mariusza Kruczka

Główny Instytut Górnictwa
Katowice 2023

Komitet Kwalifikacyjno-Opiniodawczy ds. Wydawnictw: dr hab. inż. Marek Rotkegel, prof. GIG (przewodniczący), prof. dr hab. inż. Barbara Białecka, dr hab. inż. Stanisław Chałupnik, prof. GIG, dr hab. inż. Alicja Krzemień, prof. GIG, prof. dr hab. inż. Grzegorz Mutke, prof. dr hab. inż. Krzysztof Stańczyk

Recenzent
prof. dr hab. inż. Radosław Wolniak

Redakcja wydawnicza
Małgorzata Kuśmirek-Zegadło

Korekta
Agnieszka Góralczyk

Skład, łamanie
Krzysztof Gralikowski

ISBN 978-83-65503-35-0 (całość)
ISBN 978-83-65503-55-8 (Cz. 5)

© Copyright by Główny Instytut Górnictwa, Katowice 2023.
Tekst niniejszej publikacji jest dostępny na licencji Creative Commons – Uznanie autorstwa 4.0 Międzynarodowe.
Postanowienia licencji są dostępne pod adresem https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.pl

Katowice, Główny Instytut Górnictwa, 2023. Ark. wyd. 5,9.

AUTORZY

Małgorzata Białowąs – Główny Instytut Górnictwa – Zakład Ochrony Wód; mbialowas@gig.eu

Wioleta Bolesta – Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji Żory Sp. z o.o.; Akademia Górniczo-Hutnicza im. Stanisława Staszica w Krakowie – Wydział Energetyki i Paliw; bolesta@agh.edu.pl

Marcin Głodniok – Główny Instytut Górnictwa – Zakład Ochrony Wód; mglodniok@gig.eu

Karolina Jąderko-Skubis – Główny Instytut Górnictwa – Zakład Ochrony Wód; kjaderko@gig.eu

Paweł Kaszycki – Uniwersytet Rolniczy im. Hugona Kołłątaja w Krakowie – Wydział Biotechnologii i Ogrodnictwa – Katedra Biologii Roślin i Biotechnologii; pawel.kaszycki@urk.edu.pl

Lubomir Klus – Box Logistic Czech s.r.o.; Karvina, Czechy

Marcel Klus – Box Logistic Czech s.r.o.; Karvina, Czechy

Beata Kończak – Główny Instytut Górnictwa – Zakład Ochrony Wód; bkonczak@gig.eu

Andrzej Kos – Uniwersytet Rolniczy im. Hugona Kołłątaja w Krakowie – Wydział Biotechnologii i Ogrodnictwa – Katedra Biologii Roślin i Biotechnologii; a.kos@urk.edu.pl

Małgorzata Markowska – Główny Instytut Górnictwa – Zakład Ochrony Wód; mmarkowska@gig.eu

Tomasz Mrzygłód – ECO RGS Sp. z o. o.; t.mrzyglod@eco-rgs.pl

Marcin Orlik – ECO REDCONST Sp. z o.o.

Agnieszka Paszewska – Instytut Ekologii Terenów Uprzemysłowionych; a.paszewska@ietu.pl

Michał Pieczonka – Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji Żory Sp. z o.o.

Izabela Ratman-Kłosińska – Instytut Ekologii Terenów Uprzemysłowionych; i.ratman-klosinska@ietu.pl

Katarzyna Starzec – Uniwersytet Rolniczy im. Hugona Kołłątaja w Krakowie – Wydział Biotechnologii i Ogrodnictwa – Katedra Biologii Roślin i Biotechnologii; k.starzec@urk.edu.pl

Katarzyna Styszko – Akademia Górniczo-Hutnicza im. Stanisława Staszica w Krakowie – Wydział Energetyki i Paliw – Katedra Chemii Węgla i Nauk o Środowisku; styszko@agh.edu.pl

Paulina Supel – Uniwersytet Rolniczy im. Hugona Kołłątaja w Krakowie – Wydział Biotechnologii i Ogrodnictwa – Katedra Biologii Roślin i Biotechnologii; p.supel@urk.edu.pl

Paweł Zawartka – Główny Instytut Górnictwa – Zakład Ochrony Wód; pzawartka@gig.eu

Spis treści

Słowo wstępne 5

Wioleta Bolesta, Marcin Głodniok, Michał Pieczonka, Katarzyna Styszko
Wdrażanie nowych technologii służących poprawie stanu środowiska na przykładzie intensyfikacji procesów usuwania związków azotu w oczyszczalni ścieków 8

Katarzyna Starzec, Paulina Supel, Andrzej Kos, Marcin Orlik, Paweł Kaszycki
Myjnie samochodowe z zamkniętym obiegiem wody – perspektywa biologicznego oczyszczania ścieków 19

Marcin Głodniok, Tomasz Mrzygłód, Piotr Ratajski
Wspomaganie procesu wymywania metali ciężkich z zanieczyszczonych gleb z zastosowaniem biodegradowalnych preparatów chemicznych 36

Karolina Jąderko-Skubis
Wspomaganie zarządzania terenami pogórniczymi w województwie śląskim – analiza wybranych elementów systemu OPI-TPP 2.0 45

Beata Kończak, Lubomir Klus, Marcel Klus, Małgorzata Białowąs, Paweł Zawartka
Innowacje w przemyśle opakowaniowym uwzględniające zasady gospodarki o obiegu zamkniętym 58

Małgorzata Markowska
Zróżnicowanie uwarunkowań wdrażania innowacyjnych technologii środowiskowych w przedsiębiorstwach 68

Izabela Ratman-Kłosińska, Agnieszka Paszewska
Modele zastosowania systemu weryfikacji technologii środowiskowych ETV dla zwiększenia absorbcji rynkowej zielonych innowacji 84

Słowo wstępne

Szeroko rozumiana ochrona środowiska stawia obecnie wiele nowych wyzwań, którym muszą sprostać przedsiębiorstwa i instytucje naukowe. Wiele z nich wynika wprost z uwarunkowań środowiskowych, w tym zmieniającego się klimatu, ograniczonego dostępu do zasobów, konieczności zachowania bioróżnorodności i spełnienia coraz bardziej restrykcyjnych norm związanych z zanieczyszczeniem środowiska. Jednym z możliwych kierunków działania w dynamicznie zmieniającym się otoczeniu, jest rozwój nowoczesnych produktów i technologii środowiskowych. Transfer technologii i innowacje ekologiczne stają się warunkiem niezbędnym do osiągnięcia celów środowiskowych i dają szansę rozwoju „zielonej gospodarki", która jest jedną z inteligentnych specjalizacji województwa śląskiego. Silnie zindustrializowany region, jakim jest województwo śląskie, rozpoczynając proces transformacji, wiąże duże nadzieje z dynamicznym rozwojem sektora „zielonej gospodarki", gdyż dostrzega w nim szansę na prowadzenie bardziej efektywnej gospodarki zasobami, przy jednoczesnym ograniczaniu negatywnego oddziaływania na środowisko i zwiększonej adaptacyjności do zmian klimatu. Zielona gospodarka w województwie śląskim powinna przyczynić się do wzrostu gospodarczego, poprawy innowacyjności, tworzenia nowych miejsc pracy i większej konkurencyjności, zapewniając jednocześnie wysoką jakość życia mieszkańcom, ograniczenie kosztów dla przedsiębiorców oraz postęp w nauce i badaniach.

Dotychczasowe doświadczenia związane z innowacjami na rzecz zielonej gospodarki wskazują, że obrano dobry kierunek rozwoju. Nowe horyzonty w zielonej gospodarce tworzone są dzięki nowym technologiom, zwłaszcza środowiskowym, których nie można przedstawić w jednym opracowaniu. Niniejsza publikacja, będąca wynikiem realizacji projektu pn. Sieć regionalnych obserwatoriów specjalistycznych w procesie przedsiębiorczego odkrywania II, stanowi efekt prac zespołu Obserwatorium Specjalistycznego Technologie dla Ochrony Środowiska w zakresie budowania współpracy i transferu wiedzy o nowych technologiach przyjaznych środowisku oraz metodach i technikach ich wdrażania i zarządzania nimi. Przedstawione spektrum problemów badawczych i wdrożeniowych może stanowić impuls do rozwijania nowych technologii.

Liczymy, jako zespół Obserwatorium, że lektura publikacji zachęci do nawiązywania kontaktów i współpracy wszystkich zainteresowanych podjęciem tych nowych wyzwań nie tylko w województwie śląskim, ale także poza nim, a efektem tego będą ekoinnowacje.

Mariusz Kruczek

Publikacja sfinansowana w ramach projektu Sieć Regionalnych Obserwatoriów Specjalistycznych w Procesie Przedsiębiorczego Odkrywania w województwie śląskim (SORIS w PPO – II) realizowanego w ramach Regionalnego Programu Operacyjnego Województwa Śląskiego na lata 2014–2020.

Wioleta Bolesta, Marcin Głodniok, Michał Pieczonka,
Katarzyna Styszko

Wdrażanie nowych technologii służących poprawie stanu środowiska na przykładzie intensyfikacji procesów usuwania związków azotu w oczyszczalni ścieków

Wioleta Bolesta[1,2], Marcin Głodniok[3], Michał Pieczonka[1], Katarzyna Styszko[2]
[1]Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji Żory Sp. z o.o.
[2]Akademia Górniczo-Hutnicza im. Stanisława Staszica w Krakowie – Wydział Energetyki i Paliw
[3]Główny Instytut Górnictwa – Zakład Ochrony Wód

Wdrażanie nowych technologii służących poprawie stanu środowiska na przykładzie intensyfikacji procesów usuwania związków azotu w oczyszczalni ścieków

1. WPROWADZENIE

Rola azotu, czyli pierwiastka biogennego, jest w przyrodzie niepodważalna. Jest on nieodzownym składnikiem wielu związków. Występuje w aminokwasach, budując białka i zasadach azotowych tworzących kwasy nukleinowe. Znajduje się także w tłuszczach, witaminach i enzymach czy w roślinnym chlorofilu. Jest więc niezbędny do życia i musi być dostarczany roślinom dla prawidłowego rozwoju, następnie trafia też do organizmów zwierzęcych. Niepodważalne jest również zjawisko eutrofizacji wód, powstające na skutek występowania podwyższonych ilości azotu. Jego nadmiar przyczynia się do zintensyfikowania rozwoju wegetatywnego roślin, z zahamowaniem fazy generatywnej. Z kolei nadmierny wzrost roślinności powoduje zwiększenie zapotrzebowania na tlen w wodach, a to prowadzi do jego deficytu i utrudnia rozwój zwierząt, mogąc nawet prowadzić do ich śmierci.

Oczyszczalnie ścieków to obiekty niezbędne w każdym mieście, których zadaniem jest odbiór ścieków komunalnych. Z układu technologicznego oczyszczalni ścieki oczyszczone odprowadzane są do środowiska naturalnego, najczęściej do wód lub do rowów. W składzie ścieków oczyszczonych znajdują się pierwiastki biogenne, takie jak azot czy fosfor, przyczyniające się do nadmiernej eutrofizacji wód naturalnych. W związku z tym ich obecność w ściekach oczyszczonych musi być stale monitorowana, a ładunek tych zanieczyszczeń trafiający do środowiska, redukowany do minimum. Obowiązek ten jest wypełniany przez przedsiębiorstwa wodociągowo-kanalizacyjne eksploatujące oczyszczalnie ścieków. Ich celem jest także stałe poszukiwanie nowych metod usuwających biogeny w sposób ekologiczny oraz nieustanne ich doskonalenie.

W rozdziale przedstawiono rozwiązania zastosowane w miejskiej oczyszczalni ścieków w Żorach, których celem była intensyfikacja procesów usuwania azotu ze ścieków, a tym samym redukcja ładunku tego biogenu trafiającego do rzeki Rudy będącej odbiornikiem ścieków oczyszczonych.

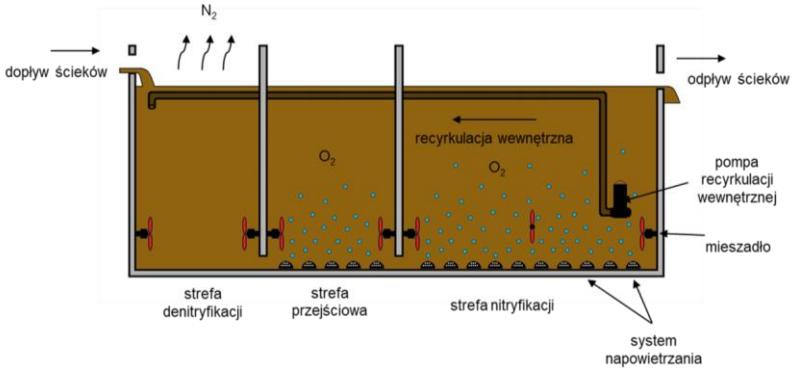
2. OBIEKT BADAŃ

Obiektem, na którym wdrażano nowe rozwiązania technologiczne służące usuwaniu azotu, jest miejska oczyszczalnia ścieków w Żorach (woj. śląskie), przyjmująca ścieki komunalne o Q_{max} = 0,269 m^3/s i średniej $Q_{śr}$ = 11 622 m^3/dobę. Jest to oczyszczalnia mechaniczno-biologiczna z podwyższonym usuwaniem biogenów. Oczyszczone ścieki odprowadzone są do rzeki Rudy.

Dopływające ścieki surowe są oczyszczane z części stałych na stacji mechanicznego oczyszczania ścieków, a drobna zawiesina, w postaci piasku czy żwiru, zostaje odseparowana na piaskowniku. Następnie ścieki przepływają na osadnik wstępny, gdzie zawiesina wolno opadająca zatrzymywana jest w postaci osadu surowego, kierowanego na dalszym etapie do komory fermentacji metanowej. Tam rozpoczyna się oczyszczanie biologiczne ścieków.

Część oczyszczania biologicznego w oczyszczalni w Żorach została zaprojektowana według układu Bardenpho, w którym komory: beztlenowa, niedotleniona i tlenowa występują szeregowo (Klaczyński i Ratajczak, 2013; Heidrich i Witkowski, 2015). Ścieki z osadnika wstępnego kierowane są do beztlenowej komory defosfatacji, wypełnionej osadem czynnym. Mikroorganizmy osadu czynnego, obecne w tej komorze, rozpoczynają proces usuwania związków fosforu ze ścieków. Na dalszym etapie oczyszczania biologicznego ścieki kierowane są do komór osadu czynnego, zwanych reaktorami biologicznymi, których głównym zadaniem jest przeprowadzenie procesu usuwania związków azotu. Każdy z czterech reaktorów biologicznych eksploatowanych w oczyszczalni ścieków w Żorach podzielony jest na trzy strefy (rys. 1): atoksyczną (niedotlenioną, denitryfikacji), przejściową oraz tlenową (nitryfikacji). W pierwszej kolejności ścieki trafiają do komory atoksycznej (denitryfikacji) o pojemności 654 m^3. Tu ma miejsce proces denitryfikacji, polegający na redukcji azotu azotanowego do azotu gazowego, przeprowadzany przez heterotroficzne beztlenowe bakterie denitryfikacyjne. Denitryfikanty wymagają źródła węgla, który jest dostarczany wraz ze świeżym dopływem ścieków. Następną komorą jest tzw. komora przejściowa o pojemności 654 m^3. Ta część pełni funkcję denitryfikacji lub nitryfikacji, w zależności od stężenia azotu amonowego i azotanowego. Osad jest tu mieszany i napowietrzany – jeżeli istnieje konieczność intensyfikacji procesów tlenowych (nitryfikacji) lub tylko mieszany – jeśli celem jest zwiększenie pojemności osadu dla procesu denitryfikacji. Ostatnią częścią reaktora biologicznego jest komora tlenowa o pojemności 1308 m^3. Tu ma miejsce tlenowy proces nitryfikacji, czyli utleniania azotu amonowego do azotu azotanowego przez bakterie nitryfikacyjne wymagające ciągłego napowietrzania. Powstały azot azotanowy jest częściowo zawracany wraz z osadem czynnym do komory denitryfikacji, gdzie zachodzi ostatni etap przemian azotu amonowego do azotu

gazowego. Tu kończy się biologiczne oczyszczanie ścieków, a osad czynny kierowany jest na osadniki wtórne, gdzie w procesie sedymentacji zostanie odseparowany od cieczy nadosadowej, czyli ścieku oczyszczonego odprowadzanego do rzeki Rudy (CITEC, 2006).



Rys. 1. Schemat reaktora biologicznego oczyszczalni ścieków w Żorach (materiały własne PWiK Żory Sp. z o.o.)

Odprowadzanie ścieków oczyszczonych do środowiska naturalnego, jakim są naturalne cieki wodne, wymaga pozyskania pozwolenia wodnoprawnego (Ustawa, 2017). W nim określone są parametry jakościowe i ilościowe odprowadzanych ścieków. Ponadto w „Rozporządzeniu Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 12 lipca 2019 r. w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego oraz warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu do wód lub do ziemi ścieków, a także przy odprowadzaniu wód opadowych lub roztopowych do wód lub do urządzeń wodnych" (Rozporządzenie, 2019) doprecyzowano sposób nadzoru i kontroli funkcjonowania oczyszczalni. Dla analizowanego obiektu ścieki oczyszczone powinny charakteryzować się wskaźnikami nieprzekraczającymi następujących wartości:

- biochemiczne zapotrzebowanie na tlen (BZT_5) – 15 mg O_2/dm^3 lub 90% redukcji,
- chemiczne zapotrzebowanie na tlen (ChZT) – 125 mg O_2/dm^3 lub 75% redukcji,
- zawiesiny ogólne – 35 mg/dm^3 lub 90% redukcji,
- azot ogólny – 15 mg N/dm^3 lub 70–80% redukcji,
- fosfor ogólny – 2 mg P/dm^3 lub 80% redukcji.

Niespełnienie powyższych warunków skutkuje podwyższonymi opłatami za usługi wodne. Odrębną kwestią jest ochrona środowiska. Oczyszczalnie ścieków, jako obiekty szczególnie korzystające ze środowiska naturalnego, niewątpliwie przyczyniają się do negatywnych zmian w nim zachodzących. Tym bardziej należy zwrócić uwagę na minimalizację wprowadzanych zanieczyszczeń przez zastosowanie nowych nieinwazyjnych rozwiązań technologicznych redukujących ilość szkodliwego ładunku.

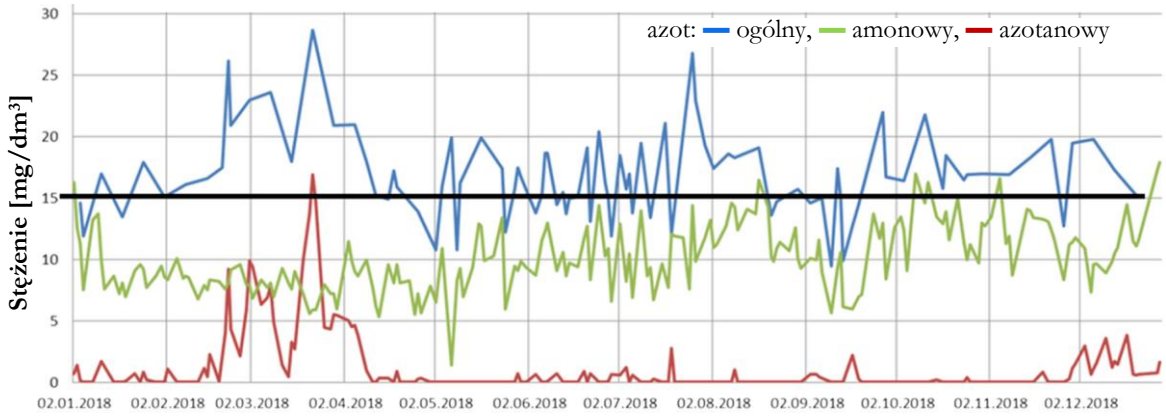
3. ANALIZA WYNIKÓW USUWANIA AZOTU PRZED WPROWADZENIEM ZMIAN TECHNOLOGICZNYCH

Oczyszczanie ścieków w Żorach odbywa się zgodnie z wymogami prawnymi w tym zakresie. W przypadku usuwania związków azotu, otrzymane wyniki nie były jednak w pełni zadowalające. W tabeli 1 zestawiono pozyskane średnie wartości azotu ogólnego w ściekach surowych i oczyszczonych oraz stopień redukcji tego biogenu. Mimo że średnia wartość azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych wynosiła mniej niż najwyższe dopuszczalne stężenie określone w pozwoleniu, odnotowywano jednak jednostkowe przekroczenia wartości 15 mg/dm^3. Dalsze szczegółowe analizy przemian, jakim ulegają związki azotu, skłoniły do zintensyfikowania procesu zarówno nitryfikacji, jak i denitryfikacji.

Tabela 1. Stężenie azotu ogólnego w ściekach surowych i oczyszczonych oraz procent redukcji azotu w latach 2016–2018 w oczyszczalni ścieków w Żorach (materiały własne PWiK Żory Sp. z o.o)

Rok	Ścieki surowe [mg N/dm^3]	Ścieki oczyszczone [mg N/dm^3]	Redukcja [%]
2016	104,36	14,71	85,90
2017	97,33	14,43	85,17
2018	115,61	14,89	87,12

Rysunek 2 przedstawia zmiany stężenia azotu w różnych formach chemicznych w 2018 r. Wyniki pomiarów otrzymano przed wprowadzeniem zmian technologicznych w procesie oczyszczania. Czarna pogrubiona linia wskazuje limitowany poziom azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych.



Rys. 2. Stężenie azotu w ściekach oczyszczonych w 2018 r. (materiały własne PWiK Żory Sp. z o.o)

Stężenie azotu ogólnego, będące sumą azotu amonowego, azotu azotanowego, azotu azotynowego i azotu organicznego, oscyluje na poziomie 15 mg/dm^3. Azot organiczny na tym etapie oczyszczania ma niewielki udział w składzie ścieków, a azot azotynowy jest formą niestabilną i występującą w ściekach oczyszczonych w niewielkim stężeniu (Sadecka, 2010). Największy udział w azocie ogólnym mają azot amonowy i azotanowy. Stężenie azotu amonowego jest na niemalże zerowym poziomie i nie ma znaczącego udziału w ogólnej ilości azotu. Jedynie incy-

dentalne zdarzenia, takie jak niska temperatura osadu czynnego, zakłócająca proces nitryfikacji (Mazurkiewicz, 2012), co miało miejsce w marcu 2018 r. (osiągnięta krytyczna temperatura dla zachodzenia przemiany azotu amonowego w azot azotanowy < 12°C w komorze nitryfikacji), mogą być powodem prowadzenia dokładniejszego monitorowania stężenia jonów amonowych.

Stężenie jonów azotanowych w ściekach oczyszczonych zostało oznaczone na poziomie 10 mg/dm^3 – ma to istotny wpływ na zawartość azotu ogólnego. W takim przypadku zachodzi potrzeba redukcji ilości azotu azotanowego przez intensyfikację denitryfikacji i zoptymalizowanie warunków, aby proces ten zachodził prawidłowo.

4. WDROŻONE TECHNOLOGIE

4.1. Jonoselektywne sondy azotanowo-amonowe

W lutym 2019 r. w części beztlenowej jednej z komór reaktora biologicznego zainstalowano sondę jonoselektywną, która dokonywała ciągłego pomiaru azotu amonowego i azotanowego. Wyniki każdego dnia były opracowywane i zestawiane ze sobą. Po kilku tygodniach prowadzenia pomiarów wyniki wykazały cykliczne prawidłowości. Każdego dnia w godzinach 14.00–15.00 stężenie jonów amonowych wzrastało z kilku dziesiętnych miligramów na decymetr sześcienny do 1,5–2,0 mg/dm^3, następnie, około godziny 24.00, osiągało znów poziom kilku dziesiętnych miligramów na decymetr sześcienny (Zdebik, Zawadzki i Pieczonka, 2018). Zaobserwowana cykliczność dawała możliwość modyfikacji procesu nitryfikacji, aby był bardziej efektywny, a jednocześnie ekonomiczny przez:

- zwiększenie napowietrzania komór nitryfikacyjnych w okresach wzrostu poziomu jonu amonowego (tj. po godz. 14.00), dla zintensyfikowania nitryfikacji, z zapewnieniem optymalnych warunków dla fizjologii nitryfikantów,
- zmniejszenie zbędnego natleniania komór nitryfikacyjnych w okresach niskich stężeń azotu amonowego, co przede wszystkim obniża zapotrzebowanie energetyczne i koszty oraz zmniejsza dostarczanie wraz z osadem recyrkulowanym niepożądanego dla denitryfikantów tlenu do komory denitryfikacji.

Wprowadzenie powyższych zmian przyczyniło się do oszczędności energii elektrycznej zużywanej do napowietrzania. Komory tlenowe reaktorów biologicznych wcześniej były natleniane ciągle na poziomie 2,0 mg/dm^3, po wprowadzonych zmianach natomiast są natleniane w zależności od potrzeb, od 1,2 do 2,0 mg/dm^3 w porach roku o niskiej temperaturze, z zachowaniem wartości azotu amonowego na niskim poziomie.

Należy zaznaczyć, że właściwe sterowanie napowietrzaniem komór osadu czynnego uwarunkowane jest właściwym użytkowaniem sond. Tylko regularne czyszczenie i rzetelna kalibracja dają miarodajne pomiary, na których można polegać, sterując natlenianiem reaktorów biologicznych.

4.2. Stacja dozowania zewnętrznego źródła węgla organicznego

Dla rozpoznania problemu umiarkowanej denitryfikacji dokonano analizy składu ścieków dopływających do komory denitryfikacyjnej. Denitryfikanty (mikroorganizmy odpowiadające za proces przemian azotu azotanowego do azotu gazowego), jako organizmy heterotroficzne, do swojego metabolizmu potrzebują źródła węgla (Peng, Ma i Wang, 2007; Fernández-Nava i in., 2010). Tym źródłem są świeże ścieki dopływające z komór defosfatacji do komór denitryfikacji. Określono stosunek BZT_5:N, którego wartość większa niż 5 (Miksch i Sikora, 2022) wskazuje, że ścieki są podatne na biologiczne usuwanie azotu.

W oczyszczalni ścieków w Żorach średnia wartość BZT_5:N w latach 2016–2020 wynosiła 3,07 (tab. 2).

Tabela 2. Średni stosunek BZT_5/N_{og} w ściekach dopływających do części biologicznej oczyszczalni ścieków w Żorach w latach 2016–2020 (materiały własne PWiK Żory Sp. z o.o)

Rok	BZT_5 – ścieki oczyszczone mechanicznie [mg O_2/dm^3]	Azot ogólny – ścieki oczyszczone mechanicznie [mg N/dm^3]	BZT_5:N
2016	300,15	93,80	3,20
2017	287,17	81,35	3,53
2018	266,38	109,05	2,44
2019	366,67	115,00	3,19
2020	215,51	72,10	2,99

W związku z tym, do układu oczyszczania ścieków włączono stację dozowania zewnętrznego źródła węgla (fot. 1). Stacja wyposażona jest w zbiornik na źródło węgla, cztery niezależne pompy dozujące substrat do czterech reaktorów biologicznych oraz szafę sterowniczą, w której programowane jest dozowanie. Źródłem zewnętrznego węgla organicznego jest substrat, będący w pełni biodegradowalną mieszaniną bogatą w łatwo przyswajalne cukry, białka i alkohole (Kompass, 2023). Pompy dozujące i sieć przewodów transportujących węgiel są tak skonstruowane, aby dozowanie odbywało się odrębnie do każdego z czterech reaktorów, a także, aby w razie awarii jednej z pomp, istniała możliwość dozowania substratu przy pomocy innej, bez zakłócania dawkowania węgla do pozostałych reaktorów. Sterowanie może być zaprogramowane autonomicznie dla każdego reaktora i zachodzić zarówno automatycznie, jak i być uruchamiane ręcznie. Dozowanie substratu uwzględnia zarówno czas dawkowania, jak i objętość dawki na jednostkę czasu. Automatyczne dozowanie może odbywać się nawet w trzech niezależnych od pozostałych reaktorów cyklach.

a) b)

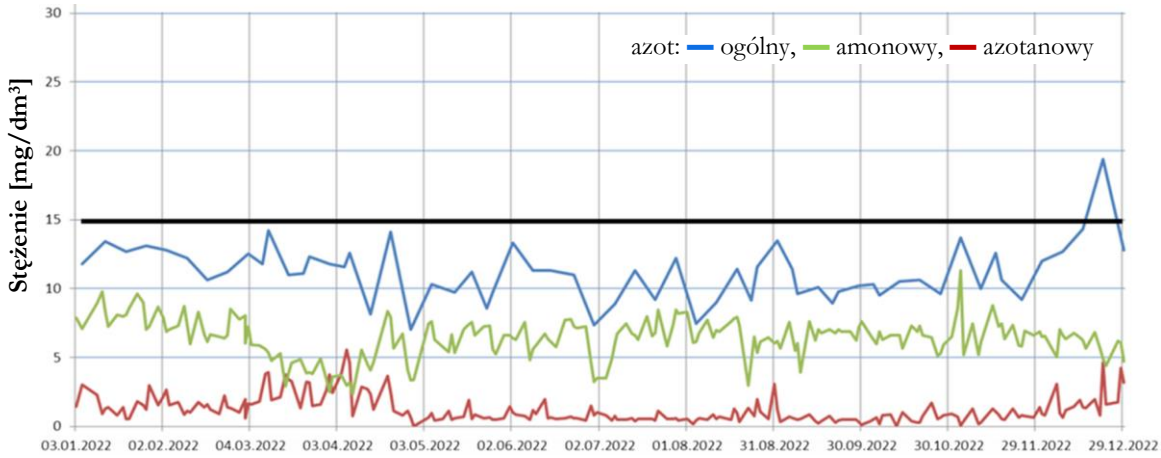
Fot. 1. Stacja dozowania zewnętrznego źródła węgla: a – budynek stacji, b – zbiornik z odczynnikiem (po lewej) oraz pompy dozujące z szafą sterowniczą (po prawej) (materiały własne PWiK Żory Sp. z o.o)

Stacja dozowania zewnętrznego źródła węgla w oczyszczalni ścieków w Żorach jest uruchamiana w zależności od potrzeb, na podstawie pomiaru wartości redox w komorze denitryfikacji. Wysokie wartości skutkują spadkiem objętości recyrkulowanego osadu i wskazują na ubogie w węgiel ścieki. Uruchomienie dozowania zewnętrznego węgla podnosi poziom recyrkulacji, przyczyniając się do zawracania większych ilości jonów azotanowych do komory denitryfikacyjnej, a w konsekwencji do zintensyfikowania przemian azotu azotanowego do azotu gazowego.

5. ANALIZA WYNIKÓW USUWANIA AZOTU PO WPROWADZONYCH ZMIANACH TECHNOLOGICZNYCH

Po wdrożeniu opomiarowania reaktorów biologicznych sondami azotanowo-amonowymi i zainstalowaniu stacji dozowania zewnętrznego źródła węgla, dodatkowo opracowano harmonogram czyszczenia systemu pomiarowego. Błędne wskazania urządzeń kontrolno-pomiarowych przyczyniają się do niewłaściwej pracy zależnych od nich mechanizmów, np. stopień recyrkulacji osadu czynnego zależy od wskazań sondy redox. Systematyczne i rzetelne czyszczenie oraz kalibracja/sprawdzanie sond tlenowych, redox oraz jonoselektywnych sond azotanowo-amonowych, mogą zapewnić miarodajne i efektywne sterowanie technologią oczyszczania ścieków.

Wprowadzenie sond azotanowo-amonowych, instalacja źródła węgla oraz stosowanie się do ustalonego harmonogramu czyszczenia i kalibracji, dały niewspółmierne efekty w kontekście usuwania związków azotu. Rysunek 3 przedstawia zmiany stężenia azotu w różnych formach chemicznych w roku 2022, czyli po wprowadzonych zmianach technologicznych.



Rys. 3. Stężenie azotu w ściekach oczyszczonych w 2022 r. (materiały własne PWiK Żory Sp. z o.o)

Krzywa linia, obrazująca stężenie azotu ogólnego w ściekach, znajduje się wyraźnie poniżej poziomu 15 mg/dm^3. Takie wyniki zostały osiągnięte dzięki obniżonej zawartości azotu azotanowego, którego stężenie było na stosunkowo stabilnym poziomie 7–8 mg/dm^3. Poziom stężenia azotu amonowego również był bardziej stabilny. Mimo że w okresie zimowym, gdy temperatura osadu czynnego była niska, co nie sprzyjało nitryfikacji, proces usuwania związków azotu nie został przerwany, a stężenie azotu ogólnego nie przekroczyło limitowanego poziomu 15 mg/dm^3. Obserwacja temperatury osadu i odpowiednio wczesna reakcja, przez zwiększenie natleniania ciepłym powietrzem, zapobiegły znacznemu spadkowi temperatury osadu.

W tabeli 3 zestawiono dane dotyczące poziomu redukcji azotu ogólnego w latach 2016–2022. Widoczny jest wyraźny spadek stężenia azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych od 2019 r., w którym podjęto działania optymalizujące. Stężenie azotu spadło z około 14,7 mg/dm^3 w latach 2016–2018 do około 10,5 mg/dm^3 w latach 2019–2022. Poziom redukcji nie zmienił się znacząco, gdyż od 2020 r. obserwuje się niższe wartości stężenia azotu amonowego w ściekach surowych.

Tabela 3. Redukcja azotu w latach 2016–2022 (materiały własne PWiK Żory Sp. z o.o)

Rok	Ścieki surowe [mg N/dm^3]	Ścieki oczyszczone [mg N/dm^3]	Redukcja [%]
2016	104,36	14,71	85,90
2017	97,33	14,43	85,17
2018	115,61	14,89	87,12
2019	106,33	11,12	89,54
2020	73,85	9,42	87,24
2021	71,74	10,42	85,48
2022	76,24	11,05	85,51

6. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Przedsiębiorstwa wodociągowo-kanalizacyjne, które w przeważającej ilości przypadków eksploatują miejskie oczyszczalnie ścieków, są zakładami z branży środowiskowej. Ich działalność niewątpliwie łączy się z korzystaniem z tzw. usług wodnych, np. pobór wody czy odprowadzanie

ścieków do wód lub urządzeń wodnych. Korzystanie ze środowiska pociąga za sobą obowiązek ochrony przyrody i jej zasobów.

W oczyszczalni ścieków w Żorach poczucie obowiązku i odpowiedzialności skłoniło do podjęcia działań, które przyczyniły się do ochrony środowiska wodnego w większym wymiarze niż akty prawne tego wymagały. Parametry ścieków oczyszczonych spełniały warunki zawarte w pozwoleniu wodnoprawnym, lecz mimo to zostały poczynione kroki zmierzające do poprawy jakości ścieków oczyszczonych, odprowadzanych do środowiska naturalnego.

