



INNOWACYJNA ZIELONA GOSPODARKA

Część 7

Innowacje i wyzwania w inżynierii środowiska
wobec współczesnych zagrożeń ekologicznych

Praca zbiorowa pod redakcją
Beaty Kończak

Główny Instytut Górnictwa –
Państwowy Instytut Badawczy
Katowice 2025



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

Recenzent
prof. dr hab. inż. Wiktoria Sobczyk

Redakcja wydawnicza
Małgorzata Kuśmirek-Zegadło

Korekta
Agnieszka Góralczyk
Kamil Filipowicz

Skład, łamanie
Krzysztof Gralikowski

ISBN 978-83-65503-35-0 (całość)
ISBN 978-83-65503-73-2 (Cz. 7)

© Copyright by Główny Instytut Górnictwa – Państwowy Instytut Badawczy, Katowice 2025.
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 – Państwowy Instytut Badawczy, 2025. Ark. wyd. 10,8.





AUTORZY

Adrian Barasiński – Politechnika Częstochowska – Wydział Elektryczny

Małgorzata Białowas – Główny Instytut Górnictwa – Państwowy Instytut Badawczy – Zakład Ochrony Wód

Magdalena Biela – Uniwersytet Śląski – Instytut Biologii, Biotechnologii i Ochrony Środowiska; Zakład Zieleni Miejskiej w Katowicach

Beata Bień – Politechnika Częstochowska – Wydział Infrastruktury i Środowiska

Anna Borgulat – Główny Instytut Górnictwa – Państwowy Instytut Badawczy – Zakład Ochrony Wód

Grzegorz Cema – Politechnika Śląska – Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki

Kornelia Gudyś – Uniwersytet Śląski – Instytut Biologii, Biotechnologii i Ochrony Środowiska

Hanna Jaroszek – Sieć Badawcza Łukasiewicz – Instytut Metali Nieżelaznych

Edyta Kądziaława – Politechnika Częstochowska – Wydział Infrastruktury i Środowiska

Paweł Liszaj – Politechnika Częstochowska – Wydział Infrastruktury i Środowiska

Magdalena Nowak – Politechnika Częstochowska – Wydział Infrastruktury i Środowiska

Edyta Sierka – Uniwersytet Śląski – Instytut Biologii, Biotechnologii i Ochrony Środowiska

Daria Sławczyk – Politechnika Częstochowska – Wydział Infrastruktury i Środowiska

Ewa Strzelecka-Jastrząb – Instytut Ekologii Terenów Uprzemysłowionych – Zakład Badań i Rozwoju

Aleksa Warzecha – Główny Instytut Górnictwa – Państwowy Instytut Badawczy – Zakład Ochrony Wód

Piotr Zawadzki – Główny Instytut Górnictwa – Państwowy Instytut Badawczy – Zakład Ochrony Wód

Paweł Zawartka – Główny Instytut Górnictwa – Państwowy Instytut Badawczy – Zakład Ochrony Wód

Sebastian Żabczyński – Politechnika Śląska – Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki

Patrycja Żesławska – Politechnika Częstochowska – Wydział Infrastruktury i Środowiska



Spis treści

Przedmowa	5
Piotr Zawadzki	
Produkcja zielonego wodoru ze ścieków komunalnych oczyszczonych w procesie elektrolizy	8
Grzegorz Cema, Sebastian Żabczyński	
Zastosowanie procesu biometanacji do uszlachetniania biogazu	24
Daria Sławczyk, Beata Bień	
Znaczenie temperatury w technologii biogazowej – od obróbki wstępnej do zagospodarowania pofermentu	37
Aleksa Warzecha	
Przegląd postępu technologicznego w produkcji energii odnawialnej.....	49
Hanna Jaroszek	
Hybrydowe i zintegrowane układy membranowe jako narzędzie gospodarki cyrkularnej w przemyśle	63
Małgorzata Białowas, Paweł Zawartka	
„Nowe zanieczyszczenia” nowymi wyzwaniami dla gospodarki wodno-ściekowej	75
Edyta Sierka, Kornelia Gudyś, Magdalena Biela	
Potencjał różnorodności <i>novel ecosystems</i> dla tworzenia zielonej infrastruktury miast	92
Anna Borgulat, Ewa Strzelecka-Jastrząb	
Zastosowanie rozwiązań opartych na naturze we współczesnej gospodarce wodno-ściekowej.....	106
Magdalena Nowak	
Wpływ działalności wydobywczej na rzeki w Polsce: analiza zanieczyszczeń i przygotowanie próbki syntetycznej wody rzecznej do bezpiecznych badań laboratoryjnych	115
Patrycja Żesławska	
Metody redukcji emisji odorów powstających w rolnictwie – analiza ich efektywności w kontekście zrównoważonego rozwoju	135
Edyta Kądziaława	
Trwałość biologiczna materiałów polimerowych a ich wpływ na środowisko	147
Paweł Liszaj, Adrian Barasiński	
Ryzyko środowiskowe składowania zużytych akumulatorów litowo-jonowych i strategię ograniczania ich wpływu na ekosystem	158
Podsumowanie	170





Przedmowa

Monografia pt. „Innowacyjna Zielona Gospodarka Cz. 7: Innowacje i wyzwania w inżynierii środowiska wobec współczesnych zagrożeń ekologicznych” stanowi szerokie, interdyscyplinarne ujęcie problemów XXI w. zarówno z perspektywy technologii środowiskowych, nowoczesnej energetyki, inżynierii wodno-ściekowej, jak i badań nad zanieczyszczeniami i mikrozanieczyszczeniami oraz rozwiązaniami opartymi na naturze.

Autorzy poszczególnych rozdziałów podejmują wieloaspektowe analizy bieżących problemów i trendów rozwojowych. Z obszaru technologii materiałowych omówiono zagadnienia związane z trwałością biologiczną polimerów oraz rolą biocydów w ich projektowaniu, zwracając uwagę zarówno na funkcjonalność materiałów, jak i ich wpływ na środowisko. Z obszaru gospodarki cyrkularnej rozpatrywano rosnący potencjał wdrażania hybrydowych i zintegrowanych układów membranowych w procesach zaawansowanego odzysku surowców z odpadów oraz problem obciążania środowiska odpadami.

Monografia zawiera także rozdziały dotyczące przyszłości energetyki opartej na odnawialnych źródłach oraz możliwości odzysku zasobów, w tym wody, energii i biogenów ze źródeł komunalnych. Ciekawym zagadnieniem jest analiza możliwości produkcji zielonego wodoru z oczyszczonych ścieków komunalnych, wskazująca na przełomowy kierunek rozwoju technologii odzysku wody i integracji procesów gospodarki wodno-ściekowej z inżynierią energetyczną. Wodór, jak opisują autorzy monografii, może być wykorzystany w procesie biometanizacji dla podnoszenia jakości biogazu, co wzmacnia potencjał energetyki rozproszonej i gospodarki o obiegu zamkniętym.

W monografii poświęcono także miejsce problematyce obecności nowych zanieczyszczeń i mikrozanieczyszczeń w wodach, zwracając uwagę na skalę wyzwań regulacyjnych, jak i potrzebę rozwoju innowacyjnych, biotechnologicznych metod usuwania mikrozanieczyszczeń, w tym farmaceutyków czy mikroplastiku.

Ważnym tematem poruszonym w monografii jest zastosowanie rozwiązań opartych na naturze jako elementów zielonej infrastruktury miejskiej. Autorzy zwrócili uwagę, że w obliczu zmian klimatycznych i rosnącej urbanizacji najbardziej innowacyjne i trwałe rozwiązania coraz częściej wykorzystują potencjał procesów ekologicznych, naturalne mechanizmy retencji, filtrację czy regulację mikroklimatu.





Istotnym uzupełnieniem prezentowanych zagadnień są rozdziały poświęcone oddziaływaniu działalności wydobywczej na ekosystem rzeki. Po raz pierwszy przedstawiono koncepcję syntetycznych wód rzecznych jako narzędzia do monitorowania stanu rzek, do bezpiecznej oceny toksyczności i prognozowania jakości wód powierzchniowych, co ma szczególne znaczenie dla terenów narażonych na wpływ przemysłu wydobywczego.

Monografia zawiera również analizy ryzyka środowiskowego związanego z magazynowaniem zużytych akumulatorów litowo-jonowych oraz przedstawia emisję odorów w rolnictwie, a także technologie ich redukcji w kontekście zrównoważonego rozwoju i minimalizacji oddziaływania na lokalne społeczności i środowisko.

Publikacja kierowana jest do badaczy, praktyków branży ochrony środowiska, studentów kierunków inżynierskich oraz decydentów poszukujących rzetelnych informacji i inspiracji do wdrażania technologii wspierających transformację w kierunku gospodarki niskoemisyjnej i cyrkularnej. Powstała w ramach cyklicznych konferencji naukowych, których celem jest integracja środowiska badawczego i wymiana aktualnej wiedzy z obszaru nowoczesnych technologii środowiskowych.

Beata Kończak





Publikacja jest rezultatem projektu „PPO WSL 2030. Utworzenie Regionalnego Obserwatorium Innowacji” współfinansowanego przez Unię Europejską ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w ramach Programu Fundusze Europejskie dla Śląskiego 2021–2027 – Priorytet: FESL.01.00 Fundusze Europejskie na inteligentny rozwój, Działanie: FESL.01.03 Ekosystem RIS.



Piotr Zawadzki

Główny Instytut Górnictwa – Państwowy Instytut Badawczy, Zakład Ochrony Wód

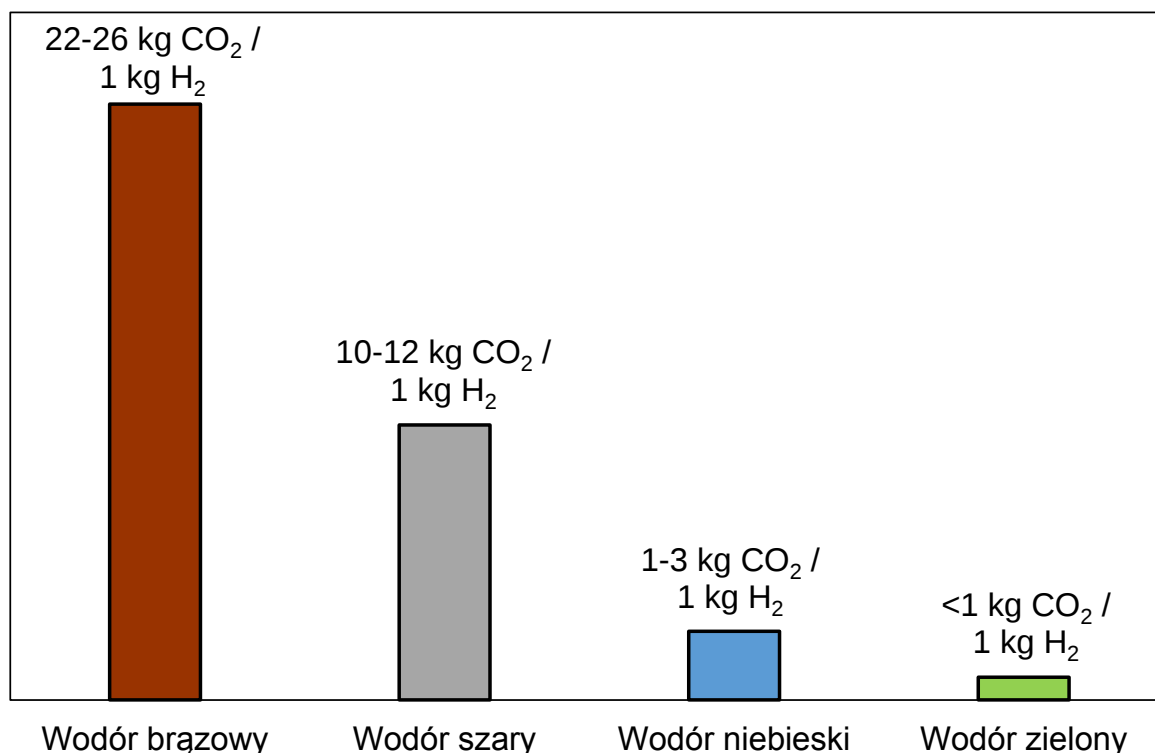
1. Produkcja zielonego wodoru ze ścieków komunalnych oczyszczonych w procesie elektrolizy

1.1. WPROWADZENIE

Elektroliza wody jest postrzegana jako źródło zielonego wodoru, a w Unii Europejskiej jest uznana za siłę napędową zielonej transformacji Europy i jeden z głównych warunków osiągnięcia, zapisanej w *Zielonym Ładzie*, neutralności klimatycznej do 2050 r. Elektroliza jest uwzględniana w strategiach wodorowych praktycznie wszystkich krajów Unii Europejskiej, a głównym dokumentem jest *Strategia w zakresie wodoru na rzecz Europy neutralnej dla klimatu* (KE, 2020). W Polsce w 2021 r. przyjęto *Polską strategię wodorową* (MKiŚ, 2021).

Obecnie 95–96% całego produkowanego wodoru pochodzi z paliw kopalnych (Hossain Bhuiyan i Siddique, 2025), a taki wodór nazywany jest szarym wodorem. Rysunek 1.1 przedstawia emisyjność typowych odmian wodoru, wyrażoną w kilogramach wyprodukowanego dwutlenku węgla (CO_2) na jeden kilogram wyprodukowanego wodoru (H_2). W przypadku szarego wodoru może to być ponad 10 kg CO_2 . Alternatywą jest produkcja tzw. zielonego wodoru, oparta na procesie elektrolizy wody (Algburi i in., 2025). Emisja CO_2 pochodząca z procesu elektrolizy zasilanej odnawialnymi źródłami energii może być ponaddwunastokrotnie niższa w porównaniu do emisji z szarego wodoru i około pięciokrotnie niższa w porównaniu do niebieskiego wodoru, czyli produkcji wodoru z wychwytywaniem CO_2 (Sakthimurugan, 2025). Warunkiem otrzymania zielonego wodoru jest wykorzystanie w procesie elektrolizy odnawialnego źródła energii (np. pochodzącej z farmy fotowoltaicznej lub wiatrowej). Rozpatrując kierunki rozwoju technologii w kontekście produkcji wodoru, do perspektywicznych kierunków można również zaliczyć fermentację beztlenową (Parra i in., 2025), zgazowanie biomasy (Gubin i in., 2024), metody fotobiologiczne (Gupta i in., 2024). W sektorze komunalnym potencjał wykazuje zgazowanie biomasy, odzysk wodoru z biogazu wytworzonego w procesie beztlenowej przeróbki osadów ściekowych oraz elektroliza.





Rys. 1.1. Emisyjność wybranych metod produkcji wodoru

Elektroliza wody jest kierunkiem najbardziej perspektywnym i w przyszłości będzie najbardziej wspieraną metodą produkcji wodoru w Unii Europejskiej (Shiva Kumar i Lim, 2022). Wodór wyprodukowany w układach zasilanych energią elektryczną ze źródeł odnawialnych określany jest jako zielony wodór. Niskie koszty energii słonecznej i wiatrowej oraz udoskonalenia technologiczne obniżają koszty jego produkcji (Maka i Mehmood, 2024). Przewiduje się, że do 2030 r. będzie możliwa redukcja kosztów pozyskiwania zielonego wodoru mniej więcej o 50% (Martínez de León, Ríos i Brey, 2023). Koszt produkcji wodoru zależy od zastosowanej skali, sprzętu i substratów procesu. Im większa wydajność urządzeń, tym niższe koszty inwestycyjne i eksploatacyjne. Przykładowo wydłużenie czasu eksploatacji może obniżyć koszt blisko pięciokrotnie (Bristowe i Smallbone, 2021). Zielony wodór otrzymany w procesie elektrolizy jest również konkurencyjny cenowo w stosunku do innych metod, takich jak reforming parowy gazu ziemnego czy piroliza osadów ściekowych. Przykładowo orientacyjny koszt wytworzenia wodoru z wykorzystaniem metody reformingu parowego gazu ziemnego wynosi do około 3,19 USD/kg H₂ (Braga i in., 2013). W przypadku pirolizy osadów ściekowych koszt ten szacuje się na 1,2–2,2 USD/kg H₂ (Liu i in., 2019).