Przede wszystkim zwrócono uwagę na skład ścieków na poszczególnych etapach oczyszczania. Szczegółowe badania laboratoryjne i analiza wyników zidentyfikowały słabe ogniwo w procesie pozornie prawidłowego oczyszczania ścieków, tj. niewystarczająca ilość węgla przyswajalnego przez denitryfikanty.

Odrębną kwestią jest dbałość o czystość i prawidłowe, wiarygodne działanie urządzeń kontrolno-pomiarowych. Bez właściwego użytkowania mierników czy pomp, nie można oczekiwać skutecznego i należytego oczyszczania ścieków. Systematyczne czyszczenie, sprawdzanie, kalibracja i bieżące usuwanie usterek, mogą zagwarantować oczekiwane efekty.

Stosowanie dodatkowych substratów, środków chemicznych wiąże się z wprowadzaniem do środowiska nowych substancji. Dobór tych substancji powinien uwzględniać osiągnięcie zamierzonego efektu w układzie technologicznym oczyszczalni, ale także bezpieczeństwo środowiska wodnego, gdzie trafią pozostałości tego substratu.

W oczyszczalni ścieków w Żorach został obecnie wdrożony harmonogram czyszczenia i sprawdzania sprzętu kontrolno-pomiarowego. Zamontowano dwie sondy azotanowo-amonowe w dwóch komorach tlenowych i zainstalowano stację dozowania zewnętrznego łatwo przyswajalnego węgla organicznego.

Wdrożone metody nie należą do inwestycji wymagających wysokich nakładów finansowych. Nie są to metody inwazyjne. Nie ingerowano w układ oczyszczania, ani w stan środowiska naturalnego. Wdrożone technologie przyczyniły się jednak w znacznym stopniu do redukcji emitowanego do środowiska naturalnego pierwiastka biogennego, jakim jest azot, co bez wątpienia wpłynie pozytywnie na ochronę wód występujących naturalnie.

LITERATURA

CITEC (2006): Projekt budowlano-wykonawczy. Technologia cz. 1. Kompleksowe uporządkowanie gospodarki wodno-ściekowej w Żorach. Rozbudowa i przebudowa oczyszczalni ścieków w Żorach. Katowice, Consulting Inżynieria Technologia.

Fernández-Nava Y., Marañón E., Soons J., Castrillón L. (2010): Denitrification of high nitrate concentration wastewater using alternative carbon sources. Journal of Hazardous Materials, Vol. 173(1-3), 682-688.

Heidrich Z., Witkowski A. (2015): Urządzenia do oczyszczania ścieków. Wyd. 3. Warszawa, Wydawnictwo Seidel-Przywecki.

Klaczyński E., Ratajczak P. (2013): Oczyszczalnie ścieków – układy technologiczne. Wodociągi – Kanalizacja, nr 4, 36-39.

Kompass (2023): Brenntaplus – Pożywki do intensyfikacji procesu denitryfikacji. Warszawa, Kompass. https://pl.kompass.com/p/brenntag-polska-sp-z-o-o/pl100614/brenntaplus-pozywki-do-intensyfikacji-procesu-denitryfikacji/17e13ed6-7caf-4916-8019-d226053ac1b4/ (dostęp: 31.05.2023).

Mazurkiewicz M. (2012): Usuwanie związków azotu ze ścieków w oczyszczalni w Kostrzynie nad Odrą. Zeszyty Naukowe. Inżynieria Środowiska/Uniwersytet Zielonogórski, nr 147(27), 5-15.

Miksch K., Sikora J., Red. (2022): Biotechnologia ścieków. Warszawa, Wydawnictwo Naukowe PWN.

Peng Y., Ma Y., Wang S. (2007): Denitrification potential enhacement by addition of external carbon sources in a pre-denitrification process. Journal of Environmental Science, Vol. 13(3), 284-289.

Rozporządzenie (2019): Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 12 lipca 2019 r. w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego oraz warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu do wód lub do ziemi ścieków, a także przy odprowadzaniu wód opadowych lub roztopowych do wód lub do urządzeń wodnych. Dz. U. 2019 poz. 1311.

Sadecka Z. (2010): Podstawy biologicznego oczyszczania ścieków. Piaseczno, Wydawnictwo Seidel-Przywecki.

Ustawa (2017): Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r. Prawo wodne. Dz. U. 2017 poz. 1566.

Zdebik D., Zawadzki P., Pieczonka M. (2018): Analiza technologiczna pracy oczyszczalni ścieków w Żorach. Forum Eksploatatora, T. 6(99), 36-41.

Katarzyna Starzec, Paulina Supel, Andrzej Kos,
Marcin Orlik, Paweł Kaszycki

Myjnie samochodowe z zamkniętym obiegiem wody – perspektywa biologicznego oczyszczania ścieków

Katarzyna Starzec[1], Paulina Supel[1], Andrzej Kos[2], Marcin Orlik[2], Paweł Kaszycki[1]
[1]Uniwersytet Rolniczy im. Hugona Kołłątaja w Krakowie – Wydział Biotechnologii i Ogrodnictwa – Katedra Biologii Roślin i Biotechnologii
[2]ECO REDCONST Sp. z o.o.

Myjnie samochodowe z zamkniętym obiegiem wody – perspektywa biologicznego oczyszczania ścieków

1. WPROWADZENIE

W ostatnich latach systematycznie rośnie liczba samochodów na polskich i światowych drogach. W Polsce w 2019 r. było ich prawie 32 mln (Chrzanowski i in., 2021), tylko w 2022 r. zarejestrowano ponad 1,6 mln kolejnych pojazdów (CEPiK, 2023). Według danych ACEA (ang. *European Automobile Manufacturer's Association*, Europejskie Stowarzyszenie Producentów Pojazdów), w Europie na 1000 mieszkańców przypada średnio 628 pojazdów mechanicznych, przy czym w Polsce przypada ich aż 747, a liczba ich ciągle rośnie, wykazując prawie 10-proc. roczną dynamikę. Zdecydowaną większość tych pojazdów stanowią samochody osobowe (Pokorzyński, 2021). Według przewidywań sprzed pandemii COVID-19, liczba samochodów na swiecie w 2025 r. wyniesie 1,5 mld, a w 2040 r. – 2 mld (Smith, 2016).

Tak szybko rosnąca liczba pojazdów wiąże się z powstawaniem nowych myjni samochodowych. Mycie pojazdów jest czynnością powszechną w sześciu badanych krajach europejskich: Polsce, Francji, Niemczech, Włoszech, Holandii i Szwecji. Ponad 90% respondentów w wymienionych krajach, w ankietach za 2016 r. stwierdziło, że umyło swój pojazd co najmniej raz, a w Polsce odsetek ten wyniósł aż 98%. Należy zaznaczyć, że w badanej grupie 74% respondentów wskazało, że w ciągu poprzedniego roku korzystało wyłącznie z profesjonalnych myjni samochodowych, 16% – z myjni i z mycia ręcznego w gospodarstwie domowym, a tylko 10% nie korzystało z usług myjni samochodowych (ICA, 2017). W Stanach Zjednoczonych jest około 60 000 myjni samochodowych, natomiast w Europie ich liczba wynosi blisko 80 000 (CWIP, 2023). W społeczeństwie różnych krajów (77% Europejczyków i 55% mieszkańców Stanów Zjednoczonych) przeważa pogląd, że mycie samochodów w profesjonalnej myjni jest lepsze dla środowiska, niż wykonywanie tej czynności samemu w warunkach przydomowych (ICA, 2017). Do umycia samochodu osobowego jednorazowo wykorzystuje się nawet ponad 200 dm^3 wody i taka też jest objętość odprowadzanych ścieków (w przypadku samochodów ciężarowych ilości te osiągają 0,35 m^3 w przeliczeniu na jeden pojazd) (Heidrich i Witkowski, 2010).

Biorąc pod uwagę dużą liczbę mytych samochodów na świecie, dzienne zużycie wody można oszacować na ponad milion metrów sześciennych (Malinen i in., 2012; Torkashvand i in., 2020).

To ogromne zapotrzebowanie na wodę należy zestawić z problemem globalnym, jakim jest zwiększający się niedobór wody. Obecnie duża część wody słodkiej, nadającej się do spożycia, jest zanieczyszczona lub zagospodarowywana w sposób niezrównoważony. Rosnący problem deficytu wody słodkiej obserwuje się w całej Europie, jednak w Polsce problem ten jest szczególnie uciążliwy. Ostatnie badania wykazują, że na jednego Polaka przypada około 1800 m^3 wody rocznie, a w warunkach coraz częściej występującej suszy wskaźnik ten spada poniżej 1000 m^3. Dla porównania, średnia ilość wody przypadająca na jednego mieszkańca Europy wynosi około 4500 m^3 rocznie (UNGC, 2018; Portal Statystyczny, 2019; GUS, 2021).

Komisja Europejska w 2018 r. rozpoczęła prace nad regulacjami dotyczącymi wykorzystania wody pochodzącej z oczyszczania ścieków do nawadniania w rolnictwie. Przeprowadzone analizy wykazały, że obecnie niewiele państw członkowskich UE ponownie wykorzystuje wodę. Jednym z takich rozwiązań są technologie oczyszczania ścieków ograniczające marnowanie wody przez przekształcanie części ścieków w wodę odpływową, która może być powtórnie wykorzystana lub odprowadzona z powrotem do środowiska, bez szkody dla zwierząt i roślin (Komisja Europejska, 2018). Część krajów europejskich, takich jak Holandia i kraje skandynawskie, wprowadziła ograniczenia ilości wody zużywanej podczas mycia aut do 60–70 dm^3 w przeliczeniu na jeden samochód, natomiast Niemcy i Austria przyjęły ustawę o odzyskiwaniu do 80% wody ze ścieków pochodzących z myjni samochodowych (Torkashvand i in., 2020).

W skład ścieków powstających podczas mycia pojazdów mechanicznych wchodzą liczne środki powierzchniowo czynne, głównie detergenty anionowe, kationowe sole amonowe, związki niejonowe, takie jak: etoksyfenol, a także substancje mające na celu zwiększenie rozpuszczalności czy przeciwdziałanie korozji samochodów, woski, barwniki, aromaty (Podbiera-Matysik, Gorazda i Wzorek, 2012). Poza środkami stosowanymi bezpośrednio do mycia, w ściekach obecne są również zanieczyszczenia spływające z pojazdów, takie jak: oleje, tłuszcze, substancje ropopochodne, wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne, lotne związki organiczne, metale ciężkie czy sól (Nadzirah, Nor Haslina i Rafidah, 2015). Skład jakościowy i ilościowy ścieków z myjni samochodowych jest niezwykle zróżnicowany i zależy m.in. od czasu eksploatacji instalacji, ich położenia, sezonu czy pogody. Dane pozyskane z 31 miast z 21 krajów potwierdziły wysoką zmienność ścieków, zarówno pod względem składu, jak i zawartości poszczególnych zanieczyszczeń. Największe różnice stwierdzono, analizując obciążenie ładunkiem organicznym, oznaczanym jako chemiczne zapotrzebowanie tlenu (ChZT). Parametr ten wahał się od 85 do 14 133 mg O_2/dm^3. Pozostałe parametry również wykazywały duże zróżnicowanie: mętność od 60 do 3649 NTU, zawieszone cząstki stałe od 68 do 2928 mg/dm^3, stężenie olejów i smarów – od 12 do 325 mg/dm^3 (Kuan i in., 2022).

Mając na uwadze powyższe dane należy stwierdzić, że procesy oczyszczania muszą być przystosowane do skrajnych wartości parametrów. Najczęściej stosowane zabiegi opierają się obecnie na procesach fizykochemicznych. Należą do nich m.in. elektrokoagulacja, koagulacja-flokulacja, filtracja, w tym ultra- i nanofiltracja, elektrooksydacja, adsorpcja, czy odwrócona osmoza (Lau, Ismail i Firdaus, 2013; Kumar i Chauhan, 2018; Kuan i in., 2022), a także techniki pogłębionego (zaawansowanego) utleniania (Comninellis i in., 2008). Alternatywą dla takich metod są systemy remediacji biologicznej oparte na pracy mikroorganizmów. Metody biologiczne są korzystne ekonomicznie, przyjazne środowisku i nie wymagają stosowania dodatkowych substancji chemicznych, ponieważ z założenia wszystkie składniki odżywcze, niezbędne dla wzrostu mikroorganizmów, są obecne w ściekach (Mallick i Chakraborty, 2019). Drobnoustroje stosowane do bioremediacji zanieczyszczeń cechują się niekonwencjonalnymi, często rzadkimi i specjalistycznymi szlakami troficznymi, a tym samym są zdolne do przyswajania i utleniania złożonych związków chemicznych, nierzadko toksycznych dla innych organizmów. Mikroorganizmy te, pod warunkiem zastosowania odpowiednio dobranej metodologii, można wyizolować z praktycznie każdego środowiska, ze względu na wyjątkową zdolność adaptacyjną do ekstremalnych warunków bytowania. Zastosowanie określonych bakterii czy grzybów zależy od rodzaju i źródła zanieczyszczenia (Uqab i in., 2016). Jednocześnie, aby proces oczyszczania środowiska (tutaj: ścieków) z różnego typu skażeń mógł być skuteczny, otrzymane izolaty należy poddać starannej selekcji, dobierając wyłącznie takie szczepy, które wykażą cechy pozwalające im na adaptację do konkretnych, toksycznych warunków otoczenia (Poursat i in., 2019). Zakłada się, że drobnoustroje autochtoniczne, to znaczy te naturalnie występujące w środowisku zanieczyszczonym, przejawiają relatywnie większy potencjał bioremediacyjny, ponieważ rozwijając się w obecności ksenobiotyków, w wyniku selekcji naturalnej, nabyły cechy umożliwiające im przetrwanie w niekorzystnych warunkach. W szczególności mogą wykazywać zdolność do biodegradacji zanieczyszczeń organicznych, wykorzystując je jako przyswajalne formy węgla (Podsiadło i Krzyśko-Łupicka, 2013). W przypadku ścieków z myjni samochodowych dużym problemem jest wysoka zawartość środków powierzchniowo czynnych, które zwiększają przepuszczalność błon bakteryjnych i powodują ich depolaryzację, co w efekcie końcowym może skutkować zahamowaniem rozwoju mikrobioty autochtonicznej (Malinen i in., 2012).

Celem przeprowadzonych badań było zbadanie możliwości i wstępne określenie warunków biologicznego oczyszczania heterogenicznych ścieków pochodzących z działających myjni samochodowych. Bioremediację zanieczyszczeń testowano z wykorzystaniem wybranych bakterii autochtonicznych, wyizolowanych z próbek ścieków, jak również z zastosowaniem specjalistycznego konsorcjum mikroorganizmów, przeznaczonego do likwidacji zanieczyszczeń organicznych

w wodach i gruntach. Opracowanie skutecznej metody oczyszczania odcieków powstających podczas mycia pojazdów pozwoli na zawrócenie wody do procesu technologicznego i stanie się podstawą skonstruowania nowoczesnej myjni autonomicznej, pracującej w warunkach zamkniętego obiegu wody.

2. ŹRÓDŁA TESTOWANYCH ŚCIEKÓW, DROBNOUSTROJE WYKORZYSTANE W BADANIACH ORAZ ZASTOSOWANE METODY ANALITYCZNE

2.1. Ścieki z myjni samochodowych

Analizę przeprowadzono z wykorzystaniem próbek rzeczywistych ścieków pobranych z pracujących bezdotykowych myjni samochodowych. Myjnie te powstały według założeń projektowych firmy REDCONST Sp. z o.o. w Skrzyszowie i są zlokalizowane na terenie południowej Polski. Poszczególne instalacje różnią się czasem eksploatacji, lokalnymi warunkami środowiskowymi i wielkością – różną liczbą stanowisk myjących. Z trzech stanowisk, oznaczonych w dalszej części rozdziału jako stanowiska badawcze A, B i C, pobrano ścieki w celu ich szczegółowego przebadania pod kątem zmienności składu i obciążenia. Z kolei myjnie serii M (M1–M10) stanowiły źródła ścieków, które poddano testom bioremediacji, a wybrane próbki, zawierające bakterie autochtoniczne, posłużyły do izolacji szczepów przemysłowych. Próbki ścieków pobierane były zgodnie z akredytowaną metodą (PN-ISO, 2021).

2.2. Analiza obciążenia i składu ścieków

Szczegółową charakterystykę ścieków określano dla próbek pobranych w jednym terminie z trzech stanowisk badawczych myjni samochodowych (A, B, C), w celu wykazania heterogeniczności poszczególnych parametrów fizykochemicznych. Badano: odczyn, zawartość zawiesiny ogólnej, stężenie chlorków, siarczanów, azotu amonowego i fosforu, a także zawartość detergentów anionowych. Obciążenie związkami organicznymi oznaczano przez pomiary chemicznego zapotrzebowania tlenu (ChZT) i biologicznego zapotrzebowania tlenu (BZT_5). Wszystkie analizy wykonano w certyfikowanym laboratorium badawczym J. S. Hamilton Poland Sp. z o.o. w Gdyni.

W testach bioremediacji ścieków z myjni M1–M10 analizowano ponadto biodegradację zanieczyszczeń organicznych, dokonując pomiarów zmian wartości ChZT. Parametr ten oznaczano z wykorzystaniem komercyjnych testów kuwetowych LCK (LCK314 i LCK514) firmy Hach (Hach-Lange GmbH, Düsseldorf, Niemcy). Analizy prowadzono za pomocą spektrofotometru Hach DR 5000 UV-Vis, sprzęgniętego z zestawem do mineralizacji próbek (Hach Dry LT200 Thermostat).

2.3. Materiał biologiczny – drobnoustroje autochtoniczne i konsorcjum mikrobiologiczne

Do badań wykorzystano bakterie wyizolowane bezpośrednio ze ścieków pochodzących z myjni samochodowych (opis poniżej) i specjalistyczne konsorcjum mikrobiologiczne o nazwie Biopreparat ZB-01, przeznaczone do biodegradacji organicznych zanieczyszczeń środowiskowych. Biopreparat ZB-01 jest certyfikowaną, zróżnicowaną gatunkowo biocenozą, hodowaną w warunkach ciągłej presji selekcyjnej, opracowaną w Zespole Biochemii Katedry Biologii Roślin i Biotechnologii Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie (Kaszycki, Szumilas i Kołoczek, 2001; Augustynowicz, Hanus-Fajerska i Kaszycki 2013; Supel, Petryszak i Kaszycki, 2013). Konsorcjum ZB-01 posiada wysoką, potwierdzoną badaniami, zdolność do biodegradacji różnorodnych ksenobiotyków, zwłaszcza substancji ropopochodnych. W jego skład wchodzą aktywne szczepy bakterii z rodzaju: *Pseudomonas*, *Acinetobacter*, *Bacillus*, *Ochrobactrum*, *Chromobacterium*, *Citrobacter*, *Micrococcus*, *Flavobacterium*, *Serratia*, *Alcaligenes* oraz drożdży z rodzaju *Candida* i *Pichia*.

2.4. Izolacja i identyfikacja mikroorganizmów występujących w ściekach z myjni samochodowych

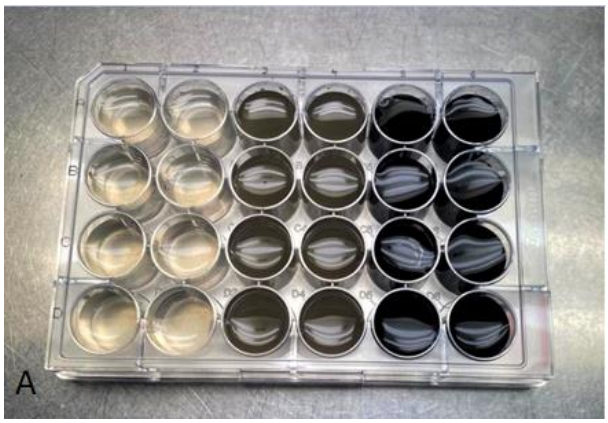
Izolację drobnoustrojów autochtonicznych prowadzono z wykorzystaniem próbek ścieków pochodzących z myjni M1–M6, w których stwierdzono obecność żywych mikroorganizmów. Mikrobiologicznie czyste szczepy w postaci monokultur otrzymano metodą posiewów redukcyjnych na standardowe podłoża bakteriologiczne (Kaszycki i in., 2011; Kaszycki, Supel i Petryszak, 2014). Izolaty bakteryjne wstępnie charakteryzowano przez określenie morfotypów kolonii wytworzonych na szalkach Petriego, a następnie poddano analizie taksonomicznej w certyfikowanym Laboratorium Mikrobiologicznym Jagiellońskiego Centrum Innowacji w Krakowie. Molekularna identyfikacja drobnoustrojów została wykonana w oparciu o metodę diagnostyki proteomicznej (Singhal i in., 2015), z wykorzystaniem spektrometrii masowej (MALDI TOF MS, desorpcja/jonizacja laserowa wspomagana matrycą z analizatorem czasu przelotu). Badanie wykonano przy użyciu analizatora MALDI Biotyper firmy Bruker Daltonics GmbH & Co. KG (Niemcy). Otrzymane wyniki proteomowych „odcisków palców" dopasowano do bazy danych widm masowych wersji K Bruker MBT IVD Library (wyd. 2. z 2021 r.), a następnie porównano z bazą NCBI (The National Center for Biotechnology Information), która zapewnia dostęp do informacji biomedycznych i genomowych.

2.5. Oznaczanie liczebności bakterii tlenowych

W celu określenia liczebności drobnoustrojów tlenowych wykonano posiewy mikrobiologiczne z zastosowaniem zmodyfikowanej metody Kocha seryjnych rozcieńczeń na agaryzowane podłoża wzrostowe (agar wzbogacony, przeznaczony do hodowli bakterii) (Kaszycki, Supel i Petryszak, 2014; Brzeszcz i in., 2016; Kaszycki i in., 2022). Płytki inkubowano w temperaturze 22°C przez trzy doby. Liczebność bakterii w badanej próbce określano przez zliczanie wytworzonych kolonii (jtk – jednostki tworzące kolonie) i przeliczano na jednostkę objętości zawiesiny bakteryjnej. Wyniki przedstawiono na wykresach w skali logarytmicznej, tj. jako logarytm dziesiętny z liczebności.

2.6. Analiza przeżywalności hodowli bakterii w środowisku ścieków pochodzących z myjni

Czyste mikrobiologicznie szczepy hodowano na wzbogaconym podłożu bakteriologicznym SNB (Standard Nutrient Broth, Biocorp Polska) przez jedną dobę w temperaturze 30°C. Po tym czasie hodowle wirowano przy 5200 × g przez 10 min. Nadsącze usuwano, a osady zawierające biomasę zawieszano w podłożu minimalnym BH (Bushnell Haas, Fluka Analytical) i ponownie wirowano (jak wyżej) w celu oczyszczenia biomasy bakterii z resztek pożywki SNB. Nadsącz dekantowano, a peletki komórek zawieszano w podłożu BH do gęstości optycznej (OD_{600}) zawiesiny komórkowej wynoszącej 1,0. Tak przygotowane hodowle rozcieńczano 100-krotnie badanymi próbkami ścieków z myjni. Inkubacje prowadzono w dwóch powtórzeniach eksperymentalnych, w 24-dołkowych płytkach titracyjnych napowietrzanych przez wytrząsanie na orbitalnej wytrząsarce laboratoryjnej (fot. 1). Żywotność bakterii testowano po siedmiu dniach inkubacji, wykonując posiewy mikrobiologiczne na podłoża stałe.



Fot. 1. Analiza próbek ścieków w płytkach titracyjnych

2.7. Testy przyswajalności zanieczyszczeń w ściekach

Testy przyswajalności miały na celu ocenę zdolności mikroorganizmów do wzrostu podczas hodowli z wykorzystaniem związków organicznych obecnych w ściekach surowych jako jedynych źródeł węgla. Biopreparat ZB-01 i czyste mikrobiologicznie szczepy drobnoustrojów autochtonicznych namnażano do dużych gęstości biomasy (powyżej $1{,}0 \times 10^9$ jtk/cm^3), a następnie wirowano w jałowych probówkach wirówkowych typu Falcon (5200 × g, 10 min). Nadsącz usuwano, a osad zawierający komórki zawieszano w podłożu minimalnym BH do gęstości optycznej zawiesiny $OD_{600} = 0{,}01$. Następnie do kolbek Erlenmayera rozdzielano po 2 cm^3 otrzymanych zawiesin, dodając 18 cm^3 wariantowo: wyłącznie podłoża BH (kontrola ujemna, K^-), BH + 1% roztworu glukozy (kontrola dodatnia, K^+), a także nierozcieńczonych, wyjałowionych ścieków (badane próbki właściwe). Posiewy płytkowe metodą seryjnych rozcieńczeń wykonywano w dniu założenia doświadczenia, a następnie po jednym, trzech i siedmiu dniach prowadzenia hodowli w obecności czynników selekcyjnych występujących w ściekach. Jednocześnie, w dniu rozpoczęcia eksperymentu i po siedmiu dniach hodowli wyznaczano parametr ChZT w celu określenia wydajności biodegradacji substancji organicznych.

Podczas analizy bioremediacji zanieczyszczeń w ściekach z wykorzystaniem mikroorganizmów, każdorazowo prowadzono obserwacje kontrolne jałowych próbek ścieków niepoddawanych działaniu drobnoustrojów. Ponadto przed przystąpieniem do prowadzenia testów i analiz, w badanych próbkach wykluczono obecność patogenów, wykorzystując w tym celu podłoża selektywne pozwalające na wykrywanie: *Escherichia coli* (podłoże ENDO LES with Fushine Lab-Agar, Biocorp Polska), *Salmonella* i *Shigella* (Salmonella Shigella Lab-Agar, Biocorp Polska) oraz *Pseudomonas aeruginosa* (Pseudomonas CN Lab-Agar, Biomaxima).

3. W POSZUKIWANIU SKUTECZNEJ BIOLOGICZNEJ TECHNOLOGII OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW: WYNIKI PRZEPROWADZONYCH DOŚWIADCZEŃ

3.1. Charakterystyka badanych ścieków

Próbki ścieków z myjni samochodowych były bardzo zróżnicowane pod względem barwy, zapachu oraz stopnia obciążenia wyznaczanego jako wartość parametru ChZT. W dokładnych analizach wybrane ścieki, pochodzące z trzech instalacji myjni samochodowych (stanowiska A, B, C), znacząco różniły się zawartością poszczególnych związków chemicznych (tab. 1). Zaobserwowano bardzo duże różnice ChZT – dla próbki pobranej z myjni (stanowiska) A wartość tego parametru była prawie trzykrotnie wyższa niż dla ścieków ze stanowiska B. Ilość detergentów

również wahała się w dużym zakresie – od 18 do 86 mg/dm^3. Podobne różnice obserwowano dla fosforu ogólnego (0,9–10,9 mg/dm^3) i siarczanów (od poniżej 10 do 63 mg/dm^3), a także w przypadku zawartości soli w ściekach, oznaczanej jako zawartość chlorków: w ściekach pobranych ze stanowiska C oznaczono 12 mg/dm^3 chlorków, a w próbce A – ponad 15 razy więcej (188 mg/dm^3).

Tabela 1. Charakterystyka ścieków pochodzących z wybranych instalacji myjni samochodowych

Analizowany parametr [mg/dm^3]	Stanowisko		
	A	B	C
Biologiczne zapotrzebowanie tlenu (BZT_5)	230	100	170
Chemiczne zapotrzebowanie tlenu (ChZT)	939	342	958
Detergenty anionowe	38	18	86
Zawiesina ogólna	29	30	46
Fosfor	10,9	0,9	6,9
Azot amonowy	2,1	1,7	6,9
Siarczany	< 10	63	49
Chlorki	188	44	12
pH	8,1	7,1	7,4

3.2. Izolacja drobnoustrojów autochtonicznych i testy przeżywalności izolatów w środowisku ścieków z myjni

Z poszczególnych próbek pochodzących z instalacji myjni samochodowych M1, M2 i M3 wyizolowano sześć szczepów autochtonicznych (tab. 2). Podczas dalszych testów przeżywalności wykazano, że dwa spośród nich (SC5 i SC9) były zdolne do wzrostu we wszystkich analizowanych próbkach ścieków. Szczepy te wytypowano do kolejnego etapu badań.

Tabela 2. Wyniki prac nad izolacją i doborem szczepów bakterii tolerujących ksenobiotyki zawarte w ściekach z myjni samochodowych

Oznaczenie szczepu	Stanowisko					
	M1		M2		M3	
	p. 1	p. 2	p. 1	p. 2	p. 1	p. 2
SCA	++	++	–	–	+	+
SCB	+	–	–	–	+	–
SCC	++	+	–	–	–	–
SCD	–	–	–	–	–	–
SC5*	++	++	+	++	++	++
SC9*	+	+	++	+	+	+

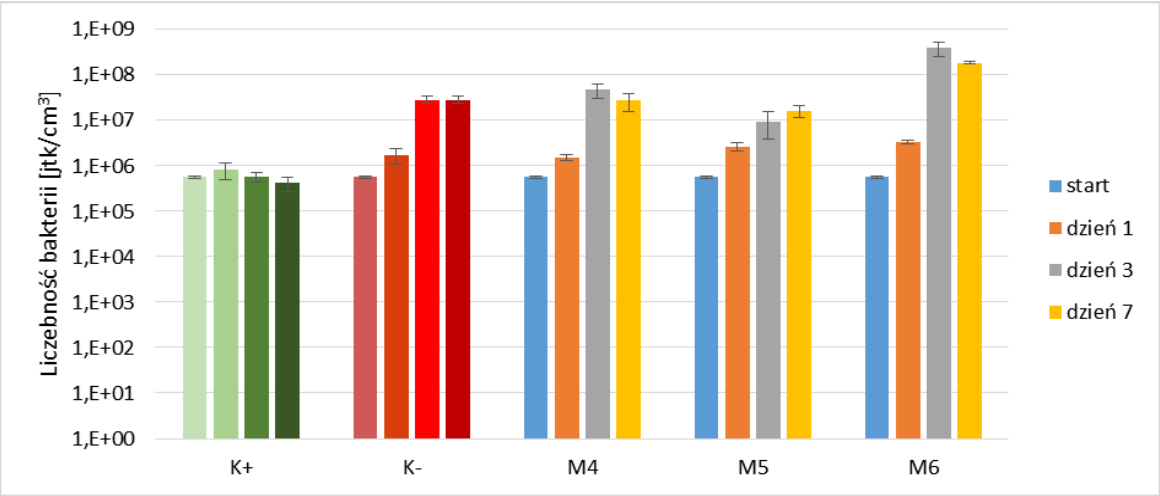
* izolaty, które wykazały szczególną oporność na zanieczyszczenia występujące we wszystkich próbkach analizowanych ścieków, p. 1, p. 2 – powtórzenie doświadczenia, ++ prawidłowy wzrost, + słaby wzrost, – brak (zahamownie) wzrostu.

3.3. Testy przyswajalności i analizy biodegradacji zanieczyszczeń w ściekach przez monokultury szczepów autochtonicznych

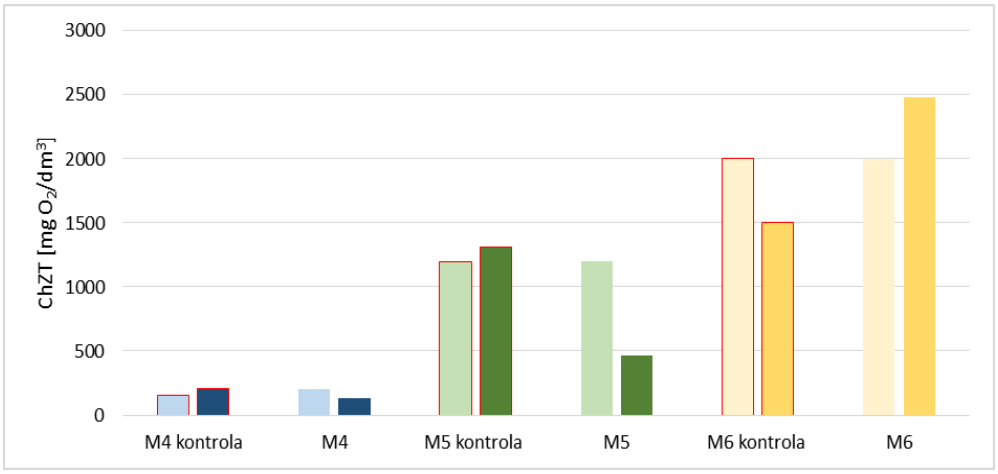
Wyselekcjonowane, wysoko tolerancyjne szczepy SC5 i SC9 poddano identyfikacji gatunkowej metodą proteomiczną, a następnie badano ich zdolność do przyswajania zanieczyszczeń organicznych. Analizę przyswajalności prowadzono z wykorzystaniem ścieków serii M o następujących wartościach ChZT: 200 mg O_2/dm^3 (próbka M4), 1200 mg O_2/dm^3 (M5) i 2000 mg O_2/dm^3 (M6). Zdolność do proliferacji w środowisku zanieczyszczonych ścieków porównywano z potencjałem wzrostu w warunkach kontrolnych: w podłożu suplementowanym 1-proc. glukozą (K^+) oraz w podłożu minimalnym niezawierającym źródła węgla (K^-).

Szczep SC5 zidentyfikowano metodą proteomiczną jako *Alcaligenes faecalis*. Hodowle tego izolatu cechowały się lepszym wzrostem w środowisku ścieków z myjni samochodowych niż w obecności glukozy. Przyrost biomasy obserwowano we wszystkich badanych wariantach, poza K^+ (rys. 1). Dla bakterii SC5 wykazano także wysoką wydajność biodegradacji ksenobiotyków w ściekach M4 i M5, wyznaczoną jako procentowe spadki wartości ChZT po siedmiu dniach inkubacji: wynosiły one 34% dla związków obecnych w próbce M4 i ponad 60% w próbce M5. Nie obserwowano natomiast obniżenia poziomu ChZT w próbce M6 (rys. 2).

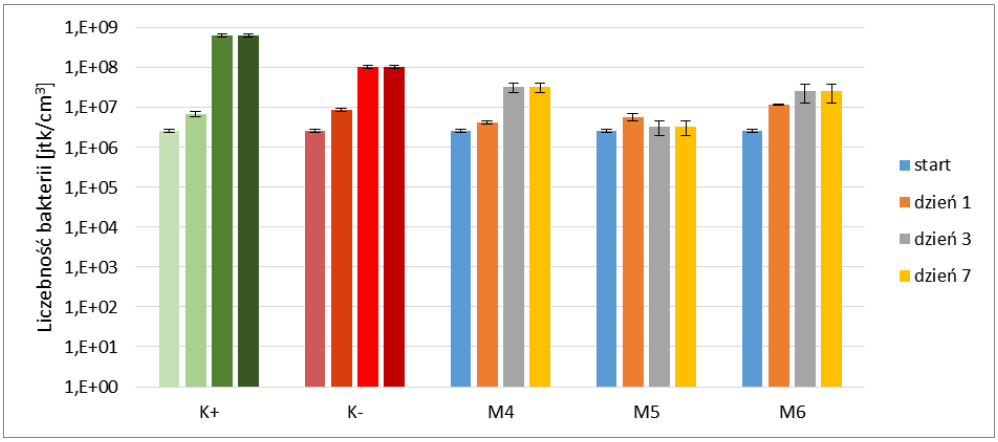
Szczep SC9, zidentyfikowany jako *Stenotrophomonas maltophilia*, charakteryzował się wolniejszym wzrostem z wykorzystaniem substancji obecnych w ściekach w porównaniu do hodowli na glukozie. Mimo to w badaniach potencjału biodegradacji zaobserwowano spadek poziomu zanieczyszczeń o 41% w ściekach M5 i o ponad 80% w próbce M6, aczkolwiek nie odnotowano znaczących zmian w przypadku M4 (rys. 3–4).



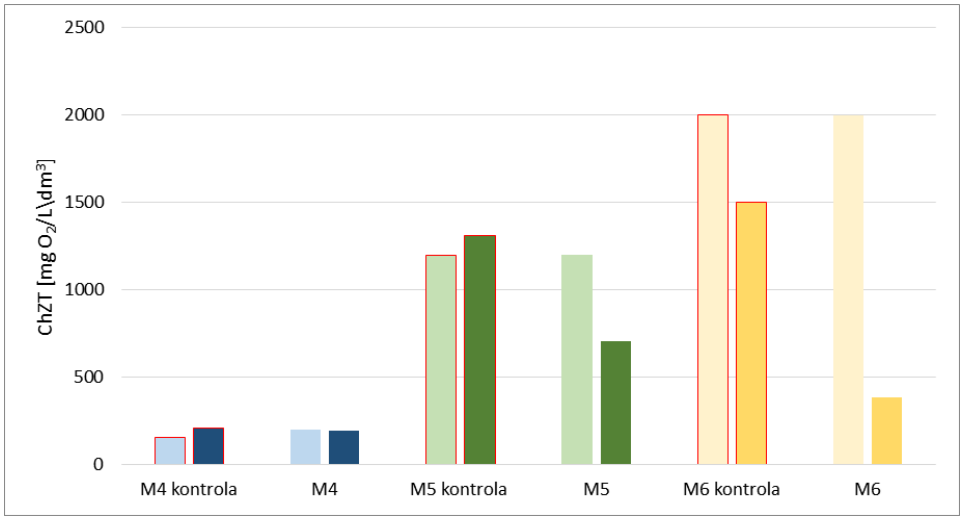
Rys. 1. Dynamika liczebności bakterii *Alcaligenes faecalis* SC5 przy wykorzystaniu ksenobiotyków obecnych w próbkach ścieków z myjni M4, M5 i M6 jako źródeł węgla oraz w warunkach hodowli kontrolnych: w podłożu suplementowanym glukozą (K^+) i podłożu BH bez dodanego źródła węgla (K^-)



Rys. 2. Zmiany parametru ChZT w ciągu siedmiu dni hodowli szczepu *Alcaligenes faecalis* SC5 w próbkach z myjni M4, M5 i M6; odpowiednie kontrole ukazują zmiany ChZT w jałowych próbkach niezaszczepionych mikroorganizmami



Rys. 3. Dynamika liczebności bakterii *Stenotrophomonas maltophilia* SC9 przy wykorzystaniu ksenobiotyków obecnych w próbkach ścieków z myjni M4, M5 i M6, jako źródeł węgla i w warunkach hodowli kontrolnych: w podłożu suplementowanym glukozą (K^+) i podłożu BH bez dodanego źródła węgla (K)

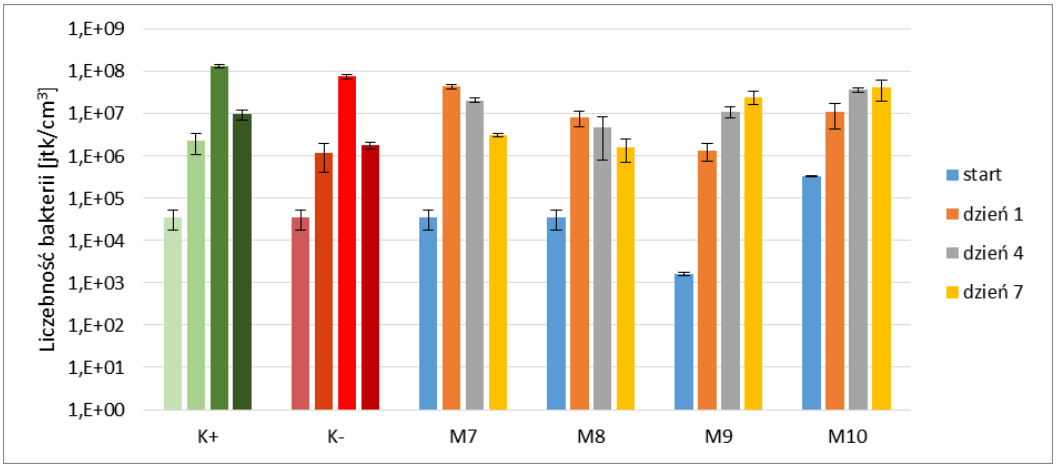


Rys. 4. Zmiany parametru ChZT w ciągu siedmiu dni hodowli szczepu *Stenotrophomonas maltophilia* SC9 w próbkach z myjni M4, M5 i M6; odpowiednie kontrole ukazują zmiany ChZT w jałowych próbkach niezaszczepionych mikroorganizmami

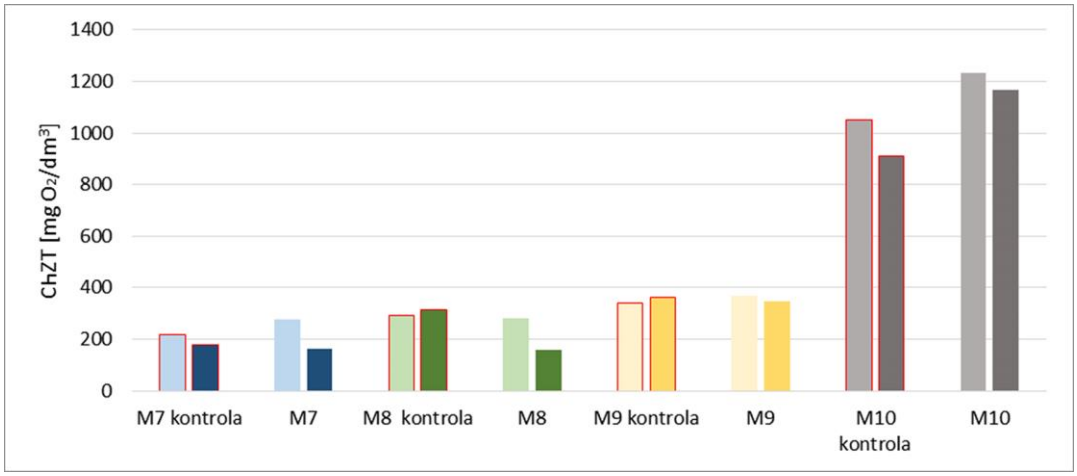
3.4. Testy przyswajalności zanieczyszczeń w ściekach przez specjalistyczne konsorcjum mikrobiologiczne

Analizę biodegradacji zanieczyszczeń w ściekach przeprowadzono również z wykorzystaniem certyfikowanego biopreparatu ZB-01 (Kaszycki, Szumilas i Kołoczek 2001; Supel, Petryszak i Kaszycki, 2013), stosowanego z powodzeniem w bioremediacji skażeń substancjami organicznymi, zarówno w środowisku wodnym, jak i glebowym. W doświadczeniach badano cztery kolejne próbki ścieków z myjni samochodowych M7–M10, różniące się znacznie ładunkiem zanieczyszczeń. Odpowiednie wartości ChZT wynosiły: 220 mg O_2/dm^3 (M7), 293 mg O_2/dm^3 (M8), 340 mg O_2/dm^3 (M9) i 1232 mg O_2/dm^3 (M10). Jako warianty kontrolne wykorzystano hodowlę suplementowaną glukozą (kontrola pozytywna, K^+) i hodowlę niezawierającą dodatkowego źródła węgla (kontrola negatywna, K^-).

Po zaszczepieniu ścieków aktywną biocenozą, już po pierwszej dobie można było zauważyć znaczny (od dwóch do trzech rzędów wielkości) przyrost biomasy bakterii (rys. 5), kontynuowany w następnych dniach w przypadku ścieków M9 i M10. Jednocześnie, podczas siedmiodniowej analizy biodegradacji, dla ścieków M7 i M8 zaobserwowano spadek poziomu ChZT o odpowiednio 41% i 43%, przy braku znaczących zmian tego parametru w pozostałych wariantach doświadczalnych (rys. 6).



Rys. 5. Dynamika liczebności bakterii biopreparatu ZB-01 przy wykorzystaniu ksenobiotyków obecnych w próbkach ścieków z myjni (M7–M10) jako źródeł węgla



Rys. 6. Zmiany parametru ChZT w ciągu siedmiu dni hodowli biopreparatu ZB-01 w próbkach z myjni (M7–M10); kontrola pokazuje zmiany ChZT w jałowych próbkach ścieków niezaszczepionych biopreparatem

4. DROBNOUSTROJE ZDOLNE DO BIOREMEDIACJI ZANIECZYSZCZEŃ W ŚCIEKACH – SZCZEGÓLNA PRZYDATNOŚĆ SZCZEPÓW AUTOCHTONICZNYCH I KONSORCJÓW BAKTERYJNYCH

Wyniki testów biodegradacji zanieczyszczeń, otrzymane dla izolatów *Alcaligenes faecalis* SC5 i *Stenotrophomonas maltophilia* SC9, wskazują na znaczne korzyści wynikające z wykorzystania szczepów rodzimych, pozyskanych bezpośrednio ze ścieków z myjni samochodowych. Jednakże, porównując wydajność bioremediacji uzyskaną dla obu izolatów, można zauważyć znaczące różnice aktywności wobec poszczególnych ścieków. Ścieki z myjni M4 stanowiły przyswajalne źródło węgla wyłącznie dla szczepu *A. faecalis* SC5. W przypadku myjni M5 oba szczepy prowadziły aktywną biodegradację: SC5 z wydajnością 61%, a SC9 – 41%. Ścieki M6 natomiast nie poddawały się biooczyszczaniu przez *A. faecalis* SC5, w przeciwieństwie do izolatu *S. maltophilia* SC9, dla którego odnotowano bardzo wysoką efektywność wynoszącą ponad 80% usuwania ChZT w ciągu siedmiu dni.

Powyższe wyniki wskazują, że zasadne jest, w przypadku szczególnie heterogenicznych próbek, opracowanie specjalistycznych konsorcjów drobnoustrojów, złożonych z wielu gatunków bakterii. Drobnoustroje, tworzące bioróżnorodne konsorcja, wykazują bowiem wyższy potencjał bioremediacyjny w porównaniu do monokultur, ze względu na współdziałanie aktywnych szczepów, prowadząc do wystąpienia efektu synergii (Kaszycki i in., 2013; Brzeszcz i in., 2016). Wykorzystanie wieloskładnikowych konsorcjów aplikowanych w postaci biopreparatów umożliwia skuteczne usuwanie związków ksenobiotycznych w szerszym zakresie (Kwapisz, 2006), a także ich pełniejszą degradację do końcowych produktów: dwutlenku węgla i wody. Oznacza to, że odpowiednio skonstruowane konsorcja mikrobiologiczne mogą być zdolne oczyszczać różnorodne ścieki z porównywalną wydajnością, niezależenie od zestawu występujących zanieczyszczeń czy

ogólnego obciążenia. Najkorzystniej jest, aby w skład takich konsorcjów wchodziły mikroorganizmy wyselekcjonowane, z uwzględnieniem specyficznego środowiska ich późniejszego wykorzystania, tj. w opisywanym przypadku wyizolowane z odcieków pochodzących z myjni samochodowych. Jak można było zaobserwować biopreparat ZB-01, mimo że posiadał dużą zdolność biodegradacji węglowodorów ropopochodnych, nie wykazał się zadowalającą skutecznością w usuwaniu zanieczyszczeń obecnych w ściekach pochodzących z mycia pojazdów. Lepszym sposobem wydaje się w takim przypadku zastosowanie biopreparatu ukierunkowanego, opracowanego w oparciu o różne drobnoustroje autochtoniczne, a następnie poddanego selekcji i adaptacji w obecności skażeń heterogenicznych.

W przeprowadzonych badaniach koncentrowano się na analizie zmian ChZT, które odzwierciedlają przede wszystkim procesy utleniania frakcji węgla organicznego. Z wcześniej przytoczonych danych wynika, że w skład ścieków z mycia pojazdów wchodzi także wiele innych związków, w tym użyte detergenty. Źródła literaturowe wskazują na wiele szczepów zdolnych do bioremediacji anionowych środków powierzchniowo czynnych, takich jak siarczan dodecylu sodu (SDS). Należą do nich głównie szczepy z rodzaju *Pseudomona*s (Furmańczyk i in., 2018), reprezentowane przez gatunki *Ps. beteli* (Hosseini i in., 2007), *Ps. putida* (Chaturvedi i Kumar, 2011) czy *Ps. aeruginosa* (Chaturvedi i Kumar, 2013), ale również *Acinetobacter johnsoni* (Hosseini i in., 2007), *Acinetobacter calcoaceticus*, *Pantoea agglomerans* (Abboud i in., 2007) czy *Klebsiella oxytoca* (Shukor i in., 2009). Rusnam i in. (2022) wykazali, że konsorcjum bakterii wyizolowanych z gleb wulkanicznych było w stanie degradować ze 100-proc. wydajnością SDS w stężeniu do 1 g/dm^3. W kontekście podanych informacji wysoko uzasadnione jest przeprowadzenie testów aktywności bakterii autochtonicznych, wyizolowanych z różnych próbek ścieków z myjni samochodowych, wobec złożonej chemicznie frakcji detergentów. Badania takie przewidziano jako kontynuację prac nad oczyszczaniem biologicznym ścieków.

Szczególna specyfika i różnorodność ścieków powstających w różnych instalacjach mycia pojazdów powoduje, że niewiele jest dotąd dostępnych pozycji literaturowych poświęconych kompleksowej bioremediacji wszystkich zanieczyszczeń, a nie tylko wybranych komponentów. Opracowanie, optymalizacja i zastosowanie technologii mikrobiologicznej degradacji zanieczyszczeń może stać się interesującą alternatywną dla metod fizykochemicznych. Ze względu na stosunkowo powolne procesy biotransformacji niektórych, szczególnie uciążliwych składników, w przypadku konstrukcji myjni autonomicznej z zamkniętym obiegiem wody, niezbędne jest wprowadzenie modyfikacji do budowy całego układu, pozwalającej na wystarczająco długie zatrzymanie ścieków w komorach procesowych. Konieczne jest także rozszerzenie dotychczasowych badań o inne typy ścieków i grupy drobnoustrojów.

5. PODSUMOWANIE

Celem prowadzonych prac badawczych jest opracowanie prototypu autonomicznej bezdotykowej myjni samochodowej wraz z dedykowaną technologią oczyszczania ścieków. W planowanym module oczyszczania szczególną rolę będzie odgrywała optymalizowana biotechnologia remediacji zanieczyszczeń, oparta na wyspecjalizowanych, aktywnych drobnoustrojach. Jednocześnie komponent biologiczny zostanie w pełni zintegrowany z pozostałymi, niezbędnymi elementami procesu oczyszczania bazującymi na zaawansowanych metodach chemicznych i mechaniczno-fizycznych. Starannie dobrane mikroorganizmy powinny być zdolne do tolerowania toksycznego środowiska ścieków, adaptowania się do dużej zmienności sezonowej i miejscowo-specyficznej, obejmującej zarówno właściwości fizyczne, jak i skład chemiczny. Przede wszystkim jednak muszą przejawiać aktywność biochemiczną, pozwalającą na biologiczny rozkład zanieczyszczeń. Uzyskanie największej wydajności w eliminacji skażeń jest możliwe z użyciem specjalnie skonstruowanych, ukierunkowanych i bioróżnorodnych konsorcjów mikrobiologicznych, wykazujących zdolność do synergistycznego działania. Niezwykle korzystna jest przy tym możliwość opracowania takich konsorcjów z wykorzystaniem szczepów autochtonicznych, wyizolowanych bezpośrednio ze ścieków.

Uwzględnienie oczyszczalni ścieków jako elementu konstrukcyjnego myjni samochodowych pozwoli na zawrócenie wody do procesu i jej ponowne wykorzystanie zgodnie z ideą obiegu zamkniętego. W ten sposób powstanie wysokiej jakości produkt w postaci rozwiązania innowacyjnego, spełniającego kryteria wysokiej jakości usługi, a przede wszystkim przyjazny środowisku i przyczyniający się do ochrony kurczących się zasobów wody.

Praca wykonana w ramach Projektu nr POIR.01.01.01-00-0636/21-00 pn. „Opracowanie technologii autonomicznej modułowej myjni bezdotykowej, z wykorzystaniem dedykowanej technologii oczyszczania ścieków oraz niskoemisyjnych technik myjących i odnawialnych źródeł energii" – Program Operacyjny Inteligentny Rozwój, 1/1.1.1/2021 – Szybka ścieżka NCBR.

LITERATURA

Abboud M. M., Khleifat K. M., Batarseh M., Tarawneh K. A., Al-Mustafa A., Al-Madadhah M. (2007): Different optimization conditions required for enhancing the biodegradation of linear alkylbenzosulfonate and sodium dodecyl sulfate surfactants by novel consortium of Acinetobacter calcoaceticus and Pantoea agglomerans. Enzyme and Microbial Technology, Vol. 41(4), 432-943.

Augustynowicz J., Hanus-Fajerska E., Kaszycki P. (2013): Rekultywacja skażonej ziemi i wód metodami fito- i bioremediacji. Aura, nr 6, 18-22.

Brzeszcz J., Steliga T., Kapusta P., Turkiewicz A., Kaszycki P. (2016): r-strategist versus K- strategist for the application in bioremediation of hydrocarbon-contaminated soils. International Biodeterioration & Biodegradation, Vol. 106, 41-52.

CEPiK (2023): Pojazdy zarejestrowane w 2022 r. Centralna Ewidencja Pojazdów i Kierowców. http://www.cepik.gov.pl/statystyki (dostęp: 24.05.2023).

Chaturvedi V., Kumar A. (2011): Isolation of a strain of Pseudomonas putida capable of metabolizing anionic detergent sodium dodecyl sulfate (SDS). Iran Journal of Microbiology, Vol. 3(1), 47-53.

Chaturvedi V., Kumar A. (2013): Presence of SDS-degrading enzyme, alkyl sulfatase (SdsA1) is specific to different strains of Pseudomonas aeruginosa. Process Biochemistry, Vol. 48(4), 688-693.

Chrzanowski P., Fabiszewska-Solares J., Śniegocki A., Zawieska J. (2021): Wsteczny bieg. Społeczno-gospodarcze skutki importu używanych samochodów do Polski. Warszawa, WiseEuropa – Fundacja Warszawski Instytut Studiów Ekonomicznych i Europejskich.

Comninellis C., Kapalka A., Malato S., Parsons S. A., Poulios I., Mantzavinos D. (2008): Advanced oxidation processes for water treatment: advances and trends for R&D. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, Vol. 83(6), 769-776.

CWIP (2023): Car Washes Industry Profile. https://www.firstresearch.com/industry-research/Car-Washes.html (dostęp: 12.06.2023).

Furmańczyk E. M., Lipinski L., Dziembowski A., Sobczak A. (2018): Genomic and functional characterization of environmental strains of SDS-degrading Pseudomonas spp. Providing a Source of New Sulfatases. Frontiers in Microbiology, Vol. 9, 1795.

GUS (2021). Polska na 24 miejscu w Unii Europejskiej pod względem odnawialnych zasobów wody słodkiej. Raport. https://www.gov.pl/web/susza/ (dostęp: 15.06.2023).

Heidrich Z., Witkowski A. (2010): Urządzenia do oczyszczania ścieków. Projektowanie, przykłady obliczeń. Warszawa, Wydawnictwo Seidel-Przywecki.

Hosseini F., Malekzadeh F., Amirmozafari N., Ghaemi N. (2007): Biodegradation of anionic surfactants by isolated bacteria from activated sludge. International Journal of Environmental Science and Technology, Vol. 4(1), 127-132.

ICA (2017): European Car Wash Consumer. Study International Carwash Association. http://www.prowash.fi/wp-content/uploads/2017/11/ICA-European-Consumer-Study-2017.pdf (dostęp: 24.05.2023).

Kaszycki P., Petryszak P., Pawlik M., Kołoczek H. (2011): Ex situ bioremediation of soil polluted with oily waste: the use of specialized microbial consortia for process bioaugmentation. Ecological Chemistry and Engineering, Vol. 18(1), 83-92.

Kaszycki P., Petryszak P., Przepióra T., Supel P. (2013): Bioremediacja gleby zanieczyszczonej ksenobiotykami z wykorzystaniem autochtonicznych drobnoustrojów glebowych. Podstawy procesu i badania modelowe. Episteme, Vol. 20(1), 109-122.

Kaszycki P., Starzec K., Mazur R., Surma P. (2022): Bioremediacja wód zanieczyszczonych fenolami i wielopierścieniowymi węglowodorami aromatycznymi z wykorzystaniem specjalistycznego konsorcjum autochtonicznych drobnoustrojów. W: M. Głodniok (Red.), Innowacyjna Zielona Gospodarka. T. 4. Technologie dla ochrony środowiska w procesach transformacji – wybrane zagadnienia (s. 21-37). Katowice, Główny Instytut Górnictwa.

Kaszycki P., Supel P., Petryszak P. (2014): Bacterial population dynamics of biostimulated auto- and allochthonous microflora in waste oily emulsions from the metal-processing industry. Journal of Ecological Engineering, Vol. 15(3), 14-22.

Kaszycki P., Szumilas P., Kołoczek H. (2001): Biopreparat przeznaczony do likwidacji środowiskowych skażeń węglowodorami i ich pochodnymi. Inżynieria Ekologiczna, Vol. 4, 15-22.

Komisja Europejska (2018): Odzyskiwanie wody. Komisja proponuje środki ułatwiające bezpieczniejsze ponowne wykorzystywanie wody do nawadniania w rolnictwie. Komunikat prasowy. Bruksela, Komisja Europejska. https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/pl/IP_18_3929 (dostęp: 12.06.2023).

Kuan W. H., Hu C. Y., Ke L. W., Wu J. M. (2022): A Review of on-site carwash wastewater treatment. Sustainability, Vol. 14, 5764.

Kumar N. S., Chauhan M. S. (2018): Treatment of car washing unit wastewater – A review. W: V. Singh, S. Yadav, R. Yadava (Red.), Water Quality Management. Water Science and Technology Library (Vol. 79. s. 247-255). Singapore, Springer.

Kwapisz E. (2006): Szlaki tlenowej biodegradacji węglowodorów ropy naftowej. Biotechnologia, T. 2(73), 166-188.

Lau W. J., Ismail A. F., Firdaus S. (2013): Car wash industry in Malaysia: Treatment of car wash effluent using ultrafiltration and nanofiltration membranes. Separation and Purification Technology, Vol. 104, 26-31.

Malinen E., Id N., Valtonen S., Hakala J., Mononen T., Kostia S. (2012): Biological treatment of car wash waste waters. W: Proceedings from Linnaeus ECO-TECH'12. Kalmar, Sweden, 26–28 November 2012 (s. 587-597). https://open.lnu.se/index.php/eco-tech/article/view/494 (dostęp: 12.06.2023).

Mallick S. K., Chakraborty S. (2019): Bioremediation of wastewater from automobile service station in anoxic-aerobic sequential reactors and microbial analysis. Chemical Engineering Journal, Vol. 361, 982-989.

Nadzirah Z., Nor Haslina H., Rafidah H. (2015): Removal of important parameter from car wash wastewater – A review. Applied Mechanics and Materials, Vol. 773–774, 1153-1157.

PN-ISO (2021): PN-ISO 5667-10:2021-11. Jakość wody. Pobieranie próbek. Część 10. Wytyczne dotyczące pobierania próbek ścieków.

Podbiera-Matysik K., Gorazda K., Wzorek Z. (2012): Efektywność oczyszczenia ścieków pochodzących z myjni samochodowej. Czasopismo Techniczne. Mechanika, R. 109, 235-252.

Podsiadło Ł., Krzyśko-Łupicka T. (2013): Techniki bioremediacji substancji ropopochodnych i metody oceny ich efektywności. Inżynieria i Ochrona Środowiska, Vol. 16(4), 459-476.

Pokorzyński M. (2021): Polska druga w liczbie aut na tysiąc mieszkańców. Nawet Niemcy w tyle. https://www.auto-swiat.pl/wiadomosci/aktualnosci/polska-druga-w-liczbie-aut-na-tysiac-mieszkancow-nawet-niemcy-w-tyle/btd4k5r (dostęp: 24.05.2023).

Portal Statystyczny (2019): Zasoby wody w Polsce. Raport. 11.08.2019. https://portalstatystyczny.pl/zasoby-wody-w-polsce/ (dostęp: 15.06.2023).

Poursat B. A. J., van Spanning R. J. M., de Voogt P., Parsons J. R. (2019): Implications of microbial adaptation for the assessment of environmental persistence of chemicals. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, Vol. 49(23), 2220-2255.

Rusnam, Syafrawati S., Rahman M. F., Nasution F. I., Khayay M. E. (2022): Growth on sodium dodecyl sulphate (SDS) by a bacterial consortium isolated from volcanic soil. Bioremediation Science and Technology Research, Vol. 10(2), 8-14.

Shukor M. Y., Husin W. S. W., Rahman M. F. A., Shamaan N. A., Syed M. A. (2009): Isolation and characterization of an SDS-degrading Klebsiella oxytoca. Journal of Environmental Biology, Vol. 30(1),129-134.

Singhal N., Kumar M., Kanaujia P. K., Virdi J. S. (2015): MALDI-TOF mass spectrometry: an emerging technology for microbial identification and diagnosis. Frontiers in Microbiology, Vol. 6, 791.

Smith M. N. (2016): The number of cars worldwide is set to double by 2040. World Economic Forum. https://www.weforum.org/agenda/2016/04/the-number-of-cars-worldwide-is-set-to-double-by-2040 (dostęp: 12.06.2023).

Supel P., Petryszak P., Kaszycki P. (2013): Bioremediacja gleby zanieczyszczonej ksenobiotykami z wykorzystaniem autochtonicznych drobnoustrojów glebowych. Przykłady i perspektywy zastosowań. Episteme, Vol. 20(1), 201-218.

Torkashvand J., Pasalari H., Gholami M., Younesi S., Oskoei V., Farzadkia M. (2020): On-site carwash wastewater treatment and reuse: a systematic review. International Journal of Environmental Analytical Chemistry, Vol. 102(15), 3613-3627.

UNGC (2018): Zarządzanie zasobami wodnymi w Polsce 2018. Raport. United Nations Global Compact 2018. Global Compact Network Poland. https://ungc.org.pl/strefa-wiedzy/ (dostęp: 15.06.2023).

Uqab B., Mudasir S., Sheikh A. Q., Nazir R. (2016): Bioremediation: A management tool. Journal of Bioremediation and Biodegradation, Vol. 7(2), 331.

Marcin Głodniok, Tomasz Mrzygłód, Piotr Ratajski

Wspomaganie procesu wymywania metali ciężkich z gleb zanieczyszczonych z zastosowaniem biodegradowalnych preparatów chemicznych

Marcin Głodniok[1], Tomasz Mrzygłód[2], Piotr Ratajski[2]
[1]Główny Instytut Górnictwa – Zakład Ochrony Wód
[2]ECO RGS Sp. z o. o., Sp. k.

Wspomaganie procesu wymywania metali ciężkich z zanieczyszczonych gleb z zastosowaniem biodegradowalnych preparatów chemicznych

1. WPROWADZENIE

Zanieczyszczenie chemiczne gleby wpływa negatywnie na bytujące w niej organizmy żywe. Powoduje także eliminację gatunków wrażliwych i nadmierny rozwój organizmów opornych, w konsekwencji zaburzając obieg materii i energii, a tym samym prawidłowy stan gleby. Wśród związków zaliczanych do zanieczyszczeń chemicznych gleby należy przede wszystkim wskazać metale oddziałujące toksycznie na organizmy żywe. Dla organizmów żywych szczególnie niebezpieczne są metale, których gęstość przekracza 4,5 g/cm^3 – nazywane metalami ciężkimi. Gleba zanieczyszczona metalami stanowi istotne zagrożenie dla środowiska. Obecność metali w środowisku jest związana przede wszystkim z emisją tych pierwiastków z zakładów energetycznych i innych zakładów przemysłowych, środków transportu, rolnictwa (nawozy, środki ochrony roślin) do atmosfery, ekosystemów wodnych oraz gleby. W zależności od wartości pH gleby, metale mogą być sorbowane przez fazę stałą gleby, desorbowane do roztworu glebowego i wymywane do wód gruntowych, bądź pobierane przez rośliny. Rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń w postaci metali zwiększa prawdopodobieństwo narażenia na ich oddziaływanie ludzi i zwierząt. Wzrastające zagrożenie dla zdrowia człowieka i środowiska wymusza opracowanie nisko inwazyjnej technologii usuwania metali i na tej podstawie opracowanie odpowiedniego układu prototypowej instalacji wraz z systemem oczyszczania i powtórnego uszlachetniania ekstraktów, dla ich ponownego wykorzystania.

W praktyce, ze względu na znaczną siłę wiązania większości metali przez kompleks sorpcyjny gleby, pierwiastki te zazwyczaj zostają unieruchomione w warstwie powierzchniowej, co oznacza, że pozostają problemem na długo, nawet po wyeliminowaniu źródła imisji. Metale w gruntach mogą występować w różnych związkach, wchodzą też w skład różnego rodzaju minerałów. Oznacza to występowanie różnych form metali w środowisku: wymiennej, węglanowej, tlenkowej, organicznej – związanej w sieci krystalicznej minerałów pierwotnych i wtórnych, co przekłada się na różną ich mobilność i biodostępność. Konieczne jest zatem zastosowanie metod pozwalających na oczyszczenie środowiska glebowego. Aby zmniejszyć, ograniczyć, lub zlikwidować negatywny wpływ zanieczyszczeń na środowisko i zdrowie ludzi konieczne jest przeprowadzenie

procesu oczyszczania. Remediacja w ustawie POŚ (Ustawa, 2001) jest definiowana jako działania, dzięki którym następuje usunięcie lub zmniejszenie ilości substancji powodujących ryzyko, a także ich kontrolowanie oraz ograniczanie rozprzestrzeniania się w taki sposób, aby teren zanieczyszczony przestał stwarzać zagrożenie dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska. Oczyszczanie/unieszkodliwianie gruntów zanieczyszczonych metalami prowadzone jest z wykorzystaniem metod *ex situ* lub *in situ* (Ociepa-Kubicka i Ociepa, 2012).

Coraz większym zainteresowaniem cieszy się stosowanie związków chelatujących do ekstrakcji metali z osadów ściekowych. Substancje takie, a wśród nich EDTA i kwas cytrynowy, mają wiele przydatnych do tego celu właściwości. Obecnie najbardziej rozpowszechnione jest stosowanie technicznego procesu oczyszczania (dekontaminacja), który może być prowadzony w dwojaki sposób: *in situ* – w miejscu, gdzie nastąpiło zanieczyszczenie lub *ex situ* – poza miejscem zanieczyszczenia, w stacjonarnym albo mobilnym zakładzie oczyszczania/unieszkodliwiania gruntów. Tworzenie chelatów metali ciężkich wpływa na zwiększanie ich mobilizacji w roztworach wodnych. Mobilność metali ciężkich w środowisku glebowym zależy m.in. od typu gleby, zawartości substancji organicznych, właściwości sorpcyjnych oraz pH. Zależy także od charakteru chemicznego samych pierwiastków i ilości wody przesiąkającej przez glebę. Metale zawarte w glebie, w środowisku kwaśnym mogą zostać aktywowane, zwłaszcza w glebach piaszczystych o ograniczonej adsorpcji kationów i niskiej zawartości substancji organicznej. Skład substancji organicznej, mający związek z wielkością znajdujących się w niej cząstek, może wpływać na siłę, z jaką kwasowość gleby oddziałuje na rozpuszczalność metali ciężkich. Do metali ciężkich silnie wiązanych w glebach, a tym samym trudno rozpuszczalnych należą m.in. miedź i ołów. Metale ciężkie, po dostaniu się do gleby, mogą zostać zaadsorbowane wymiennie przez kompleks sorpcyjny gleby lub zostać wytrącone w postaci związków nierozpuszczalnych. Zjawisko sorpcji dotyczy jonów uwodnionych. Kationy nie są jednakowo absorbowane przez kompleks. Jedne z nich są sorbowane łatwiej, a uwalniane trudniej, z innymi jest odwrotnie. Jony słabo uwodnione (dwuwartościowe) mają mniejszą średnicę i są łatwiej sorbowane niż silnie uwodnione jony jednowartościowe. Szereg elektrochemiczny kationów wskazuje na wielkość energii wejścia do kompleksu sorpcyjnego. Poniżej uszeregowano wybrane metale ciężkie według tzw. energii wejścia do kompleksu sorpcyjnego zarówno w glebach piaszczystych, jak i lessowych (Gąszczyk, Muszyński i Paszko, 2000):

$$Pb > Cu > Zn > Ni > Cd$$

Zdolność wyjścia kationów z kompleksu sorpcyjnego gleby jest odwrotnością szeregu wejścia. Na powyższą zdolność wpływa pH. Obniżenie odczynu gleby do lekko kwaśnego i kwaśnego powoduje wzrost stężenia ruchomych form metali ciężkich. Spowodowane jest to zmniejsze-

niem adsorpcji na koloidach glebowych i wzrostem rozpuszczalności połączeń chemicznych tych pierwiastków. Mobilność kadmu i cynku wzrasta przy obniżeniu pH poniżej 6–6,5, a ołowiu i miedzi dopiero przy pH mniejszym niż 5. Wzrost uwalniania miedzi i kadmu z kompleksu sorpcyjnego gleby może mieć miejsce przy wyższym pH, co ma jednak związek ze wzrostem rozpuszczalności substancji organicznej tworzącej tenże kompleks. Miedź i kadm są zaliczone przez niektórych badaczy do związków „pozornie nieregularnie" związanych z pH środowiska (Tyler i Olsson, 2001).