Produkcja wodoru na skalę przemysłową w procesie elektrolizy wiąże się z wysokim zużyciem wody (Chauhan i Ahn, 2023). Woda wodociągowa jest obecnie najpopularniejszym





źródłem wody ze względu na stabilność dostaw, niższe koszty i mniej skomplikowane pozyskiwanie pozwoleń (Simoes i in., 2021). W dobie globalnego kryzysu wodnego oraz dynamicznie zmieniających się uwarunkowań formalnoprawnych stanowi to istotny czynnik uzasadniający konieczność poszukiwania alternatywnych dostaw wody. Obecnie rozpatrywane są alternatywne źródła wody, takie jak oczyszczone ścieki komunalne. Woda odzyskana ze ścieków komunalnych, w zależności od parametrów użytkowych, może być wykorzystana do: zasilania procesów technologicznych, mycia urządzeń i placów, do podlewania, a także do produkcji wodoru w procesie elektrolizy, a nawet jako źródło wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Ramm i Sielska, 2023).

W rozdziale przedstawiono aktualną tematykę dotyczącą elektrolizy wody odzyskanej ze ścieków komunalnych, w tym ilościowe i jakościowe aspekty technologiczne tego procesu oraz metody przygotowania ścieków przed wprowadzeniem do elektrolizera.

1.2. POTENCJAŁ OCZYSZCZONYCH ŚCIEKÓW KOMUNALNYCH

Wraz z rosnącą liczbą ludności na świecie należy podejść do zarządzania zasobami wodnymi w sposób niekonwencjonalny i dywersyfikować niezagospodarowane źródła wody tak, aby ograniczyć problemy pogarszającej się jakości wód i malejącej wielkości zasobów wody pitnej. Do niezagospodarowanych źródeł wody należą m.in. oczyszczone ścieki komunalne.

Każdego roku na całym świecie powstaje około 380 mld m³ ścieków. Przewiduje się, że ich globalna produkcja, w stosunku do obecnego poziomu, wzrośnie o 24% do 2030 r. i o 51% do 2050 r. (David i in., 2023). Wartości te stanowią od 18% do 27% zasobów wód słodkich dostępnych w rzekach na całym świecie. Gdyby tak duże ilości ścieków były oczyszczane zgodnie z określonymi kryteriami, stałyby się one cennym zasobem z potencjałem do ponownego wykorzystania do różnych celów. Izrael np. wykorzystuje obecnie prawie 90% oczyszczonych ścieków, głównie do nawadniania (Mishra, Kumar i Kumar, 2023). Około 10% przeznaczają na cele środowiskowe (zwiększanie przepływu rzek, gaszenie pożarów), a tylko 5% jest odprowadzane do morza. Docelowo zakłada się recykling 100% ścieków (Novo, 2020). Wykorzystanie oczyszczonych ścieków w Singapurze zaspokaja obecnie około 40% zapotrzebowania na wodę, a do 2060 r. przewiduje się wzrost do 55% (Tortajada, 2020). Szacuje się, że w Stanach Zjednoczonych każdego dnia do środowiska odprowadzanych jest około 45 mln m³ ścieków komunalnych (Mohan i in., 2014),





a około 10% ścieków jest poddawanych recyklingowi (Santos i in., 2024). W Chinach szacunkowa ilość ścieków komunalnych odprowadzanych do środowiska wynosi około 62,5 mld m³ rocznie (Xia i in., 2024), a wskaźnik recyklingu od około 10% (Chen i in., 2023) do około 20% na terenach miejskich (Hu i in., 2021). W Europie rocznie jest wytwarzanych około 68 mld m³ ścieków komunalnych (Qadir i in., 2020), z czego odzyskuje się około 2,5% wody (Procházková i in., 2023).

W ostatnim czasie istotna stała się Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2024/3019 z dnia 27 listopada 2024 r. dotycząca oczyszczania ścieków komunalnych (Dyrektywa, 2024). W 2019 r. KE przeprowadziła ocenę dyrektywy ściekowej z 1991 r., z której wynikało, że sektor oczyszczania ścieków komunalnych ma możliwość zmniejszenia własnego zużycia energii oraz wytwarzania energii ze źródeł odnawialnych, np. przez lepsze wykorzystanie dostępnych powierzchni w oczyszczalniach ścieków komunalnych do produkcji energii słonecznej lub przez produkcję biogazu z osadów. Nowe przepisy wprowadzają cel neutralności energetycznej. Zgodnie z artykułem 11 państwa członkowskie zapewnią przeprowadzanie co cztery lata audytów energetycznych funkcjonujących oczyszczalni ścieków komunalnych.

„Audyty te obejmują określenie potencjału opłacalnych do zastosowania środków mających na celu ograniczenie wykorzystania energii oraz zwiększenie wykorzystania i wytwarzania energii ze źródeł odnawialnych, ze szczególnym uwzględnieniem określenia i wykorzystania potencjału produkcji biogazu lub odzyskiwania i wykorzystywania ciepła odpadowego, na miejscu albo za pośrednictwem lokalnego systemu energetycznego przy jednoczesnym ograniczeniu emisji gazów cieplarnianych [...]” (Dyrektywa, 2024, art. 11 pkt 1).

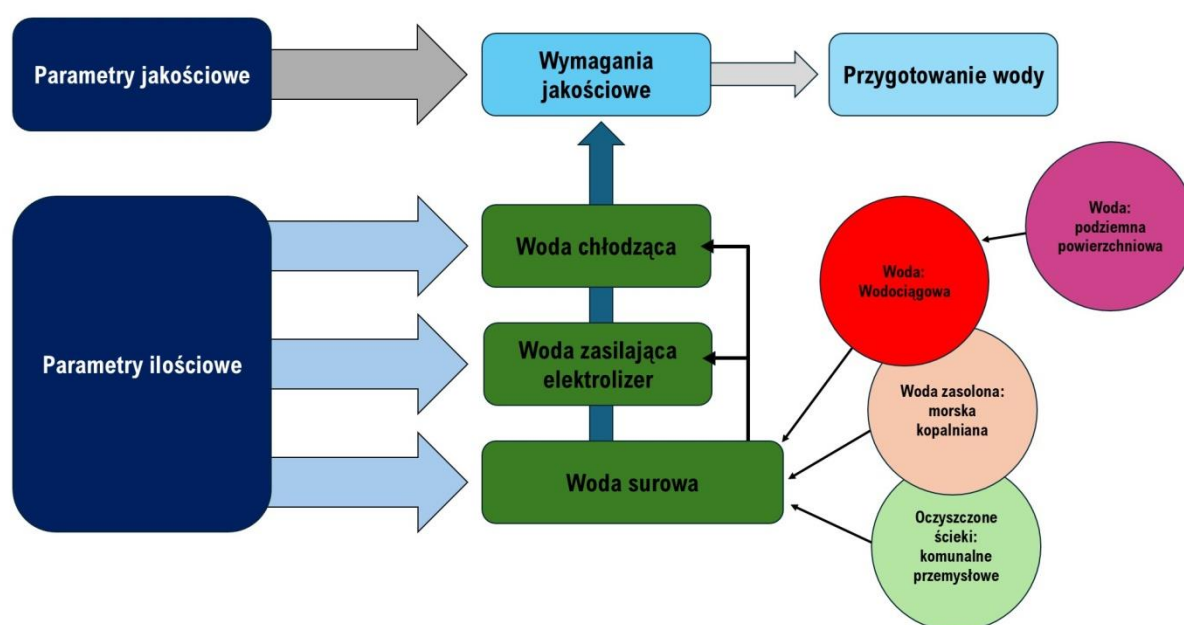
Do 31.12.2045 r. oczyszczalnie ścieków komunalnych obsługujące minimalną realną liczbę mieszkańców 10 000 będą musiały zacząć stosować energię ze źródeł odnawialnych, którą same wytworzą. Stwarza to możliwość rozwoju synergistycznego podejścia do wykorzystania oczyszczonych ścieków oraz rozwoju systemu źródeł odnawialnych w połączeniu z produkcją wodoru jako paliwa przyszłości.

1.3. ASPEKTY TECHNOLOGICZNE PROCESU ELEKTROLIZY

Do dwóch najważniejszych aspektów technologicznych procesu elektrolizy należą parametry ilościowe i jakościowe (rys. 1.2). W aspekcie ilościowym należy rozróżnić



zapotrzebowanie na wodę surową, wodę zasilającą elektrolizer oraz wodę chłodzącą (Rizwan, Alstad i Jäschke, 2021). Zapotrzebowanie na powyższe strumienie zależy od rodzaju elektrolizera i stosowanych procesów oczyszczania. Istotne jest również rozróżnienie parametrów jakościowych wody zasilającej elektrolizer i wody chłodzącej, gdyż są one diametralnie różne, aczkolwiek procesy ich przygotowania są podobne. Tak jest w przypadku wody surowej, która również musi zostać w odpowiedni sposób przygotowana (oczyszczona). W zależności od źródła wody (np. wodociągowa, zasolona, ścieki komunalne) stosowane są mniej lub bardziej rygorystyczne metody oczyszczania (Tak i in., 2022). W rozdziale omówiono technologiczne zagadnienia procesu elektrolizy, z uwzględnieniem parametrów ilościowych i jakościowych.



Rys. 1.2. Zależność technologiczna parametrów ilościowych i jakościowych w procesie elektrolizy

1.3.1. Parametry ilościowe

1.3.1.1. Woda surowa

Produkcja wodoru wiąże się ze zużyciem wody surowej niezbędnej do zasilania elektrolizera. Wielkość zużycia wody determinuje potencjalny wpływ na środowisko, w szczególności na lokalne systemy wodne. Woda do produkcji zielonego wodoru może pochodzić z różnych źródeł. Trzy główne źródła wody surowej dla dużych projektów wodorowych to wody podziemne i wody powierzchniowe, oczyszczone ścieki oraz woda morska (Lin i in., 2025). W mniejszych jednostkach elektrolizerów wykorzystuje się przeważnie wodę wodociągową. W przypadku wielkoskalowych instalacji takie rozwiązanie



wiąże się z dużym zapotrzebowaniem na wodę. Przykładowo wielkoskalowy system elektrolizy o mocy 100 MW potrzebuje około 36 m^3 wody wodociągowej na godzinę ($0,6 \text{ m}^3/\text{min}$) (Farchmin, 2016).

Każdy rodzaj wody surowej wymaga innego systemu uzdatniania, a system ten determinuje ilość wody surowej, którą trzeba pozyskać. Najmniej wody surowej trzeba pobrać z wód podziemnych, a najwięcej z wody morskiej. Z punktu widzenia systemu uzdatniania wody, wody powierzchniowe z rzek i jezior są pod wieloma względami podobne do oczyszczonych ścieków. Madsen (2022) oszacował, że do wyprodukowania 1 m^3 wody ultraczystej potrzeba $1,4 \text{ m}^3$ wody podziemnej, $1,5 \text{ m}^3$ oczyszczonych ścieków i $3,3 \text{ m}^3$ wody morskiej. Różnice w ilości medium surowego wynikają z poziomu odzysku na etapie obróbki wstępnej. Na drodze standardowej filtracji można osiągnąć stopień odzysku na poziomie około 98% (Clark i in., 2012). Ultrafiltrację cechuje odzysk na poziomie 95% (Mjali i in., 2023). W przypadku odwróconej osmozy typowe wartości odzysku wynoszą około 75% (Indika i in., 2021). W oczyszczaniu wód o wysokim zasoleniu (np. woda morska, wody kopalniane) odzysk jest zwykle ograniczony do 30–50%, ze względu na rosnące ciśnienie osmotyczne (Sharkh i in., 2022).

1.3.1.2. Woda zasilająca elektrolizer

Teoretycznie do wyprodukowania 1 kg wodoru i 8 kg tlenu potrzeba 8,92 kg wody dejonizowanej (Zawadzki, Kończak i Smoliński, 2023). Biorąc pod uwagę sprawność elektrolizerów, potencjalne straty wody, konieczność płukania sprzętu, ilość potrzebnej wody jest w rzeczywistości większa. Zużycie wody w wielkoskalowych elektrolizerach przeważnie mieści się w granicach 10–20 kg/kg H_2 (Zawadzki i Smoliński, 2023). Zużycie wody na ogół zmniejsza się wraz ze wzrostem wydajności elektrolizera. Przykładowo elektrolizer alkaliczny firmy Quest One o mocy 1 MW (wydajność ok. $19 \text{ kg H}_2/\text{h}$) charakteryzuje się zużyciem wody około 14 kg/kg H_2 (Quest One, 2025a). Z kolei elektrolizer tej samej firmy o mocy 10 MW (wydajność ok. $192 \text{ kg H}_2/\text{h}$) charakteryzuje się zużyciem wody około $9,7 \text{ kg/kg H}_2$ (Quest One, 2025b).

1.3.1.3. Woda chłodząca

Produkcja wodoru wiąże się z koniecznością zastosowania systemu chłodzenia elektrolizera (Molina i in., 2025). Systemy chłodzenia mogą obejmować chłodzenie na sucho





(wodooszczędne, energochłonne) i chłodzenie wodą (wodochłonne, energooszczędne) (Brannock, Dagg i Mitchell, 2022). Woda chłodząca stosowana jest pomocniczo i pozwala na utrzymanie optymalnej temperatury elektrolizera i usuwanie nadmiaru ciepła wytwarzanego podczas procesu elektrolizy wody. Przykładowo w elektrolizerach typu PEM (ang. *polymer electrolyte membrane*) oraz alkalicznych 23–36% energii elektrycznej przekształcane jest w nadmiar ciepła, które musi być stale schładzane (Koumparakis, Kountouris i Bramstoft, 2025). W odróżnieniu od wody surowej zużycie wody chłodzącej jest trudniejsze do oszacowania. W układach chłodzenia opartych na wodzie stopień zużycia wody chłodzącej zależy od konkretnego rozwiązania chłodzącego. W przypadku wyparnych wież chłodniczych do istotnych parametrów należą: wyjściowa jakość wody, proporcja chłodzenia jawnego do wyparnego, współczynnik znoszenia i współczynnik koncentracji. Przyjmuje się, że zużycie wody chłodzącej jest dwukrotnie wyższe od zapotrzebowania na wodę zasilającą lub wynosi 400 l/h na 1 MW mocy elektrolizera (Gopalakrishnan, 2024). W publikacji Ellersdorfera i in. (2025) wskazano, że systemy wyparnych wież chłodniczych mogą zwiększyć zapotrzebowanie na wodę o 20–40 H₂O/kg H₂, zwiększając całkowite zapotrzebowanie na wodę do produkcji zielonego wodoru do 30–50 H₂O/kg H₂ (Lampert, Cai i Elgowainy, 2016).

1.3.2. Parametry jakościowe

Zazwyczaj do produkcji bardzo czystego wodoru potrzebna jest woda wolna od wszelkich substancji rozpuszczonych i zanieczyszczeń. Zanieczyszczenia zawarte w wodzie mogą osadzać się na powierzchni elektrod i/lub w membranie, inicjować reakcje wydzielania chloru czy przyspieszać korozję elementów metalowych (Qazi, Chauhan i Ahn, 2025).