Zdolność do wytwarzania związków kompleksowych przez kwasy huminowe i fulwowe jest spowodowana głównie obecnością grup funkcyjnych zawierających tlen (karboksylowa, fenolowa i karbonylowa). Powstałe związki kompleksowe mogą być zarówno rozpuszczalne, jak i nierozpuszczalne w wodzie (Weber, 2020), posiadają też zdolność tworzenia kompleksów z metalami.

Kompleks cynku, niklu, ołowiu i miedzi składa się z centralnie umieszczonego atomu lub jonu metalu i związanego z nim jednego lub kilku ligandów. Należą do nich głównie związki posiadające grupy: -COOH, -OH, -NOH, -SO_3H, -SH, =NH, w których wodór może zostać zastąpiony metalem oraz grupy koordynacyjne, do których należą: =CO, =CS, NH_2, NO, wiążące metal przez utworzenie heterocyklicznego pierścienia.

Powstałe kompleksy mogą być pozbawione ładunku, naładowane dodatnio lub ujemnie. Kompleksy chelatowe, obdarzone ładunkiem, są rozpuszczalne w wodzie, nie rozpuszczają się w niepolarnych rozpuszczalnikach organicznych. Kompleksy chelatowe, pozbawione ładunku, elektrycznie obojętne, nazywane są kompleksami wewnętrznymi lub związkami wewnątrzkompleksowymi. Do popularnych odczynników organicznych, tworzących z metalami związki wewnątrzkompleksowe, należy m.in. kwas etylenodiaminitetraoctowy (EDTA).

Substancja łatwo tworząca z wieloma metalami związki kompleksowe nazywana jest kompleksonem. Do kompleksonów należą kwasy aminopolikarboksylowe i ich sole sodowe. Do najbardziej znanych kompleksonów należą:

- komplekson I, czyli kwas nitrylotrioctowy (NTA),
- komplekson II, czyli kwas etylenodiaminotetraoctowy (EDTA),
- komplekson III, czyli sól disodowa EDTA (inaczej wersenian disodowy); ma największe znaczenie ze wszystkich kompleksonów, w porównaniu z kompleksonem II odznacza się większą rozpuszczalnością w wodzie,
- komplekson IV, czyli kwas 1,2-dwuaminocykloheksano-N,N,N',N'-czterooctowy (CDTA), który tworzy trwalsze kompleksy niż EDTA.

Związki chelatujące (ligandy) tworzą najbardziej trwałe połączenia z metalami. Jedną z najważniejszych cech chelaty jest stała trwałości (pK). Charakteryzuje równowagę między jonami metalu, ligandami i utworzonymi kompleksami, w potocznym rozumieniu, określa moc chelatu. Stała trwałości dotyczy wszystkich związków kompleksujących, jednak proste związki kompleksujące (np. kwas cytrynowy) tworzą słabe, łatwo rozpadające się kompleksy. Im kompleks posiada wyższą wartość stałej trwałości, tym jest trwalszy i bardziej stabilny. Akwakompleksy posiadają zazwyczaj bardzo niskie stałe trwałości i w obecności innych ligandów zachodzi reakcja wymiany ligandów (np. akwakompleks ma niższą wartość stałej trwałości niż kompleks cyjanożelazianowy).

Choć same kompleksony ulegają szybkiej biodegradacji w glebie, kompleksy z jonami metali ciężkich są bardzo trwałe w środowisku. Szczególnie trwałe kompleksy z większością jonów metali ciężkich tworzy anion wersenianowy $EDTA^{4-}$.

2. METODYKA PROWADZENIA PRAC BADAWCZYCH

Glebę do badań pobrano ręcznie z warstwy 0–30 cm, po uprzednim zrzuceniu części warstwy próchniczej oraz drobnych kamieni i przerostów skalnych. Próbki do badań pobierano z pięciu losowo wybranych miejsc w obrębie tej samej lokalizacji. Pobieranie próbek poprzedzono przeprowadzeniem oględzin terenu. Próbki przechowywano w wiaderkach z tworzywa sztucznego. Próbki z danej lokalizacji wymieszano i uzyskano próbkę zbiorczą.

Tabela 1. Charakterystyka miejsca badań

Lokalizacja	Opis miejsca	Oznaczenie
Radomsko, rzeka	próbka pobrana w strefie oddziaływania Zakładu Metalurgia SA – producenta wyrobów z drutu	GR
Katowice-Wełnowiec, podnóże hałdy pocynkowej	próbka pobrana po uprzednim zrzuceniu części nadkładu warstwy próchniczej, częściowe przerosty skalne, podnóże hałdy blisko rowu odwadniającego	WPHP

3. OPIS PRZEPROWADZONYCH PRAC

1) Przygotowanie próbki gleb do procesu ekstrakcji (wymywania).

Odważono 150,0 ±1,0 g z próbki zbiorczej z każdej pobranej partii gleb (GRR i WPHP). Próbki suszono w suszarce laboratoryjnej w temperaturze 105°C przez 24 godziny, do uzyskania stałej masy. Po tym czasie próbki schłodzono w eksykatorze.

2) Przygotowanie roztworów ekstrahujących.

3) Wypłukiwanie z gleby metali ciężkich.

Proces wypłukiwania metali ciężkich z gleby poprzedzono przygotowaniem próbki laboratoryjnej, tj. próbki do badań. Przygotowano naważkę 10 ±0,1 g uprzednio wysuszonej gleby, przesianej przez sito o średnicy oczek 2 mm, z każdej partii i umieszczono w wysokich zlewkach o po-

jemności 600 cm^3. Zlewki umieszczono na mieszadłach magnetycznych. Zawartość zlewki zalano 100 cm^3 roztworu ekstrahującego i dokładnie wymieszano szklaną bagietką. Proces przemywania (wypłukiwania) metali ciężkich prowadzono przez 24 godziny z intensywnością mieszania 500 obr./min. Dla każdej próbki wykonano po trzy powtórzenia. Po tym czasie odseparowano roztwór przemywający od oczyszczonej gleby. W tym celu zawartość zlewki przesączono przez sączki bibułowe. Do dalszej analizy pobrano 40 cm^3 przesączu.

Zawartość wyekstrahowanych metali ciężkich oznaczano w przesączu metodą płomieniowej spektrometrii absorpcji atomowej (FAAS) (Głodniok i Zawartka, 2022).

4) Oznaczenie składu chemicznego surowych próbek gruntu.

Dokładnie wymieszane, przesiane na sitach o średnicy oczek 2 mm, próbki 1–4 odważono do słoików po 250 g (w trzech powtórzeniach) i wysłano do zewnętrznego laboratorium w celu dokonania oznaczeń zawartości wybranych pierwiastków. Uzyskane wyniki, wraz z wyliczonymi średnimi, przedstawiono w tabeli 2. Próbka WPHP, jak na próbkę środowiskową, zawierała znaczne ilości metali, osiągające w przypadku cynku 1260 mg/kg. Stwierdzono też dużą ilość baru – około 700 mg/kg. Zawartość ołowiu przekraczała 200 mg/kg, a miedzi była bliska tej wartości. Poziom zanieczyszczenia chromem był również znaczny i wynosił 100 mg/kg. Próbka GR była silnie zanieczyszczona. Zawartość niemal wszystkich pierwiastków była wysoka lub bardzo wysoka. Zawartość cynku wynosiła aż 2%. Zanieczyszczenie chromem osiągnęło poziom bliski 6000 mg/kg, miedzi – 2000 mg/kg, ołowiu – nieco ponad 1000 mg/kg. Zawartość cyny przekraczała 670 mg/kg, niklu – 500 mg/kg. Warto zauważyć, że mimo ujednorodniania próbki GR, zawartość poszczególnych analitów charakteryzowała się dużą zmiennością. Analiza uzyskanych wyników oznaczeń wykazała, że w przypadku próbki WPHP tylko zawartość cynku i ołowiu przekraczała dopuszczalne limity. Jak zauważono wcześniej próbka GR była silnie zanieczyszczona. Dozwolone limity były przekroczone kilka razy (Ni, Pb) lub kilkanaście razy (Cr), a w przypadku cynku nawet kilkudziesięciokrotnie.

Tabela 2. Skład próbek ziemi pobranych z hałdy w Katowicach-Wełnowcu i Radomsku (rzeka)

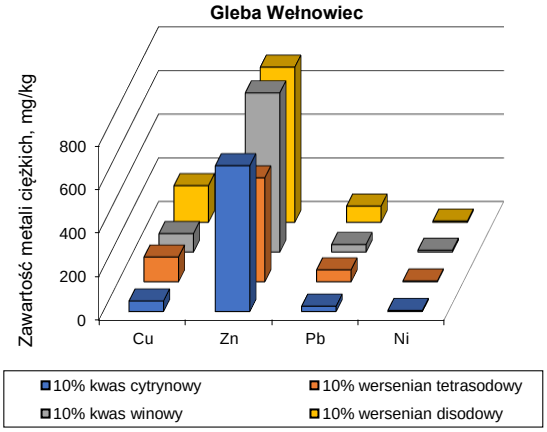
Pierwiastek chemiczny [mg/kg]	WPHP					GR				
	nr próbki					nr próbki				
	1	2	3	średnia	SD	1	2	3	średnia	SD
Arsen	7,810	7,900	8,65	8,12	0,46	35,200	26,300	34,200	31,90	4,90
Bar	699,000	712,000	704,00	705,00	7,00	126,000	116,000	147,000	130,00	16,00
Chrom	114,000	93,300	93,40	100,00	12,00	6 010,000	4 830,000	6 310,000	5 717,00	782,00
Cyna	28,700	28,800	31,90	29,80	1,80	714,000	568,000	731,000	671,00	90,00
Cynk	1 260,000	1 280,000	1 240,00	1 260,00	20,00	20 900,000	16 800,00	21 500,000	19 733,00	255,00
Kadm	3,730	3,480	3,60	3,60	0,13	91,700	73,900	94,400	86,70	11,10
Kobalt	11,800	11,600	12,20	11,90	0,30	75,900	59,800	75,200	70,30	9,10
Miedź	160,000	184,000	168,00	171,00	12,00	2 020,000	1 590,000	2 110,000	1 907,00	278,00
Molibden	3,210	2,830	2,80	2,95	0,23	1 130,000	891,000	1 180,000	1 067,00	154,00
Nikiel	49,000	55,200	39,80	48,00	7,70	599,000	351,000	599,000	516,00	143,00
Ołów	228,000	228,000	279,00	245,00	29,00	1 120,000	885,000	1 120,000	1 042,00	136,00
Rtęć	0,733	0,766	0,70	0,73	0,03	0,638	0,593	0,638	0,62	0,03

Z wykorzystaniem sit o odpowiednio dobranych średnicach oczek, przesiano badane próbki gruntu. W tym celu posłużono się sitami o średnicy oczek: 1, 0,5, 0,25 i 0,1 mm. Następnie, po zważeniu poszczególnych klas ziarnowych, określono (w procentach) pozostałość na każdym sicie w stosunku do całości materiału. Wyniki zebrano w tabeli 3.

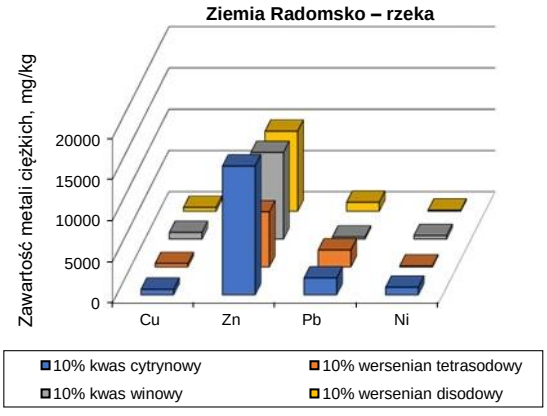
Tabela 3. Uzyskane wyniki analizy sitowej

Frakcja	Zawartość frakcji [%]	
	WPHP	GR
Piasek bardzo gruboziarnisty	14,95	0,41
Piasek gruboziarnisty	29,09	9,67
Piasek średni	27,31	13,10
Piasek drobny	18,20	7,87
Piasek bardzo drobny + pył	10,46	68,95

Na rysunkach 1–2 przedstawiono charakterystykę składu ekstraktów glebowych dla zawartości wybranych metali ciężkich, w przeliczeniu na kilogram suchej masy. Ekstrakty uzyskano po 24 godzinach. Oznaczona zawartość wybranych metali ciężkich (Cu, Zn, Pb, Ni) odnosi się do ekstraktów otrzymanych przez wytrząsanie próbki gleby z roztworami ekstrahującymi (kwas cytrynowy, wersenian tetrasodowy, kwas winowy, wersenian disodowy). W pierwszej fazie badań stosowano roztwory o stężeniu 10%.



Rys. 1. Porównanie zawartości wybranych metali ciężkich w ekstrakcie z gleby pobranej w Katowicach-Wełnowcu



Rys. 2. Porównanie zawartości wybranych metali ciężkich w ekstrakcie z ziemi pobranej w Radomsku (rzeka)

4. PODSUMOWANIE

Z przeprowadzonych testów wynika, że we wszystkich próbkach zachodziło zjawisko uwalniania jonów metali ciężkich do roztworu.

Wysoką efektywnością wymywania odznaczał się wersenian disodowy. Potencjał do wymywania posiadał także wersenian tetrasodowy oraz kwas cytrynowy. Przykładowo ekstrakcja metali ciężkich z próbek ziemi pobranych w Katowicach-Wełnowcu za pomocą 10% wersenianu disodowego spowodowała, że stężenie metali ciężkich w odcieku wynosiło: Cu – około 200 mg/kg, Zn – około 800 mg/kg, Pb – 60 mg/kg, Ni – 20 mg/kg.

W przypadku próbek ziemi pobranych w okolicach Radomska (GR), wysokim potencjałem do wymywania charakteryzował się kwas cytrynowy. Efektywność wymywania ww. roztworem przedstawiono na rysunku 2. Zawartość metali ciężkich w ekstrakcie otrzymanym na bazie kwasu cytrynowego wynosiła: Cu – 674 mg/kg, Zn – 15 620 mg/kg, Pb – 2050 mg/kg, Ni – 918 mg/kg, natomiast efektywność wymywania niklu ww. roztworem była niższa w porównaniu np. do kwasu winowego (o ok. 16%) oraz w porównaniu do wersenianu tetrasodowego (< 1%).

Uzyskane wyniki oznaczenia zawartości metali ciężkich wskazują, że niezależnie od zastosowanego roztworu wymywającego, najbardziej podatnymi na wymywanie pierwiastkami były miedź i cynk. Nikiel był umiarkowanie podatny na wymywanie, natomiast ołów – najmniej podatny. Zawartość miedzi w analizowanych odciekach była najwyższa z przebadanych metali ciężkich, natomiast ołowiu – najmniejsza. W związku z tym ustalono następującą kolejność metali podatnych na wymywanie: Cu > Zn > Ni > Pb. Podobną zależność zaobserwowano w przypadku zastosowania wersenianu disodowego, który wykazywał dużą skuteczność wymywania metali z wtórnie skażonych metalami ciężkimi gleb. Najbardziej podatnymi na ługowanie pierwiastkami były miedź i cynk, a najmniej podatny był ołów (Głodniok i in., 2022).

Podsumowując można stwierdzić, że wykorzystanie roztworów substancji o właściwościach tworzących chelaty metali ciężkich do remediacji gleb skażonych metalami ciężkimi, jest obiecującym kierunkiem, z którym wiąże się szeroki zakres zastosowania.

Publikacja jest wynikiem prac zrealizowanych w ramach projektu „Autorska technologia optymalizacji procesu oczyszczania/unieszkodliwiania gruntów zanieczyszczonych metalami" – projekt realizowany w ramach Działania 1.2 Działalność badawczo-rozwojowa przedsiębiorstw, Osi Priorytetowej I Wykorzystanie działalności badawczo-rozwojowej w gospodarce Regionalnego Programu Operacyjnego Województwa Mazowieckiego na lata 2014–2020.

LITERATURA

Gąszczyk R., Muszyński P., Paszko T. (2000): Wpływ metali ciężkich na sorpcję kadmu w glebach mineralnych. Kadm w środowisku – problemy ekologiczne i metodyczne. Człowiek i Środowisko, nr 26, 93-99.

Głodniok M., Zawartka P. (2022): Stabilizacja chemiczna odpadów niebezpiecznych oraz innych niż niebezpieczne w procesie produkcji lekkich kruszyw syntetycznych. Przemysł Chemiczny, T. 101(4), 257-260.

Głodniok M., Zawartka P., Ratajski P., Mrzygłód T. (2022): Chemiczne wymywanie metali ciężkich z zanieczyszczonych gleb. Przemysł Chemiczny, T. 101(11), 969-972.

Ociepa-Kubicka A., Ociepa E. (2012): Toksyczne oddziaływanie metali ciężkich na rośliny, zwierzęta i ludzi. Inżynieria i Ochrona Środowiska, T. 15(2), 169-180.

Tyler G., Olsson T. (2001): Concentrations of 60 elements in the soil solution as related to the soil acidity. European Journal of Soil Science, Vol. 52, 151-165.

Ustawa (2001): Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska. Dz. U. 2001 nr 62 poz. 627.

Weber J. (2020): Połączenia substancji próchnicznych z mineralną częścią gleby. Strona domowa Jerzego Webera. http://karnet.up.wroc.pl/~weber/kombi1.htm (dostęp: maj 2023).

Karolina Jąderko-Skubis

Wspomaganie zarządzania terenami pogórniczymi w województwie śląskim – analiza wybranych elementów systemu OPI-TPP 2.0

Karolina Jąderko-Skubis
Główny Instytut Górnictwa – Zakład Ochrony Wód

Wspomaganie zarządzania terenami pogórniczymi w województwie śląskim – analiza wybranych elementów systemu OPI-TPP 2.0

1. WPROWADZENIE

Proces transformacji społeczno-gospodarczej miast i gmin górniczych województwa śląskiego trwa od kilkudziesięciu lat. Rosnąca presja gospodarcza, globalne wyzwania klimatyczne oraz europejskie tendencje rozwojowe, w dużym stopniu oparte na ekologii, powodują konieczność przyspieszenia procesu transformacji, ze szczególnym uwzględnieniem uwarunkowań przyrodniczych (w tym krajobrazowych), społecznych i ekonomicznych związanych z rekultywacją obszarów przekształconych przez górnictwo.

Jedną z pozostałości likwidacji zakładów górniczych są tereny zdegradowane, często w znacznym stopniu. Charakteryzuje je: dobre skomunikowanie, znaczny areał, a często również możliwa do adaptacji infrastruktura techniczna. Potencjał takich obszarów, choć dotychczas niezidentyfikowany, może więc być bardzo duży. Istotnym atutem tych terenów jest również lokalizacja w obrębie lub sąsiedztwie centrów miast, aglomeracji, blisko rynku pracy, a także – dużego rynku zbytu.

Brak efektywnego systemu zarządzania terenami pogórniczymi, który wynika m.in. z braku ich odpowiedniej identyfikacji i waloryzacji, jak również występująca niefunkcjonalna fragmentacja tych terenów, powodują duże trudności z ich ponownym zagospodarowaniem, co utrudnia pełne wykorzystanie ich potencjału. Podmioty posiadające informację i wiedzę o terenach pogórniczych katalogują je w swoich zasobach bez zestandaryzowanej formy i zestandaryzowanego zakresu danych, co z kolei znacznie ogranicza ich dostępność dla potencjalnych inwestorów.

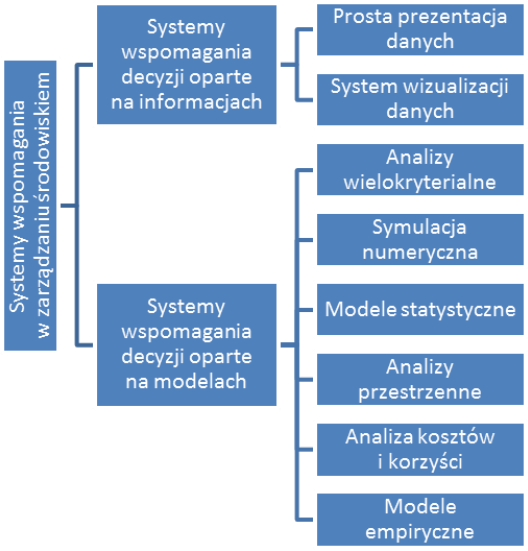
Zakres informacji o terenach pogórniczych województwa śląskiego był dotychczas udostępniany w przestrzeni elektronicznej w sposób niewystarczający, np. brak było aktualnych danych. Największy zasób danych posiadał, zbudowany i oddany do użytku w 2013 r., system informacyjny opracowany w ramach projektu pn. „Ogólnodostępna Platforma Informacji: Tereny poprzemysłowe i zdegradowane (OPI-TPP), jako integralna część Regionalnego Systemu Informacji Przestrzennej (RSIP)". Udostępniona wówczas usługa zawierała kompleksową informację o terenach poprzemysłowych i prowadzonej na nich działalności, w odniesieniu do elementów środowiska przyrodniczego. System miał na celu intensyfikację procesu przekształcania terenów zde-

gradowanych i poprawę systemu zarządzania środowiskiem w województwie śląskim w kontekście stwarzanego przez nie ryzyka środowiskowego (Bondaruk i Zawartka, 2011).

W przypadku informacji o zasobach surowcowych, warunkach geologicznych i uwarunkowaniach prawnych – prawo geologiczne i górnicze, dostęp do danych był udzielany w formie e-usługi udostępnianej w systemie Państwowego Instytutu Geologicznego w ramach geoportalu IKAR. Zarówno system OPI-TPP, jak i IKAR, działają w oparciu o narzędzia dedykowane Systemom Informacji Geograficznej (GIS), będąc wartościowym źródłem informacji środowiskowej, z możliwością prowadzenia podstawowych operacji analitycznych. Ich głównym walorem jest udostępnienie informacji o charakterze przestrzennym z danymi dotyczącymi czynników ryzyka dla środowiska na wybranym obszarze.

W związku z częstym zastosowaniem systemu GIS i rozwojem narzędzi jego wspomagania powstała ich hybryda, czyli przestrzenne systemy wspomagania decyzji SDSS (ang. *spatial decision support systems*), które znalazły zastosowanie w różnych dziedzinach (Łatuszyńska, 2010; Okusimba, 2019).

Ogólnie rzecz ujmując, systemy wspomagania decyzji (SWD) są szeroko wykorzystywane w wielu obszarach zarzadzania środowiskiem. Ich przykłady przedstawiono na rysunku 1.



Rys. 1. Schemat ideowy Systemu OPI-TPP 2.0. Oprac. własne (na podstawie Hammond i in., 2021)

Mimo szerokiego zainteresowania żaden z dostępnych systemów nie wspomagał w sposób wystarczający i efektywny procesu planowania transformacji terenów pogórniczych w kierunku nowej działalności, w tym innego typu działalności gospodarczej. W przestrzeni informacyjnej brakowało danych o zasobach w obrębie terenów pogórniczych, co mogłoby być wykorzystane dla potrzeb związanych z szacowaniem kosztów przywrócenia ich do stanu umożliwiającego ponowne użycie oraz do wyceny ich realnej wartości ekonomicznej. Praktyka gospodarcza pokazuje,

że identyfikacja zagrożeń środowiskowych i relacji przestrzennych nie stanowi wystarczającego impulsu do intensyfikacji działań inwestycyjnych na terenach pogórniczych, co rodzi potrzebę tworzenia nowych ogólnodostępnych systemów i e-usług w przestrzeni publicznej, takich jak OPI-TPP 2.0 – System zarządzania terenami pogórniczymi na terenie województwa śląskiego (Hamerla i Bondaruk, 2020).

2. ROLA SYSTEMU OPI-TPP 2.0

Projektowanie narzędzi wspomagania decyzji wymaga szczegółowego przygotowania obejmującego analizę ich przyszłej fukcjonalności. Systemy powinny być przede wszystkim dostosowane do potrzeb, dostępne, a także powinny umożliwiać jednoznaczną interpretację wyników (Jąderko i Białecka, 2016).

W przypadku terenów pogórniczych, przedstawienie aktualnych analiz przedinwestycyjnych opartych na rzetelnych danych, może stanowić źródło wsparcia dla potencjalnych inwestorów na tych terenach, co w konsekwencji powinno przynieść wymierne korzyści gospodarcze, środowiskowe i społeczne.

Dotychczasowa analiza stosowanych praktyk i rozwiązań dowiodła, że do momentu uruchomienia e-usługi OPI-TPP 2.0, brakowało w przestrzeni publicznej rzetelnych informacji o terenach pogórniczych – dotyczących ich ilości, lokalizacji, podstawowej charakterystyki. Wdrożenie nowej, ogólnodostępnej e-usługi w postaci bazy danych terenów pogórniczych na terenie województwa śląskiego wraz z waloryzacją tych obszarów, miało na celu ułatwienie dotarcia do informacji podmiotom zainteresowanym prowadzeniem działań inwestycyjnych na takich obszarach, a także wsparcie procesu ich przekształcania i ponownego wykorzystania (Zgórska i in., 2022).

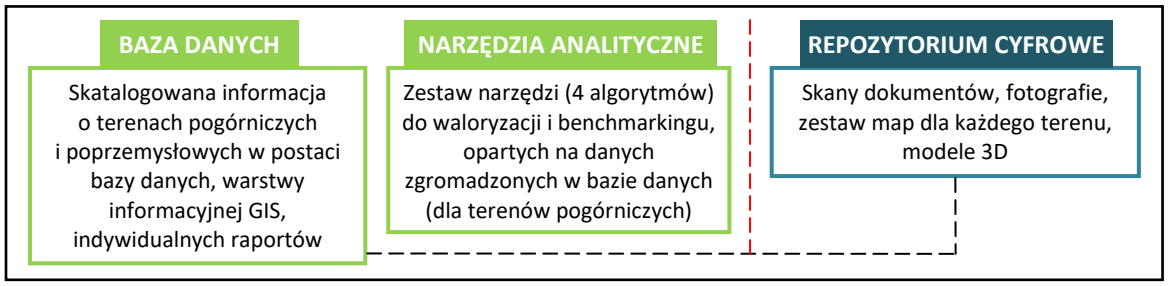
W rozdziale podjęto próbę analizy funkcjonalności systemu OPI-TPP 2.0 pod kątem możliwości zakwalifikowania go jako SWD w zarządzaniu terenami pogórniczymi – co stanowiło cel prowadzonych prac. Dodatkowo przeprowadzono analizę wybranych danych (w oparciu o podstawowe statystyki), pozwalającą na dokonanie oceny zakresu wsparcia decyzyjnego.

3. SYSTEM OPI-TPP 2.0 – JAKO SYSTEM WSPOMAGANIA DECYZJI

Uruchomiony w 2023 r. system OPI-TPP 2.0 jest efektem realizacji projektu pn. „Rozbudowa systemu zarządzania terenami pogórniczymi na terenie województwa śląskiego", współfinansowanego ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego, w ramach Regionalnego Programu Operacyjnego Województwa Śląskiego na lata 2014–2020 (OPI-TPP Projekt, 2023).

Nadrzędnym celem systemu jest świadczenie nowej e-usługi publicznej, która ma przyczynić się do wsparcia procesu planowania długofalowej polityki inwestycyjnej na terenach pogórniczych, zrównoważonego zarządzania przestrzenią w regionie, jak również wspomagania decyzji inwestycyjnych oraz pozyskiwania środków na rewitalizację tych terenów (Hamerla i Bondaruk, 2020).

Zaprojektowana architektura systemu jest oparta na schemacie ideowym i obejmuje główne elementy systemu OPI-TPP 2.0, które zostały przedstawione na rysunku 2.



Rys. 2. Schemat ideowy Systemu OPI-TPP 2.0. Oprac. własne na podstawie dokumentacji projektowej

System OPI-TPP 2.0 posiada szereg funkcjonalności umożliwiających wykorzystanie danych o terenach pogórniczych i poprzemysłowych, są to m.in.:

- baza danych z atrybutami – skatalogowana informacja o terenach pogórniczych i poprzemysłowych, uzupełniona o warstwę informacyjną GIS i indywidualne raporty,
- skatalogowane dokumenty w formie cyfrowej (cyfrowe repozytorium), w postaci m.in. skanów, fotografii, modeli 3D,
- narzędzia analityczne do oceny atrakcyjności terenów pogórniczych (inwestycyjnej, ekosystemowej, kosztowej),
- narzędzia do benchmarkingu terenów pogórniczych,
- osobne narzędzie do prowadzenia analiz indywidualnych.

Dane dostępne w systemie OPI-TPP 2.0 mogą być wykorzystywane przez:

- przedsiębiorców i potencjalnych inwestorów – system dostarcza szczegółowej i aktualnej informacji o terenach pogórniczych i poprzemysłowych, zapewnia też możliwość wykorzystania narzędzi analitycznych – w postaci algorytmów wspomagających proces decyzyjny związany z działalnością inwestycyjną na wybranym terenie,
- instytucje wspierające przedsiębiorczość i biznes (np. instytucje otoczenia biznesu), które w ramach swojej działalności zarządzają terenami inwestycyjnymi – system dostarcza rzetelnych informacji o dostępności i lokalizacji terenów oraz przedstawia ich charakterystykę zawierającą też informację o prawie własności,

- urzędy gmin, samorządy i organizacje samorządowe ściśle związane z terenami przez ich lokalizację na obszarze zarządzanym przez daną jednostkę terytorialną – system dostarcza danych, które mogą być wykorzystane w procesie tworzenia polityki inwestycyjnej i przestrzennej miast i gmin województwa śląskiego,
- podmioty górnicze – dla których system może stanowić wsparcie w zarządzaniu terenami pogórniczymi, ich komercjalizacji i ponownego zagospodarowania,
- innych użytkowników, w tym: naukowców, historyków, urbanistów, architektów, a także osoby zainteresowane działalnością górniczą i procesem transformacji.

Mając na uwadze cel zastosowania SWD (jako rozwiązania informatycznego wspierającego biznesowe i organizacyjne czynności decyzyjne, umożliwiające określenie optymalnego rozwiązania) (Walling i Vaneeckhaute, 2020), wyodrębniono główne elementy struktury SWD i przełożono je na zakres e-usługi, jaką świadczy system OPI-TPP 2.0 (w zakresie terenów pogórniczych), tj.:

- Baza danych – zawiera aktualne ustrukturyzowane dane o niezagospodarowanych terenach pogórniczych zlokalizowanych w województwie śląskim, które jednocześnie stanowią dane wejściowe wykorzystane na potrzeby waloryzacji terenów pogórniczych i ich benchmarkingu. Wśród atrybutów bazy danych można wyróżnić: opis terenu, tereny sąsiadujące, powierzchnia, typ terenu, gmina, powiat, budynki na terenie, cieki wodne na terenie lub w bezpośrednim sąsiedztwie, zbiorniki na terenie lub w bezpośrednim sąsiedztwie, położenie w obrębie korytarza ekologicznego, położenie w obrębie obszaru górniczego, zabytki na terenie, odległość do węzła autostradowego, miejscowe plany zagospodarowania przestrzennego (MPZP), własność terenu, zidentyfikowane ryzyko zapożarowania i inne. Baza danych systemu OPI--TPP 2.0 to również repozytorium dokumentów cyfrowych, które obejmuje udostępnione pliki w formie plików tekstowych, graficznych i multimedialnych, np. raporty termowizyjne, modele 3D, mapy, dokumentacje geologiczne czy raporty z badań wody przeprowadzonych na danym terenie. Przykład prezentacji garficznej terenu pogórniczego w formie mapy i fotografii pokazuje rysunek 3.

Rys. 3. Teren pogórniczy zlokalizowany w Gorzycach (OPI-TPP System, 2023)

- Baza wiedzy – jest jednym z podstawowych elementów struktury SWD. Ze względu na rodzaj gromadzonych danych można wyróżnić bazy: tekstów, danych, reguł, modeli oraz wiedzy nieformalnej (Jąderko i Białecka, 2016). Baza wiedzy obejmuje przede wszystkim wprowadzoną do systemu wiedzę specjalistyczną, zebraną z różnych źródeł tak, aby można ją było wykorzystać jako wiedzę ekspercką. Waloryzacja terenów pogórniczych, prowadzona w ramach systemu OPI-TPP 2.0, oparta na prowadzonych badaniach i opracowanych narzędziach analitycznych – algorytmach i przyjętych wartościach wagi składowych algorytmów – stanowi element bazy wiedzy systemu OPI-TPP 2.0. Wynik końcowy oceny waloryzacji terenu pogórniczego, oparty na ww. algorytmach, wyliczany jest na podstawie danych zgromadzonych w bazie dla terenów pogórniczych. Dane, z których korzystają algorytmy, są danymi kwantyfikowalnymi. W systemie udostępnione są również opisy metod ich wyliczania, jak również narzędzie umożliwiające użytkownikowi zmianę wagi składowych algorytmów.
  Baza wiedzy systemu OPI-TPP 2.0 stanowi zatem zbiór formuł i zależności, będących podstawą waloryzacji terenów opartej na wiedzy eksperckiej.
- Baza modeli – obok bazy danych stanowi fundament SWD, który umożliwia generowanie możliwych rozwiązań z wykorzystaniem zmiennych decyzyjnych. Pozwala relatywnie, w miarę dokładnie, odwzorować obiekt, a także przeprowadzić symulację. W systemie OPI-TPP 2.0 symulacje mogą być przeprowadzane przez zalogowanych użytkowników, którzy mają możliwość wprowadzania dowolnej wartości wagi dla składowych algorytmów, mogą więc wpływać na zmianę wartości waloryzacji terenów. Wybrane algorytmy są dodatkowo oparte na istniejących modelach ekonomicznych dostosowanych do potrzeb waloryzacji.
- Moduł przetwarzania danych – stanowi element SWD, który umożliwia wykorzystanie wyselekcjonowanych danych, formuł analityczno-obliczeniowych i wprowadzonych/uwzględnio-

nych zmiennych decyzyjnych. W przypadku OPI-TPP 2.0 przetwarzanie danych następuje przez:

- zobrazowanie atrybutów zawartych w bazie danych (narzędzie do lokalizacji terenów pogórniczych i poprzemysłowych innych niż pogórnicze na mapie cyfrowej, narzędzie do obrazowania wyników oceny atrakcyjności inwestycyjnej, kosztów rewitalizacji, potencjału świadczenia usług ekosystemowych przez tereny pogórnicze według autorskich algorytmów, narzędzie do benchmarkingu terenów pogórniczych, repozytorium),
- przetwarzanie danych składowych (wejściowych) do waloryzacji terenów pogórniczych i ich benchmarkingu.

- Moduł wnioskowania – zgodnie z definicją (Bojar, Rostek i Knopik, 2014; Kobryń, 2014) moduł wnioskowania jest elementem SWD opartym na modelach decyzyjnych i regułach wnioskowania. Na wyjściu modułu przetwarzania danych systemu OPI-TPP 2.0 jest przede wszystkim ich graficzna prezentacja – uwzględniająca, poza lokalizacją terenów pogórniczych na mapie, ocenę ich waloryzacji. Świadczy to o silnym powiązaniu elementu wnioskowania z modułem komunikacji, którego zadaniem jest zapewnienie wzajemnej interakcji między użytkownikiem a systemem. Użytkownik w tym wypadku jest ekspertem, który w ramach funkcjonalności systemu może określić wagę składowych algorytmów lub wykorzystać dane pochodzące z bazy wiedzy – przyjęte bazowe wartości wagi.
- Moduł raportowania – który w systemie OPI-TPP 2.0 zapewniony jest przez generowanie ustrukturalizowanych raportów o każdym terenie będącym w bazie. Elastyczność dopasowania formy wyników do potrzeb użytkowników i stawianych przez nich wymagań, stanowi jedno z kluczowych oczekiwań wobec SWD.
- Moduł komunikacji – zapewnia możliwość interakcji i udziału w procesie decyzyjnym, użytkownikom SWD, ekspertom i decydentom. Niezwykle istotna jest w tym wypadku rola tych użytkowników systemu, którzy nie tylko są odpowiedzialni za sterowanie narzędziami analitycznymi i formułami obliczeniowymi, ale przede wszystkim mają możliwość modyfikacji wagi składowych algorytmów. Moduł komunikacji stanowi zatem niezbędny element systemu OPI-TPP 2.0, umożliwiający użytkownikom zgłaszanie do bazy nowych terenów.
- Interfejs użytkownika SWD – jako graficzna i tekstowa część oprogramowania, odpowiedzialna za komunikację i interakcję z użytkownikami. Ze względu na różnorodność SWD, które również uwzględniają zobrazowanie informacji przestrzennej, problematyka projektowania interfejsów wpływa bezpośrednio na efektywność ich wykorzystania. System OPI-TPP 2.0 jest oparty na:

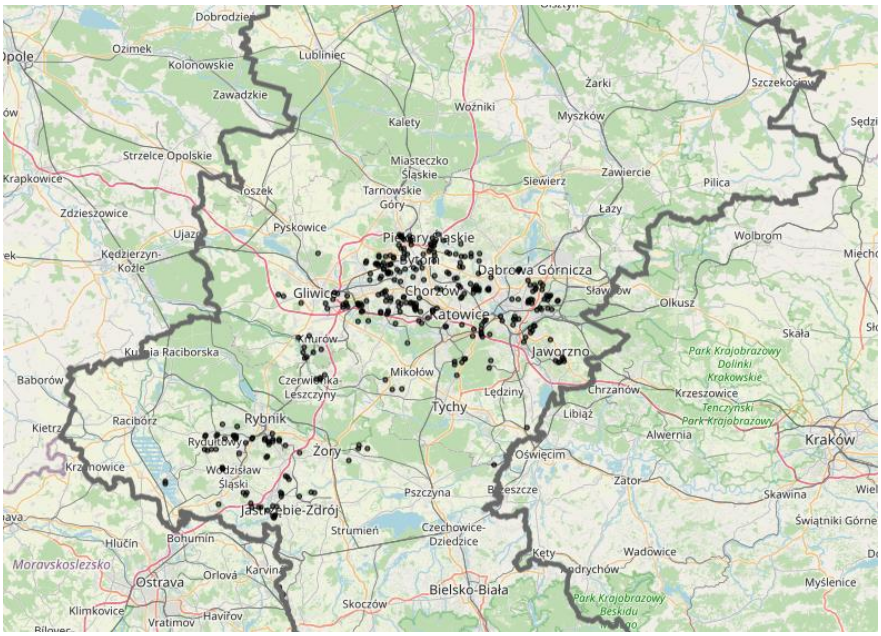
– atrakcyjnej i nowoczesnej formie prezentacji treści, stanowiącej zachętę do prowadzenia działalności na terenach pogórniczych,
– prostej i intuicyjnej obsłudze, ograniczającej do minimum czas dotarcia do wyszukiwanej informacji, którą następnie można łatwo wykorzystać,
– rozwiązaniach technicznych dostosowanych do urządzeń stacjonarnych i mobilnych.

4. PRZYKŁAD WYKORZYSTANIA SYSTEMU OPI-TPP 2.0 W ANALIZIE DANYCH ILOŚCIOWYCH O TERENACH

Baza danych systemu OPI-TPP 2.0 obejmuje[1]:

- 334 tereny pogórnicze o łącznej powierzchni 5557 ha,
- 273 tereny poprzemysłowe o łącznej powierzchni 3683,3 ha,
- cyfrowe repozytorium dokumentów zawierające 822 pliki.

Rozmieszczenie zidentyfikowanych w systemie terenów pogórniczych pokazano na mapie województwa śląskiego (rys. 4).



Rys. 4. Tereny pogórnicze zlokalizowane w województwie śląskim (OPI-TPP System, 2023)

Zakres podstawowych informacji o terenach pogórniczych pozwala na wskazanie możliwości ponownego ich wykorzystania. Kluczową informację stanowi wówczas typ terenu (Gasidło, 2021), który w systemie OPI-TPP 2.0 obejmuje zbiór podzielony na następujące kategorie: bocznica kolejowa, zlikwidowana bocznica kolejowa, hałda/składowisko, nieczynne osadniki, zlikwidowany szyb, zlikwidowany zakład górniczy, inne obiekty. Najwięcej terenów pogórniczych sta-

[1] Przyjęto stan bazy na 31 maja 2023 r.

nowiły hałdy/składowiska, które obejmowały ponad połowę terenów ujętych w bazie (tab. 1). Łączną powierzchnię poszczególnych typów terenów pogórniczych przedstawiono w tabeli 2.

Tabela 1. Typy terenów pogórniczych zlokalizowanych w województwie śląskim

Typ terenu	Liczba terenów w bazie danych Systemu OPI-TPP 2.0
Bocznica kolejowa	1
Hałda/składowisko	172
Nieczynne osadniki	51
Zlikwidowana bocznica kolejowa	4
Zlikwidowane szyby/inne obiekty	1
Zlikwidowany szyb	44
Zlikwidowany zakład górniczy	61
Razem	**334**

Oprac. własne na podstawie danych systemu OPI-TPP 2.0.

Tabela 2. Powierzchnia terenów pogórniczych zlokalizowanych w województwie śląskim

Typ terenu	Łączna powierzchnia [ha]
Bocznica kolejowa	4,6
Hałda/składowisko	3 583,9
Nieczynne osadniki	475,8
Zlikwidowana bocznica kolejowa	38,7
Zlikwidowane szyby/inne obiekty	2,4
Zlikwidowany szyb	231,7
Zlikwidowany zakład górniczy	1 219,9
Razem	**5 557,0**

Oprac. własne na podstawie danych systemu OPI-TPP 2.0.

Dla lokalnej polityki transformacyjnej obejmującej poszczególne gminy województwa śląskiego, istotne są dane o terenach pogórniczych dotyczące ich lokalizacji na granicy gmin. W systemie OPI-TPP 2.0 najwięcej terenów jest zlokalizowanych w Sosnowcu (tab. 3), a biorąc pod uwagę ich areał – o 11,3 ha łącznej powierzchni terenów pogórniczych jest więcej w Rudzie Śląskiej niż w Sosnowcu.

Tabela 3. Wykaz terenów pogórniczych w województwie śląskim w podziale na miasta i gminy

Gmina	Liczba terenów w bazie
Sosnowiec	41
Zabrze	33
Ruda Śląska	32
Bytom	29
Katowice	23
Rybnik	17
Piekary Śląskie	15
Czeladź	12
Gliwice	12
Jastrzębie-Zdrój	12
Siemianowice Śląskie	12
Jaworzno	10
Knurów	8
Rydułtowy	6
Świerklany	6
Wodzisław Śląski	6
Chorzów	5
Świętochłowice	5

Gmina	Liczba terenów w bazie
Czerwionka-Leszczyny	4
Pszów	4
Wojkowice	4
Łaziska Górne	3
Mszana	3
Mysłowice	3
Suszec	3
Będzin	2
Dąbrowa Górnicza	2
Gierałtowice	2
Godów	2
Gorzyce	2
Radzionków	2
Żory	2
Bieruń	1
Bobrowniki	1
Hażlach	1
Lubomia	1
Marklowice	1
Miedźna	1
Mikołów	1
Pawłowice	1
Radlin	1
Tychy	1
Zbrosławice	1
Zebrzydowice	1

Oprac. własne na podstawie danych systemu OPI-TPP 2.0.

System OPI-TPP 2.0 umożliwia dodatkowo wyselekcjonowanie terenów pogórniczych według pozostałych atrybutów, np. dostępu do ścieżek rowerowych (68 terenów), bezpośredniego dostępu do terenu (201 terenów), cieków wodnych na terenie lub w bezpośrednim jego sąsiedztwie (78 terenów) czy położenia w obrębie korytarza ekologicznego (55 terenów).

Możliwości, jakie daje system OPI-TPP 2.0 można wykorzystać do rozwiązywania problemów związanych z działalnością administracji samorządowej czy szeroko rozumianym biznesem. System stanowi także źródło danych niezbędnych do przeprowadzania szczegółowych analiz eksperckich czy inwestycyjnych, a także planowania procesów rewitalizacji w województwie śląskim.

5. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Województwo śląskie to region od wieków silnie obciążony wpływami prowadzonej na jego terenie eksploatacji górniczej, a tym samym największy region górniczy w Unii Europejskiej. Pozyskanie wiarygodnych danych dotyczących stanu i stopnia degradacji terenów pogórniczych na Śląsku, stanowi podstawę planowania procesów rewitalizacyjnych. Występowanie nieużytków poprzemysłowych jest szczególnie uciążliwe dla otoczenia, co bezpośrednio przekłada się na pojawiające się problemy gospodarcze, środowiskowe, a także społeczne. Wobec tego należy

uznać, że prowadzenie rzetelnej inwentaryzacji i waloryzacji tych terenów stanowi wyzwanie dla regionów górniczych w kontekście planowania i wdrażania procesów rewitalizacji.

W rozdziale dokonano analizy i oceny wybranych elementów systemu OPI-TPP 2.0 jako systemu wspomagania decyzji funkcjonującego w warunkach zmian gospodarczych i środowiskowych związanych z transformacją górnictwa, likwidacją kopalń oraz dekarbonizacją gospodarki.

Rozwój narzędzia informatycznego wspomagającego systemowe zarządzanie terenami pogórniczymi, jakim jest system OPI-TPP 2.0, pozwala decydentom zaangażowanym w proces rewitalizacji terenów pogórniczych, na wykorzystanie danych i informacji zgromadzonych w bazie w celu prowadzenia szczegółowych analiz. Jednak co istotne, system pozwala także na przedstawienie w jednym miejscu aktualnych i rzetelnych danych o tych terenach, co przyczynia się do zwiększenia zakresu potencjalnych zastosowań, w których informacja przestrzenna jest tylko elementem przejściowym lub podzbiorem informacji potrzebnych do podjęcia decyzji, a kluczowym elementem jest charakterystyka terenu, oparta na wybranych atrybutach i zgromadzonej dokumentacji (fotografie, zdjęcia sferyczne, modele 3D, raporty termowizyjne itp.).

Możliwość rozszerzenia SWD o jeszcze większą liczbę potencjalnych zastosowań stawia przed systemami wspierającymi zarządzanie terenami pogórniczymi (typu OPI-TPP 2.0) konieczność kolejnych udoskonaleń. Możliwe wzbogacenie systemu o narzędzia informacyjne i wizualizacyjne mające na celu lepsze zrozumienie zagadnień, opcji i rozwiązań alternatywnych dla ponownego zagospodarowania terenów, a także uzupełnienie SWD o aplikację do modelowania użytkowania gruntów, opartą na GIS, otwiera drogę do budowania zintegrowanych systemów eksperckich.

LITERATURA

Bojar W., Rostek K., Knopik L. (2014): Systemy wspomagania decyzji. Warszawa, Polskie Wydawnictwo Ekonomiczne.

Bondaruk J., Zawartka P. (2011): Ogólnodostępna platforma informacji „Tereny poprzemysłowe i zdegradowane" (OPI-TPP) – nowoczesne narzędzie systemowego zarządzania informacją o terenach poprzemysłowych w województwie śląskim. Prace Naukowe GIG. Górnictwo i Środowisko, nr 4, 31-49.

Gasidło K. (2021): Wykorzystanie terenów poprzemysłowych w przystosowaniu miast aglomeracji górnośląskiej do zmian klimatu. Builder, R. 25(4), 30-33.

Hamerla A., Bondaruk J. (2020): Rozbudowa systemu zarządzania terenami pogórniczymi na terenie województwa śląskiego – e-usługa publiczna OPI-TPP 2.0. Przegląd Górniczy, T. 76(7), 34-37.

Hammond E. B., Coulon F., Hallett S. H., Thomas R., Hardy D., Kingdon A., Beriro D. J. (2021): A critical review of decision support systems for brownfield redevelopment. Science of The Total Environment, Vol. 785, 147132.

Jąderko K., Białecka B. (2016): Model technologiczno-logistyczny procesu energetycznego wykorzystania odpadów. Gliwice, P. A. NOVA.

Kobryń A. (2014): Wielokryterialne wspomaganie decyzji w gospodarowaniu przestrzenią. Warszawa, Difin.

Łatuszyńska A. (2010): Przestrzenne systemy wspomagania decyzji. Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Szczecińskiego, Studia Informatica, nr 26, 89-103.

Okusimba O. G. (2019): Role of GIS as a tool for Environmental Planning and Management. International Journal of Research in Environmental Science (IJRES), Vol. 5(1), 6-10.

OPI-TPP Projekt (2023): Strona internetowa Projektu OPI-TPP 2.0. https://opi-tpp2.pl (dostęp: 8.06.2023).

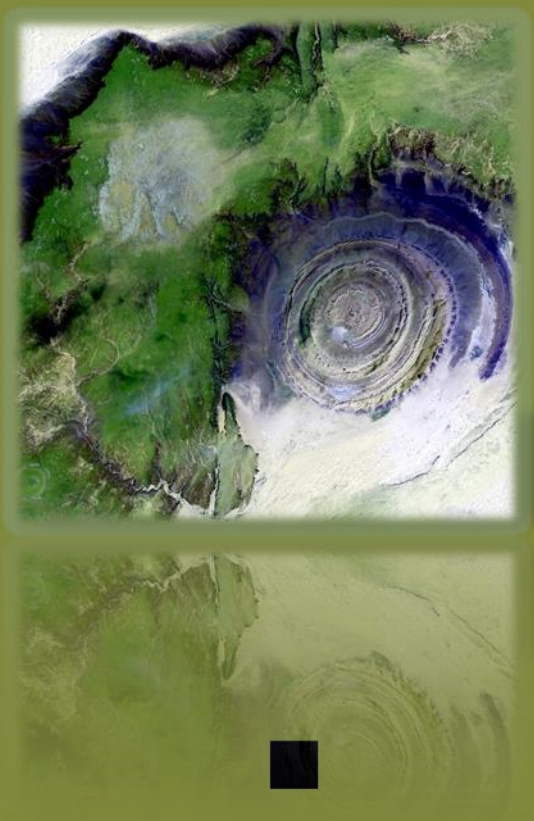
OPI-TPP System (2023): Strona internetowa Systemu OPI-TPP 2.0. http://www.opi-tpp.pl/ (dostęp: 2.06.2023).

Walling E., Vaneeckhaute C. (2020): Developing successful environmental decision support systems: Challenges and best practices. Journal of Environmental Management, Vol. 264, 110513.

Zgórska A., Hamerla A., Bondaruk J., Zawartka P. (2022): Development and actualization of brownfields database with the use of unmanned aerial vehicles – the case of Upper Silesia, Poland. International Journal of Coal Science & Technology, Vol. 9, 84.

Beata Kończak, Lubomir Klus, Marcel Klus,
Małgorzata Białowąs, Paweł Zawartka

Innowacje w przemyśle opakowaniowym uwzględniające zasady gospodarki o obiegu zamkniętym



Beata Kończak[1], Lubomir Klus[2], Marcel Klus[2], Małgorzata Białowąs[1], Paweł Zawartka[1]
[1]Główny Instytut Górnictwa – Zakład Ochrony Wód
[2]Box Logistic Czech s.r.o.

Innowacje w przemyśle opakowaniowym uwzględniające zasady gospodarki o obiegu zamkniętym

1. WPROWADZENIE

Prawodawstwo unijne nakłada obowiązek recyklingu odpadów opakowaniowych, zgodnie z którym kraje członkowskie są zobligowane do tego, aby co najmniej 65% wag. wszystkich odpadów opakowaniowych zostało poddane recyklingowi do 31 grudnia 2025 r., a do 31 grudnia 2030 r. co najmniej 70% wag. (Directorate-General for Environment, 2022). Zmiany w prawodawstwie będą wymuszały wprowadzenie tzw. rozszerzonej odpowiedzialności producenta (ROP). Oznacza to, że producent będzie odpowiedzialny za produkt w całym cyklu życia produktu, tj. od momentu jego wytworzenia, aż do końca jego życia i powstania odpadów po jego zużyciu, w szczególności odpadów opakowaniowych. Zgodnie z tą zasadą przedsiębiorstwa wprowadzające opakowania na rynek będą musiały partycypować w kosztach ich selektywnej zbiórki, segregacji i przygotowania do recyklingu (MKiŚ, 2023).

Papier i tektura stanowiły w 2016 r. 41% (ok. 35,4 mln Mg) całkowitej masy odpadów opakowaniowych wytworzonych w 28 krajach Unii Europejskiej. Drugą znaczącą grupę stanowiły odpady opakowaniowe z tworzyw sztucznych, których masa osiągnęła 16,3 mln Mg w 2016 r. (Eurostat, 2016).

Głównym surowcem wykorzystywanym w przemyśle papierniczym są obecnie włókna wtórne, które stanowią około 1/3 całkowitej ilości zużywanych surowców włóknistych. Wzrost ich stosowania jest związany z niższą ceną w porównaniu do odpowiadających im rodzajów masy celulozowej dostępnej na rynku i promocją recyklingu makulatury w wielu krajach europejskich (Michniewicz i in., 2005).

Produkty opakowaniowe wytwarzane z masy wtórnej, która konkuruje z papierem z włókien pierwotnych, muszą spełniać określone wymagania użytkowe. Jest to możliwe dzięki opracowaniu nowych, innowacyjnych technologii przerobu makulatury na masę włóknistą. Włókna celulozowe wielokrotnie poddawane są mechanicznej dezintegracji i działaniu wysokiej temperatury, przez co tracą właściwości mechaniczne. Powoduje to konieczność ich modyfikacji i wprowadzania do procesu rozwiązań innowacyjnych dla poprawy właściwości mechanicznych i jakości wyrobów powstałych z odpadów tekturowych (Michniewicz i in., 2005).

Innowacje w branży opakowaniowej wiążą się także ze zwiększaniem funkcjonalności produktów papierowych i tekturowych przez nadawanie im funkcji barierowej względem wody.

W rozdziale przedstawiono aspekty prawne transformacji przemysłu opakowaniowego w kierunku zielonej gospodarki, a także innowacje w przemyśle opakowaniowym, które wprowadzają przedsiębiorstwa znajdujące się w fazie transformacji.

2. CELE ZRÓWNOWAŻONEGO ROZWOJU I ICH WPŁYW NA DZIAŁALNOŚĆ PRZEDSIĘBIORSTW PRZEMYSŁU OPAKOWANIOWEGO

Zgodnie z celami Agendy 2030 należy podejmować globalny wysiłek zmierzający do wyeliminowania ubóstwa na świecie. Ma temu służyć realizacja wielu celów gospodarczych, społecznych i środowiskowych. W obszarze środowiska istotne jest zapewnianie dostaw czystej i dostępnej dla wszystkich energii (cel 7), wody i warunków sanitarnych (cel 6) oraz promocja wzorców zrównoważonej produkcji i konsumpcji (cel 12). Istotne jest też podejmowanie działań prowadzących do zrównoważonego użytkowania ekosystemów lądowych i wodnych, a także walki ze zmianami klimatu (cel 13, 14, 15) (Agenda 2030, 2015).

Przemysł opakowaniowy stanowi istotny element łańcucha dostaw w prawie wszystkich obszarach gospodarki, dlatego też nowe regulacje unijne wynikające w szczególności z Agendy 2030, Europejskiego Zielonego Ładu i koncepcji gospodarki o obiegu zamkniętym, wpływają na jego funkcjonowanie. Nakazy i nowe obowiązki informacyjne wynikające z dyrektywy odpadowej, dyrektywy opakowaniowej, rozszerzonej odpowiedzialności producentów, dyrektywy plastikowej oraz wymogi użycia surowców wtórnych, powodują wzrost kosztów operacyjnych tych przedsiębiorstw. Do 2030 r. w Unii Europejskiej większość odpadów opakowaniowych będzie musiała być poddawana recyklingowi. Przedsiębiorcy będą ponosić realne koszty zagospodarowania odpadów po swoich produktach. Będą one tym mniejsze, im bardziej opakowania będą spełniały wymogi gospodarki cyrkularnej. Wykorzystywanie plastiku będzie dodatkowo stopniowo ograniczane (Maitlo i in., 2022; Ada i in., 2023).

Najważniejsze cele strategiczne dla przemysłu opakowaniowego to identyfikacja, a następnie eliminacja nadmiernych opakowań z tworzyw sztucznych przez wdrażanie ekoinnowacji i zrównoważonych dostaw, a także zwiększanie udziału surowców wtórnych w produkcji opakowań.

2.1. Raportowanie niefinansowe

Skutecznym narzędziem służącym wdrażaniu przyjętych celów zrównoważonego rozwoju jest raportowanie ESG (ang. *environment, social and governance*), czyli raporty składane przez przed-

siębiorstwa dotyczące prowadzonej przez nich działalności w ujęciu niefinansowym, a skupiające się na trzech filarach: środowisku, społecznej odpowiedzialności i ładzie korporacyjnym.

Zgodnie z Europejskim Zielonym Ładem proponuje się państwom członkowskim UE wprowadzenie różnych środków służących realizacji polityki dotyczącej wykorzystywania i wytwarzania zielonej energii, wspierania nowych czystych technologii oraz ograniczania hałasu, zanieczyszczenia powietrza i wody. Cel, jakim jest ograniczenie emisji, o co najmniej 50% do 2030 r., zdążył już silnie wpłynąć na całą Europę w obszarze społecznym, gospodarczym, środowiskowym i biznesowym (Dănilă i in., 2022).

W raporcie ESG trzeba będzie ujawniać informacje dotyczące strategii, modeli biznesowych, wytyczonych celów i podejmowania działań na rzecz realizacji postulatów Agendy 2030. I tak w obszarze środowiska firmy będą zobowiązane do raportowania, np. zużycia wody, ilości wody recyklingowej, ilości powstających zanieczyszczeń i sposobów ich minimalizacji lub całkowitej eliminacji, a także podawania informacji w jaki sposób będzie wdrażana gospodarka o obiegu zamkniętym.

Początkowo obowiązek raportowania ESG będzie dotyczył jednostek zaufania publicznego (spółek giełdowych, banków, zakładów ubezpieczeń, funduszy inwestycyjnych itp.), a od 2026 r. także małych przedsiębiorstw. Ważne zatem jest podejmowanie już teraz działań strategicznych dla zrównoważonego rozwoju przedsiębiorstw w sektorze opakowaniowym. Firmy, które nie będą raportować wdrażanych zasad zrównoważonego rozwoju, w przyszłości będą miały ograniczone finasowanie ze źródeł zewnętrznych (Li i in., 2021).

3. GOSPODARKA O OBIEGU ZAMKNIĘTYM W PRZEMYŚLE OPAKOWANIOWYM

Model konsumpcyjny gospodarki powoduje, że globalne limity ekologiczne związane ze zmianami klimatu, zużyciem zasobów naturalnych, zanieczyszczeniem wód, gruntów i powietrza, a także niewłaściwym użytkowaniem, są bliskie przekroczenia (Sala i in., 2020). W raporcie OECD (2018) można znaleźć informacje, że globalne zużycie materiałów do 2050 r. podwoi się, jednocześnie aż o 70% wzrośnie ilość generowanych odpadów. Motowidlak i Tokarski (2022) podają, że sektor opakowaniowy w skali globalnej odpowiada za około 50% emisji gazów cieplarnianych (GHG) i 90% utraty bioróżnorodności. Kulczycka (2020) przewiduje, że wdrożenie gospodarki o obiegu zamkniętym przez przedsiębiorstwa UE, może im przynieść oszczędności netto sięgające 600 mld EUR lub 8% rocznego obrotu, przy jednoczesnym zmniejszeniu całkowitej emisji gazów cieplarnianych o 2–4% rocznie.

3.1. Downcycling i upcycling w gospodarce o obiegu zamkniętym

Szczególne znaczenie w gospodarce o obiegu zamkniętym ma recykling. Nowym obecnie trendem jest zastępowanie, gdy tylko jest to możliwe, procesów downcyclingu procesami upcyclingu. W procesach downcyclingu produkty wtórne mają niższą wartość niż surowiec, z którego powstały, np. ze zużytych folii wytwarzane są worki na śmieci, a z odpadów papierowych można uzyskać wypełniacze do paczek, papier toaletowy czy gazetki reklamowe. Korzystniejszy środowiskowo jest proces upcyclingu, czyli uszlachetniania surowców wtórnych, przez nadawanie im nowych walorów i funkcjonalności (np. produkcja mebli z palet, budowa domów energooszczędnych z materiałów pochodzących z recyclingu) (Shasha i Ibrahim, 2022).

3.2. Opakowania w łańcuchu dostaw

W łańcuchu dostaw firmy z przemysłu opakowaniowego są ściśle powiązane z innymi branżami, np. z producentami mebli, żywności, produktów kosmetycznych. Firmy z przemysłu opakowaniowego zajmują się produkcją papieru i tektury, w dalszej kolejności produkcją opakowań/palet oraz ich dostarczaniem dla klientów innych branż. W świetle nowych regulacji unijnych wymaga się, aby w łańcuchu dostaw nastąpiło obniżenie kosztów transportu, obniżenie ryzyka, ograniczenie emisji CO_2, ochrona zasobów, ograniczanie ilości odpadów i zanieczyszczeń (Meherishi, Narayana i Ranjani, 2019).

4. INNOWACYJNE ROZWIĄZANIA DLA PRZEMYSŁU OPAKOWANIOWEGO

Wyzwaniem dla przedsiębiorstw z branży opakowaniowej jest opracowywanie nowych produktów o: większej funkcjonalności i mniejszej masie, podatnych na recykling i powtórne użycie dla zmniejszenia śladu węglowego, a także wysokiej jakości. Poniżej scharakteryzowano rozwiązania innowacyjne dla przemysłu opakowaniowego.

4.1. Palety tekturowe

Ewolucja przemysłu, technologii i techniki napędza rozwój tzw. łańcucha dostaw, którego jednym z istotnych elementów jest transport materiałów. Pociąga to za sobą konieczność wprowadzania na rynek produktów umożliwiających bezpieczny transport przesyłek wielkogabarytowych. W ostatniej dekadzie rynek logistyczny sukcesywnie rozwijał się, a wraz z nim rynek palet drewnianych. Największym problemem dla użytkowników palet drewnianych jest jednak brak płynności w ich wykorzystywaniu. Dzieje się tak w sytuacji, gdy zwracana przez kontrahenta paleta nie posiada już odpowiednich parametrów jakościowych, co uniemożliwia wykonanie kolejnych rotacji w cyklu jej życia. Znaczne utrudnienie stanowi także opóźnienie w zwrocie palet

drewnianych. Aby utrzymać płynność produkcji i dystrybucji produktów użytkownik zmuszony jest do zakupu nowych palet.

Kolejnym problemem jest brak możliwości dostosowania palet drewnianych do konkretnych właściwości produktu przewidzianego do transportu. Rozwiązanie tych problemów stanowią palety tekturowe, które dają możliwość dokładnego przystosowania parametrów palety do specyfiki przewożonego towaru, w tym swobodę dopasowania wymiarów palety do wymiarów transportowanych towarów. Dobre dopasowanie wymiaru palety ogranicza ryzyko uszkodzenia towarów (Castaño-Amoros, Fuentes i Gil, 2023).

Palety tekturowe spełniają także standardy fitosanitarne. Drewniane materiały opakowaniowe, wykonane z surowego drewna, które nie zostało poddane dostatecznej obróbce lub odpowiednim zabiegom mającym na celu usunięcie lub zabicie agrofagów, niosą ze sobą ryzyko zawleczenia różnych szkodników i chorób. Agrofagi mają negatywny wpływ na bioróżnorodność środowiska (Walczak, 2010). Stale wzrasta liczba państw, które dla ochrony lasów przed szkodnikami z innych krajów, wprowadzają wymóg obróbki cieplnej i gazowania drewna. Należy wówczas odpowiednio oznakować palety z drewna i/lub przedstawić certyfikaty fitosanitarne. Został opracowany standard fitosanitarny dla opakowań drewnianych, tj. Międzynarodowe Standardy dla Środków Fitosanitarnych (ang. *International Standards for Phytosanitary Measures*, ISPMs). W transporcie międzynarodowym, poza granicami Unii Europejskiej oraz między niektórymi krajami członkowskimi, opakowania z drewna surowego (tj. klatki, pudła, skrzynie, drewno sztauerskie, palety, bębny kablowe i szpule/rolki) wymagają zabiegu fumigacji i oznakowania według standardu ISPM 15. Fumigacja ma na celu ograniczenie ryzyka rozprzestrzeniania się szkodników kwarantannowych w obrocie międzynarodowym (ISPMs, 2023). W związku z wysokimi kosztami palet i problemami przy ich eksporcie do krajów, takich jak: Australia, Nowa Zelandia, USA czy Kanada, poszukiwane są rozwiązania alternatywne, np. w postaci materiałów opakowaniowych i transportowych z papieru czy kartonu.

Palety tekturowe pozwalają także na obniżenie kosztów logistycznych i transportu, gdyż są znacznie lżejsze od drewnianych odpowiedników. Palety tekturowe ważą tylko 3,5 kg, podczas gdy drewniane aż 25 kg. Wykorzystując palety tekturowe przy standardowym załadunku tira liczącym 33 palety, ciężar całego transportu można zmniejszyć aż o 700 kg. Przekłada się to na mniejsze zużycie paliwa i lepsze wykorzystanie przestrzeni ładunkowej. Zastosowanie palet tekturowych eliminuje także ryzyko skaleczeń i urazów powstałych w wyniku kontaktu z gwoździami i drzazgami w czasie manipulowania paletami, a także ryzyko uszkodzenia produktów, co bywa problematyczne, np. w przypadku transportu napojów gazowanych i produktów o wysokiej wartości materialnej (Castaño-Amoros, Fuentes i Gil, 2023).

Palety tekturowe mogą być produkowane także z biokompozytów przygotowanych na bazie włókien wtórnych. Tekturowe włókna wtórne stały się niezastąpionym surowcem dla różnych gałęzi przemysłu. Obecnie stanowią one około 1/3 całkowitej ilości zużywanych surowców włóknistych, co podyktowane jest korzystną ceną w porównaniu z innymi odpowiadającymi im rodzajami masy celulozowej oraz uwarunkowaniami prawnymi na poziomie UE. Wdrożenie produkcji płyt biokompozytowych na bazie włókien wtórnych pozwala na oszczędności materiałowe – istnieje bowiem potrzeba zagospodarowania już istniejących odpadów tekturowych, a sama produkcja palety z takiej płyty też będzie tańsza. Płyta biokompozytowa, wykonana ze zużytej palety, może zostać poddana recyklingowi. Takie właściwości produktu wykazują, że proces jego produkcji jest zgodny z zasadami zrównoważonego rozwoju i ekoprojektowania.

4.2. Powłoki do impregnacji powierzchni tekturowych i papierowych

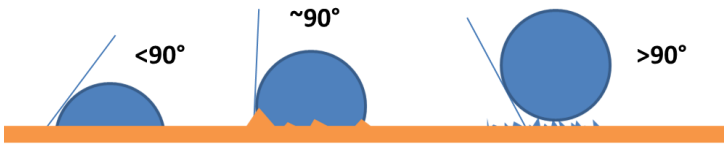
Karton jest najczęściej stosowanym tworzywem do produkcji opakowań transportowych. Opakowania tekturowe wykorzystuje się do transportu materiałów o ciężarze do 1,5 Mg. Zaletą opakowań tekturowych jest możliwość ich wielokrotnego użycia, co ma wpływ na ograniczanie ilości wytwarzanych odpadów. Z uwagi na hydrofilowy charakter tektura opakowaniowa nie posiada właściwości barierowych wobec gazów, a zwłaszcza pary wodnej, co powoduje ograniczenia w jej stosowaniu.

W środowisku wilgotnym produkty tekturowe bardzo szybko tracą swoje właściwości, w szczególności nośne, co znacznie obniża ich wartość rynkową, a mokra tektura nie nadaje się do recyklingu. Problem ten można wyeliminować przez powlekanie materiałów tekturowych cienkimi warstwami hydrofobowymi z tworzyw polimerowych o małej przepuszczalności dla pary wodnej.

Do powlekania materiałów papierowych i tekturowych bardzo często wykorzystuje się aluminium i polietylen. Takie materiały są bardziej funkcjonalne, gdyż nabierają właściwości barierowych wobec wody/pary wodnej. Zastosowanie takich powłok jednocześnie utrudnia lub wręcz uniemożliwia przeprowadzanie recyklingu. Podczas recyklingu zużytych opakowań zabezpieczonych warstwą z tworzywa, konieczne jest jej oddzielenie od tektury. Istotne jest zatem poszukiwanie powłok ochronnych, które będą oparte na materiałach podatnych na biodegradację i proces kompostowania, pochodzących z zasobów odnawialnych. Na rynku dostępne są obecnie kompozycje polimerowe wykonane z mieszanki polimerów ze skrobią, substancjami z grupy polikwasu mlekowego, polisacharydami i białkami lub naturalnymi związkami hydrofobowymi (np. acyloglicerole, woski, żywice) (Zhao i in., 2021).