Zasadniczym punktem wyjścia do określania wymaganej jakości wody zasilającej jest przewodność elektrolityczna właściwa wody wyrażona w mikrosiemensach na centymetr (μS/cm). Przewodność elektrolityczna właściwa wody zasilającej dla większości elektrolizerów powinna wynosić poniżej 5 μS/cm (Mendler i in., 2024). Wartość tego parametru jest jednak wyższa w przypadku elektrolizerów z polimerową membraną wymiany protonów (ang. *proton-exchange membrane*, PEM). Elektrolizery wykonane w technologii alkalicznej charakteryzują się wyższą tolerancją na jakość wody zasilającej (Şahin, 2024). Jakość wody zasilającej elektrolizery PEM powinna odpowiadać zaleceniom ASTM (ang. *Advancing Standards Transforming Markets*), tj. wody typu I – maks. 0,056 μS/cm, wody typu II – maks. 1 μS/cm (Jonsson i Mässgård, 2021). Woda typu II powinna również zawierać





nie więcej niż 5 $\mu\text{g/l}$ sodu i chlorków. Z kolei woda typu I nie więcej niż 1 $\mu\text{g/l}$ sodu i chlorków. Zgodnie z przytoczonymi wymaganiami w obu typach wód zawartość całkowitego węgla organicznego nie powinna przekraczać 50 $\mu\text{g/l}$, a zawartość krzemionki – 3 $\mu\text{g/l}$ (Kumar i in., 2024). Zgodnie z najnowszymi wytycznymi Unii Europejskiej wydanymi przez JRC (ang. *Joint Research Centre*) (Tsotridis i Pilenga, 2021) woda zasilająca elektrolizery powinna mieć przewodność maks. 1 $\mu\text{S/cm}$, co odpowiada wodzie klasy II zgodnie z normą (ISO, 1987). Niezależnie od powyższych kwestii najczęściej to producent urządzenia określa własne parametry jakościowe wody zasilającej.

1.4. OCZYSZCZANIE ŚCIEKÓW DLA POTRZEB PROCESU ELEKTROLIZY

Ze względu na wysokie wymagania stawiane wodzie zasilającej elektrolizer, każdorazowo medium wejściowe należy poddać odpowiednim procesom przygotowania. Proces przygotowania medium wejściowego składa się zasadniczo z dwóch etapów (podczyszczanie i produkcja wody ultraczystej). W przypadku ścieków komunalnych ma to szczególne znaczenie, gdyż jednym z wyzwań związanych z odzyskiem wody ze ścieków komunalnych jest zagrożenie mikrobiologiczne (Zawadzki, 2023). Głównymi celami podczyszczania ścieków są (Jassal i in., 2023) eliminacja mikroorganizmów oraz redukcja: barwy, zawiesin, zanieczyszczeń organicznych i substancji rozpuszczonych. Powyższe zanieczyszczenia są usuwane za pomocą konwencjonalnych procesów podczyszczania: filtracji, ultrafiltracji, dezynfekcji, odchlorowania, dozowania antyskalantów, odgazowania, korekty pH, filtracji sitowej.

Celem filtracji jest ochrona kolejnych urządzeń przed mechanicznym uszkodzeniem powodowanym najczęściej zawiesiną zawartą w ściekach oczyszczonych (Zezulka i in., 2024). W procesie tym wykorzystywane są filtry grawitacyjne (duża wydajność) i ciśnieniowe (małe jednostki).

Ultrafiltracja (ang. *ultrafiltration*, UF) stosowana jest do usuwania mikroorganizmów i mętności (spowodowanej obecnością substancji stałych i koloidalnych) oraz w mniejszym stopniu do usuwania barwy wody (Bray i in., 2021). Mechanizm separacji jest oparty na działaniu sitowym. Usuwane są materiały cząsteczkowe o średnicy od około 1 nm do 0,05 μm (Yue i in., 2021). Ultrafiltracja jest ciśnieniowym procesem membranowym pracującym w zakresie ciśnień 0,34–0,83 MPa (Khan i in., 2022).





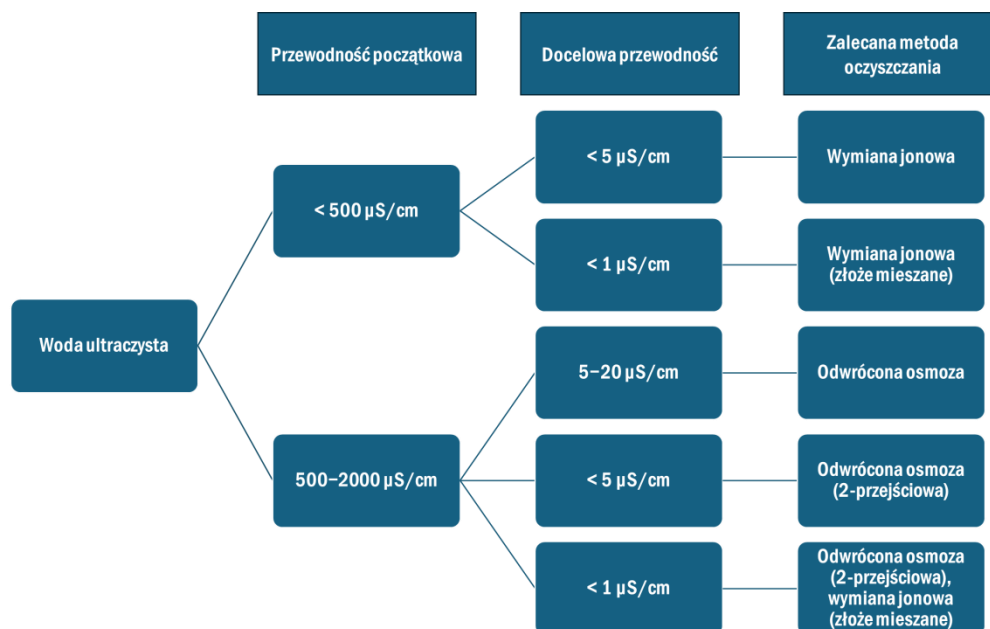
Z uwagi na ryzyko porostu membran błoną biologiczną (ang. *biofouling*), zalecany etapem wstępnego przygotowania jest również dezynfekcja ścieków, prowadzona z użyciem metod chemicznych z udziałem chloru, ozonu lub innych utleniaczy oraz fizycznych (promieniowanie ultrafioletowe). W przypadku zastosowania chloru i ozonu należy mieć na uwadze potencjalne negatywne oddziaływanie tych utleniaczy na materiał membranotwórczy (Al-Abri i in., 2019). Przykładowo nawet bardzo niskie stężenie chloru wolnego (0,1 mg/l) może powodować nieodwracalny wpływ na membranę (Foller i in., 2023). W publikacji Garcíi-Pacheco i in. (2019) określono, że filtracja wody o stężeniu wolnego chloru 0,1 mg/l po 10 000 godzin może spowodować całkowite zahamowanie separacji jakichkolwiek substancji rozpuszczonych. Ewentualny destrukcyjny charakter wolnego chloru można zminimalizować przez zastosowanie procesu odchlorowania, np. w procesie filtracji na węglu aktywnym. Alternatywnym zabiegiem dezynfekcji ścieków może być ich ozonowanie. W tym przypadku układ technologiczny należałoby wyposażyć w destruktory ozonu reszkowego.

Dodatkowe etapy podczyszczania ścieków mogą obejmować: dozowanie antyskalantów, odgazowanie, korektę pH i filtrację sitową. Antyskalanty to środki dozowane w celu zminimalizowania zawartości węglanu wapnia i siarczanów, co ma na celu zapobiec osadzaniu się kamienia (ang. *fouling membran*), w szczególności w przypadku odwróconej osmozy. Dodatkowym procesem jest również odgazowanie obejmujące usuwanie gazów, takich jak tlen czy dwutlenek węgla. Operację podczyszczania ścieków może również uzupełniać etap korekty pH. Uzupełnieniem układu technologicznego może być również filtr sitowy o dokładności filtracji 100–150 μm , którego celem jest dodatkowa mechaniczna ochrona urządzeń (głównie membran). Powyższe powinny stanowić podstawowe wyposażenie układu membranowego.

Rysunek 1.3 przedstawia strategię przygotowania wody ultraczystej w zależności od początkowej i docelowej przewodności elektrolitycznej właściwej. Zgodnie z wytycznymi uznanych firm zajmujących się technologiami oczyszczania (np. Lenntech, 2025), powszechnie stosowanymi procesami produkcji wody ultraczystej (o przewodności elektrolitycznej właściwej poniżej 1 $\mu\text{S/cm}$), są procesy odwróconej osmozy (2-prześciowy) oraz wymiany jonowej na złożu mieszanym. Zastosowanie powyższych procesów jest uzasadnione z uwagi na to, że przewodność elektrolityczna właściwa oczyszczonych ścieków komunalnych na ogół mieści się w zakresie 500–2000 $\mu\text{S/cm}$. Przykładowo przewodność



oczyszczonych ścieków komunalnych pochodzących z Wrocławskiej Oczyszczalni Ścieków Janówek wynosiła około 1253 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Czuba, 2020). Na odpływie jednej z oczyszczalni zlokalizowanej na Górnym Śląsku przewodność ścieków oczyszczonych wynosiła z kolei około 1031 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Dudziak i Kudlek, 2018). Podobne wartości (1392 $\mu\text{S}/\text{cm}$) odnotowano dla oczyszczalni miejskiej w Grecji (Bourazanis i in., 2016).



Rys. 1.3. Strategia przygotowania wody ultraczystej w zależności od przewodności początkowej i pożądanego przewodności

Odwrotna osmoza (ang. *reverse osmosis*, RO) umożliwia eliminację substancji małocząsteczkowych (sole jednowartościowe, kwasy niezdysocjowane, związki organiczne). Stosowane ciśnienie wynosi od 0,34 MPa do nawet 12 MPa (Bargeman, 2023). Mechanizm separacji w odwróconej osmozie jest opisany przez model rozpuszczania i dyfuzji. Odwrócona osmoza różni się od innych technik membranowych, takich jak ultrafiltracja, tym, że w RO efekt sitowy w ogóle nie występuje (Feria-Díaz i in., 2021). W 2-prześciowej odwróconej osmozie permeat (oczyszczony ściek) z 1. przejścia stanowi nadawę (strumień zasilający) dla 2. przejścia (Chan i Wu, 2022). Zaletą systemu jest uzysk permeatu o wyższej jakości i większy odzysk wody.

Jednym z celów wymiany jonowej jest demineralizacja (Bharati i in., 2024). Proces ten ma na celu wymianę kationów na jony wodorowe (kationit) i anionów na jony wodorotlenowe (anionit). Wymiana jonowa na złożu mieszanym polega na zastosowaniu kombinacji kationitów silnie kwaśnych i anionitów silnie zasadowych. Układy technologiczne ze złożem mieszanym umożliwiają uzysk wody o wyższej jakości w porównaniu do wymiany



jonowej na dwóch kolumnach i nie wymagają tak częstej regeneracji jak w układach klasycznych. Wymieniacze jonowe ze złożem mieszanym powinno się stosować dla ścieków o przewodności poniżej 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Dupont, 2020). Wyższa przewodność może wydłużyć cykl serwisowy i zaburzyć stabilność procesu. Dlatego technika ta jest zwykle stosowana do doczyszczania strumieni wodnych i po procesie odwróconej osmozy (Lipnizki i in., 2012).

1.5. WNIOSKI KOŃCOWE

W rozdziale omówiono kompleksową ocenę technologiczną procesu elektrolizy, w tym kryteria ilościowe i jakościowe dla różnych strumieni wodnych wykorzystywanych w elektrolizie (woda surowa, zasilająca i chłodząca). Uwzględniono również podczyszczanie i produkcję wody ultraczystej z uwzględnieniem oczyszczonych ścieków komunalnych. Oczyszczone ścieki komunalne w dalszym ciągu stanowią niezagospodarowane źródło wody, a ich wykorzystanie może stanowić istotny element odciążający konwencjonalne źródła wody obecnie stosowane w procesie elektrolizy. Produkcja zielonego wodoru z oczyszczonych ścieków komunalnych, jako alternatywnego źródła wody, stanowi istotny krok do realizacji strategii wykorzystania wodoru na rzecz budowania neutralności klimatycznej Europy. Obecne rozpoznanie technologii odzysku wody ze ścieków pozwala na dobranie procesów technologicznych w taki sposób, aby zapewnić stabilne i bezpieczne funkcjonowanie systemu produkcji wody ze ścieków komunalnych. Przedstawione informacje wskazują na realny potencjał produkcji zielonego wodoru, przy jednoczesnym zmniejszeniu presji na zasoby wodne.

Literatura

1. Al-Abri M., Al-Ghafri B., Bora T., Dobretsov S., Dutta J., Castelletto S., Rosa L., Boretti A. (2019): Chlorination disadvantages and alternative routes for biofouling control in reverse osmosis desalination. *npj Clean Water*, Vol. 2, 2.
2. Algburi S., Munther H., Al-Dulaimi O., Fakhruideen H. F., Sapaev I. B., Seedi K. F. K. A., Khalaf D.H., Jabbar F.I., Hassan Q., Khudhair A., Nakimera G. (2025): Green Hydrogen Role in Sustainable Energy Transformations: A Review. *Results in Engineering*, Vol. 26, 105109.
3. Bargeman G. (2023): Maximum allowable retention for low-salt-rejection reverse osmosis membranes and its effect on concentrating undersaturated NaCl solutions to saturation. *Separation and Purification Technology*, Vol. 317, 123854.
4. Bharati V. P., Syed A. B. K., Dwivedi A., Liebminger L. A. (2024): Desalination and Demineralization in Water and Used Water Purification, Nanofiltration, Reverse Osmosis, Electrodialysis Reversal, Ion-Exchange, and





- Electrodeionization. W: J. Lahnsteiner (Red.), Handbook of Water and Used Water Purification (s. 221-249). Cham, Springer International Publishing.
5. Bourazanis G., Katsileros A., Kosmas C., Kerkides P. (2016): The Effect of Treated Municipal Wastewater and Fresh Water on Saturated Hydraulic Conductivity of a Clay-Loamy Soil. *Water Resour Manage*, Vol. 30, 2867-2880.
 6. Braga L. B., Silveira J. L., da Silva M. E., Tuna C. E., Machin E. B., Pedroso D. T. (2013): Hydrogen production by biogas steam reforming: A technical, economic and ecological analysis. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Vol. 28, 166-173.
 7. Brannock M. W. D., Dagg B. J., Mitchell K. P. (2022): Water for hydrogen production: Challenges and opportunities supported by real-world case studies, <https://www.brendandagg.com/documents/Matthew-William-Darcey-Brannock-GHD.pdf> (dostęp: 20.10.2025).
 8. Bray R. T., Jankowska K., Kulbat E., Łuczkiwicz A., Sokołowska A. (2021): Ultrafiltration Process in Disinfection and Advanced Treatment of Tertiary Treated Wastewater. *Membranes*, Vol. 11, 221.
 9. Bristowe G., Smallbone A. (2021): The Key Techno-Economic and Manufacturing Drivers for Reducing the Cost of Power-to-Gas and a Hydrogen-Enabled Energy System. *Hydrogen*, Vol. 2, 273-300.
 10. Chan S.-S., Wu J.-H. (2022): Municipal-to-Industrial Water Reuse via Multi-Stage and Multi-Pass Reverse Osmosis Systems: A Step from Water Scarcity towards Sustainable Development. *Water*, Vol. 14, 362.
 11. Chauhan D., Ahn Y.-H. (2023): Alkaline electrolysis of wastewater and low-quality water. *Journal of Cleaner Production*, Vol. 397, 136613.
 12. Chen S., Zhang L., Liu B., Yi H., Su H., Kharrazi A., Jiang F., Lu Z., Crittenden J. C., Chen B. (2023): Decoupling wastewater-related greenhouse gas emissions and water stress alleviation across 300 cities in China is challenging yet plausible by 2030. *Nat Water*, Vol. 1, 534-546.
 13. Clark P. A., Pinedo C. A., Fadus M., Capuzzi S. (2012): Slow-sand water filter: Design, implementation, accessibility and sustainability in developing countries. *Medical Science Monitor*, Vol. 18, RA105-RA117.
 14. Czuba K. (2020): Technologie membranowe do odzysku wody ze ścieków oczyszczonych na cele energetyczne. *Zeszyty Energetyczne*, T. 7, 415-428.
 15. David L. O., Nwulu N., Aigbavboa C., Adepoju O. (2023): Towards global water security: The role of cleaner production. *Cleaner Engineering and Technology*, Vol. 17, 100695.
 16. Dudziak M., Kudlek E. (2018): Obniżanie twardości odpływów z oczyszczalni ścieków komunalnych za pomocą filtracji membranowej. *Proceedings of ECoPole*, Vol. 12(1), 149-156.
 17. Dupont (2020): DuPont Ion Exchange Resins. Recommended Operating Conditions for Mixed Bed Ion Exchange Units, <https://www.dupont.com/content/dam/water/amer/us/en/water/public/documents/en/IER-Recommended-Operating-Conditions-Mixed-Bed-TechFact-45-D01127-en.pdf> (dostęp: 20.10.2025).
 18. Dyrektywa (2024). Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2024/3019 z dnia 27 listopada 2024 r. dotycząca oczyszczania ścieków komunalnych. PE/85/2024/REV/1.
 19. Ellersdorfer P., Omar A., Rider I., Daiyan R., Leslie G. (2025): The hydrogen-water collision: Assessing water and cooling demands for large-scale green hydrogen production in a warming climate. *International Journal of Hydrogen Energy*, Vol. 97, 1002-1013.