Nowoczesne impregnaty do papieru i tektury powinna cechować wysoka hydrofobowość i podatność na biodegradację. Badania właściwości barierowych prowadzi się za pomocą testu pomiaru kąta zwilżania (Nogalska i in., 2020). Niskie wartości kąta zwilżania charakteryzują powierzchnie hydrofilowe. Woda na takich powierzchniach rozpływa się i przylega do powierzchni, natomiast na powierzchniach hydrofobowych woda jest odpychana przez powierzchnię, tworząc kąt zwilżania $\theta > 90°$. W badaniach kąta zwilżania wykorzystuje się metodę goniometrii kropelkowej. Metoda ta określa kąt zwilżania na podstawie kształtu kropli i może być stosowana dla szerokiej gamy materiałów, od powierzchni biologicznych po polimery, metale, ceramikę, minerały itp. (Huhtamäki i in., 2018).

Na wartość kąta zwilżania ma wpływ także struktura powierzchni. Na gładkiej powierzchni kropla wody łatwiej się rozpływa. Na powierzchni, na której występuje mikrochropowatość, kropla ma mniejszą powierzchnię styku i łatwiej jest odpychana (rys. 1) (Rudawska, 2022).



Rys. 1. Zależność kąta zwilżania od struktury powierzchni

Innym badaniem, które pozwala na ocenę właściwości hydrofobowych powłok do impregnacji papieru i tektury jest badanie wodoprzepuszczalności za pomocą testu WVTR (ang. *Water Vapor Transmission Rate*). Współczynnik WVTR oznacza ilość pary wodnej przenikającej przez daną powierzchnię w jednostce czasu, mierzoną w danej temperaturze i wilgotności. Wysokie wartości WVTR oznaczają, że większa ilość pary wodnej przenika przez materiał w ciągu doby, natomiast mniejsze wartości oznaczają większą odporność na parę wodną i lepszą barierowość względem wody i pary wodnej (Lavri, 2021).

Hydrofobowe powłoki barierowe mogą być nakładane na powierzchnię tektury i papieru przez wytłaczanie, laminowanie lub powlekanie dyspersyjne. Do powlekania tektury często wykorzystuje się powłoki na bazie biopolimerów, z uwagi na ich podatność na biodegradację. Wiele biopolimerów jednakże to materiały higroskopijne, które wskutek oddziaływania wysokiej wilgotności względnej (ang. *relative humidity*, RH) mogą utracić swoje właściwości barierowe. Właściwości barierowe można poprawić przez wykorzystanie różnych nanowypełniaczy nieorganicznych, np. nanocząstek SiO_2, Al_2O_3, ZnO, TiO_2. Właściwości fizyczne tak utworzonych powłok w dużym stopniu zależą od poziomu zdyspergowania nanocząstek w materiałach polimerowych. Dodatek nanocząstek do matrycy wpływa na stabilność termiczną, moduły sprężyste, wytrzymałość na rozciąganie i granicę plastyczności, temperaturę topnienia i stopień krystaliczności. Doda-

tek nanocząstek może też wpływać na szybkość biodegradacji materiału polimerowego (Bota i in., 2018).

5. PODSUMOWANIE

Nowe regulacje unijne mają duży wpływ na transformację przedsiębiorstw. Konieczność wdrażania zasad zrównoważonego rozwoju i raportowania ESG są motorem napędowym ekoinnowacji w przemyśle opakowaniowym. Sektor opakowaniowy jest ściśle powiązany z innymi branżami gospodarki i pełni kluczową rolę w łańcuchu dostaw. W celu spełnienia nowych oczekiwań klientów, przedsiębiorcy z przemysłu opakowaniowego decydują się na zastępowanie tradycyjnych materiałów opakowaniowych i palet, produktami wytwarzanymi z materiałów z recyklingu. Nowe produkty wytwarzane z materiałów wtórnych powinny posiadać wyższą wartość od surowców, z których je wykonano, w myśl idei upcyclingu. Wytwarzanie produktów w procesie upcyclingu pozwoli także na zmniejszenie śladu węglowego. Nowe produkty w przemyśle opakowaniowym powinny być podatne na dalszy recykling, powinny posiadać właściwości barierowe (chronić produkt przed wilgocią) i gwarantować bezpieczeństwo produktu. Te wymagania spełniają innowacyjne palety tekturowe wytwarzane z płyt biokompozytowych na bazie włókien wtórnych, czy nowe materiały opakowaniowe z tektury impregnowanej mieszankami hybrydowymi na bazie biodegradowalnych biopolimerów.

Praca powstała przy wsparciu Agencji Technologicznej Republiki Czeskiej w ramach programu TREND (nr projektu FW06010574).

LITERATURA

Ada E., Kazancoglu Y., Gopzacan-Chase N., Altin O. (2023): Challenges for circular food packaging: Circular resources utilization. Applied Food Research, Vol. 3(2), 100310.

Agenda 2030 (2015): Przekształcamy nasz świat. Agenda na rzecz zrównoważonego rozwoju 2030. Nowy Jork, Zgromadzenie Ogólne ONZ.

Bota J., Vukoje M., Brozović M., Hrnjak-Murgić Z. (2018): Reduced Water Permeability of Biodegradable PCL Nanocomposite Coated Paperboard Packaging. Chemical and Biochemical Engineering Quarterly, Vol. 31, 417-424.

Castaño-Amoros J., Fuentes F., Gil P. (2023): MOSPPA: monitoring system for palletised packaging recognition and tracking. International Journal of Advanced Manufacturing Technology, Vol. 126, 179-195.

Dănilă A., Horga M. G., Oprișan O., Stamule T. (2022). Good practices on esg reporting in the context of the European Green Deal. Amfiteatru Economic, Vol. 24(61), 847-860.

Directorate-General for Environment (2022): Proposal for a revision of EU legislation on Packaging and Packaging Waste. https://environment.ec.europa.eu/publications/proposal-packaging-and-packaging-waste_en (dostęp: 8.08.2023).

Eurostat (2016): The Eurostat Regional yearbook – 2016 edition. Luxembourg, Publications Office of the European Union.

Huhtamäki T., Tian X., Korhonen J. T., Ras R. H. A. (2018): Surface-wetting characterization using contact-angle measurements. Nature Protocols, Vol. 13, 1521-1538.

ISPMs (2023): International Standards for Phytosanitary Measures (ISPMs). Rome, Commission on Phytosanitary Measures.

Kulczycka J. (2020): Gospodarka o obiegu zamkniętym dla zmian klimatu. W: J. Gajewski, W. Paprocki (Red.), Polityka klimatyczna i jej realizacja w pierwszej połowie XXI wieku (s. 55-69). Sopot, Centrum Myśli Strategicznych.

Lavri G., Oberlintner A., Filipova I., Novak U., Blaz L. (2021): Nanocomposites Designed as Active Film Packaging Materials. Polymers, Vol. 13(2523), 1-15.

Li T. T., Wang K., Sueyoshi T., Wang D. D. (2021): Esg: Research progress and future prospects. Sustainability, Vol. 13(21), 11663.

Maitlo G., Ali I., Maitlo H. A., Ali S., Unar I. N., Ahmad M. B., Bhutto D. K., Karmani R. K., Naich S. U. R., Sajjad R. U., Ali S., Afridi M. N. (2022): Plastic Waste Recycling, Applications, and Future Prospects for a Sustainable Environment. Sustainability, Vol. 14(18), 11637.

Meherishi L., Narayana S. A., Ranjani K. S. (2019): Sustainable packaging for supply chain management in the circular economy: A review. Journal of Cleaner Production, Vol. 237, 117582.

Michniewicz M., Janiga M., Sokół A., Żubrzak M., Przybyszewska-Witczak E., Kiszczak B., Jarowski P., Bartosiak M. (2005): Najlepsze dostępne techniki (BAT) wytyczne dla branży celulozowo-papierniczej. Warszawa, Ministerstwo Środowiska.

MKiŚ (2023): Projekt ustawy o zmianie ustawy o gospodarce opakowaniami i odpadami opakowaniowymi oraz niektórych innych ustaw. UC81. Projekty implementujące UE. Warszawa, Ministerstwo Klimatu i Środowiska.

Motowidlak U., Tokarski D. (2022): Critical processes and risk factors of disturbances in the implementation of ecological reusable packaging into context of e-commerce sustainable development. Economics and Environment, Vol. 82(3), 97-117.

Nogalska A., Trojanowska A., Tylkowski B., Garcia-Valls R. (2020): Surface characterization by optical contact angle measuring system. Physical Sciences Reviews, Vol. 5(2), 20190083.

OECD (2018): Global Material Resources Outlook to 2060. Economic Drivers and Environmental. Paris, OECD Publishing.

Rudawska A. (2022): The effect of protective and decorative coatings on the strength of adhesive joints of hot-dip galvanized steel sheets. International Journal of Adhesion and Adhesives, Vol. 117(Part B), 103004.

Sala S., Crenna E., Secchi M., Sanyé-Mengual E. (2020): Environmental sustainability of European production and consumption assessed against planetary boundaries. Journal of Environmental Management, Vol. 269, 110686.

Shasha Z., Ibrahim R. (2022): Green Aesthetic Approach for Upcycling Packaging Products. W: Proceedings of the 2nd International Conference on Design Industries & Creative Culture, Design Decoded 2021, 24–25.08.2021, Kedah, Malaysia (s. 1-10). Belgium, European Alliance for Innovation.

Walczak F. (2010): Agrophages monitoring in agricultural integrated plant protection. Fragmenta Agronomica, Vol. 27(4), 147-154.

Zhao Y., Li B., Li C., Xu Y., Luo Y., Liang D., Huang C. (2021): Comprehensive review of polysaccharide-based materials in edible packaging: A sustainable approach. Foods, Vol. 10(8), 1845.

Małgorzata Markowska

Zróżnicowanie uwarunkowań wdrażania innowacyjnych technologii środowiskowych w przedsiębiorstwach

Małgorzata Markowska
Główny Instytut Górnictwa – Zakład Ochrony Wód

Zróżnicowanie uwarunkowań wdrażania innowacyjnych technologii środowiskowych w przedsiębiorstwach

1. WPROWADZENIE

Organizacja Narodów Zjednoczonych już w latach 60. XX w. przyjęła oficjalne stanowisko w sprawie konieczności ograniczania negatywnego wpływu człowieka na środowisko, czego wyrazem był opublikowany w 1969 r. raport Sekretarza Generalnego ONZ Sithu U Thanta pt. „Człowiek i jego środowisko". Podkreślono w nim, że zanieczyszczenie środowiska jest powszechnym, globalnym zagrożeniem dla ludzkości i jako takie wymaga opracowania jednolitej polityki oraz podjęcia działań na skalę ogólnoświatową. W kolejnych latach świadomość ekologiczna znacząco wzrosła. Paradygmat rozwoju społeczno-gospodarczego, zrównoważonego pod względem wpływu na środowisko przyrodnicze, zaczął nabierać coraz większego znaczenia już w latach 90. XX w. Wśród innowacji i zaawansowanych technologii, będących podstawą zarówno rozwoju gospodarki w skali świata, jak i poszczególnych przedsiębiorstw (PRT, 2019; Wielewska, 2019), coraz częściej zaczęto wyodrębniać tzw. innowacje ekologiczne. Innowacje ekologiczne lub ekoinnowacje to termin używany do określania wszelkich form działań innowacyjnych, które przyczyniają się do ochrony środowiska, mających na celu szczególnie zapobieganie niekorzystnemu wpływowi na środowisko i nadmiernemu wykorzystywaniu zasobów naturalnych lub redukowanie skutków tych procesów (Fussler i James, 1996; Rennings, 1998; OECD, 2008). Wdrażanie ekoinnowacji w przedsiębiorstwach (poziom mikro) w znacznym stopniu jest wynikiem dążenia do osiągania jednocześnie lepszych wyników środowiskowych i ekonomicznych (del Río, Carrillo-Hermosilla i Könnölä, 2010; Bartoszczuk, 2015). Rozwijanie i wdrażanie ekoinnowacji na poziomie makro-, mezo- i mikroekonomicznym jest również niezbędne dla wprowadzania modelu gospodarki cyrkularnej w gospodarce światowej i regionalnej (Smol, Kulczycka i Avdiushchenko, 2017). W tym kontekście bardzo ważne jest zrozumienie, jakie czynniki wpływają na rozwój ekoinnowacji. Wiedza ta jest potrzebna do opracowywania polityki wspierającej firmy w tym zakresie, a także dla zwiększania zaangażowania i skuteczności przedsiębiorstw w prowadzeniu działań związanych z wdrażaniem innowacji środowiskowych.

W rozdziale podjęto próbę przedstawienia głównych determinant wdrażania ekoinnowacji w przedsiębiorstwach, z uwzględnieniem znaczenia nie tylko czynników wewnętrznych, ale także rodzaju wdrażanej ekoinnowacji. Omówiono definicję, cechy i rodzaje ekoinnowacji, dokonano

skrótowego przeglądu literatury na temat czynników warunkujących wdrażanie ekoinnowacji w różnych regionach oraz przedstawiono wnioski końcowe.

2. POJĘCIE I RODZAJE EKOINNOWACJI – INNOWACYJNE TECHNOLOGIE ŚRODOWISKOWE

Innowacje ekologiczne przedmiotem badań po raz pierwszy stały się w latach 70. XX w. (Strebel, 1979), a termin „ekoinnowacje" jest powszechnie używany od lat 90. XX w. (Jasiński, 1997; Bartoszczuk, 2016), jednak ich rozumienie, a co za tym idzie definiowanie, są bardzo zróżnicowane (Rennings, 1998; Reid i Miedzinski, 2008; Carrillo-Hermosilla, del Río i Könnölä, 2010; Cheng i Shiu, 2012; Peng i Liu, 2016). Pojęcie to można rozumieć zarówno w wąskim ujęciu, jako ekoinnowacje będące nowością dla danej organizacji, najczęściej technologiczną (ekoinnowacje produktowe i procesowe), jak i w szerokim ujęciu, obejmującym każdą zmianę innowacyjną wynikającą z przyswojenia wiedzy, w tym innowacje nietechnologiczne (np. organizacyjne, marketingowe lub systemowe) (Reid i Miedzinski, 2008; Kemp i Pearson, 2008; Węgrzyn, 2013; Bałazinska i in., 2020; Markowska, 2021). Szerokie ujęcie innowacji ekologicznych wykracza poza skalę pojedynczej organizacji, obejmuje bowiem systemy społeczne i kulturowe (del Río, Carrillo-Hermosilla i Könnölä, 2010; Ghisetti i Pontoni, 2015) oraz akcentuje wpływ ekoinnowacji na realizację celów zrównoważonego rozwoju (Hellström, 2007; Przychodzeń, 2014). W literaturze można spotkać różne rozumienie terminu ekoinnowacje. Jego złożoność i wielowymiarowość przejawia się zarówno w różnorodności definicji, jak i heterogeniczności nazewnictwa, na które składają się: ekoinnowacje (ang. *eco-innovation*) (Fussler i James, 1996; Rennings, 1998; Kiani Mavi, Saen i Goh, 2019), innowacje ekologiczne (ang. *ecological innovation*) (Araszkiewicz, 2012; Wysocki, 2021), zielone innowacje (ang. *green innovation*) (Bernauer i in., 2006; Schiederig, Tietze i Herstatt, 2011; Sun i in., 2017), innowacje środowiskowe (ang. *environmental innovation*) (Horbach, 2008; Ghisetti i Pontoni, 2015), innowacje zrównoważone (ang. *sustainability-driven innovation*) (Little, 2005), innowacje dla trwałego rozwoju (ang. *sustainable-oriented innovation*, SOI) (Przychodzeń, 2014). Jednocześnie należy podkreślić, że w wielu opracowaniach wszystkie pojęcia lub wybrane z przytoczonych powyżej, traktowane są przez badaczy jako synonimy (Hellström, 2007; Woźniak i Woźniak, 2010; Paraschiv i in., 2012; Bałazińska i in., 2020; Lewandowska, 2020; Xavier i in., 2020). Wybrane definicje ekoinnowacji przedstawiono w tabeli 1.

Tabela 1. Wybrane definicje ekoinnowacji w ujęciu chronologicznym

Źródło	Definicja
Fussler i James (1996), za: Carrillo-Hermosilla, del Río i Könnölä (2010, s. 1074)	Działania przyczyniające się do rozwoju nowych produktów i procesów, które przynoszą korzyści (wartość dodaną) przedsiębiorstwom i konsumentom, a jednocześnie istotnie zmniejszają negatywne oddziaływanie na środowisko.
Rennings (1998, s. 4)	„(…) wszelkie działania realizowane przez odpowiednie podmioty (np. przedsiębiorstwa, polityków, związki, stowarzyszenia, kościoły, gospodarstwa domowe), polegające na rozwijaniu nowych idei, zachowań, produktów i procesów, które przyczyniają się do zmniejszenia obciążeń środowiskowych lub do osiągnięcia celów zrównoważonego rozwoju".
Kemp i Pearson (2008, s. 7)	„(…) produkcja, asymilacja lub eksploatacja produktu, procesu produkcyjnego, usługi lub zarządzania lub metoda biznesowa, która jest nowością dla organizacji, i która w całym cyklu życia powoduje zmniejszenie ryzyka środowiskowego, zanieczyszczenia i innych negatywnych skutków wykorzystania zasobów (w tym zużycia energii) w porównaniu z rozwiązaniem alternatywnym".
OECD (2008, s. 19)	„(…) tworzenie lub wdrażanie nowych lub znacząco ulepszonych produktów (towarów i usług), procesów, metod marketingowych, struktur organizacyjnych i rozwiązań instytucjonalnych, które – w sposób zamierzony lub nie – prowadzą do poprawy stanu środowiska w porównaniu z odpowiednim rozwiązaniem alternatywnym".
Reid i Miedzinski (2008, s. 7)	„(…) tworzenie nowych i konkurencyjnych cenowo produktów, procesów, systemów, usług i procedur, mające na celu zaspokojenie potrzeb ludzkich oraz poprawę jakości życia, z uwzględnieniem minimalnego wykorzystania zasobów naturalnych na jednostkę produkcji w całym cyklu życia i zmniejszenie uwalniania substancji toksycznych".
Eco-Innovation Observatory (EIO, 2010, s. 10)[2]	„(…) wszelkie innowacje, które ograniczają wykorzystanie zasobów naturalnych i zmniejszają uwalnianie szkodliwych substancji w całym cyklu życia".
Kaźmierczak-Piwko (2012, s. 536)	„Innowacja ukierunkowana na poprawę relacji przedsiębiorstwa ze środowiskiem, która może dotyczyć każdego aspektu środowiskowego funkcjonowania przedsiębiorstwa".
Woźniak, Kanabrocka i Hejduk (2013, s. 3)	„Nowe lub istotnie ulepszone rozwiązanie, którego celem jest odmienne od dotychczasowego zarządzanie zasobami naturalnymi, zgodnie z zasadą zrównoważonego i trwałego rozwoju".
Kemp i in. (2019, s. 35)	Nowy lub ulepszony produkt bądź praktyka przedsiębiorstwa, która powoduje mniejsze oddziaływanie na środowisko w porównaniu z innymi produktami lub praktykami i która została wprowadzona do użytku lub udostępniona dla potencjalnych użytkowników.
Kiani Mavi, Saen i Goh (2019, s. 554)	Szczególny rodzaj innowacji, której celem jest zmniejszenie oddziaływania na środowisko.
Wysocki (2021, s. 4)	Innowacje, które „generują konkretne korzyści środowiskowe i biznesowe, realizując cele ekologiczne i ekonomiczne firmy, współtworząc spójną całość w tym zakresie".

Jedną z najczęściej przywoływanych w literaturze definicji jest rozumienie zaproponowane przez Fusslera i Jamesa (1996), którzy określili innowacje ekologiczne jako zmiany przynoszące korzyść zarówno przedsiębiorcy, jak i konsumentowi, jednocześnie znacznie zmniejszające niekorzystne oddziaływania środowiskowe. Zmniejszenie obciążeń środowiskowych (zapobieganie zanieczyszczeniu środowiska, obniżenie emisji, poprawa wykorzystania zasobów, w tym energii) jest cechą podkreślaną w większości występujących w literaturze definicji ekoinnowacji. Istotnym, często spotykanym w literaturze wyznacznikiem ekoinnowacji, jest osiągniecie korzyści środowi-

[2] Eco-Innovation Observatory (EIO) to platforma do uporządkowanego gromadzenia i analizy szerokiego zakresu informacji na temat ekoinnowacji i gospodarki cyrkulacyjnej, zbieranych z całej Unii Europejskiej i kluczowych regionów gospodarczych na całym świecie, powołana z inspiracji Komisji Europejskiej w 2010 r. w ramach Programu Ramowego na rzecz Konkurencyjności i Innowacji (CIP). Inicjatywa EIO jest finansowana przez Dyrekcję Generalną ds. Środowiska Komisji Europejskiej.

skowych w porównaniu z rozwiązaniem alternatywnym, co zawiera m.in. definicja opracowana przez Kempa i Pearsona (2008) i jej zmodyfikowana wersja rozpowszechniona w dokumentach OECD (2008). Istotna jest także, podkreślana w części definicji, konieczność rozpatrywania całego cyklu życia ekoinnowacji, co po pierwsze wiąże się z analizą wszystkich czynników wejściowych i wyjściowych w całym procesie ekoinnowacyjnym, a ponadto wskazuje na ograniczenie wykorzystywanych zasobów (Kemp i Pearson, 2008; Reid i Miedzinski, 2008; EIO, 2010).

Powyższy, skrócony przegląd definicji potwierdza, że pojęcie ekoinnowacji jest wielowymiarowe. Podobnie jak innowacje pozaśrodowiskowe, ekoinnowacje mogą być klasyfikowane i systematyzowane z uwzględnieniem różnych kryteriów, takich jak:

- kryterium przedmiotowe,
- skala wdrażanych zmian – np. ekoinnowacje radykalne czy przyrostowe (usprawniające), które umożliwiają wzrost efektywności ekologicznej istniejących procesów lub systemów produkcyjnych, dzięki stopniowym i ciągłym modyfikacjom tworzącym wartość dodaną (Carrillo-Hermosilla, del Río i Könnölä, 2010; de Jesus i in., 2021),
- wpływ ekoinnowacji na środowisko – według tego kryterium Szpor i Śniegocki (2012) wyróżniają ekoinnowacje proefektywnościowe, ekoinnowacje ograniczające szkodliwy wpływ na środowisko oraz ekoinnowacje adaptacyjne,
- zakres w odniesieniu do cyklu życia – ekoinnowacje mogą być wdrażane tylko na wybranych lub wszystkich etapach cyklu życia produktu, procesu lub organizacji,
- poziom nowości – ekoinnowacje mogą mieć różny poziom nowości i dotyczyć organizacji, branży, regionu, czy świata (Bień, Jędrzejczyk i Kucęba, 2020),
- oryginalność zmian – można wyróżnić ekoinnowacje kreatywne (oryginalne), będące wytworami własnej pracy jednostki lub zespołu (Matejun, 2009) i ekoinnowacje o charakterze imitującym (adaptowane), powstałe w wyniku naśladownictwa i odtwarzania oryginalnych zmian w nowych kontekstach organizacyjnych i rynkowych (Tutaj, 2019).

Najczęściej stosowaną klasyfikacją jest podział według kryterium przedmiotowego (Rennings, 1998; OECD/Eurostat, 2008; Bień, Jędrzejczyk i Kucęba, 2020). Jedną z podstawowych klasyfikacji według tego kryterium zaproponował Rennings (1998), który wyodrębnił cztery rodzaje ekoinnowacji:

- ekoinnnowacje technologiczne – obejmujące produkty i procesy, w tym zarówno technologie reaktywne, czyli technologie „końca rury", jak i technologie prewencyjne, mające charakter zintegrowanych lub „czystych technologii", których celem jest niedopuszczenie do powstania zanieczyszczeń środowiskowych,

- ekoinnowacje społeczne – obejmujące m.in. nowe wzorce zrównoważonej konsumpcji,
- ekoinnowacje instytucjonalne – np. platformy współpracy, nieformalne grupy, sieci powołane w celu zajmowania się kwestiami środowiskowymi,
- ekoinnowacje organizacyjne – doskonalenie działań organizacyjnych, np. przez zmianę modelu biznesu, wdrożenie nowej metody organizacyjnej, wdrożenie nowego systemu zarządzania, które uwzględniają aspekty środowiskowe procesów, organizację miejsca pracy lub stosunki z otoczeniem, związanych z rozwijaniem świadomości ekologicznej i zdolności do realizacji zadań w zakresie ekorozwoju i zrównoważonego rozwoju, przykładami mogą być zarówno „eko" prace badawczo-rozwojowe, jak i wdrożenie systemu zarządzania środowiskowego (ekoaudyty) (Matejun, 2009; Bień, Jędrzejczyk i Kucęba, 2020), czy ocena i monitorowanie efektywności działań środowiskowych, przy wykorzystaniu metod analizy cyklu życia (np. LCA) (Bałazińska i in., 2020).

Kryterium przedmiotowe jest także często wykorzystywane w dokumentach unijnych (OECD, 2008; EIO, 2010; GUS, 2020). Zgodnie z podejściem zaprezentowanym w Podręczniku Oslo (OECD/Eurostat, 2008) wyróżnia się następujące rodzaje ekoinnowacji:

- Ekoinnowacje produktowe, które obejmują wprowadzanie na rynek nowych lub znacząco ulepszonych produktów ekologicznych, odznaczających się lepszymi cechami, których zastosowanie jest przyjazne dla środowiska, np. materiały o lepszych właściwościach (np. lekkie, ale odporne kompozyty, czy przyjazne dla środowiska tworzywa sztuczne), produkty o zmniejszonym poborze energii (np. energooszczędne lodówki), zielone ściany i dachy oraz rozwiązania retencyjne w zrównoważonej gospodarce wodnej (Hamerla, Markowska i Zdebik, 2015).
- Ekoinnowacje procesowe – polegające na doskonaleniu metod produkcji lub wprowadzaniu nowych, proekologicznych (Matejun, 2009). Przykładem może być wdrożenie nowej bądź znacząco udoskonalonej metody produkcji lub dostawy, implementacja nowych technologii, urządzeń i/lub oprogramowania. Do ekoinnowacji procesowych należą zarówno innowacje addytywne, polegające na dodawaniu nowych elementów, technologii lub metod do istniejących procesów produkcyjnych, w celu zwiększenia ich efektywności ekologicznej, jak i technologie zintegrowane.
- Ekoinnowacje organizacyjne[3].
- Ekoinnowacje marketingowe – związane z wprowadzaniem nowych metod marketingowych, mających na celu zachęcanie klientów do zakupu, użycia lub wdrożenia rozwiązań ekoinno-

[3] Jak opisane w klasyfikacji powyżej.

wacyjnych. Ekoinnowacje marketingowe dotyczą zmiany formy i wyglądu produktu, procesu jego dystrybucji lub promocji, nie powodują natomiast zmian w cechach funkcjonalnych i użytkowych produktu (Urbaniec, 2021).

W raporcie metodologicznym „Eco-Innovation Observatory" zaproponowano następującą klasyfikację ekoinnowacji (EIO, 2012): ekoinnowacje strumienia zasobów, ekoinnowacje produktowe, ekoinnowacje procesowe, ekoinnowacje organizacyjne, ekoinnowacje marketingowe oraz ekoinnowacje o wymiarze społecznym (ekoinnowacje społeczne). W Podręczniku Oslo 2018 (GUS, 2020) ekoinnowacje obejmują nie tylko rozwiązania technologiczne, ale także wszelkie procesy biznesowe, np. w logistyce, dystrybucji, marketingu czy ICT (ang. *information and communication technologies*). W tym kontekście istotne jest także zróżnicowanie ekoinnowacji według sektorów przemysłowych, na co zwracają uwagę m.in. Woźniak (2010) i Białoń (2012). Takie podejście jest również widoczne w dokumentach regionalnych, np. PRT (2019).

3. UWARUNKOWANIA WDRAŻANIA EKOINNOWACJI W PRZEDSIĘBIORSTWACH

Uwarunkowania wdrażania ekoinnowacji są bardzo różnorodne i wieloaspektowe i obejmują zarówno determinanty mogące stanowić szanse, jak i inne – będące barierą lub zagrożeniem. Wiele czynników warunkujących innowacje pozaśrodowiskowe odnosi się także do ekoinnowacji, które mają jednak dodatkowe charakterystyczne cechy związane głównie z tzw. podwójną eksternalizacją korzyści (Rennings, 1998) oraz wskazywaną powszechnie w literaturze przedmiotu kluczową rolą regulacji środowiskowych (Ghisetti i Pontoni, 2015; del Río, Peñasco i Romero-Jordán, 2016).

W literaturze przedmiotu występują różnorodne ujęcia i typologie czynników determinujących wprowadzanie ekoinnowacji. Znaczna część autorów dzieli czynniki determinujące generowanie ekoinnowacji na zewnętrzne (egzogeniczne), których źródło tkwi w otoczeniu organizacji i wewnętrzne (endogeniczne), zależne od wewnętrznej jej specyfiki (Horbach, 2008; del Río, Peñasco i Romero-Jordán, 2016; Burzyńska i Hajdys, 2021). Rozwój ekoinnowacji w przedsiębiorstwie jest najczęściej wynikiem synergicznego oddziaływania czynników zarówno egzogenicznych, jak i endogenicznych (del Río, Peñasco i Romero-Jordán, 2016), między którymi zachodzą interakcje, warunkujące wdrożenie lub nie rozwiązania (Araszkiewicz, 2012).

Niektórzy autorzy uzupełniają ww. klasyfikację o czynniki związane z cechami i specyfiką samej ekoinnowacji, w tym szczególnie technologii środowiskowej (del Río, 2009; Araszkiewicz, 2012). Jednocześnie bardzo często badacze nie ograniczają się do podziału czynników jedynie ze

względu na ich stosunek do firmy, ale podkreślają znaczenie różnych rodzajów determinant w różnych konfiguracjach. Z punktu widzenia części badaczy, uwarunkowania generowania ekoinnowacji można podzielić na dwie główne grupy: czynniki związane ze stroną podaży i czynniki związane ze stroną popytu. Po stronie popytowej można wyróżnić zarówno czynniki rynkowe, czyli takie elementy, jak wzrost konkurencji, pozycja na rynku, wielkość sprzedaży, tendencje związane z cenami, jak i wpływ odbiorców oraz użytkowników produktów i usług (Pichlak, 2012). W tym zakresie istotny jest wzrost świadomości ekologicznej konsumentów, przekładającej się na preferencje dla produktów przyjaznych środowisku. Jednocześnie presja interesariuszy może oddziaływać nie tylko na klientów (Kesidou i Demirel, 2012) i konkurentów (Park, 2004), ale także na otoczenie instytucjonalne i wpływy polityczne (Horbach, 2008; Zuzek, 2015). Kluczowymi czynnikami politycznymi i instytucjonalnymi napędzającymi ekoinnowacje, są regulacje środowiskowe (przepisy dotyczące ochrony środowiska jako element „ciągnący”[4] ekoinnowacje) i instrumenty polityki ekologicznej, w tym instrumenty finansowe „pchające” ekoinnowacje (Cichy i Szafraniec, 2015; Ghisetti i Pontoni, 2015; Zuzek, 2015; Markowska, 2021). Część wyników badań przywoływanych w literaturze przedmiotu wskazuje, że czynniki popytowe w różnym stopniu wpływają na powstawanie i wdrażanie ekoinnowacji, zależnie od jej obszaru technologicznego/branży oraz regionu. Czynniki podaży natomiast obejmują zarówno możliwości technologiczne (bazy wiedzy, działania badawczo-rozwojowe, zasoby techniczne), kapitał ludzki, motywacje wewnętrzne firmy, charakterystykę rynku, czynniki związane z lokalizacją i regionalne działania sieciowe. Istotną determinantą wdrożenia ekoinnowacji są czynniki technologiczne, w tym głównie wiedza technologiczna i infrastruktura techniczna, jaką dysponują przedsiębiorstwa, ale także dostępność najnowszych technologii dzięki uczestnictwu w sieciach wymiany wiedzy. Zdaniem Horbacha (2008) nawet niewielka poprawa zdolności technologicznych i tzw. kapitału wiedzy, dzięki prowadzonym pracom B + R, może istotnie wpłynąć na generowanie ekoinnowacji.

W literaturze przedmiotu podział i klasyfikacje determinant ekoinnowacji są bardzo zróżnicowane. Przykładowo Bernauer i in. (2006) dzielą czynniki determinujące ekoinnowacje na trzy grupy: (1) regulacyjne – kładące nacisk na kwestie związane z rygorami obecnych regulacji środowiskowych i zmianami przewidywanymi w przyszłości; (2) rynkowe – kładące nacisk na konkurencyjność i korzyści dla konsumenta oraz (3) wewnętrzne przedsiębiorstwa – z naciskiem na „zielone” zdolności, zdolność do innowacji w biznesie i wielkość przedsiębiorstw. Horbach (2008) natomiast wyodrębnia: (1) czynniki polityczno-instytucjonalne obejmujące politykę środowiskową, regulacje prawne, ale także sieci innowacji i możliwość przepływu informacji; (2) czyn-

[4] ang. *demand-pull*.

niki po stronie popytu, uwzględniające oczekiwania dotyczące popytu rynkowego, rozwój świadomości ekologicznej oraz preferencje dla przyjaznych środowisku, zrównoważonych produktów, (3) czynniki po stronie podaży obejmujące zdolności technologiczne (oparte na kapitale ludzkim i wiedzy) organizacji oraz problemy z wykorzystaniem wyników ekoinnowacji z uwagi na restrykcyjne struktury rynkowe (np. monopol), wielkość firmy i korzyści skali.

Polska Agencja Rozwoju Przedsiębiorczości (PARP, 2010) wskazuje natomiast cztery główne grupy czynników wpływających na tempo wdrażania ekoinnowacji: (1) czynniki podażowe – związane z trendami technologicznymi, (2) czynniki popytowe – związane z preferencjami konsumentów w zakresie przyjaznych dla środowiska metod produkcji lub produktów (konsumenci ekologiczni), (3) otoczenie regulacyjne (ustawodawstwo) oraz (4) czynniki specyficzne dla firmy – związane z branżą, wielkością firmy, polityką środowiskową, siłą finansową, udziałem w rynku.

Co istotne, wielu autorów nie kategoryzuje i nie grupuje czynników, a jedynie wymienia i opisuje te, które mają istotne znaczenie dla ekoinnowacyjności firmy, w zależności od kierunku prowadzonych analiz i uwarunkowań regionalnych. Dokonując przeglądu badań prowadzonych w warunkach polskich, można wskazać wiele czynników wspierających ekoinnowacje i bariery ekoinnowacji. Wnioski z wybranych badań przedstawiono w tabeli 2.

Tabela 2. Uwarunkowania prowadzenia działalności ekoinnowacyjnej w warunkach polskich w świetle wyników badań literaturowych

Autorzy	Zakres badań	Przedmiot badań	Główne wnioski
Fundacja (2010)	100 przedsiębiorstw z sektora MŚP, z różnych branż	brak rozróżnienia rodzajów ekoinnowacji	Najczęstszą przyczyną podejmowania działań proekologicznych jest chęć obniżenia kosztów (76%), poprawa wizerunku firmy (55%), modernizacja technologii (43%) oraz chęć poprawy pozycji rynkowej (39% ankietowanych). Brak środków finansowych (68% respondentów), wysokie koszty wdrożenia (61% respondentów) oraz trudności w znalezieniu partnerów do współpracy (21% respondentów), są głównymi czynnikami utrudniającymi wdrażanie ekoinnowacji w przedsiębiorstwach. 15% ankietowanych wskazało na niechęć do podejmowania ryzyka.
GUS (2010)	przedsiębiorstwa przemysłowe i usługowe	brak rozróżnienia rodzajów ekoinnowacji	Kluczowe znaczenie regulacji prawnych. Głównym powodem wprowadzenia ekoinnowacji są obowiązujące regulacje dotyczące środowiska (11,2% ogółu przedsiębiorstw przemysłowych i 6,2% usługowych), a także spodziewane w przyszłości regulacje dotyczące środowiska (odpowiednio 7,2% i 3,4%).
Wrzesiewski i Miller (2010), za: Urbaniec (2015)	b.d.	brak rozróżnienia rodzajów ekoinnowacji	Badanie zlecone przez Ministerstwo Środowiska, w ramach projektu GreenEvo – Akcelerator Technologii Ekologicznych. Główne bariery utrudniające rozwój sektora technologii ekologicznych w Polsce to nie tylko ograniczony dostęp do kapitału, ale także brak odpowiedniego wsparcia dla firm ze strony państwa, rozproszone działania i brak jednolitej platformy, na której informacje mogłyby być udostępniane. Barierami są także słabo rozwinięte sieci dystrybucji, brak wiedzy (głównie brak praktycznych informacji na temat wsparcia finansowego dla technologii środowiskowych i korzyści, jakie można osiągnąć dzięki ich wykorzystaniu). Barierę stanowi także biurokracja związana z pozyskiwaniem środków finansowych.
Eurobarometr (2011)[5], za: Ryszko (2014)	przedsiębiorstwa sektora MŚP Unii Europejskiej	brak rozróżnienia rodzajów ekoinnowacji	Główne determinanty wdrażania ekoinnowacji wskazywane przez przedsiębiorstwa z Polski: przewidywane podwyżki cen energii (54% wskazań jako bardzo ważny bodziec), dobrzy partnerzy biznesowi (43%), aktualne wysokie ceny energii (43%), aktualne wysokie ceny materiałów (42%). Mniejsze znaczenie ma utrzymanie lub zwiększenie udziału w rynku (35%), wzrost popytu na rynku zielonych produktów (33%), oczekiwane przyszłe regulacje (31%) oraz istniejące regulacje i standardy (26%). Podstawowe bariery wskazane przez podmioty z Polski to: brak środków finansowych w przedsiębiorstwie (38% wskazań jako bardzo poważna bariera), niepewny zwrot inwestycji w ekoinnowacje (37%), niepewny popyt na rynku (35%) i brak finansowania zewnętrznego (33%).
Triguero, Moreno-Mondéjar i Davia (2013)	4947 przedsiębiorstw z 27 krajów UE (w tym z Polski)	ekoinnowacje produktowe, procesowe i organizacyjne	Istotny wpływ istniejących (a jednocześnie brak wpływu oczekiwanych) regulacji prawnych na ekoinnowacje produktowe i organizacyjne. Brak wpływu instrumentów polityki środowiskowej (subsydia, ulgi podatkowe). Istotny wpływ zapotrzebowania konsumentów na generowanie wszystkich rodzajów ekoinnowacji. Pozytywny wpływ udziału w rynku jedynie na ekoinnowacje produktowe i organizacyjne. Istotny wpływ współpracy z sektorem B + R, pozyskiwania wiedzy i technologii ze źródeł zewnętrznych oraz wielkości przedsiębiorstwa, na wszystkie rodzaje ekoinnowacji. Wpływ oszczędności kosztów odnotowany jedynie dla ekoinnowacji procesowych.
Ryszko (2014)	300 polskich przedsiębiorstw produkcyjnych i usługowych	brak rozróżnienia rodzajów ekoinnowacji	Najważniejszymi motywacjami dla wdrażania ekoinnowacji są poprawa wizerunku firmy, redukcja kosztów operacyjnych oraz istniejące przepisy dotyczące ochrony środowiska. Główne bariery to niepewność zwrotu z nakładów poniesionych na inwestycje w ekoinnowacje lub zbyt długie okresy zwrotu, brak zewnętrznego finansowania i brak środków finansowych w przedsiębiorstwach.

[5] Eurobarometr (2011): Attitudes of European entrepreneurs towards eco-innovation. Analytical report, Flash Eurobarometer 315. Washington, The Gallup Organization.

Autorzy	Zakres badań	Przedmiot badań	Główne wnioski
Cichy i Szafraniec (2015)	22 polskie przedsiębiorstwa	brak rozróżnienia rodzajów ekoinnowacji	Kluczowy wpływ regulacji prawnych i mniej istotny – finansowych instrumentów polityki środowiskowej (możliwości dofinansowania). Istotny wpływ świadomości ekologicznej członków kadry zarządzającej i ich pozytywnego nastawienia do wdrażania ekoinnowacji. Znaczący wpływ systemów zarządzania środowiskowego i mniej istotny – czynników rynkowych (presji konsumentów, oczekiwań dostawców i kooperantów, w tym najmniej istotny wpływ działań konkurentów) na generowanie ekoinnowacji.
Zuzek (2015)	150 polskich przedsiębiorstw	brak rozróżnienia rodzajów ekoinnowacji	Istotny pozytywny wpływ instrumentów polityki środowiskowej (ulgi podatkowe i dopłaty do produkcji ekologicznej), ograniczenia kosztów działalności i świadomości ekologicznej członków kadry zarządzającej na generowanie i wdrażanie ekoinnowacji. Mniej znaczący wpływ regulacji prawnych.
Wielewska (2019)	108 polskich przedsiębiorstw agrobiznesu	brak rozróżnienia rodzajów ekoinnowacji	Istotny wpływ regulacji prawnych, czynników rynkowych (wzrost udziału w rynku) oraz zasobów ludzkich (dostępność wykwalifikowanej kadry) oraz zdolności organizacyjnych na generowanie ekoinnowacji. Znaczący negatywny wpływ niewystarczających zasobów finansowych i wysokich kosztów opracowywania ekoinnowacji. Niewielki negatywny wpływ braku świadomości ekologicznej kadry zarządzającej (brak wiedzy lub brak przekonania co do słuszności generowania ekoinnowacji).
Markowska (2021)	96 przedsiębiorstw z sektora MŚP	brak rozróżnienia rodzajów ekoinnowacji	Bardzo istotny wpływ regulacji prawnych. Zauważalna przez respondentów większa trudność w sprostaniu wymogom wynikającym z przepisów krajowych niż zagranicznych. Istotny pozytywny wpływ świadomości ekologicznej menedżerów, nieco mniej istotny wpływ konsumentów końcowych i systemu komunikacji w firmie.
Świadek, Gorączkowska i Godzisz (2022)	ponad 3000 polskich przedsiębiorstw przemysłowych i z sektora ICT	brak rozróżnienia rodzajów koinnowacji	W zależności od sektora występuje zróżnicowanie istotności badanych czynników wpływających na generowanie ekoinnowacji. W sektorze ICT kluczową rolę odgrywa możliwość pozyskiwania wiedzy ze źródeł zewnętrznych, takich jak czasopisma branżowe, konkurenci i klienci oraz współpraca z dostawcami. Jednakże współpraca z konkurentami nie wykazuje wpływu na generowanie ekoinnowacji w tym sektorze. W sektorze przemysłowym widoczny duży wpływ ma pozyskiwanie wiedzy i technologii ze źródeł zewnętrznych, takich jak stowarzyszenia naukowo-techniczne i instytucje naukowe. Prowadzenie działalności badawczo-rozwojowej w samym przedsiębiorstwie ma mniejsze znaczenie. Pozyskiwanie wiedzy od konkurentów wykazuje negatywny wpływ na generowanie ekoinnowacji w tym sektorze. W obu sektorach istotny wpływ mają czynniki związane z obniżeniem kosztów i poprawą jakości produktów. Regulacje prawne mają również wpływ na generowanie ekoinnowacji, choć w mniejszym stopniu.

Z przedstawionej w tabeli 2 analizy literatury wynika, że najczęściej badanymi i zauważanymi uwarunkowaniami prowadzenia działalności ekoinnowacyjnej w polskich przedsiębiorstwach są: czynniki polityczno-prawne obejmujące zarówno regulacje prawne (GUS, 2010; Triguero, Moreno-Mondéjar i Davia, 2013; Ryszko, 2014; Cichy i Szafraniec, 2015; Wielewska, 2019; Markowska, 2021), jak i instrumenty finansowe (Wrzesiewski i Miller, 2010; Eurobarometr, 2011; Zuzek, 2015); czynniki rynkowe, w tym wpływ konsumentów i konkurentów oraz zmieniające się warunki współpracy (Fundacja, 2010; Eurobarometr, 2011; Wielewska, 2019; Markowska, 2021); czynniki technologiczne, obejmujące także dostęp do najnowszej wiedzy (Wrzesiewski i Miller, 2010; Świadek, Gorączkowska i Godzisz, 2022) oraz czynniki wewnętrzne, w tym kapitał ludzki i zdolności przedsiębiorstwa (Wielewska, 2019), zasoby finansowe przedsiębiorstwa (Zuzek, 2015; Wielewska, 2019; Świadek, Gorączkowska i Godzisz, 2022), wizerunek/marka przedsiębiorstwa (Fundacja, 2010; Ryszko, 2014) oraz świadomość ekologiczna kadry zarządzającej (Cichy i Szafraniec, 2015; Zuzek, 2015; Markowska, 2021).

4. PODSUMOWANIE

Rozważania teoretyczne i przegląd badań empirycznych prowadzonych w polskich przedsiębiorstwach potwierdziły różnorodność uwarunkowań generowania i wprowadzania ekoinnowacji, a także wskazały na występujące zarówno motywacje, jak i bariery tego procesu.

Z przeprowadzonych analiz wynika, że najważniejszymi czynnikami mającymi wpływ na wprowadzanie ekoinnowacji są czynniki polityczno-prawne, w tym obowiązujące regulacje ochrony środowiska. Ciekawym wnioskiem jest znacznie niżej oceniany wpływ instrumentów ekonomicznych polityki środowiskowej niż wpływ regulacji prawnych, ze względu na to, że wykorzystanie instrumentów ekonomicznych polityki środowiskowej i dostępność zewnętrznych źródeł finansowania stanowi możliwość przeciwdziałania barierom finansowym (Burzyńska i Hajdys, 2021), które są często wskazywane jako kluczowa bariera dla działalności ekoinnowacyjnej w warunkach polskich (Wrzesiewski i Miller, 2010; Zuzek, 2015; Wielewska, 2019; Świadek, Gorączkowska i Godzisz, 2022). Można także zauważyć wzrastający wpływ czynników rynkowych, co jest ściśle związane ze wzrostem świadomości ekologicznej społeczeństwa i pośrednio ze zwiększaniem restrykcyjności wspominanych wcześniej regulacji prawnych. Zaobserwowano także zmianę tego trendu w czasie. Przykładowo Ryszko (2014) zaobserwował, że większość badanych przedsiębiorstw nie dostrzega szans rynkowych na opracowywanie i wdrażanie ekoinnowacji. Natomiast badania przeprowadzane przez Wielewską (2019) wskazały, że czynniki rynkowe stanowiły istotną determinantę/przesłankę wprowadzania ekoinnowacji w badanych

przedsiębiorstwach. Zaobserwowano także, że silną determinantą działalności ekoinnowacyjnej przedsiębiorstwa jest świadomość ekologiczna kadry zarządzającej (Cichy i Szafraniec, 2015; Markowska, 2021).

Istotnym wnioskiem płynącym z badań jest także znaczne zróżnicowanie znaczenia zewnętrznych czynników technologicznych (w tym bliskości i dostępności technologii poza firmą i możliwości wymiany wiedzy). Czynnik ten, jako szczególnie istotny dla wdrażania ekoinnowacji wskazywany jest w niektórych branżach, np. w sektorze ICT (Świadek, Gorączkowska i Godzisz, 2022), podczas gdy wśród MŚP wdrażających technologie dla ochrony środowiska, jedynie 30,21% respondentów wskazywało czynniki technologiczne jako istotną determinantę (Markowska, 2021), co wyraźnie sugeruje potrzebę zwiększenia świadomości przedsiębiorców dotyczącej istniejących możliwości wymiany wiedzy, poprawy efektywności istniejących sieci oraz wyników regionalnej infrastruktury badań i innowacji, a także jej wykorzystania w biznesie. Konieczność zmian w tym zakresie jest istotna, bowiem brak wiedzy, wcześniejszych doświadczeń innowacyjnych i dostępności do nowoczesnych technologii, w połączeniu z relatywnie niewielkim kapitałem, jakim dysponują MŚP, przekłada się na niskie zainteresowanie wprowadzaniem innowacji ekologicznych w Polsce, których jest wciąż znacznie mniej niż wynosi średnia europejska (Woźniak i Woźniak, 2020).

LITERATURA

Araszkiewicz K. (2012): Innowacje ekologiczne a konkurencyjność gospodarki regionu. Rozprawa doktorska (online). Poznań, Uniwersytet Ekonomiczny w Poznaniu. http://www.wbc.poznan.pl/Content/226563/PDF/Rozprawa_K.Araszkiewicz_Ekoinnowacje_05.04.2012_v.1.10.pdf (dostęp: 2.04.2022).

Bałazińska M., Markowska M., Blaut A., Głodniok M. (2020): Life cycle assessment of eco-innovative organo-mineral granulated fertilizer's production technology. Rocznik Ochrona Środowiska, T. 22(1), 561-588.

Bartoszczuk P. (2015): Bariery ekoinnowacji w przedsiębiorstwach. Studia i Prace Wydziału Nauk Ekonomicznych i Zarządzania Uniwersytetu Szczecińskiego, T. 2(42), 125-136.

Bartoszczuk P. (2016): Ekoinnowacje w gospodarce wodnej. Gospodarka w Praktyce i Teorii, T. 44(3), 7-18.

Bernauer T., Engels S., Kammerer D, Seijas J. (2006): Explaining Green Innovation: Ten Years after Porter's Win-win Proposition: How to Study the Effects of Regulation on Corporate Environmental Innovation? (online). Zurich, Center for Comparative and International Studies. http://hdl.handle.net/20.500.11850/149879 (dostęp: 13.01.2023).

Białoń L. (2012): Problemy ekoinnowacji. Postępy Techniki Przetwórstwa Spożywczego, nr 1, 127-133.

Bień J., Jędrzejczyk W., Kucęba R. (2020): Ekoinnowacyjne potrzeby przedsiębiorstw z sektora MSP a potencjał sieci ekoinnowacji Ecolabnet. Przegląd Organizacji, nr 3, 12-18.

Burzyńska D., Hajdys D. (2021): Determinanty i źródła finansowania ekoinnowacji w polskich przedsiębiorstwach. Acta Universitatis Lodziensis. Folia Oeconomica, nr 1(352), 63-86.

Carrillo-Hermosilla J., del Río P., Könnölä T. (2010): Diversity of Eco-innovations: Reflections from Selected Case Studies. Journal of Cleaner Production, Vol. 18(10-11), 1073-1083.

Cheng C. C., Shiu E. C. (2012): Validation of a Proposed Instrument for Measuring Eco-innovation: An Implementation Perspective. Technovation, Vol. 32(6), 329-344.

Cichy M. J., Szafraniec M. (2015): Ekoinnowacyjność przedsiębiorstw czystszej produkcji w Polsce. Część 1: Ogólne aspekty ekoinnowacyjności. Zeszyty Naukowe. Organizacja i Zarządzanie/Po-litechnika Śląska, Vol. 77, 19-37.

de Jesus A., Lammi M., Domenech T., Vanhuyse F., Mendonça S. (2021): Eco-innovation Diver-sity in a Circular Economy: Towards Circular Innovation Studies. Sustainability, Vol. 13(19), 10974.

del Río P. (2009): The Empirical Analysis of the Determinants for Environmental Technological Change: A Research Agenda. Ecological Economics, Vol. 68(3), 861-878.

del Río P., Carrillo-Hermosilla J., Könnölä T. (2010): Policy Strategies to Promote Eco-innovation. Journal of Industrial Ecology, Vol. 14(4), 541-557.

del Río P., Peñasco C. i Romero-Jordán D. (2016): What Drives Eco-innovators? A Critical Review of the Empirical Literature Based On Econometric Methods. Journal of Cleaner Production, Vol. 112, 2158-2170.

EIO (2010): Methodological Report. Eco-Innovation Observatory. http://www.chamberofecocommerce.com/images/EIO_Methodological_Report_2010.pdf (dostęp: 12.03.2021).

EIO (2012): The Eco-Innovation Gap: An economic opportunity for business. Eco-Innovation Observatory. Funded by the European Commission. Brussels, DG Environment.

Fundacja (2010): Problemy oddziaływania małych i średnich przedsiębiorstw na środowisko. Warszawa, Fundacja Partnerstwo dla Środowiska.

Fussler C., James, P. (1996): Driving Eco-innovation: A Breakthrough Discipline for Innovation and Sustainability. London, Pitman Publishing.

Ghisetti C., Pontoni F. (2015): Investigating Policy and R&D Effects on Environmental Innovation: A Meta-analysis. Ecological Economics, Vol. 118, 57-66.

GUS (2010): Działalność innowacyjna przedsiębiorstw w latach 2006–2009. Warszawa, Główny Urząd Statystyczny.

GUS (2020): Podręcznik Oslo 2018: zalecenia dotyczące pozyskiwania, prezentowania i wykorzystywania danych z zakresu innowacji: pomiar działalności naukowo-technicznej i innowacyjnej. Wyd. 4. Warszawa, Główny Urząd Statystyczny.

Hamerla A., Markowska M., Zdebik D. (2015): Aspekty techniczne nowoczesnej gospodarki wodami opadowymi z przykładami rozwiązań. W: L. Trząski (Red.), Przestrzenny i środowiskowy wymiar zrównoważonego rozwoju terenów zurbanizowanych (s. 134-145). Katowice, Główny Instytut Górnictwa.

Hellström T. (2007): Dimensions of Environmentally Sustainable Innovation: The Structure of Eco-innovation Concepts. Sustainable Development, Vol. 15(3), 148-159.

Horbach J. (2008): Determinants of Environmental Innovation: New Evidence from German Panel Data Sources. Research Policy, Vol. 37(1), 163-173.

Jasiński A. H. (1997): Innowacje i polityka innowacyjna. Białystok, Wydawnictwo Uniwersytetu w Białymstoku.

Kaźmierczak-Piwko L. (2012): Determinanty działalności ekoinnowacyjnej przedsiębiorstw. Zarządzanie i Finanse, T. 10(1-2), 533-543.

Kemp R., Arundel A., Miedzinski M., Rammer C., Tapia C., Barbieri N., Türkeli S., Bassi A., Massimiliano M., Chapman D., Diaz Lopez F. J., Mcdowall W. (2019): Maastricht Manual on Measuring Eco-innovation for a Green Economy (online). https://www.inno4sd.net/uploads/originals/1/inno4sd-pub-mgd-02-2019-fnl-maastrich-manual-ecoinnovation.pdf (dostęp: 16.03.2021).

Kemp R., Pearson P. (2008): Final Report MEI Project about Measuring Eco-innovation (online). https://www.oecd.org/env/consumption-innovation/43960830.pdf (dostęp: 9.07.2021).

Kesidou E., Demirel P. (2012): On the Drivers of Eco-innovations: Empirical Evidence from the UK. Research Policy, Vol. 41(5), 862-870.

Kiani Mavi R., Saen R. F., Goh M. (2019): Joint Analysis of Eco-efficiency and Eco-innovation with Common Weights in Two-stage Network DEA: A Big Data Approach. Technological Forecasting and Social Change, Vol. 144, 553-562.

Lewandowska M. S. (2020): Eco-innovation and International Competitiveness of Enterprises Results for European Union Member States. Comparative Economic Research. Central and Eastern Europe, Vol. 23(1), 37-54.

Little A. D. (2005): Innovation High Ground: How Leading Companies Are Using Sustainability-driven Innovation To Win Tomorrow's Customers (online). https://www.adlittle.com/sites/default/files/viewpoints/ADL_Innovation_High_Ground_report_03.pdf (dostęp: 26.09.2021).

Markowska M. (2021): Determinants of Eco-innovations – Preliminary Findings from SME Sector in Silesian Voivodeship. Zeszyty Naukowe. Organizacja i Zarządzanie/Politechnika Śląska, Vol. 154, 171-189.

Matejun M. (2009): Zarządzanie innowacjami ekologicznymi we współczesnym przedsiębiorstwie. W: M. Matejun i R. Grądzki (Red.), Rozwój zrównoważony – zarządzanie innowacjami ekologicznymi (s. 19-31). Łódź, Wydawnictwo Media Press.

OECD (2008): Sustainable Manufacturing and Eco-innovation: First Steps in Building a Common Analytical Framework. Paris, Organization for Economic Co-operation and Development.

OECD/Eurostat (2008): Podręcznik Oslo: pomiar działalności naukowej i technicznej: zasady gromadzenia i interpretacji danych dotyczących innowacji. Wyd. 3. Warszawa, Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego, Departament Strategii i Rozwoju Nauki.

Paraschiv D., Nemoianu E., Langă C., Szabó T. (2012): Eco-innovation, Responsible Leadership and Organizational Change for Corporate Sustainability. Amfiteatru Economic, Vol. 14(32), 404-419.

Park Y. S. (2004): A Study on the Determinants of Environmental Innovation in Korean Energy In-tensive Industry. International Review of Public Administration, Vol. 9(2), 89-101.

PARP (2010): Przeprowadzenie badań rynku wybranych usług wspierających rozwój przedsiębiorczości i innowacyjności w Polsce „Ochrona środowiska i ekoinnowacje". Raport końcowy (online). Warszawa, Polska Agencja Rozwoju Przedsiębiorczości. https://www.parp.gov.pl/storage/publications/pdf/raport_19_07.pdf (dostęp: 1.12.2022).

Peng X., Liu Y. (2016): Behind Eco-innovation: Managerial Environmental Awareness and External Resource Acquisition. Journal of Cleaner Production, Vol. 139, 347-360.

Pichlak M. (2012): Uwarunkowania innowacyjności organizacji: studium teoretyczne i wyniki badań empirycznych. Warszawa, Difin.

PRT (2019): Program Rozwoju Technologii Województwa Śląskiego na lata 2019–2030. Katowice, Urząd Marszałkowski Województwa Śląskiego.

Prystrom J. (2013): Innowacje ekologiczne a ochrona środowiska wobec wyzwań XXI wieku na przykładzie strategii Unii Europejskiej. Ekonomia i Środowisko, T. 1(44), 81-90.

Przychodzeń J. (2014): Sustainable Oriented Innovations (SOI) – innowacje dla trwałego rozwoju. Zarządzanie Przedsiębiorstwem, T. 17(4), 34-41.

Reid A., Miedzinski M. (2008): Eco-innovation: Final Report for Sectoral Innovation Watch. Brighton, Technopolis Group.

Rennings K. (1998): Towards a Theory and Policy of Eco-innovation – Neoclassical and (Co-) Evolutionary Perspectives. Mannheim, Zentrum für Europäische Wirtschaftsforschung (ZEW).

Ryszko A. (2014): Motywacje i bariery działalności ekoinnowacyjnej przedsiębiorstw w Polsce. Modern Management Review, T. 19(21), 127-138.

Schiederig T., Tietze F., Herstatt C. (2012): Green Innovation in Technology and Innovation Management: An Exploratory Literature Review. R&D Management, Vol. 42(2), 180-192.

Smol M., Kulczycka J., Avdiushchenko A. (2017): Circular economy indicators in relation to eco-innovation in European regions. Clean Technologies and Environmental Policy, Vol. 19, 669-678.

Strebel H., (1979): Innovation und Ihre Organisation in der Mittelständischen Industrie - Ergebnisse einer empirischen Untersuchung, Berlin.

Sun L., Miao C., Yang L. (2017): Ecological-economic Efficiency Evaluation of Green Technology Innovation in Strategic Emerging Industries Based on Entropy Weighted TOPSIS Method. Ecological Indicators, Vol. 73, 554-558.

Szpor A., Śniegocki A. (2012): Ekoinnowacje w Polsce: stan obecny, bariery rozwoju i możliwości wsparcia (online). Warszawa, Instytut Badań Strukturalnych. https://ibs.org.pl/publications/ekoinnowacje-w-polsce-stan-obecny-bariery-rozwoju-i-mozliwosci-wsparcia-2/ (dostęp: 19.05.2022).

Świadek A., Gorączkowska J., Godzisz, K. (2022): Conditions Driving Eco-innovation in a Catching-Up Country: ICT vs. Industry in Poland. Energies, Vol. 15(15), 5318.

Triguero A., Moreno-Mondéjar L., Davia M. A. (2013): Drivers of Different Types of Eco-innovation in European SMEs. Ecological Economics, Vol. 92, 25-33.

Tutaj J. (2019): Innowacje – próba pomiaru. W: Z. Malara i J. Tutaj (Red.), Innowacje a dobrostan społeczeństwa, gospodarki i przedsiębiorstw: próba pomiaru (s. 11-25). Wrocław, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej.

Urbaniec M. (2015): Towards Sustainable Development through Eco-innovations: Drivers and Barriers in Poland. Economics & Sociology, Vol. 8(4), 179-190.

Węgrzyn G. (2013): Ekoinnowacje w Polsce na tle krajów Unii Europejskiej. Ekonomia i Środowisko, T. 3(46), 138-148.

Wielewska I. (2013): Ecological Investment Projects in the Scope of Activity of Agribusiness Enterprises – Selected Issues. Roczniki Naukowe Stowarzyszenia Ekonomistów Rolnictwa i Agrobiznesu, T. 15(3), 373-377.

Woźniak L. (2010) Możliwe kierunki rozwoju ekoinnowacyjności – poziom globalny, wspólnotowy i kraju. W: L. Woźniak, J. Strojny, E. Wojnicka (Red.), Ekoinnowacyjność dziś i jutro, wyzwania, bariery rozwoju oraz instrumenty wsparcia. Warszawa, Polska Agencja Rozwoju Przedsiębiorczości.

Woźniak L., Kanabrocka A., Hejduk M., Red. (2013). Ekoinnowacje w Polsce. Kielce, Izba Gospodarcza „Grono Targowe Kielce".

Woźniak L., Woźniak M. (2010): Wdrożenie orientacji ekoinnowacyjnej w małej i średniej firmie – wnioski i rekomendacje. W: L. Woźniak, J. Strojny, E. Wojnicka (Red.), Ekoinnowacje w praktyce funkcjonowania MSP (s. 171-187). Warszawa, Polska Agencja Rozwoju Przedsiębiorczości.

Wrzesiewski i Miller (2010): Rynek polskich technologii środowiskowych, raport przygotowany przez firmę Wrzesiewski & Miler s.c. na zlecenie Ministerstwa Środowiska w ramach projektu GeenEvo.

Wysocki J. (2021): Innovative Green Initiatives in the Manufacturing SME Sector in Poland. Sustainability, Vol. 13(4), 2386.

Xavier A., Reyes T., Aoussat A., Luiz L., Souza L. (2020): Eco-innovation Maturity Model: A Framework to Support the Evolution of Eco-innovation Integration in Companies. Sustainability, Vol. 12(9), 3773.

Zuzek D. K. (2015): Determinanty rozwoju ekoinnowacji w sektorze MSP na przykładzie województwa małopolskiego. Roczniki Naukowe Stowarzyszenia Ekonomistów Rolnictwa i Agrobiznesu, R. 17(1), 240-244.

Izabela Ratman-Kłosińska, Agnieszka Paszewska

Modele zastosowania systemu weryfikacji technologii środowiskowych ETV dla zwiększenia absorbcji rynkowej zielonych innowacji

Izabela Ratman-Kłosińska, Agnieszka Paszewska
Instytut Ekologii Terenów Uprzemysłowionych

Modele zastosowania systemu weryfikacji technologii środowiskowych ETV dla zwiększenia absorbcji rynkowej zielonych innowacji

1. WPROWADZENIE

Rosnąca wśród społeczeństwa i biznesu różnych krajów Europy troska o stan środowiska, znajdująca wsparcie w prowadzonej polityce i regulacjach prawnych, kształtuje zasady konkurencji na rynku, dając przewagę firmom, które działają w sposób ekologiczny lub oferują ekologiczne technologie, produkty i usługi. Konieczność zmiany obecnego sposobu produkcji i konsumpcji tak, aby zmniejszyć wpływ gospodarki na środowisko i efektywniej korzystać z zasobów, napędza popyt na zielone innowacje. Wartość globalnego rynku zielonych technologii wyceniana jest obecnie na 10,32 mld USD, a prognozowany wzrost ma wynieść 74,64 mld USD w 2030 r. (Allied Market Research, 2021). W Europie dynamiczny rozwój rynku ekoinnowacji wynika z zasad zrównoważonej transformacji, zawartych w Europejskim Zielonym Ładzie (KE, 2019). Na ten rozwój mają również wpływ nowe wyzwania stawiane w obszarze innowacji, takie jak: tworzenie dla gospodarki mechanizmów adaptacyjnych do zmian klimatu, zapewnianie zdekarbonizowanego miksu energetycznego dla złagodzenia skutków zmian klimatu, rozwój modeli biznesowych i łańcuchów wartości o obiegu zamkniętym czy zeroemisyjne i zeroodpadowe procesy przemysłowe. Efektem ubocznym rosnącego popytu na zielone rozwiązania jest nasilające się zjawisko, tzw. greenwashingu. Polega ono na składaniu bezpodstawnych deklaracji, że produkty lub działalność firmy są przyjazne środowisku lub mają korzystny wpływ na środowisko. W przypadku wyrobów konsumenckich zjawisku temu ma zapobiec dyrektywa w sprawie oświadczeń środowiskowych (KE, 2023), natomiast w przypadku przedsiębiorstw i projektów – unijna zielona taksonomia (KE, 2020b). Określa ona warunki prowadzenia działalności gospodarczej, których spełnienie pozwala na zakwalifikowanie jej do gospodarki zrównoważonej środowiskowo. W tym kontekście jawi się wyraźna potrzeba rozwoju, promocji i wdrażania dobrowolnych instrumentów zapewniających rzetelne źródło informacji o zielonych innowacjach. Takim narzędziem jest system ETV (ang. *Environmental Technology Verification*), który zapewnia twórcom i dostawcom technologii możliwość potwierdzenia skuteczności działania ich innowacji oraz uzyskiwanych korzyści ekologicznych, w drodze przeprowadzonego przez niezależną stronę trzecią, procesu weryfikacji. Zarówno nabywcy technologii, jak i organy kontrolne i decyzyjne oraz ogólnie rozumiani interesariusze, zyskują dostęp do wiarygodnych danych technologii (EU ETV, 2022).

W 2012 r. Komisja Europejska uruchomiła system ETV w postaci pilotażowego programu ETV UE (KE, 2011)[6]. Procedury i wymagania dla programu określono w Ogólnym Protokole Weryfikacji ETV UE (KE, 2018a). Program ten, mimo potwierdzonej przydatności do eliminowania barier związanych z wdrażaniem ekoinnowacji (KE, 2018b, 2020a) zakończono w 2022 r., głównie z powodu niedostatecznej rozpoznawalności rynkowej tego narzędzia i brakiem zachęt do weryfikowania i wdrażania zweryfikowanych technologii (LIFEproETV, 2021). Należy podkreślić, że zakończenie programu ETV UE w żaden sposób nie wyklucza możliwości stosowania systemu ETV, gdyż system istnieje niezależnie, a program jest jedynie jednym z modeli jego wykorzystywania, co przedstawiono w dalszej części rozdziału.

2. GŁÓWNE BARIERY WDRAŻANIA EKOINNOWACJI

Szybkie i skuteczne wprowadzenie na rynek nowej technologii środowiskowej jest znacznie większym wyzwaniem dla jej twórców i dostawców niż w przypadku innych innowacji. Typowe przeszkody dla wdrażania innowacji w relacji B2B (ang. *business-to-business*), mogą być powodowane przez ryzyko i niepewność związaną z rozpoznawaniem rzeczywistych potrzeb rynkowych na wczesnym etapie rozwoju innowacji (Luoma, Paasi i Nordlund, 2008), konieczność pokonania luki między tzw. innowatorami – entuzjastami nowego rozwiązania, a tzw. wczesnymi adaptatorami i wczesną większością (Gwarda-Gruszczyńska, 2017) oraz kwestie ekonomiczne. W przypadku nowych technologii środowiskowych, dodatkową, poważną barierą dla skutecznego wprowadzenia jej na rynek jest charakter działalności prowadzonej przez jej odbiorców i uwarunkowania prawne (Nygaard i Hansen, 2015). Przedsiębiorstwa, których działalność prowadzona jest w obszarze ściśle regulowanym przepisami prawnymi, mają większe ograniczenia we wdrażaniu nowych technologii środowiskowych niż firmy działające na zasadach rynkowych (Jakobsen i Clausen, 2014). Jest to szczególnie istotne w przypadku zielonych innowacji mających zastosowanie w takich sektorach, jak: gospodarka wodno-ściekowa, gospodarka odpadami i sektor energetyczny (w tym OZE) oraz w instalacjach, dla których wymagane są pozwolenia zintegrowane lub w przypadku, gdy potencjalnymi użytkownikami są firmy podlegające raportowaniu ESG, zgodnie z unijną dyrektywą CSRD (KE, 2020b). Dla tych grup odbiorców istotne we wdrażaniu innowacji są standardy, zapewnianie jakości i zgodności nowych rozwiązań z wymogami prawnymi, a także uwiarygodniona informacja na temat parametrów działania technologii, potwierdzająca jej bardziej korzystny lub mniej negatywy wpływ na środowisko. Rozwiązaniem w takim przypadku może być normalizacja (ESO, 2010), obejmująca zarówno same rozwiązanie, jak

[6] Należy zaznaczyć, że nastąpiło to przed przyjęciem normy ISO 14034, ujednolicającej na poziomie globalnym procedury ETV. Natomiast procedury stosowane w pilotażowym programie ETV UE zostały wykorzystane do opracowania tej normy, a następnie do niej dostosowane.

i sposób dostarczania i komunikowania informacji o jego działaniu i efektach środowiskowych (KE, 2021). Dlatego weryfikacja technologii środowiskowych – ETV, jako system działający w oparciu o znormalizowane procedury i ramy zapewnienia jakości i rzetelności, wykazuje duży potencjał w zakresie wspierania wdrażania zielonych innowacji.