20. Farchmin F. (2016): Development of Large Scale Electrolysis Systems: Necessity and Approach. W: J. Töpler, J. Lehmann (Red.), Hydrogen and Fuel Cell: Technologies and Market Perspectives (s. 209-222). Berlin, Springer.
21. Feria-Díaz J. J., Correa-Mahecha F., López-Méndez M. C., Rodríguez-Miranda J. P., Barrera-Rojas J. (2021): Recent Desalination Technologies by Hybridization and Integration with Reverse Osmosis: A Review. *Water*, Vol. 13, 1369.
22. Foller T., Wen X., Khine Y. Y., Ji D., Gupta T., Muller M., Scret C., Joshi R. (2023): Removal of chlorine and monochloramine from tap water using graphene oxide membranes. *Journal of Membrane Science*, Vol. 686, 122022.
23. García-Pacheco R., Landaburu-Aguirre J., Lejarazu-Larrañaga A., Rodríguez-Sáez L., Molina S., Ransome T., García-Calvo E. (2019): Free chlorine exposure dose (ppm·h) and its impact on RO membranes ageing and recycling potential. *Desalination*, Vol. 457, 133-143.
24. Gopalakrishnan P. (2024): Bioflex – Synergies with electrolytical hydrogen. RISE Raport, Vol. 36. Gothenburg, RISE Research Institutes of Sweden AB.
25. Gubin V., Benedikt F., Thelen F., Hammerschmid M., Popov T., Hofbauer H., Müller S. (2024): Hydrogen production from woody biomass gasification: a techno-economic analysis. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, Vol. 18, 818-836.
26. Gupta S., Fernandes A., Lopes A., Grasa L., Salafranca J. (2024): Photo-Fermentative Bacteria Used for Hydrogen Production. *Applied Sciences*, Vol. 14, 1191.
27. Hossain Bhuiyan M. M., Siddique Z. (2025): Hydrogen as an alternative fuel: A comprehensive review of challenges and opportunities in production, storage, and transportation. *International Journal of Hydrogen Energy*, Vol. 102, 1026-1044.
28. Hu H.-Y., Chen Z., Hao S., Wu Y. (2021): Towards the new era of water reuse in China, <https://thesourcemagazine.org/towards-the-new-era-of-water-reuse-in-china/> (dostęp: 24.05.2025).
29. Indika S., Wei Y., Hu D., Ketharani J., Ritigala T., Cooray T., Hansima M. a. C. K., Makehelwala M., Jinadasa K. B. S. N., Weragoda S. K., Weerasooriya R. (2021): Evaluation of Performance of Existing RO Drinking Water Stations in the North Central Province, Sri Lanka. *Membranes*, Vol. 11, 383.
30. ISO (1987): ISO 3696:1987. Water for Analytical Laboratory Use – Specification and Test Methods.
31. Jassal S., Warmoota R., Goyal D., Mittal I., Sharma A., Gupta N. (2023): Sustainable Waste Water Treatment: Opportunities and Challenges. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, Vol. 66, e23220546.
32. Jonsson A., Mässgård H. (2021): An Industrial Perspective on Ultrapure Water Production for Electrolysis. A techno-economic assessment of membrane distillation for electrolysis – synergies, performance, costs, and value propositions, <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1575929/FULLTEXT01.pdf> (dostęp: 20.10.2025).
33. KE (2020): Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów. Strategia w zakresie wodoru na rzecz Europy neutralnej dla klimatu. COM/2020/301 final.





34. Khan A., Ali J., Jamil S. U. U., Zahra N., Tayaba T. B., Iqbal M. J., Waseem H. (2022): Removal of micropollutants. W: M. Z. Hashmi, S. Wang, Z Ahmed (Red.), Environmental Micropollutants, Advances in Pollution Research (s. 443-461). Amsterdam, Elsevier.
35. Koumparakis C., Kountouris I., Bramstoft R. (2025): Utilization of excess heat in future Power-to-X energy hubs through sector-coupling. Applied Energy, Vol. 377, 124098.
36. Kumar P., Date A., Mahmood N., Kumar Das R., Shabani B. (2024): Freshwater supply for hydrogen production: An underestimated challenge. International Journal of Hydrogen Energy, Vol. 78, 202-217.
37. Lampert D. J., Cai H., Elgowainy A. (2016): Wells to wheels: water consumption for transportation fuels in the United States. Energy & Environmental Science, Vol. 9, 787-802.
38. Lenntech (2025): Process water production, <https://www.lenntech.pl/process-water.htm> (dostęp: 24.05.2025).
39. Lin N., Arzumanyan M., Rodriguez Calzado E., Nicot J.-P. (2025): Water Requirements for Hydrogen Production: Assessing Future Demand and Impacts on Texas Water Resources. Sustainability, Vol. 17, 385.
40. Lipnizki J., Adams B., Okazaki M., Sharpe A. (2012): Water treatment: Combining reverse osmosis and ion exchange. Filtration + Separation, Vol. 49, 30-33.
41. Liu Y., Lin R., Man Y., Ren J. (2019): Recent developments of hydrogen production from sewage sludge by biological and thermochemical process. International Journal of Hydrogen Energy, Vol. 44, 19676-19697.
42. Madsen H. T. (2022): Water treatment for green hydrogen. Hydrogen Tech World.com., <https://hydrogentechworld.com/water-treatment-for-green-hydrogen-what-you-need-to-know> (dostęp: 24.05.2025).
43. Maka A. O. M., Mehmood M. (2024): Green hydrogen energy production: current status and potential. Clean Energy, Vol. 8, 1-7.
44. Martínez de León C., Ríos C., Brey J. J. (2023): Cost of green hydrogen: Limitations of production from a stand-alone photovoltaic system. International Journal of Hydrogen Energy, Vol. 48, 11885-11898.
45. Mendler F., Ranzmeyer O., Grimm G., Binnering S., Merseburg S., Holst M., Voglstätter C. (2024): Water Supply for Electrolysis Plants, https://hypat.de/hypat-wAssets/docs/new/publikationen/HYPAT_WP_Water-Supply-for-Electrolysis-Plants.pdf (dostęp: 20.10.2025).
46. Mishra S., Kumar R., Kumar M. (2023): Use of treated sewage or wastewater as an irrigation water for agricultural purposes: Environmental, health, and economic impacts. Total Environment Research Themes, Vol. 6, 100051.
47. Mjali M. A., Gzar H. A., Jani Q. M., Baqer S. M. (2023): Ultrafiltration Membrane Process for Municipal Wastewater Treatment: A Review. W: 2023 Al-Sadiq International Conference on Communication and Information Technology (AICCIT). Presented at the 2023 Al-Sadiq International Conference on Communication and Information Technology (AICCIT) (s. 336-341). New York, IEEE
48. MKiŚ (2021): Polska Strategia Wodorowa do roku 2030 z perspektywą do roku 2040. Warszawa, Ministerstwo Klimatu i Środowiska.





49. Mohan G. R., Speth T. F., Murray D., Garland J. L. (2014): Municipal Wastewater: A Rediscovered Resource for Sustainable Water Reuse. W: T. Younos, C. A. Grady (Red.), Potable Water: Emerging Global Problems and Solutions (s. 153-179). Cham, Springer.
50. Molina P., Rios C., Martinez de Leon C., Brey J. J. (2025): Heat management system design and implementation in a PEM water electrolyser. *International Journal of Hydrogen Energy*, Vol. 107, 656-665.
51. Novo C. (2020): Israel leads the way in wastewater reuse. *Smart Water Magazine*, <https://smartwatermagazine.com/news/smart-water-magazine/israel-leads-way-wastewater-reuse> (dostęp: 24.05.2025).
52. Parra R., Chicaiza-Ortiz C., Herrera-Feijoo R. J., Arellano-Yasaca D. V., Lee L.-C., Supe-Tulcan R. X., Marti-Herrero J. (2025): Advancements of Biohydrogen Production Based on Anaerobic Digestion: Technologies, Substrates, and Future Prospects. *Science*, Vol. 7, 52.
53. Procházková M., Touš M., Horňák D., Miklas V., Vondra M., Máša V. (2023): Industrial wastewater in the context of European Union water reuse legislation and goals. *Journal of Cleaner Production*, Vol. 426, 139037.
54. Qadir M., Drechsel P., Jiménez Cisneros B., Kim Y., Pramanik A., Mehta P., Olaniyan O. (2020): Global and regional potential of wastewater as a water, nutrient and energy source. *Natural Resources Forum*, Vol. 44, 40-51.
55. Qazi H., Chauhan D., Ahn Y.-H. (2025): Impurity impacts and mitigation strategies in alkaline seawater electrolysis. *International Journal of Hydrogen Energy*, Vol. 99, 155-164.
56. Quest One (2025a): PEM Electrolyzer ME450. Quest One, <https://www.questone.com/en/products/detail/quest-one-pem-electrolyzer-me450/me450> (dostęp: 24.05.2025).
57. Quest One (2025b): PEM Electrolyzer Modular Hydrogen Platform. Quest One, <https://www.questone.com/en/products/detail/mhp-series/mhp-electrolyser> (dostęp: 24.05.2025).
58. Ramm K., Sielska M. (2023): The use of reclaimed water in the local urban cycle – a case study. *Desalination and Water Treatment*, Vol. 305, 52-59.
59. Rizwan M., Alstad V., Jäschke J. (2021): Design considerations for industrial water electrolyzer plants. *International Journal of Hydrogen Energy*, Vol. 46, 37120-37136.
60. Şahin M. E. (2024): An Overview of Different Water Electrolyzer Types for Hydrogen Production. *Energies*, Vol. 17, 4944.
61. Sakthimurugan V., Lakshmikanth G., Balaji N., Roopashree R., Kumar D., Devarajan Y. (2025): Green hydrogen revolution: Advancing electrolysis, market integration, and sustainable energy transitions towards a net-zero future. *Results in Engineering*, Vol. 26, 104849.
62. Santos A. S. P., Lima M. A. de M., Paixão M. M., Jordão E. P., Vieira J. M. P. (2024): A perspective for the acceptance of water reuse: history of the valorization of wastewater throughout the development of society. *Water Policy*, Vol. 26, 336-358.
63. Sharkh B. A., Al-Amoudi A. A., Farooque M., Fellows C. M., Ihm S., Lee S., Li S., Voutchkov N. (2022): Seawater desalination concentrate – a new frontier for sustainable mining of valuable minerals. *npj Clean Water*, Vol. 5, 1-16.





64. Shiva Kumar S., Lim H. (2022): An overview of water electrolysis technologies for green hydrogen production. *Energy Reports*, Vol. 8, 13793-13813.
65. Simoes S. G., Catarino J., Picado A., Lopes T. F., di Berardino S., Amorim F., Gírio F., Rangel C. M., Ponce de Leão T. (2021): Water availability and water usage solutions for electrolysis in hydrogen production. *Journal of Cleaner Production*, Vol. 315, 128124.
66. Tak S. S., Shetye O., Muley O., Jaiswal H., Malik S. N. (2022): Emerging technologies for hydrogen production from wastewater. *International Journal of Hydrogen Energy*, Vol. 47, 37282-37301.
67. Tortajada C. (2020): Contributions of recycled wastewater to clean water and sanitation Sustainable Development Goals. *npj Clean Water*, Vol. 3, 1-6.
68. Tsotridis G., Pilenga A. (2021): EU Harmonised Protocols for Testing of Low Temperature Water Electrolysers, <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/bbbeba00-ee82-11eb-a71c-01aa75ed71a1/language-en> (dostęp: 20.10.2025).
69. Xia B., Li S., Shen W., Mi M., Zhuang Y., Zhang L. (2024): Sewage leakage challenges urban wastewater management as evidenced by the Yangtze River basin of China. *npj Clean Water*, Vol. 7, 1-8.
70. Yue C., Dong H., Chen Y., Shang B., Wang Y., Wang S., Zhu Z. (2021): Direct Purification of Digestate Using Ultrafiltration Membranes: Influence of Pore Size on Filtration Behavior and Fouling Characteristics. *Membranes*, Vol. 11, 179.
71. Zawadzki P. (2023): Odnowa wody ze ścieków – korzyści, wyzwania, rozwiązania. W: *Najnowsze Trendy w Gospodarce Odpadami Komunalnymi i Przemysłowymi* (s. 7-25). Lublin, Wydawnictwo Naukowe TYGIEL Sp. z o.o.
72. Zawadzki P., Kończak B., Smoliński A. (2023): Municipal wastewater reclamation: Reclaimed water for hydrogen production by electrolysis – A case study. *Measurement*, Vol. 216, 112928.
73. Zawadzki P., Smoliński A. (2023): Zastosowanie podczyszczonych ścieków komunalnych jako źródła wody w procesie produkcji zielonego wodoru metodą elektrolizy. *3 × W (Węgiel, Wodór, Wiedza)*, nr 2, 4-8.
74. Zezulka Š., Maršálek B., Maršálková E., Odehnalová K., Pavlíková M., Lamaczová A. (2024): Suspended Particles in Water and Energetically Sustainable Solutions of Their Removal – A Review. *Processes*, Vol. 12, 2627.





Grzegorz Cema, Sebastian Żabczyński

Politechnika Śląska, Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki

– Katedra Biotechnologii Środowiskowej

2. Zastosowanie procesu biometanacji do uszlachetniania biogazu

2.1. WPROWADZENIE

Rosnące zapotrzebowanie na odnawialne źródła energii oraz konieczność ograniczania emisji gazów cieplarnianych stanowią kluczowe wyzwania w polityce energetycznej i środowiskowej Unii Europejskiej. W odpowiedzi na te potrzeby UE wdrożyła pakiet *Fit for 55*, który zakłada zmiany w polityce: klimatycznej, energetycznej, użytkowania gruntów, transportu, oraz podatkowej poszczególnych krajów, mające na celu redukcję emisji netto gazów cieplarnianych o 55% do 2030 r. (KE, 2021).

Dyrektywa (2018) promuje rozwój bioenergetyki i wykorzystanie odpadów organicznych, w tym frakcji OFMSW (ang. *organic fraction of municipal solid waste*) i odpadów spożywczych jako strategicznych substratów w systemach biogospodarki. Dodatkowo nowy *Plan działania UE dla gospodarki o obiegu zamkniętym z 2020 roku* (KE, 2020), będący częścią *Europejskiego Zielonego Ładu*, wspiera transformację w kierunku zrównoważonego wykorzystania zasobów i minimalizacji odpadów. Transformacja ta staje się możliwa dzięki wykorzystaniu układów beztlenowych, które efektywnie przekształcają odpady i ścieki bogate w materię organiczną w czystsze źródła energii, przyczyniając się do redukcji kosztów operacyjnych. W porównaniu z konwencjonalnymi procesami biologicznymi technologie beztlenowe przynoszą dodatkowe korzyści, takie jak odzysk cennych produktów, np. biogazu. Szczególną uwagę poświęca się odpadom trudnym w zagospodarowaniu, takim jak osady ściekowe oraz organiczna frakcja odpadów komunalnych. Fermentacja beztlenowa pozwala nie tylko na odzysk energii z tych materiałów, ale również na zmniejszenie ich objętości, stabilizację mikrobiologiczną i redukcję uciążliwości zapachowych. Uzyskany poferment może być ponadto wykorzystywany jako nawóz, co sprzyja realizacji założeń gospodarki o obiegu zamkniętym.