3. WERYFIKACJA TECHNOLOGII ŚRODOWISKOWYCH – ETV

3.1. ETV – ogólna charakterystyka

ETV działa w oparciu o ujednolicone i rozpoznawalne na rynku światowym i europejskim podejście do samego procesu weryfikacji technologii środowiskowych i zapewniania jego jakości, rzetelności i bezstronności. Proces i procedury weryfikacji określa norma techniczna „ISO 14034: Environmental management – Environmental technology verification (ETV)" (ISO, 2016). Standard ten w 2019 r. został przyjęty jako norma europejska (PN-EN ISO, 2019). Natomiast jakość, rzetelność i bezstronność procesu ETV zapewnia akredytacja weryfikatorów (jednostek weryfikujących) na zgodność z wymaganiami normy PN-EN ISO/IEC 17020 dla jednostki inspekcyjnej typu A (PN-EN ISO/IEC, 2012) oraz sposób wytworzenia danych z badań dla potrzeb weryfikacji, zgodnie z wymaganiami normy ISO/IEC 17025 (ISO/IEC, 2017). W odróżnieniu od systemów certyfikacji opartych na predefiniowanych kryteriach i metodach oceny, ETV umożliwia dobór parametrów do weryfikacji tak, aby w pełni pokazać właściwości techniczne i ekologiczne rozwiązań innowacyjnych. Dotyczy to w szczególności tych technologii, które wykazują efekt działania skuteczniejszy niż przewidują to regulacje prawne lub gdy nie da się go wykazać przy pomocy istniejących norm lub standardowych systemów oceny zgodności. Elastyczność ta pozwala na zmaksymalizowanie przydatności wyników oraz realizację procesu w oparciu o dialog prowadzony między wnioskodawcą, jednostką weryfikującą a stronami zainteresowanymi. Punktem wyjścia jest deklaracja efektu działania przedstawiana przez wnioskodawcę, natomiast podstawą do jej weryfikacji są dane z badań technologii, uzyskane w kontrolowanych warunkach zapewniania jakości. Norma ISO 14034 jest neutralna technologicznie, tzn. nie odnosi się do specyficznego rodzaju technologii. Wprowadza jednak definicję technologii środowiskowej, która może być przedmiotem weryfikacji, rozumianej jako produkt, proces lub usługa, która skutkuje uzyskaniem środowiskowej wartości dodanej, lub która służy do pomiarów parametrów wskazujących wpływ na środowisko. Przez środowiskową wartość dodaną należy rozumieć bardziej korzystny lub mniej szkodliwy wpływ na środowisko technologii w porównaniu do odpowiedniej technologii alternatywnej, czyli technologii stosowanej obecnie w sytuacji podobnej do technologii środowiskowej, której efekt działania ma być weryfikowany. W praktyce oznacza to, że

przedmiotem weryfikacji mogą być zarówno technologie zaprojektowane w celu ograniczenia wpływu na środowisko (technologie usuwania i ograniczania emisji zanieczyszczeń, odzysku surowców, produkcji energii ze źródeł odnawialnych, nowe materiały na bazie surowców wtórnych, czystsze procesy i produkty itp.), jak również urządzenia pomiarowe pozwalające na badanie wpływów na środowisko (np. urządzenia do monitoringu jakości powietrza, wody, gleby). Warunkiem zgłoszenia technologii do weryfikacji jest odpowiedni poziom gotowości rynkowej. Rozwiązanie zgłaszane do weryfikacji powinno być identyczne z technologią wprowadzaną na rynek, powinno pracować w sposób stabilny w rzeczywistych, ustalonych warunkach eksploatacji i uzyskiwać określony, udokumentowany, efekt działania[7].

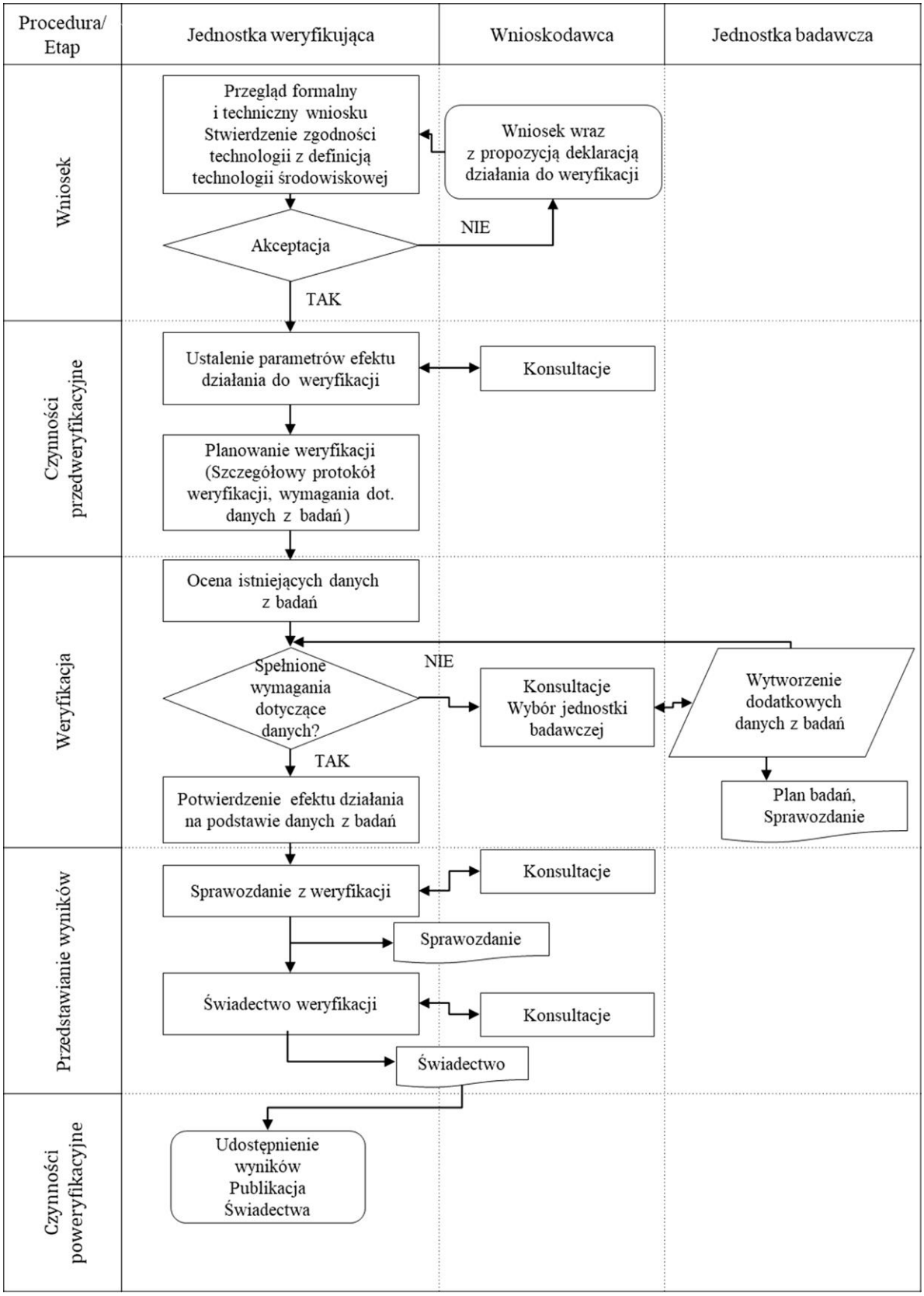
Produktami końcowymi procesu weryfikacji są sprawozdanie i świadectwo weryfikacji, zawierające zestawienie zweryfikowanych parametrów działania wraz z ich wartościami liczbowymi. Forma dostarczania informacji o technologii w postaci dokumentu o charakterze certyfikatu wydawanego przez niezależny podmiot, jest zrozumiała i preferowana zarówno przez dostawców, jak i nabywców technologii[8].

3.2. Proces weryfikacji

Zgodnie z normą PN-EN ISO (2019) proces weryfikacji składa się z pięciu etapów odpowiadających procedurom określonym w normie. W procesie bierze udział wnioskodawca, jednostka weryfikująca i jednostka badawcza (rys. 1).

We wniosku o ETV wnioskodawca przedstawia opis technologii, jej cel, zakres oraz warunki stosowania. Określa matrycę, dla której technologia ma zastosowanie i przedstawia informacje na temat oddziaływania technologii na środowisko (tj. emisji zanieczyszczeń do środowiska, produkcji odpadów, w tym szkodliwych, zużycia zasobów, energii wody itp.) w porównaniu do odpowiedniego alternatywnego rozwiązania w ujęciu cyklu życia technologii. Wskazuje etapy cyklu życia i ich wpływ, pozytywny i negatywny, na środowisko, w odniesieniu do technologii obecnie stosowanych. W oparciu o posiadane dane na temat działania technologii, wnioskodawca przedstawia deklarację efektów działania do weryfikacji w postaci specyfikacji technicznej zawierającej parametry wraz z uzyskanymi ich wartościami liczbowymi. W trakcie analizy wniosku jednostka weryfikująca ocenia przede wszystkim zgodność technologii z definicją technologii środowiskowej (tj. wykazanie środowiskowej wartości dodanej jako warunku dopuszczającego do procesu) i stopień dojrzałości rynkowej rozwiązania, a także uzgadnia z wnioskodawcą wstępną deklarację

[7] Przyjmuje się, że minimalnym poziomem gotowości rynkowej technologii zgłaszanej do weryfikacji jest TRL7.
[8] Ustalono, w oparciu o badana ankietowe przeprowadzone w ramach projektu www.LIFEproETV.eu na grupie 521 podmiotów, potencjalnych dostawców i nabywców technologii środowiskowych z Polski, Hiszpanii, Francji, Słowenii, Włoch i Węgier.



Rys. 1. Schemat przebiegu procesu weryfikacji według normy ISO 14034 Zarządzanie środowiskowe. Weryfikacja technologii środowiskowych (ETV) (PN-EN ISO, 2019)

działania technologii do weryfikacji. Deklaracja ta stanowi punkt wyjścia do działań przedweryfikacyjnych. Obejmują one szczegółowe określenie wymagań i zaplanowanie działań dotyczących weryfikacji uzgodnionej deklaracji działania technologii. W porozumieniu z wnioskodawcą jednostka weryfikująca opracowuje plan weryfikacji technologii (tzw. szczegółowy protokół weryfikacji) wraz z jego kluczowym elementem, tzw. projektem badań. Określa on wymagania dotyczące sposobu i metod uzyskiwania danych do zweryfikowania zadeklarowanego efektu działania, przy czym preferowane są znormalizowane metody pomiarowe lub analityczne. Po uzgodnieniu szczegółowego protokołu, jednostka weryfikująca przystępuje do etapu weryfikacji. Ocenia istniejące dane z badań technologii uzyskane przed zgłoszeniem technologii do weryfikacji, jeśli zostały dostarczone przez wnioskodawcę. Eksperci oceniają, czy istniejące dane są adekwatne, istotne z punktu widzenia weryfikowanych parametrów oraz wystarczające, aby potwierdzić deklarację działania technologii. Sprawdza się również czy posiadane dane z badań spełniają wymagania zapewnienia jakości zgodnie z normą ISO/IEC 17025. Jeżeli dane nie spełniają wymagań uzgodnionych w szczegółowym protokole weryfikacji, lub gdy ich brak, wnioskodawca kieruje technologię do badań przez niezależną jednostkę badawczą. Badania te przebiegają w oparciu o uzgodniony z jednostką weryfikującą plan badań, a ich wyniki przedstawione są w sprawozdaniu z badań. Wyniki z badań podlegają ocenie przez jednostkę weryfikującą, która na ich podstawie potwierdza efekt działania technologii lub stwierdza jego rzeczywiste wartości oraz przedstawia je w sprawozdaniu z weryfikacji i świadectwie weryfikacji, które w ramach działań poweryfikacyjnych jest udostępniane w domenie publicznej.

4. MODELE FUNKCJONOWANIA ETV

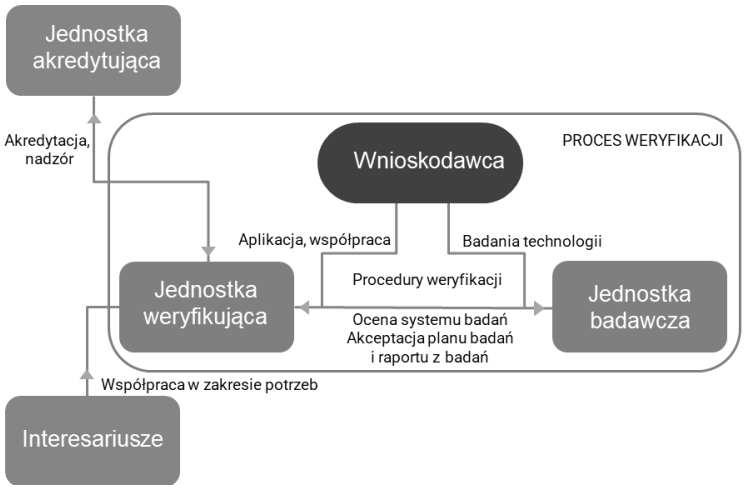
4.1. Ramy systemu ETV

ETV może funkcjonować jako niezależny system na zasadach rynkowych lub w postaci programu. Zastosowanie normy ISO 14034, określającej zasady, procedury i wymagania dotyczące weryfikacji technologii środowiskowych, zapewnia ujednolicone podejście do prowadzenia ETV na poziomie międzynarodowym, w przypadku obydwu modeli. Należy jednak zaznaczyć, że norma ISO 14034 nie obejmuje oceny zgodności jednostek weryfikujących lub badawczych, a jedynie wskazuje na normy PN-EN ISO/IEC 17020 i ISO/IEC 17025 jako dokumenty, w powiązaniu z którymi należy ją stosować. Oznacza to, że dla zagwarantowania uznawalności i rozpoznawalności rezultatów ETV, w przypadku każdego z modeli funkcjonowania ETV, należy zapewnić, że jednostki weryfikujące spełniają wymagania normy PN-EN ISO/IEC 17020 dla

jednostki inspekcyjnej typu A, np. w drodze akredytacji przez jednostkę akredytującą[9], a wyniki badań stosowane do weryfikacji efektów działania, są wytwarzane przez system badań, zgodnie z wymaganiami normy ISO/IEC 17025, np. w oparciu o akredytowane laboratoria. I tak w rozumieniu normy PN-EN ISO/IEC 17020, system ETV, działający na zasadach rynkowych, należy rozumieć jako system inspekcji, natomiast program ETV jako program inspekcji. W obydwu przedstawionych modelach funkcjonowania ETV przyjęto, że system jest narzędziem dobrowolnym. Wiąże się to z określonymi uwarunkowaniami determinującymi sukces zastosowania takiego systemu, związanymi przede wszystkim z rozpoznawalnością i akceptacją na rynku, z którymi nie ma problemu w przypadku stosowania systemów certyfikacji usankcjonowanych prawnie.

4.2. Model rynkowy zastosowania ETV

Model wykorzystania systemu ETV jako narzędzia o charakterze rynkowym angażuje cztery rodzaje podmiotów: jednostkę weryfikującą, wnioskodawców, jednostki badawcze, jednostkę akredytującą (rys. 2).



Rys. 2. Model rynkowy zastosowania ETV: podmioty procesu i ich powiązania

W modelu rynkowym ETV obszary technologiczne, wchodzące w zakres akredytacji jednostki weryfikującej, nie są narzucone odgórnie i wynikają z potrzeb nabywców i użytkowników. Oznacza to, że, znając potrzeby rynku, jednostka weryfikująca może ubiegać się o akredytację na prowadzenie weryfikacji konkretnych rodzajów rozwiązań. Aby umożliwić taką akredytację, jednostka akredytująca musi stworzyć odpowiedni system akredytacji.

Warunkiem i siłą napędową funkcjonowania przedstawionego powyżej modelu ETV jest zapotrzebowanie rynku na dostęp do obiektywnej i rzetelnej informacji dostarczanej przez stronę

[9] Mowa tu o krajowych jednostkach akredytujących, spełniających wymagania normy ISO/IEC 17011 i posiadających status sygnatariusza wielostronnego porozumienia w zakresie jednostek inspekcyjnych w odniesieniu do normy ISO/IEC 17020. W UE jednostki te powoływane są w ramach prawodawstwa danego kraju członkowskiego na podstawie rozporządzenia (WE) nr 765/2008.

trzecią o nowych technologiach środowiskowych w relacjach B2B, która potwierdza w sposób wiarygodny skuteczność, innowacyjność i ekologiczność rozwiązania. W takiej formule ETV funkcjonuje obecnie w USA i Kanadzie. Potrzeba taka może być skutecznie stymulowana wzrastającym zainteresowaniem nabywców i użytkowników innowacyjnymi technologiami, spełniającymi określone wymagania, o udokumentowanej skuteczności i efektach ekologicznych, wynikającym z coraz bardziej restrykcyjnych przepisów środowiskowych oraz budowaniem konkurencyjności w oparciu o efektywność środowiskową swojej działalności lub całego łańcucha dostaw. Informacja o parametrach efektu działania technologii środowiskowej w konkretnych warunkach aplikacji ma szereg zastosowań. Może być przydatna do: wykazania zgodności z wymaganiami najlepszych dostępnych technik (BAT), uzyskania pozwoleń środowiskowych lub porównania funkcjonalności i parametrów technicznych innowacyjnego materiału opartego, np. na surowcach wtórnych lub biokomponentach w odniesieniu do materiału opartego na surowcach pierwotnych. Może mieć też zastosowanie przy wdrażaniu zielonej taksonomii w celu wykazania, że inwestycja lub działalność gospodarcza jest zrównoważona środowiskowo, tzn. zgodna z taksonomią i spełniająca wymagania techniczne kwalifikacji (np. jako udokumentowanie wkładu w realizację danego celu środowiskowego[10] określonego w taksonomii lub dowód spełnienia minimalnego wymogu, który należy osiągnąć, aby uniknąć poważnej szkody środowiskowej).

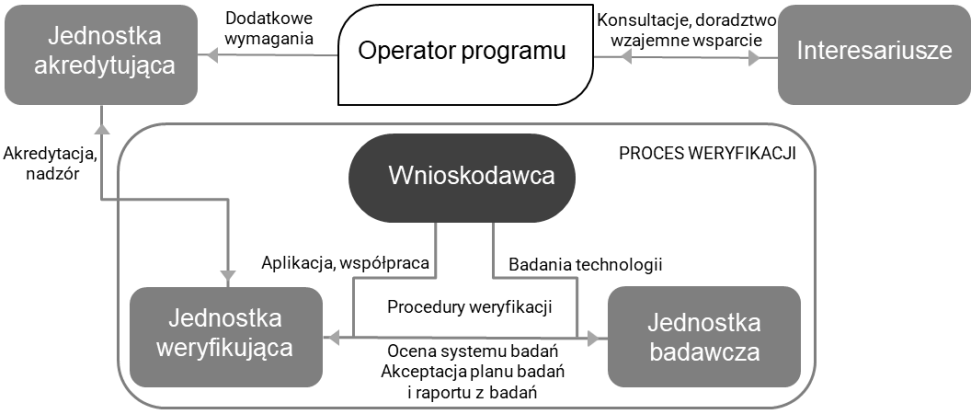
Sukces modelu rynkowego ETV jest uzależniony przede wszystkim od świadomości, wiedzy i umiejętności nabywców oraz użytkowników technologii, związanych z wykorzystaniem ETV, stopnia rozpoznawalności i uznawania świadectw, sprawozdań z weryfikacji dokonanych przez innych interesariuszy, np. organy decyzyjne i kontrolne, a także prywatny i publiczny sektor finansowy. Przeszkodą może być natomiast wysoki koszt weryfikacji[11]. Dotyczy to w szczególności MŚP i start-upów, szczególnie, jeśli nie są dostępne dotacje, w ramach których wytwórcy i dostawcy innowacji mogą uzyskać dofinansowanie na certyfikację i/lub badania technologii przez niezależne podmioty. Innym parametrem determinującym sukces ETV w opisanym modelu jest konkurencja ze strony innych dobrowolnych systemów certyfikacji, szczególnie tych o ugruntowanej pozycji rynkowej. Koszty wdrożenia i utrzymania modelu rynkowego ETV obejmują przede wszystkim koszty uzyskania akredytacji i jej utrzymania (audyty w nadzorze) ponoszone na rzecz jednostki weryfikującej oraz koszty jednostki akredytującej związane ze stworzeniem i utrzymaniem systemu akredytacji.

[10] Cele te obejmują: łagodzenie zmian klimatu, adaptację do zmian klimatu, zrównoważone wykorzystywanie i ochronę zasobów wodnych i morskich, przejście na gospodarkę o obiegu zamkniętym, zapobieganie zanieczyszczeniu i jego kontrolę; ochronę i odbudowę bioróżnorodności i ekosystemów.

[11] Koszt weryfikacji zależy w dużej mierze od rodzaju technologii, parametrów do weryfikacji i wymaganego zakresu badań, kształtując się w przedziale od 100 do nawet 200 tys. złotych.

4.3. ETV jako program

Model wykorzystania systemu ETV jako podstawy do stworzenia programu, wymaga bardziej rozbudowanego ekosystemu niż w przypadku modelu rynkowego. Poza jednostką weryfikującą, wnioskodawcami, jednostkami badawczymi, jednostką akredytującą, konieczny jest też operator programu oraz współpraca z szerokim gronem interesariuszy (rys. 3).



Rys. 3. Model zastosowania ETV jako programu: podmioty procesu i ich powiązania

ETV może stanowić podstawę programu prowadzonego przez agendę rządową lub operatora prywatnego. Model ETV jako program agendy rządowej ma szczególne zastosowanie, gdy wspiera wdrażanie zielonych innowacji koniecznych dla osiągnięcia celów środowiskowych wynikających z polityki unijnej lub krajowej dotyczącej np. gospodarki cyrkularnej, transformacji energetycznej, przeciwdziałania i kontroli zanieczyszczeń, innowacyjności lub zazieleniania przedsiębiorstw. W ten sposób system ETV funkcjonuje w Japonii i Korei Południowej. Operatorem programu jest zazwyczaj agenda rządowa (ministerstwo, agencja ds. środowiska itp.). Skuteczność takiego programu, jako akceleratora zielonych innowacji, determinuje tworzenie wzajemnie wspierających się ram stymulujących zainteresowanie weryfikacjami po stronie dostawców technologii, nabywców oraz innych interesariuszy. Innym czynnikiem wpływającym na skuteczność programu jest jego ścisłe powiązanie z narzędziami stymulującymi rozwój innowacyjnych technologii oraz popyt na nie i umożliwiającymi ich wdrażanie na szczeblu krajowym lub międzynarodowym.

Po stronie popytowej mogą to być zielone zamówienia publiczne pod warunkiem zapewnienia uznawalności i rozpoznawalności świadectw weryfikacji, jako jednej z możliwości wykazania zgodności z przedmiotem zamówienia. Innym narzędziem sprzężonym z ETV mogą być publiczne zamówienia na innowacje. Procedura ETV, w tym wymagania dotyczące wytworzenia danych z badań dotyczących efektów działania innowacji, może stanowić ogólne ramy, które należy przyjąć w dokumentacji przetargowej w celu określenia metody stosowanej do oceny ofert, a także weryfikacji realizacji umowy na poszczególnych etapach zamówienia.

Świadectwa weryfikacji, jako świadectwa inspekcji, wydawane przez jednostki akredytowane potwierdzające parametry efektu działania technologii i jej ograniczony negatywny wpływ na środowisko, powinny być także uznawane przy uzyskiwaniu pozwoleń środowiskowych lub staraniu się o dofinansowanie do projektów wspierających zakup zielonych technologii lub inwestycyjnych, np. w sektorze OZE, wodno-ściekowym lub gospodarki odpadami. Po stronie podażowej, w połączeniu z istniejącymi instrumentami fiskalnymi (np. ulga podatkowa dla przedsiębiorstw na działania B + R + I), ETV mógłby być wykorzystywany jako narzędzie wsparcia zarówno dla tworzenia, jak i wdrażania zielonych innowacji, które z powodzeniem mogą konkurować na rynku. Jako koszt kwalifikowany w programach dotacyjnych finansujących badania i innowacje, ukierunkowanych na wytwarzanie zielonych innowacji (np. projekty demonstracyjne) mógłby natomiast skutecznie poprawić efekt rynkowy środków publicznych zainwestowanych w badania. Dawałby bowiem możliwość uwiarygodnienia przez stronę trzecią skuteczności technologii gotowych do wejścia na rynek, a jednocześnie twórcom tych rozwiązań zapewniałby finansowanie całego procesu lub niezależnych badań. Podmioty finansujące zielone innowacje, dzięki ETV, mogą skutecznie ocenić zgodność uzyskanych efektów technicznych i ekologicznych z celami zakładanymi we wniosku projektowym. Program ETV, prowadzony przez agendę rządową danego kraju, pozwala na opracowanie bazy danych innowacyjnych zielonych technologii, które będą wiarygodne i będą mogły być promowane na rynku europejskim i światowym jako oferta konkurencyjna.

W przypadku programu ETV prowadzonego przez operatora prywatnego, operatorem jest podmiot niezależny (np. organizacja przedsiębiorców lub organizacja branżowa, izba gospodarcza, zrzeszenie jednostek certyfikujących, podmiot gospodarczy itp.). Jako program prywatny ETV może się sprawdzić jako system ułatwiający transakcje z innymi podmiotami w łańcuchu dostaw, jako potwierdzenie wzajemnie ustalonych wymagań lub benchmarking technologii względem tych wymagań. Program taki może się w szczególności sprawdzić w przypadku, gdy dany sektor lub grupa dużych podmiotów gospodarczych wypracowały odpowiednie formuły współpracy ze środowiskiem B + R tworzącym innowacje dla ich potrzeb, np. europejskie platformy technologiczne, klastry itp. Program ETV może wówczas stanowić narzędzie służące przyspieszaniu komercjalizacji innowacji wśród współpracujących jednostek (tzw. wcześni adaptatorzy), a także na zewnątrz (tzw. wczesna większość) (LIFEproETV, 2021).

W uzgodnieniu z interesariuszami program ETV może narzucać dodatkowe wymagania wykraczające poza normę ISO 14034. Mogą one dotyczyć wskazania obszarów lub rodzajów technologii środowiskowych (np. w połączeniu z Krajowymi Inteligentnymi Specjalizacjami), sposobu naboru technologii (np. w drodze konkursu i wstępnej kwalifikacji powiązanej z dofinansowa-

niem do weryfikacji). W ramach programu, we współpracy z nabywcami i użytkownikami technologii, operator może także uszczegółowić wymagania dotyczące badań nowych technologii (np. okres i warunki testowania, metody badań określonych parametrów), a nawet opracować protokoły badań nowych rozwiązań, ze wskazaniem kluczowych parametrów i ich minimalnych, oczekiwanych osiągów [np. program VERA (2008), w którym w zakresie testowania i weryfikacji technologii środowiskowych w sektorze rolnym, uczestniczą Dania, Holandia i Flandria]. Koszty wdrożenia i utrzymania programu ETV, poza kosztami podobnymi jak do modelu rynkowego, obejmują dodatkowo koszty operatora, których wysokość będzie zależeć od zakresu i celów programu. Koszty te mogą też obejmować wydatki związane z opracowaniem dokumentacji programu, współpracą z ekspertami i interesariuszami oraz promocją programu.

5. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Weryfikacja przez stronę trzecią deklaracji działania innowacyjnych technologii środowiskowych to obiektywna i wiarygodna informacja o nowych rozwiązaniach technicznych. Ma ona wiele zastosowań wynikających bezpośrednio z potrzeb i problemów ekologicznych prywatnych i publicznych podmiotów gospodarczych, a także wyzwań wynikających z polityki klimatycznej, innowacyjnej i środowiskowej oraz wprowadzanych lub planowanych regulacji prawnych. ETV, działając w oparciu o znormalizowane procedury, uznawane na rynku UE oraz globalne ramy zapewniania jakości i rzetelności, jest systemem dostarczającym takiej informacji, który może funkcjonować w postaci dwóch modeli: modelu rynkowego lub jako program. W każdym z modeli efektywność wykorzystania potencjału oferowanego przez ETV jest sterowana przez wiele czynników, takich jak: dostępność usługi weryfikacji (dofinansowanie, infrastruktura), powiązanie ETV z polityką i regulacjami dotyczącymi środowiska, klimatu i innowacji, zapewnienie przewagi konkurencyjnej zweryfikowanym technologiom (np. w zamówieniach publicznych), powiązanie ETV z zachętami finansowymi, które są częścią ram wsparcia innowacji dla MŚP lub startupów obejmujących zarówno finansowanie prywatne, jak i publiczne, w szczególności przeznaczone na komercjalizację wczesnych produktów rynkowych o cechach innowacyjnych. Główną przeszkodą ograniczającą obecnie wykorzystanie ETV jest niska świadomość dostawców, nabywców, użytkowników technologii, a także interesariuszy, dotycząca tego narzędzia, która w połączeniu z brakiem wiedzy i umiejętności w stosowaniu, nie pozwala w pełni z niego korzystać, mimo potencjału, jaki ono posiada. Dzięki popularyzacji wiedzy o ETV system ten powinien spotkać się z zainteresowaniem uczestników rynku technologii środowiskowych.

Rozdział powstał na podstawie analiz i studiów przeprowadzonych w ramach projektu LIFEproETV (2020), współfinansowanego ze środków Programu LIFE UE, Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej oraz Ministerstwa Rolnictwa Węgier.

LITERATURA

Allied Market Research (2021): Green Technology and Sustainability Market by Technology. Global Opportunity Analysis and Industry Forecast, 2021–2030. https://www.alliedmarketresearch.com/green-technology-and-sustainability-market-A06033 (dostęp: 13.06.2023).

ESO (2010): Standardization supporting innovation and growth. European Standardization Organizations. Belgium, ESO.

EU ETV (2022): EU Environmental Technology Verification (ETV). https://green-business.ec.europa.eu/eu-environmental-technology-verification_en (dostep: 15.06.2023).

Gwarda-Gruszczyńska E. (2017): Dyfuzja innowacji – następstwo komercjalizacji nowych technologii, Organizacja i Kierowanie, nr 2, 383-396.

ISO (2016): ISO 14034:2016. Environmental management. Environmental technology verification (ETV).

ISO/IEC (2017) ISO/IEC 17025:2017. General requirements for the competence of testing and calibration laboratories.

Jakobsen S., Clausen T. (2014): Comparing the Innovation Process in Environmental and Non-Environmental Firms: A Look at Barriers to Innovation, DRUID Society Conference. Copenhagen, 16–18 June 2014 (s. 1-25). Copenhagen, Copenhagen Business School.

KE (2011): Commission Staff Working Paper. The Environmental Technology Verification (ETV) initiative Helping Eco-Innovations to reach the Market. SEC/2011/1600 final.

KE (2018a): Environmental Technology Verification pilot programme, Version 1.3. Luxembourg, Publications Office of the European Union.

KE (2018b): Support Study for the Evaluation of the EU ETV Pilot Programme including an Ex-ante assessment of possible options for the future of an EU ETV scheme. Luxembourg, Publications Office of the European Union. https://circabc.europa.eu/ui/group/cd5138da-9303-4dec-b82c-bb29409ecdbd/library/f7307334-5a35-4d39-b53d-5819dc201ba3/details (dostęp: 15.06.2023).

KE (2019): Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady Europejskiej, Rady, Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów. Europejski Zielony Ład. COM(2019) 640 final.

KE (2020a): Commission Staff Working Document: Executive Summary of The Evaluation of the EU pilot programme on Environmental Technology Verification (ETV). SWD(2020) 244 final.

KE (2020b): Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2020/852 z dnia 18 czerwca 2020 r. w sprawie ustanowienia ram ułatwiających zrównoważone inwestycje, zmieniające rozporządzenie (UE) 2019/2088. L 198/13.

KE (2021): Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 21.04.2021 zmieniająca dyrektywę 2013/34/UE, dyrektywę 2004/109/WE, dyrektywę 2006/43/WE oraz rozporządzenie (UE) nr 537/2014 w odniesieniu do sprawozdawczości przedsiębiorstw w zakresie zrównoważonego rozwoju, COM/2021/189 final.

KE (2023): Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady w sprawie uzasadniania wyraźnych oświadczeń środowiskowych i informowania o nich (dyrektywa w sprawie oświadczeń środowiskowych), 21.04.2023 r. Procedure 2023/0085/COD.

LIFEproETV (2020): Program LIFEproETV http://www.lifeproetv.eu (dostęp: 15.06.2023).

LIFEproETV (2021): Report on the potential for EU market acceptance and recognition opportunities for ETV. PART II: Boosting the ETV potential for market acceptance and recognition. https://lifeproetv.eu/wp-content/uploads/2022/03/A.2.1-FINAL-Part-II-Report-on-potential-for-EU-market-acceptance-and-recognition.pdf (dostęp: 15.06.2023).

Luoma T., Paasi J., Nordlund H. (2008): Managing Commercialisation Risks in Innovation Development: Linking Front End and Commercialisation. W: K. R. E. Huizingh, M. Torkkeli, S. Conn, I. Bitran (Red.), Proceedings of the XIX ISPIM Annual Conference: Open Innovation: Creating Products and Services through Collaboration Interna-

tional Society for Professional Innovation Management ISPIM. Tours, France, 15–18 June 2008 (s. 1-12). Trondheim, International Society for Professional Innovation Management.

Nygaard I., Hansen U. E. (2015): Overcoming Barriers to the Transfer and Diffusion of Climate Technologies 2nd Ed. Copenhagen, UNEP DTU Partnership.

PN-EN ISO (2019): PN-EN ISO 14034:2019-01. Zarządzanie środowiskowe. Weryfikacja technologii środowiskowych (ETV).

PN-EN ISO/IEC (2012): PN-EN ISO/IEC 17020:2012. Ocena zgodności. Wymagania dotyczące działania różnych rodzajów jednostek przeprowadzających inspekcję.

VERA (2008): Verification of Environmental Technologies for Agricultural Production. https://www.vera-verification.eu/ (dostęp: 15.06.2023).

Regionalna Strategia Innowacji

SO RIS Sieć Obserwatoriów

SO RIS Sieć Obserwatoriów ŚRODOWISKO

Dane adresowe

Główny Instytut Górnictwa
Obserwatorium Technologie dla Ochrony Środowiska
Plac Gwarków 1
40-166 Katowice

www.gig.eu

Fundusze Europejskie Program Regionalny

Rzeczpospolita Polska

Śląskie.

Unia Europejska Europejski Fundusz Rozwoju Regionalnego