Odpady organiczne przetwarzano tradycyjnie w procesach biologicznych, takich jak kompostowanie czy fermentacja beztlenowa. Kompostowanie jest technologią prostą i niskonakładową, jednak wymaga intensywnej aeracji i spotyka się z ograniczonym





zainteresowaniem odbiorców końcowych ze względu na niską jakość produktu oraz obecność zanieczyszczeń (Asquer i in., 2019; Cattle, Robinson i Whatmuff, 2020). Fermentacja beztlenowa, wspierana przez systemy dopłat do zielonej energii, zyskała w ostatnich dekadach na znaczeniu (De Gioannis i in., 2017; Kougias i Angelidaki, 2018).

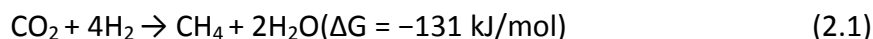
Fermentacja beztlenowa (ang. *anaerobic digestion*, AD) to jedna z najbardziej rozwiniętych technologii konwersji biomasy na energię odnawialną. W wyniku tego procesu powstaje biogaz, który zawiera zwykle 50–70% metanu (CH_4) oraz 30–40% dwutlenku węgla (CO_2), a także śladowe ilości zanieczyszczeń, takich jak azot (N_2), tlen (O_2) i siarkowodor (H_2S), klasyfikowanych jako substancje szkodliwe zgodnie z dyrektywą 2010/75/UE. Ponieważ wartość opałowa biogazu jest bezpośrednio związana z zawartością CH_4 (przy 50–60% CH_4 wynosi zaledwie 15–20 MJ/m^3), istnieje potrzeba jego oczyszczania i ulepszania przez redukcję CO_2 (Angelidaki i in., 2018; Tsapekos i in., 2021; EEA, 2023).

W ostatnich latach, w ramach realizacji *Europejskiego Zielonego Ładu*, wzrasta znaczenie biorafinerii jako zintegrowanego systemu przetwarzania odpadów organicznych. Celem biorafinerii jest maksymalne wykorzystanie potencjału substratów organicznych do produkcji biopaliw, bioenergii oraz bioproduktów chemicznych przez połączenie różnych procesów, w których produkty jednego etapu stają się substratami dla kolejnych. W tym kontekście szczególne znaczenie zyskuje biologiczna metanizacja wodoru. Jest to proces, w którym CO_2 , obecny w biogazie, jest przekształcany w dodatkowy CH_4 przy udziale dostarczonego z zewnątrz wodoru (H_2). Wodór może być pozyskiwany z elektrolizy wody, zwłaszcza w warunkach nadwyżki energii ze źródeł odnawialnych (wiatr, słońce). Choć bezpośrednie wykorzystanie H_2 jest ograniczone ze względu na jego niską gęstość i trudności logistyczne, jego konwersja do CH_4 pozwala na efektywne magazynowanie energii oraz redukcję emisji CO_2 .

2.2. PROCES BIOMETANACJI

Biometanacja to proces konwersji dwutlenku węgla (CO_2) i wodoru (H_2) w metan (CH_4) z udziałem mikroorganizmów metanogennych. Gatunki, takie jak *Methanobacterium*, *Methanosarcina* czy *Methanothermobacter*, należą do archeonów zdolnych do prowadzenia tego procesu zarówno w warunkach mezofilnych, jak i termofilnych (Khan i in., 2021; Antukh i in., 2022). Reakcja konwersji CO_2 i H_2 w metan i wodę zachodzi spontanicznie, zgodnie z równaniem:





Dodatek H_2 do biogazu pozwala znacząco zwiększyć zawartość CH_4 – nawet do 90%, co podnosi wartość opałową biogazu i umożliwia jego traktowanie jako biometanu odpowiedniego do wtłaczania do sieci gazowej. Biogaz może być zatem wykorzystywany jako alternatywa dla gazu ziemnego. Zgodnie z najnowszymi wytycznymi Komisji Europejskiej standard jakości gazu wprowadzany do sieci musi jednak zawierać około 95% CH_4 (Angelidaki i in., 2018). W związku z tym biogaz wymaga odpowiedniego oczyszczenia przez konwersję zawartego w nim CO_2 do CH_4 w reakcji z H_2 (Kougias i Angelidaki, 2017).

Wyróżnia się trzy podstawowe konfiguracje procesu:

- *in situ* – bezpośrednie wprowadzanie wodoru do fermentora beztlenowego,
- *ex situ* – dostarczanie CO_2 i H_2 w odpowiednich proporcjach do osobnego reaktora,
- hybrydowa – kombinacja obu metod, obecnie na etapie rozwoju.

Metoda biologiczna stanowi atrakcyjną alternatywę dla kosztownych i mniej elastycznych rozwiązań fizykochemicznych (np. absorpcji chemicznej, adsorpcji czy separacji membranowej), szczególnie w małoskalowych instalacjach o zmiennej jakości wsadu (Adnan i in., 2019). Jej zaletami są: prostota operacyjna, niskie koszty eksploatacyjne, a także korzyści środowiskowe związane z redukcją emisji CO_2 i integracją z odnawialnymi źródłami energii w ramach koncepcji *power-to-gas* (Angelidaki i in., 2018). Stosowanie tej metody wiąże się jednocześnie z różnymi wyzwaniami technologicznymi. Bezpośrednie dozowanie H_2 do fermentora (*in situ*) może prowadzić do wzrostu pH i inhibicji aktywności biologicznej. Niska rozpuszczalność wodoru w cieczy ogranicza jego biodostępność, co stanowi poważne wyzwanie inżynierskie. Zbyt wysokie stężenie H_2 może także zaburzać aktywność syntroficznych mikroorganizmów odpowiedzialnych za degradację propionianu i maślanu (Adnan i in., 2019). Z ewolucyjnego i funkcjonalnego punktu widzenia są to bezwzględnie beztlenowe mikroorganizmy, które pozyskują energię z reakcji H_2 i CO_2 . Zgodnie z zasadą mikrobiologii środowiskowej: „wszystko jest wszędzie, ale środowisko decyduje”. Struktura mikrobiomu w fermentorze zmienia się dynamicznie pod wpływem warunków operacyjnych – dominują w nim mikroorganizmy najlepiej przystosowane do danej konfiguracji procesu (Luo i Angelidaki, 2012).

Zrozumienie dynamiki społeczności mikrobiologicznych jest kluczowe dla optymalizacji biometanacji *in situ*. W tym celu coraz częściej stosuje się techniki





sekwencjonowania wysokoprzepustowego, oparte na analizie genu 16S rRNA, pozwalające na określanie składu taksonomicznego i potencjalnych funkcji mikroorganizmów obecnych w systemie. Badania Tsapekosa i in. (2021) oraz Jianga i in. (2023) podkreśliły znaczenie wodorotroficzných archeonów dla stabilności i efektywności całego procesu.

Dotychczasowe eksperymenty wykazały, że skuteczność biometanacji zależy w dużym stopniu od temperatury procesu (mezofilnej lub termofilnej), czasu retencji hydraulicznej (ang. *hydraulic retention time*, HRT) oraz ładunku organicznego (ang. *organic loading rate*, OLR). Badania Taubera potwierdziły np. skuteczność biometanacji *in situ* w warunkach mezofilnych z użyciem mieszaniny odpadów spożywczych i osadów ściekowych jako substratu. Wyniki wskazały, że odpowiednia optymalizacja HRT i OLR znacznie zwiększa wydajność konwersji wodoru oraz jakość uzyskiwanego biogazu. Choć biometanacja termofilna wykazuje zwykle wyższą efektywność, zastosowanie warunków mezofilnych nadal pozostaje korzystnym rozwiązaniem, szczególnie w kontekście osadów ściekowych – mimo że obszar ten wciąż wymaga dalszych badań.

2.3. WYZWANIA TECHNOLOGICZNE I OPERACYJNE

Biometanacja oparta na konwersji CO_2 do CH_4 z udziałem archeonów metanogennych i wodoru jako donora elektronów, została szeroko opisana w literaturze jako technologia niskoemisyjna i zgodna z zasadami gospodarki obiegu zamkniętego, jednak jej wdrożenie napotyka istotne bariery technologiczne. Są one związane zarówno z konfiguracją *in situ*, gdzie H_2 jest dozowany bezpośrednio do fermentora beztlenowego, jak i z układami *ex situ*, w których proces biometanacji zachodzi w oddzielnym reaktorze. Wyzwania stanowią m.in. ograniczony transfer masy, niestabilność pH, niska efektywność konwersji oraz trudności integracji z fermentacją beztlenową.

W konfiguracji *in situ* jednym z najważniejszych ograniczeń jest bardzo niska rozpuszczalność wodoru w cieczy, co wprost przekłada się na ograniczony transfer gaz-ciecz i niską biodostępność H_2 dla mikroorganizmów metanogennych. Rozpuszczalność wodoru w wodzie wynosi zaledwie 1,6 mg/l w 20°C, co stanowi fundamentalną barierę procesową. W typowych fermentorach beztlenowych brak efektywnych systemów dystrybucji i mieszania wodoru prowadzi do jego lokalnego nagromadzenia i dalszego ograniczenia dostępności dla metanogenów. Jak pokazują najnowsze wyniki modelowania, to właśnie ograniczenia transferu masy H_2 dominują w warunkach ustalonych i mają decydujący wpływ





na wydajność metanizacji (Ngu, Morchain i Cockx, 2022). W związku z tym coraz częściej stosuje się różne rozwiązania technologiczne mające na celu zwiększenie efektywności transferu masy:

- Zastosowanie dyfuzorów membranowych, w szczególności membran kapilarnych (ang. *hollow fiber membrane*, HFM), umożliwia bardziej równomierne i efektywne rozprowadzenie wodoru w cieczy. Badania pokazują, że takie podejście może zwiększyć zawartość metanu (CH_4) w biogazie nawet do 95–99%, w zależności od konfiguracji reaktora oraz warunków operacyjnych. Zastosowanie np. membran biofilmowych umożliwiło uzyskanie czystości metanu do 99% w reaktorze MBR (ang. *membrane biofilm reactor*), co potwierdzono eksperymentalnie (Miehle i in., 2021).
- Zwiększenie intensywności mieszania, które poprawia współczynnik wymiany masy (k_{La}) przez rozbijanie warstwy granicznej wokół pęcherzy H_2 i zwiększenie kontaktu gaz-ciecz. Wahid i Horn (2021) wykazali, że mieszanie z prędkością 170 rpm w termofilnym reaktorze CSTR (ang. *continuous stirred-tank reactor*) zwiększyło udział CH_4 do około 75% oraz efektywność wykorzystania H_2 do 88%, przy jednoczesnym wzroście liczebności metanogenów z rodzaju *Methanoculleus*.
- Wykorzystanie recyrkulacji gazu: recyrkulacja biogazu może poprawić rozpuszczalność wodoru w cieczy przez zwiększenie jego kontaktu z mikroorganizmami oraz stabilizację warunków fermentacyjnych. Hellal i in. (2024) wykazali, że recyrkulacja w warunkach mezofilnych poprawia konwersję wodoru i stabilność mikrobiologiczną układu, prowadząc do zwiększenia produkcji metanu i wzrostu udziału hydrogenotrofowych metanogenów. Podobne wyniki odnotowali Akimoto i in. (2024), wskazując, że zastosowanie osobnych linii dla recyrkulacji i dozowania H_2 pozwala zredukować intensywność przepływu gazu przy zachowaniu wysokiej efektywności konwersji.
- Zastosowanie podwyższonego ciśnienia parcjalnego wodoru: podniesienie ciśnienia parcjalnego H_2 zwiększa jego rozpuszczalność w cieczy fermentacyjnej, co przekłada się na lepszą biodostępność dla metanogenów. Badania Braga Nan i in. (2020) wykazały, że wysokie ciśnienie H_2 sprzyjało selekcji hydrogenotrofowych metanogenów (np. *Methanobacterium*, *Methanoculleus*), a obecność archeonów z rzędu *Methanosarcinales* dodatkowo zwiększała wydajność metanizacji.





W konwencjonalnych fermentorach beztlenowych brak efektywnej dystrybucji gazu może prowadzić do lokalnych wahań stężenia H_2 , pH i potencjału redoks, co zaburza równowagę mikrobiologiczną i ogranicza wydajność metanizacji. Jednym z kluczowych wyzwań technologii *in situ* jest wzrost pH powyżej optymalnego zakresu 7,0–8,0, wynikający z intensywnej konwersji CO_2 i usuwania jonów wodorowęglanowych – głównego buforu procesu. Takie warunki mogą zahamować aktywność metanogenów (Angelidaki i in., 2018). Ashraf i in. (2020) w długoterminowej eksploatacji biofiltrów termofilnych wykazali, że utrzymanie stabilnego pH wymaga zarówno kontroli buforowej, jak i modyfikacji ładunku organicznego. Praktycznym podejściem do ograniczenia tego problemu jest kofermentacja substratów o właściwościach kwaśnych, które stabilizują pH i wspierają aktywność hydrogenotrofowych metanogenów.

Najczęstszą alternatywą dla konfiguracji *in situ*, są układy *ex situ*, w których biogaz z fermentacji beztlenowej – stanowiący pierwszy stopień systemu – jest kierowany do oddzielnego reaktora, gdzie miesza się go z dozowanym wodorem. Główną zaletą takiego podejścia jest wysoka wydajność procesu biometanacji. Niemniej jednak również ten wariant napotyka istotne ograniczenia technologiczne i operacyjne.

Jednym z głównych wyzwań związanych z systemami *ex situ* jest niedobór mikroelementów (takich jak żelazo, nikiel czy kobalt) niezbędnych do działania metaloenzymów uczestniczących w szlaku zarówno hydrogenotrofowym, jak i acetoklastycznym – pełnią rolę kofaktorów lub centrów katalitycznych. Mikroelementy te są niezbędne m.in. dla działania hydrogenaz, kluczowych enzymów szlaku metanogenezy, a ich niedobór może prowadzić do zahamowania aktywności metanogenów i akumulacji lotnych kwasów tłuszczowych, zwłaszcza octowego (Ebrahimian i in., 2023). Aby zapobiegać tym ograniczeniom często wykorzystuje się wody osadowe po procesie fermentacji metanowej (często stanowiące I stopień systemu). Innym sposobem jest wykorzystywanie odpadów pochodzenia zwierzęcego jako źródła składników odżywczych. Kolejnym rozwiązaniem jest dozowanie mikroelementów w postaci chelatów, co poprawia ich biodostępność i stabilność systemu (Ebrahimian i in., 2023; Kamravamanesh i in., 2023).

W biologicznej metanizacji archeony hydrogenotroficzne przekształcają wodór (H_2) i dwutlenek węgla (CO_2) w metan (CH_4). Aby reakcja ta mogła przebiegać, wodór wprowadzany do reaktora musi ulec rozpuszczeniu w fazie ciekłej – dopiero wtedy staje się dostępny dla metanogenów. W systemach *ex situ* jednym z głównych ograniczeń procesu





jest właśnie niski transfer masy H_2 z fazy gazowej do cieczy (Lecker i in., 2017; Thapa i in., 2023). Aby przezwyciężyć niski transfer H_2 stosuje się m.in. intensywne mieszanie (duża liczba obrotów i odpowiedni impeller), które rozbija pęcherze i zwiększa k_{La} , recyrkulację gazu głowicowego (poszerza interfejs gaz-ciecz i przedłuża czas kontaktu), dyfuzory o kontrolowanej wielkości porów (wytwarzają drobne pęcherzyki), membrany włókniste typu HFM (ang. *hollow fiber membrane*) (bezpośrednia dostawa H_2 do biofilmu) oraz materiały nośnikowe o dużej powierzchni, które poprawiają efektywny kontakt faz (Thapa i in., 2023).

Biologiczna metanizacja z udziałem wodoru to obiecująca technologia niskoemisyjna, jednak jej wdrożenie wymaga przezwyciężenia licznych barier inżynierskich. Kluczowe ograniczenia, takie jak: niski transfer masy H_2 , wahania pH, niedobory mikroelementów oraz zmienność składu gazu – znacząco wpływają na stabilność i efektywność procesu zarówno w konfiguracjach *in situ*, jak i *ex situ*.

2.4. PERSPEKTYWY ROZWOJU

Reaktory złożowe typu *trickle bed* (TBR) są uważane za najbardziej efektywne pod względem uzyskiwania większej produkcji metanu. Co ważniejsze, w takim bioreaktorze istotnym elementem jest materiał wypełniający, który sprzyja tworzeniu biofilmu metanogenego na swojej powierzchni oraz zwiększa powierzchnię wymiany gaz-ciecz, co poprawia transfer masy wodoru. Tak więc zastosowanie przewodzących materiałów w reaktorach TBR do celów egzogennej biometanacji może znacząco wpłynąć na wydajność produkcji metanu, ale nadal wymaga dalszych badań.

Podczas metanogenezy wodorowej reakcja biologiczna wodoru z dwutlenkiem węgla prowadzi do wytworzenia metanu i wody. Nagromadzenie tej wody może rozcieńczać biomasę mikroorganizmów oraz składniki odżywcze w reaktorze, co negatywnie wpływa na aktywność mikroorganizmów, obniża pojemność buforową cieczy i zmniejsza produkcję metanu. Zastosowanie membranowych technik separacji (tj. bioreaktora membranowego) powstałej wody mogłoby zapobiegać wymywaniu biomasy, składników odżywczych i pierwiastków śladowych, co przyczyniłoby się do znaczącego zwiększenia efektywności procesu biometanacji.

W procesie biometanacji *ex situ* dostarczany wodór jest wykorzystywany przede wszystkim przez metanogeny wodorowe oraz bakterie homoacetogenne. Obecność tych





bakterii zmniejsza efektywność przemian CO_2 do CH_4 , gdyż zużywają one wodór i dwutlenek węgla do produkcji octanu. W związku z tym potrzebne są dalsze badania nad metodami ograniczania udziału mikroorganizmów konkurencyjnych oraz wspierania metanogenezy wodorowej w celu zwiększenia produkcji metanu (Thapa i in., 2023).

Innym interesującym kierunkiem rozwoju jest połączenie procesów fermentacji beztlenowej i pirolizy. Metanizacja biologiczna może być prowadzona z wykorzystaniem gazu syntezowego powstającego podczas tego procesu. Przetwarzanie biologiczne syngazu znajduje się nadal we wczesnej fazie rozwoju, a wdrożenie technologii na wyższym poziomie gotowości technologicznej (ang. *technology readiness level*, TRL) jest koniecznym warunkiem weryfikacji wyników uzyskanych w skali laboratoryjnej (Tayibi, Monlau i Marias, 2021).

W perspektywie europejskiej biometan uznawany jest za istotny element transformacji energetycznej. Zgodnie z szacunkami Komisji Europejskiej do 2030 r. możliwe jest wytwarzanie 350 TWh biometanu rocznie, co stanowiłoby około 10% zapotrzebowania UE na gaz ziemny i mogłoby przyczynić się do redukcji emisji o 110 mln ton CO_2e rocznie. Potencjał ten może wzrosnąć do ponad 1000 TWh rocznie do 2050 r., dzięki rozwojowi fermentacji beztlenowej oraz technologii zgazowania biomasy. Produkcja biometanu niesie za sobą korzyści środowiskowe i gospodarcze, takie jak poprawa jakości gleby, ograniczenie emisji metanu z rolnictwa oraz wsparcie dla lokalnego zatrudnienia, co czyni ją strategicznym kierunkiem rozwoju w unijnej polityce klimatyczno-energetycznej (Alberici, Moulhak i Peters, 2021).

2.5. FERMENTACJA WODOROWA

Biowodór to ekologiczna forma wodoru wytwarzana w procesach biologicznych z udziałem mikroorganizmów. Biowodór może być wytwarzany m.in. w procesach ciemnej fermentacji i fotofermentacji. Fermentacja ciemna posiada istotne zalety w porównaniu z fotofermentacją. Jest to przede wszystkim zdolność do generowania wyższego stężenia wodoru w mniej wymagających warunkach eksploatacyjnych. Problemy związane z koniecznością ścisłego kontrolowania parametrów środowiskowych oraz zapewniania równomiernego natężenia światła, które występują w procesach opartych na fotonach, są w przypadku fermentacji ciemnej pomijane, co pozwala na szybszy wzrost mikroorganizmów i wydajniejszą przemianę dostarczonych substratów (Chai i in., 2022).





Odporność technologii fermentacji ciemnej na warunki pracy bioreaktora pozwala na wykorzystanie szerokiego zakresu substratów organicznych, w tym odpadów ciekłych i stałych (Saratale i in., 2021). Co więcej, proces ten może być prowadzony przy użyciu mieszanych kultur mikroorganizmów (np. bakterie beztlenowe *Escherichia coli*, *Clostridium sp.* oraz *Enterobacter sp.*), co pozwala na optymalizację wydajności produkcji wodoru w zależności od złożoności substratu, którym mogą być osady ściekowe, również wzbogacane bioodpadami czy odpadami rolniczymi, np. obornikiem bydlęcym oraz warunków panujących w bioreaktorze (Chai i in., 2022). Proces ten wpisuje się również w koncepcję gospodarki o obiegu zamkniętym, przekształcając odpady o niskiej wartości w wartościowe źródła energii (Ahmad i in., 2024).

Produkcja biowodoru za pomocą fotofermentacji z udziałem bakterii fotosyntetycznych stanowi obiecującą metodę uzyskiwania wodoru o wysokiej czystości w warunkach beztlenowych. W procesie fotofermentacji bakterie fotosyntetyczne, głównie szczepy *Rhodospseudomonas sp.*, *Rhodobium sp.*, *Rhodobacter sp.* oraz *Rhodospirillum sp.*, wykorzystują energię świetlną do rozkładu związków organicznych. Dostępność światła naturalnego lub sztucznego stanowi kluczowy czynnik wpływający na wydajność procesu. Wśród wykorzystywanych mikroorganizmów dominują purpurowe bakterie bezsiarkowe (ang. *purple non-sulphur bacteria*, PNSB), choć czasami stosowane są również inne bakterie purpurowe i zielone. Optymalne warunki dla procesu są następujące: pH 6,8–7,5, temperatura 30–35°C, natężenie światła 6–6000 lx (Ahmad i in., 2024).

W celu zwiększenia wydajności biowodoru coraz częściej stosuje się nanocząsteczki (ang. *nanoparticles*, NPs), które pełnią różnorodne funkcje, m.in. katalizatorów, mediatorów elektronowych, inhibitorów reakcji niepożądanych oraz promotorów wzrostu konsorcjów mikrobiologicznych. Ich skuteczność w zwiększaniu produkcji wodoru wynika głównie z wpływu na wewnątrzkomórkowy transport elektronów, aktywność metaloenzymów oraz wzrost mikroorganizmów. Szczególne nadzieje wiąże się z nanocząstkami żelaza ze względu na ich stymulujący wpływ na aktywność nitrogenazy, która odgrywa główną rolę w procesie fotofermentacji. Trwają także dalsze badania w celu określenia roli innych metali i ich tlenków na wzrost wydajności procesu.

Jednym z głównych wyzwań w fotofermentacji pozostaje efektywna dystrybucja światła w bioreaktorze. W tym celu opracowywane są zaawansowane konstrukcje fotobioreaktorów, zapewniające równomierne rozpraszanie światła. W przyszłości





optymalizacja procesu powinna koncentrować się na doborze odpowiednich substratów oraz dogłębnym poznaniu mikrobiologicznych aspektów fotofermentacji. Będzie to kluczowe dla poprawy efektywności energetycznej i zwiększenia produkcji wodoru przez zróżnicowane kultury mikroorganizmów.

Istotny staje się pomysł połączenia fermentacji ciemnej z fotofermentacją w systemie dwustopniowym, co może stanowić obiecującą strategię zwiększania całkowitej wydajności produkcji biowodoru. W tym układzie produkty pośrednie, powstające w fermentacji ciemnej, mogą stanowić substraty dla bakterii PNSB w kolejnym etapie, co przyczynia się do zmniejszenia ilości podawanych substratów i zwiększenia uzysku wodoru. Podsumowując, opracowanie zoptymalizowanych warunków hodowli oraz zastosowanie odpowiednich, zdolnych szczepów mikroorganizmów, może istotnie przyczynić się do rozwoju zrównoważonej, wielkoskalowej produkcji biowodoru (Agyekum i Odoi-Yorke, 2024).

2.6. PODSUMOWANIE

Technologia biologicznej biometanacji wykazuje ogromny potencjał w kontekście wyzwań związanych z *Europejskim Zielonym Ładem* i transformacją energetyczną. Jest to proces, który bez wątpienia wymaga dalszych badań, koncentrujących się na optymalizacji konfiguracji reaktorów i parametrów operacyjnych w celu zwiększenia efektywności transferu wodoru, ograniczenia konkurencyjności homoacetogenów, zastosowania materiałów nośnikowych dla wzrostu biofilmu oraz integracji technologii membranowych dla poprawy dystrybucji gazu w układzie. Niezbędne jest także prowadzenie analiz techniczno-ekonomicznych wspierających wdrażanie tej technologii na skalę przemysłową. Warto również podkreślić komplementarność fermentacji wodorowej, która umożliwia produkcję H_2 z odpadów biodegradowalnych i tym samym może zasilać proces biometanacji w sposób zrównoważony. Zintegrowane podejście, oparte na synergii obu procesów, stwarza nowe perspektywy dla rozwoju systemów energetyki odnawialnej i obiegu zamkniętego.

Literatura

1. Adnan A. I. A., Ong M. Y., Nomanbhay S., Chew K. W., Show P. L. (2019): Technologies for Biogas Upgrading to Biomethane: A Review. *Bioengineering*, Vol. 6(4), 92.





2. Agyekum E. B., Odoi-Yorke F. (2024): Review of over two decades of research on dark and photo fermentation for biohydrogen production – A combination of traditional, systematic, and bibliometric approaches. *International Journal of Hydrogen Energy*, Vol. 91, 1149-1169.
3. Ahmad A., Rambabu K., Hasan S. W., Show P. L., Banat F. (2024): Biohydrogen production through dark fermentation: Recent trends and advances in transition to a circular bioeconomy. *International Journal of Hydrogen Energy*, Vol. 52(Part A), 335-357.
4. Akimoto S., Tsubota J., Angelidaki I., Hidaka T., Fujiwara T. (2024): Pilot-scale in-situ biomethanation of sewage sludge: Effects of gas recirculation method. *Bioresource Technology*, Vol. 413, 131524.
5. Alberici S., Moultak M., Peters J. (2021): The future role of biomethane, <https://gasforclimate2050.eu/wp-content/uploads/2023/12/The-future-role-of-biomethane.pdf> (dostęp: 3.04.2025).
6. Angelidaki I., Treu L., Tsapekos P., Luo G., Campanaro S., Wenzel H., Kougias P. G. (2018): Biogas upgrading and utilization: Current status and perspectives. *Biotechnology Advances*, Vol. 36, 452-466.
7. Antukh T., Lee I., Joo S., Kim H. (2022): Hydrogenotrophs-Based Biological Biogas Upgrading Technologies. *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology*, Vol. 10, 833482.
8. Ashraf M. J., Siebrig M. U., Yde L., Rhee Ch., Shin S. G., Triolo J. M. (2020): Biomethanation in a thermophilic biotrickling filter – pH control and lessons from long-term operation. *Bioresource Technology Reports*, Vol. 11, 100525.
9. Asquer C., Cappai G., Carucci A., De Gioannis G., Muntoni A., Piredda M., Spiga D. (2019): Biomass ash characterisation for reuse as additive in composting process. *Biomass and Bioenergy*, Vol. 123, 186-194.
10. Braga Nan L., Trably E., Santa-Catalina G., Bernet N., Delgenès J.-P., Escudié R. (2020): Biomethanation processes: new insights on the effect of a high H₂ partial pressure on microbial communities. *Biotechnology for Biofuels*, Vol. 13, 124.
11. Cattle S. R., Robinson C., Whatmuff M. (2020): The character and distribution of physical contaminants found in soil previously treated with mixed waste organic outputs and garden waste compost. *Waste Management*, Vol. 101, 94-105.
12. Chai Y., Lyu Z., Du H., Li P., Ding S., Jiang Y., Zhu W. (2022): Recent progress on rational design of catalysts for fermentative hydrogen production. *SusMat*, Vol. 2(4), 392-410.
13. De Gioannis G., Muntoni A., Polettini A., Pomi R., Spiga D. (2017): Energy recovery from one- and two-stage anaerobic digestion of food waste. *Waste Management*, Vol. 68, 595-602.
14. Dyrektywa (2010): Dyrektywa 2010/75/UE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 24 listopada 2010 r. w sprawie emisji przemysłowych (zintegrowane zapobieganie zanieczyszczeniom i ich kontrola). Dz. U. UE, L 334/17.
15. Dyrektywa (2018): Dyrektywa (UE) 2018/2001 Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 11 grudnia 2018 r. w sprawie promowania stosowania energii ze źródeł odnawialnych (wersja przekształcona). Dz. U. UE, L 328/82.
16. Ebrahimian F., Lovato G., Alvarado-Morales M., Ashraf M. T., Rodrigues J. A. D., Tsapekos P., Angelidaki I. (2023): Iron limitation effect on H₂/CO₂ biomethanation: Experimental and model analysis. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, Vol. 11(2), 109529.





17. EEA (2023): Industrial Reporting under the Industrial Emissions Directive 2010/75/EU and European Pollutant Release and Transfer Register Regulation (EC) No 166/2006 Ver 8.0. European Environment Agency.
18. Hellal M., Gamoń F., Cema G., Kadimpati K., Ziemińska-Buczyńska A., Surmacz-Górska J. (2024): Improving in-situ biomethanation of sewage sludge under mesophilic conditions: Performance and microbial community analysis. *Biomass and Bioenergy*, Vol. 191, 107487.
19. Jiang B., Hu X., Söderlind U., Hedenström E., Zhang W., Yu C. (2023): A novel approach to enhance CO biomethanation by semi-disaggregation of anaerobic granular sludge. *Energy Conversion and Management*, Vol. 276, 116551.
20. Kamravamanesh D., Rinta Kanto J. M., Ali-Löytty H., Myllärinen A., Saalasti M., Rintala J., Kokko M. (2023): Ex-situ biological hydrogen methanation in trickle bed reactors: Integration into biogas production facilities. *Chemical Engineering Science*, Vol. 269, 118498.
21. KE (2020): Nowy plan działania UE dotyczący gospodarki o obiegu zamkniętym. COM/2020/98 final.
22. KE (2021): Fit for 55: delivering the EU's 2030 Climate Target on the way to climate neutrality. COM(2021) 550 final.
23. Khan M. U., Lee J. T. E., Bashir M. A., Dissanayake P. D., Ok Y. S., Tong Y. W., Shariati M. A., Wu S., Ahring B. K. (2021): Current status of biogas upgrading for direct biomethane use: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Vol. 149, 111343.
24. Kougias P. G., Angelidaki I. (2018): Biogas and its opportunities – A review. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, Vol. 12(3), 14.
25. Lecker B., Illi L., Lemmer A., Oechsner H. (2017): Biological hydrogen methanation – a review. *Bioresource Technology*, Vol. 245(Pt A), 1220-1228.
26. Luo G., Angelidaki I. (2012): Integrated biogas upgrading and hydrogen utilization in an anaerobic reactor containing enriched hydrogenotrophic methanogenic culture. *Biotechnology and Bioengineering*, Vol. 109(11), 2729-2736.
27. Miehle M., Hackbarth M., Gescher J., Horn H., Hille-Reichel A. (2021): Biological biogas upgrading in a membrane biofilm reactor with and without organic carbon source. *Bioresource Technology*, Vol. 337, 125287.
28. Ngu V., Morchain J., Cockx A. (2022): Spatio-temporal 1D gas-liquid model for biological methanation in lab scale and industrial bubble column. *Chemical Engineering Science*, Vol. 248, 117478.
29. Saratale R. G., Cho S., Saratale G. D., Kumar M., Bharagava R. N., Varjani S., Shin H. (2021): An overview of recent advancements in microbial polyhydroxyalkanoates (PHA) production from dark fermentation acidogenic effluents: a path to an integrated bio-refinery. *Polymers*, Vol. 13(24), 4297.
30. Tayibi S., Monlau F., Marias F. (2021): Coupling anaerobic digestion and pyrolysis processes for maximizing energy recovery and soil preservation according to the circular economy concept. *Journal of Environmental Management*, Vol. 279, 111632.
31. Thapa A., Jo H., Han U., Cho S. K. (2023): Ex-situ biomethanation for CO₂ valorization: State of the art, recent advances, challenges, and future prospective. *Biotechnology Advances*, Vol. 68, 108218.





32. Tsapekos P., Treu L., Campanaro S., Centurion V. B., Zhu X., Peprah M., Zhang Z., Kougias P. G., Angelidaki I. (2021): Pilot-scale biomethanation in a trickle bed reactor: Process performance and microbiome functional reconstruction. *Energy Conversion and Management*, Vol. 244, 114491.
33. Wahid R., Horn S. J. (2021): The effect of mixing rate and gas recirculation on biological CO₂ methanation in two-stage CSTR systems. *Biomass and Bioenergy*, Vol. 144, 105918.





Daria Sławczyk, Beata Bien

Politechnika Częstochowska, Wydział Infrastruktury i Środowiska

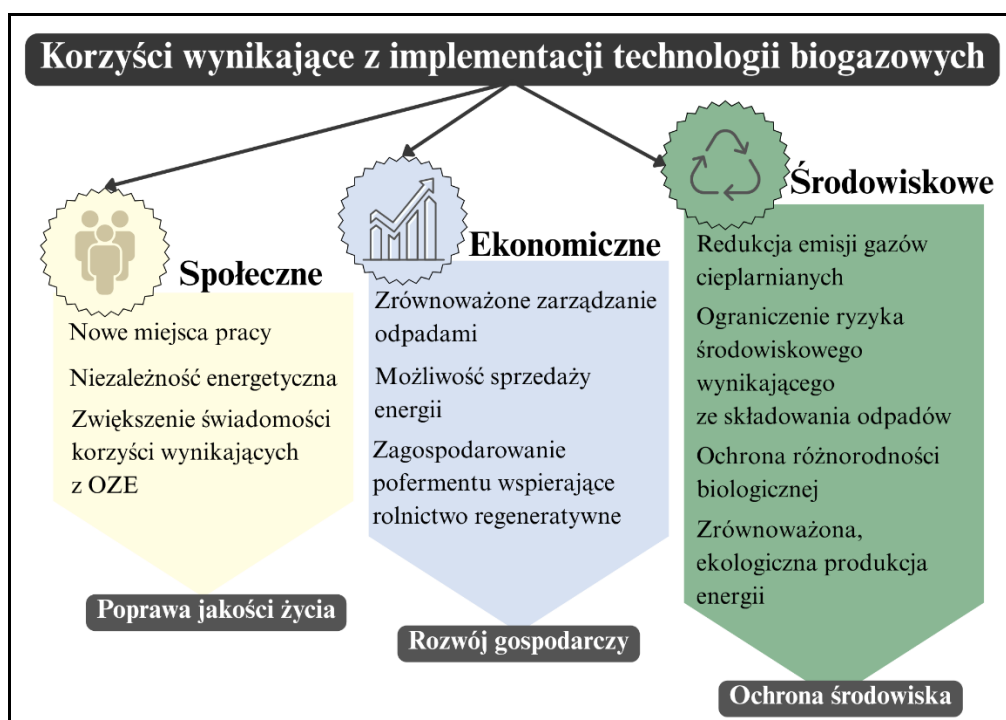
3. Znaczenie temperatury w technologii biogazowej – od obróbki wstępnej do zagospodarowania pofermentu

3.1. WPROWADZENIE

W dobie wyzwań energetycznych i środowiskowych kluczowe znaczenie zyskuje ograniczanie wykorzystania nieodnawialnych źródeł energii na rzecz przyjaznych środowisku i ekonomicznie opłacalnych źródeł odnawialnych (OZE). Jednym z nich jest energia pochodząca z biogazu, produktu fermentacji metanowej (Hossain in., 2022). Wydajność procesu konwersji odpadów do biogazu w elektrociepłowniach zależy jest od szeregu czynników, w tym od rodzaju substratu oraz warunków przetwarzania. Istotnymi parametrami procesu fermentacji są: temperatura, pH, hydrauliczny czas retencji (ang. *hydraulic retention time*, HRT), ładunek organiczny (ang. *organic retention time*, ORL) oraz stosunek zawartości węgla do azotu (C/N) (Nkuna i in., 2022). Niemniej jednak temperatura odgrywa zasadniczą rolę również na etapie wstępnego przetwarzania wsadów, jak i po właściwym procesie fermentacji, przy technologiach obróbki pozostałości pofermentacyjnej.

Technologie biogazowe w zestawieniu z innymi technologiami energetycznymi często mają przewagę ze względu na liczne korzyści pozyskiwania energii z biomasy. Główną przesłanką przemawiającą za omawianymi technologiami jest aspekt środowiskowy (rys. 3.1). Przyjmuje się, że produkcja biogazu to proces bezpieczny dla środowiska, przyczyniający się do redukcji emisji gazów cieplarnianych, powodujący znaczną redukcję patogenów znajdujących się w odpadach oraz pozwalający na ponowne wykorzystanie składników odżywczych substratów. Co więcej, technologia ta jest wydajna oraz przyczynia się do rozwoju lokalnej gospodarki, a w szerszym ujęciu, również do rozwoju strategii energetycznej państwa (Jasimović i in., 2024). Ponadto przyjmuje się, że fermentacja metanowa odpadów zmniejsza ryzyko zanieczyszczenia gleb, wód oraz powietrza w porównaniu do innych, powszechnie stosowanych metod przetwarzania, takich jak piroliza, spalanie czy zgazowanie (Chew i in., 2021).





Rys. 3.1. Technologie biogazowe jako rozwiązanie korzystne społecznie, ekonomicznie i środowiskowo

W celu poprawy wydajności pracy elektrociepłowni na biogaz obecnie opracowywane są technologie ukierunkowane na stabilizację fermentacji metanowej oraz zwiększenie efektywności produkcji biogazu, szczególnie z dostępnych substratów charakteryzujących się wysoką zawartością związków organicznych. W niniejszym rozdziale znalazły się informacje na temat najnowszych badań dotyczących obróbki termicznej wsadów do biogazowni, roli temperatury w fermentacji i zagospodarowaniu pofermentu, co jest kluczowe z uwagi na dalsze opracowywanie i wdrażanie innowacyjnych technologii opartych na procesach termicznych w beztlenowej produkcji biogazu.

3.2. TERMICZNE KONDYCJONOWANIE WSADÓW

Wstępna obróbka wsadów stosowanych w biogazowniach jest procesem niezbędnym do zwiększenia wydajności produkcji biogazu z substratu i poprawy stopnia rozkładu związków złożonych, takich jak składniki lignocelulozowe. Wśród technologii kondycjonowania znajdują się procesy: mechaniczne, fizyczne, chemiczne, biologiczne oraz metody hybrydowe. Obróbka cieplna, będąca procesem fizycznym, znajduje powszechne zastosowanie na skalę przemysłową (Wang i in., 2022). Niewątpliwymi zaletami przetwarzania termicznego są jego prostota, ekonomiczna opłacalność i wysoka wydajność obróbki przez stymulowanie hydrolizy odpadów trafiających do biogazowni. Działanie



temperatury eliminuje ponadto patogeny z substratu, przez co produkty fermentacji pozbawiane są szkodliwych mikroorganizmów (Chew i in., 2021).

Kondycjonowanie może zachodzić w szerokim zakresie temperaturowym, zależnym od rodzaju substratu poddawanego obróbce oraz od warunków technologicznych. Jak podają Wang i in. (2022) obróbka termiczna może odbywać się zarówno w temperaturze 50°C (obróbka niskotemperaturowa), jak i w temperaturach powyżej 180°C (obróbka wysokotemperaturowa).

Yılmaz, Başkan i Açıkel (2024) badali skuteczność kondycjonowania termicznego obornika bydlęcego, w tym określali jego wpływ na szybkość produkcji biogazu. Wstępna obróbka obejmowała zakres temperatur od 25°C do 180°C. Do 60-minutowego kondycjonowania w temperaturze 100°C i 120°C wykorzystano autoklaw, natomiast dla wyższych temperatur sięgających 150°C i 180°C wymienieni autorzy stosowali obróbkę termiczną w piecu muflowym. Odnotowano szybkość produkcji biogazu równą 0,2826 m³/kg odpadów stałych przy obróbce w temperaturze 150°C, co oznaczało wzrost szybkości produkcji o ponad 88% w porównaniu do próby kontrolnej, niepoddawanej procesom kondycjonowania. Niemniej jednak podwyższenie temperatury nie spowodowało dalszego wzrostu szybkości procesu, co wskazuje na istnienie pewnego optimum termicznego kondycjonowania dla danego rodzaju wsadu. Z kolei Haider i in. (2021) badali wpływ warunków temperaturowych wstępnego przetwarzania w reaktorze wielostopniowym słomy kukurydzianej z łuskami ryżowymi po wstępnej obróbce chemicznej. Autorzy stwierdzili, że wydajność produkcji biogazu była wyższa o 11% dla kukurydzy i 18% dla łuski ryżowej w przypadku fermentacji mezofilowej w porównaniu do procesu zachodzącego w wyższych temperaturach sięgających 55°C. Metody hybrydowe, w tym łączenie technologii obróbki termicznej i chemicznej, są coraz częściej stosowane ze względu na widoczne efekty osiągane w zakresie zwiększenia wydajności fermentacji anaerobowej (Singh i in., 2023).

Temperatura ma również kluczowe znaczenie w obróbce wstępnej wykorzystującej promieniowanie mikrofalowe. Badanie skoncentrowane na określaniu wpływu różnych warunków temperaturowych kondycjonowania mikrofalowego słomy kukurydzianej, przeprowadzone przez Wanga i in. (2021), dostarczyło istotnych informacji na temat efektywności przetwarzania w zakresie temperatur od 120°C do 180°C. Analiza składu chemicznego słomy po przetworzeniu pozwoliła na wyciągnięcie wniosku, że wzrost temperatury kondycjonowania powoduje zwiększenie stopnia degradacji ligniny, celulozy





oraz hemicelulozy. Niemniej jednak najwyższa skumulowana wydajność metanu została odnotowana dla fermentacji metanowej słomy kukurydzianej poddanej 10-minutowej obróbce wstępnej w 150°C. Wymagane jest zatem prowadzenie kompleksowych badań w celu określenia optymalnej temperatury obróbki wstępnej dla danej technologii i dla danego substratu.

Innym rodzajem kondycjonowania jest wstępna obróbka hydrotermalna (ang. *hydrothermal pretreatment*, HTP). Technologia ta ma na celu zwiększenie rozpuszczalności wsadów i poprawę ich właściwości fizycznych. To z kolei skutkuje skróceniem czasu retencji substratów oraz zwiększeniem produkcji biogazu (Singh i in., 2023). Ayala-Mercado, Weber i Durán-García (2022) zastosowali eksplozję pary w zbiorniku ciśnieniowym i ekstruzję do oceny efektywności biokonwersji gronostojów (*Sargassum*) w wyniku fermentacji metanowej. Przyjęto zakres temperaturowy od 200°C do 240°C dla ekstruzji oraz ciśnienia równe 0,68 MPa i 0,98 MPa podczas eksplozji parowej, co odpowiadało odpowiednio temperaturom 164°C i 179°C. Badacze zaobserwowali wzrost konwersji biomasy o prawie 80%, co było wynikiem poprawy biodegradacji gronostojów poddanych obróbce hydrotermalnej (Ayala-Mercado, Weber i Durán-García, 2022).

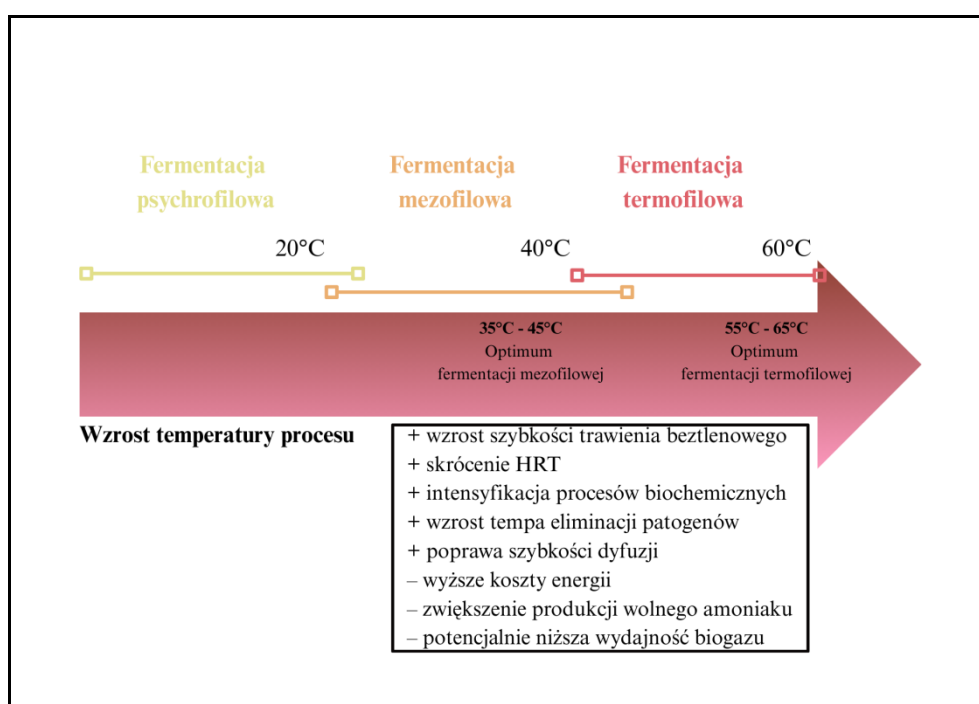
3.3. ROLA TEMPERATURY W PROCESIE FERMENTACJI METANOWEJ

Fermentacja metanowa jest procesem biotechnologicznym, podczas którego złożone związki organiczne zawarte w substratach, są przekształcane do biogazu i pofermentu, które mogą być wykorzystywane do produkcji energii elektrycznej, cieplnej oraz jako paliwo, a także w celach rolniczych, w formie ekologicznego nawozu do upraw. Fermentacja metanowa dzieli się na cztery etapy – hydrolizę, acidogenezę, acetogenezę oraz metanogenezę (Devi i in., 2022). Krytycznym etapem jest hydroliza, która ma na celu rozkład związków organicznych, takich jak białka, tłuszcze, cukry złożone, odpowiednio do aminokwasów, kwasów tłuszczowych i cukrów prostych. Efektywność tego procesu jest zależna przede wszystkim od składu chemicznego wsadu stosowanego w biogazowni. W przypadku substratów o wysokiej zawartości ligniny i celulozy proces ten często przebiega wolniej i w celu optymalizacji jego efektywności wymaga wdrożenia technologii obróbki wstępnej. Związki proste, będące efektem przekształceń enzymatycznych podczas hydrolizy, są dalej rozkładane do kwasu octowego, wodoru i dwutlenku węgla przez bakterie acido-



i acetogenne, a w końcowym etapie fermentacji – metanogenezie, wytwarzany jest biogaz, w skład którego wchodzi głównie metan i dwutlenek węgla (Wang i in., 2021).

Ze względu na warunki temperaturowe procesu fermentacji metanowej, można wyróżnić fermentację psychrofilową, mezofilową oraz termofilową (rys. 3.2). W większości przypadków funkcjonowanie biogazowni jest oparte jednak na fermentacji mezofilowej, co wynika z niższych kosztów energetycznych oraz często wyższej wydajności przetwarzania substratów niż w przypadku warunków termofilowych (Haider i in., 2021). Podział fermentacji ze względu na temperaturę uwzględnia również przekształcenia zachodzące w warunkach submezofilowych, czyli poniżej 30°C. Chociaż fermentacja submezofilowa nie jest często stosowana w skali przemysłowej, to może być zastosowana, jeśli w wyniku fermentacji mezofilowej znacznie wzrośnie koszt ogrzewania lub nastąpi uszkodzenie systemu. Wówczas wykorzystanie fermentacji submezofilowej jest zasadne (Puig-Castellví i in., 2022).



Rys. 3.2. Warunki temperaturowe procesu fermentacji metanowej. Oprac. na podst. Chew i in. (2021)

Liczne badania koncentrują się na optymalizacji warunków temperaturowych zarówno pod kątem wysokiej efektywności produkcji biogazu, jak i opłacalności ekonomicznej. Przykładowo, badania prowadzone przez Soleymani i in. (2021) dostarczają wiedzy na temat wpływu temperatury i pH na wydajność biogazu uzyskanego z wywaru z trzciny cukrowej. Jak wskazano odpowiednimi warunkami fermentacji dla tego substratu



jest temperatura równa 35°C i pH wynoszące 7. Warto zwrócić uwagę, że poza dostosowaniem warunków termicznych istotne znaczenie mają także pozostałe parametry procesu, które wpływają na jego stabilność. Mimo zaobserwowanego zwiększenia objętości wytwarzanego biogazu wraz ze wzrostem temperatury w przeprowadzonym badaniu, przy wyborze najkorzystniejszych warunków należy uwzględnić również aspekt ekonomiczny i stopień czystości gazu. Jedynie wówczas możliwe jest dostosowanie warunków pracy w reaktorze do rzeczywistych warunków technologicznych oraz opłacalności procesu. Innymi badaniami optymalizacji wydajności biogazu były analizy prowadzone przez Molua i in. (2023). Autorzy ci dowiedli, że: odpady drzewne, w tym wióry, trociny oraz ścinki drzew, mogą być z powodzeniem stosowane do konwersji na biogaz. Optymalną temperaturą procesu, przy której wydajność produkcji biogazu wyniosła 0,2284 m³ CH₄/gVS, było 35°C. Zarówno niższa, jak i wyższa wartość tego parametru skutkowały spadkiem aktywności mikrobiologicznej i zahamowaniem szybkości degradacji substratów. Z kolei badania prowadzone przez Prabhu i in. (2021), oceniające wpływ współfermentacji: *Prosopis juliflora*, hiacynta wodnego, suchych liści i obornika krowiego, pozwoliły na określenie optymalnych warunków pH oraz temperatury dla ww. wsadu, przyjmujących wartość pH równą 7 i 35,6°C. Również Chol, Muchuka i Nyaanga (2022) dowiedli, jak istotne znaczenie ma dobór temperatury do określonego substratu. Autorzy badali wydajność fermentacji anaerobowej obornika krowiego i kiszonki kukurydzianej w trzech temperaturach (20°C, 25°C, 30°C) przy proporcji substratów wynoszącej 3:1. Po 15-dniowym eksperymencie stwierdzono, że optymalne warunki termiczne dla mieszanki wynoszą 30°C, za czym przemawiał zarówno wzrost objętości uzyskanego biogazu o 47,35% w porównaniu do fermentacji przebiegającej w 20°C, jak i najwyższy uzysk metanu w biogazie, sięgający 57% jego zawartości (Chol, Muchuka i Nyaanga, 2022).

Niejednokrotnie obserwowano, że temperatura ma wpływ na liczebność i aktywność mikroorganizmów fermentujących. Badania prowadzone przez Sudiartha i in. (2023) potwierdziły, że zmiana warunków termicznych wpływa hamująco na aktywność mikrobiologiczną i produkcję metanu. Przykładowo podwyższenie temperatury o zaledwie 3°C spowodowało spadek liczebności bakterii z rodzajów *Methanosaeta* i *Methanosarcina*. Inni autorzy stwierdzili również pozytywny wpływ utrzymywania stałej temperatury w reaktorze, zarówno na aktywność metanogenów, jak i na stabilność i wydajność procesu fermentacji mączki paszowej, melasy i kiszonki kukurydzy (Jasimović i in., 2024). Puig-





-Castellví i in. (2022), badając wpływ zmiany temperatury z mezofilowej na submezofilową ($< 30^{\circ}\text{C}$) w trakcie trwania procesu fermentacji osadów ściekowych i odpadów rzeźniczych, zaobserwowali zmniejszenie udziału archeonów w ogólnej liczbie bakterii oraz niższą produkcję biogazu. Co więcej, po powrocie do pierwotnej temperatury w reaktorze, wynoszącej 35°C , wciąż nie udało się doprowadzić do odtworzenia wstępnej populacji mikroorganizmów. Zmiana temperatury wpływa zatem niekorzystnie zarówno na efektywność procesu fermentacji, jak i na aktywność metaboliczną oraz liczebność bakterii i archeonów w reaktorze.

3.4. ZNACZENIE TEMPERATURY W PRZETWARZANIU POFERMENTU

Pozostałość pofermentacyjna, ze względu na swój skład, często stosowana jest jako nawóz od uprawy. Zawartość azotu dostępnego dla roślin jest wyższa niż w przypadku nawozów sztucznych, co czyni poferment ich doskonałym zamiennikiem, jednocześnie odpowiadając założeniom gospodarki obiegu zamkniętego (GOZ). Należy także mieć na uwadze, że proces fermentacji metanowej przyczynia się do zwiększenia bezpieczeństwa stosowania digestatu przez unieszkodliwienie patogenów znajdujących się w odpadach poddawanych procesowi konwersji (Nyang'au, Sørensen i Møller, 2023). Poza azotem pozostałość pofermentacyjna jest także źródłem fosforu i potasu – pierwiastków wpływających na jakość gleb i zwiększających potencjał aplikacyjny pofermentu jako nawozu (Grobelać i in., 2025).

Nyang'au, Sørensen i Møller (2023) prowadzili badania mające na celu określenie wpływu wybranych parametrów procesu fermentacji metanowej, w tym temperatury, na zawartość azotu nieorganicznego w pofermencie. Ilość uwalnianego azotu nieorganicznego świadczy bowiem o dostępności tego pierwiastka dla roślin oraz o efektywności procesu rozkładu związków organicznych podczas fermentacji. Autorzy stwierdzili, że dla substratów, takich jak słoma, uprawy energetyczne czy odpady przemysłowe, w tym odpady z rzeźni, odpady rybne i melasa, proces współfermentacji z gnojowicą zwierzęcą, przebiegający w temperaturze mezofilowej ($35\text{--}45^{\circ}\text{C}$), skutkował wyższym stopniem uwalniania N nieorganicznego w porównaniu do warunków termofilowych ($50\text{--}55^{\circ}\text{C}$). Kofermentacja gnojowicy z roślinami energetycznymi przyczyniła się do uwolnienia aż 67% azotu. Jednakże, dobierając warunki temperaturowe pracy biogazowni, należy również wziąć pod uwagę wpływ pozostałych parametrów, takich jak czas retencji, pH oraz obciążenie organiczne





reaktora, w celu kompleksowej oceny oddziaływania wszystkich parametrów na jakość uzyskanego biogazu i właściwości pofermentu.

Na wartość nawozową pofermentu ma wpływ nie tylko skład elementarny stosowanych substratów, ale także warunki fermentacji metanowej i obróbka pofermentu. Jak wskazali Cooke i in. (2023) separacja faz i kompostowanie wpływają na zdolność do mineralizacji węgla oraz stabilność agregatów glebowych. Kompostowanie jest powszechnie stosowaną praktyką zagospodarowania pofermentu, szczególnie pozostałości po przetwarzaniu beztlenowym odpadów spożywczych. W tym wypadku również istotną rolę odgrywają warunki termiczne. Proces kompostowania ma trzy fazy – mezofilową, termofilową oraz chłodzącą. Czas fazy termofilowej jest zależny od stabilności warunków środowiskowych oraz stopnia dezynfekcji produktów (Manu i in., 2021).

Pozostałości organiczne po procesie fermentacji poddawane są ponadto obróbce w celu poprawy wydajności produkcji metanu. Nordell i in. (2022) stosowali trwającą dobę obróbkę termiczną w temperaturze 55°C, godzinną obróbkę w temperaturze 70°C oraz proces hydrolizy termicznej przy 165°C w celu wyboru optymalnych warunków obróbki pofermentu. Każda wymieniona metoda skutkowała zwiększeniem stężenia rozpuszczonego węgla organicznego (ang. *dissolved organic carbon*, DOC). Co więcej, proces pasteryzacji w temperaturze 70°C w większości przypadków okazał się najkorzystniejszy dla poprawy potencjału metanogennego. Podobne rezultaty przy omawianej temperaturze obróbki otrzymali Bjerg i in. (2024) po poddaniu procesowi obróbki odpadów żywnościowych, rolniczych oraz mieszanki odpadów żywnościowych z obornikiem. Zaobserwowano wówczas znaczny wzrost zawartości rozpuszczonego węgla organicznego w pofermencie.

3.5. WYZWANIA I PERSPEKTYWY ROZWOJU

Mimo wielu korzyści wynikających z wytwarzania biogazu i pofermentu, takich jak produkcja: energii elektrycznej, ciepła, paliwa i nawozu organicznego, technologie biogazowe wciąż wiążą się z potrzebą sprostania kilku wyzwaniom. Wśród nich należy wymienić konieczność dostarczania energii do ogrzewania reaktorów w biogazowniach oraz zapewnienia ciągłości jej dostaw. Jest to istotny aspekt pracy elektrociepłowni ze względu na to, że tylko część obecnie działających biogazowni jest niezależna energetycznie. Z kolei temperatura panująca w reaktorze wpływa bezpośrednio na stabilność przemian związków złożonych. Dlatego też poza kontrolą i monitorowaniem temperatury podczas fermentacji





(Sher i in., 2024) istotne jest wdrażanie wydajnych, ekonomicznie korzystnych oraz niepowodujących problemów środowiskowych, technologii dostarczania energii cieplnej i elektrycznej.

Innowacyjnym podejściem w technologii fermentacyjnej może okazać się stosowanie energii słonecznej do ogrzewania układu fermentacyjnego. W swoich badaniach Darwesh i Ghoname (2021) do oceny efektywności produkcji biogazu oraz ekonomiczności procesu wykorzystali hybrydowy system ogrzewania polegający na dostarczaniu energii elektrycznej i słonecznej. Autorzy dowiedli, że energia słoneczna może pokrywać nawet do 75% zapotrzebowania energetycznego oraz redukować koszty operacyjne o 45,15%. Jest to optymalne rozwiązanie, które może być stosowane w krajach o dużym natężeniu promieniowania słonecznego.

Soboohi i Hosseini (2025) za perspektywiczne uznali natomiast wykorzystywanie turbin parowych jako źródła energii cieplnej, którą można dostarczyć do biogazowni. Proces konwersji różnic ciepła jest skuteczną metodą sprzyjającą zrównoważonemu rozwojowi przez wykorzystanie ciepła odpadowego z procesów przemysłowych. Zarówno wychwytywanie, jak i wykorzystywanie energii pochodzącej z turbin parowych otwiera duże możliwości stosowania dzięki użyciu generatorów termoelektrycznych (ang. *thermoelectric generators*, TEG), uznawanych za bezpieczne dla środowiska.

Niewątpliwie procesy produkcyjne w przyszłości coraz częściej będą obejmować również etap wstępnego przetwarzania, w tym kondycjonowanie termiczne (Sher i in., 2024), ukierunkowane na zwiększenie podatności wsadów na biodegradację podczas fermentacji metanowej.

3.6. PODSUMOWANIE

Współczesny rynek energii wymaga transformacji w kierunku źródeł odnawialnych ze względu na sukcesywnie pojawiające się normy i dyrektywy, ograniczające udział konwencjonalnych źródeł energii. Kolejną przesłanką do zmniejszenia skali eksploatacji paliw kopalnych jest wzrost świadomości ryzyka środowiskowego, wynikającego z wykorzystywania wspomnianych zasobów energetycznych. Pożądane obecnie technologie są oparte na zielonej energii: wiatrowej, słonecznej, wodnej, geotermalnej oraz energii z biomasy.





Przykładem źródła zielonej energii jest biogaz uzyskiwany w wyniku fermentacji metanowej, będącej podstawą pracy elektrociepłowni biogazowych. Proces produkcji biogazu powinien być zoptymalizowany pod kątem parametrów procesowych, w tym warunków temperaturowych oraz rodzaju substratów. Co więcej, wsad jest poddawany często obróbce wstępnej, zwiększającej stopień jego degradacji podczas właściwego rozkładu w wyniku fermentacji. Oba te procesy, a więc kondycjonowanie i fermentacja, są w dużej mierze zależne od warunków termicznych. Temperatura wpływa zarówno na ilość, jak i na jakość uzyskanego biogazu, a także na aktywność mikroorganizmów biorących udział w przekształceniach biochemicznych związków złożonych zawartych w substracie.

W celu zoptymalizowania warunków temperaturowych niezbędne jest prowadzenie kompleksowych badań uwzględniających m.in. czas przetwarzania, charakterystykę substratów oraz wpływ pozostałych parametrów procesowych, takich jak pH, ORL czy HRT na wydajność obróbki. Niemniej jednak należy unikać prowadzenia fermentacji w zmiennej temperaturze, która może skutkować utratą stabilności warunków konwersji oraz zahamowaniem liczebności i aktywności mikrobiologicznej, na co niejednokrotnie wskazują badania w skali laboratoryjnej.

Warunki termiczne są także istotne dla przetwarzania pofermentu i jego dalszego zagospodarowania. W zależności od temperatury procesu fermentacji, uzyskana pozostałość pofermentacyjna będzie cechowała się zmienną zawartością związków odżywczych, w tym azotu, który odgrywa kluczową rolę w nawożeniu. W rolnictwie ekologicznym konieczne jest stosowanie bezpiecznych i skutecznych środków nawozowych, co powoduje wzrost zapotrzebowania na wysokiej jakości poferment. Ponadto obróbka pofermentu, w tym kompostowanie i obróbka termiczna, wymaga utrzymania odpowiednich warunków temperaturowych, co dodatkowo wzmacnia rolę temperatury w zintegrowanym procesie produkcji biogazu, obejmującym pełny łańcuch technologiczny, poczynając od przygotowania substratu do zagospodarowania produktów fermentacji.

Publikacja została przygotowana w ramach realizacji zadania 6 BS-PB/400/301/25 z subwencji statutowej Wydziału Infrastruktury i Środowiska Politechniki Częstochowskiej.

Literatura

1. Ayala-Mercado I. D., Weber B., Durán-García M. D. (2022): Use of hydrothermal pretreatment to enhance biogas production from pelagic *Sargassum*. *BioEnergy Research*, Vol. 15, 1639-1648.





2. Bjerg M. A., Ekstrand E. M., Sundgren I., Yekta S. S., Moestedt J., Björn A. (2024): Moderate thermal post-treatment of digestate to improve biomethane production from agricultural-and food waste. *Bioresource Technology Reports*, Vol. 27, 101887.
3. Chew K. R., Leong H. Y., Khoo K. S., Vo D. V. N., Anjum H., Chang C. K., Show P. L. (2021): Effects of anaerobic digestion of food waste on biogas production and environmental impacts: a review. *Environmental Chemistry Letters*, Vol. 19(4), 2921-2939.
4. Chol M. M. Y., Muchuka N. M., Nyaanga D. (2022): Effect of Cow Dung to Maize Silage Mix Ratios and Temperature Variation on Biogas Production in Laboratory Batch Digester. *Journal of Energy, Environmental & Chemical Engineering*, Vol. 7(2), 36-47.
5. Cooke J., Girault R., Busnot S., Morvan T., Menasseri-Aubry S. (2023): Characterising the effect of raw and post-treated digestates on soil aggregate stability. *Waste and Biomass Valorization*, Vol. 14(9), 2977-2995.
6. Darwesh M. R., Ghoname M. S. (2021): Experimental studies on the contribution of solar energy as a source for heating biogas digestion units. *Energy Reports*, Vol. 7, 1657-1671.
7. Devi M. K., Manikandan S., Oviyapriya M., Selvaraj M., Assiri M. A., Vickram S., Subbaiya R., Karmegam N., Ravindran B., Chang S. W., Awasthi M. K. (2022): Recent advances in biogas production using Agro-Industrial Waste: A comprehensive review outlook of Techno-Economic analysis. *Bioresource Technology*, Vol. 363, 127871.
8. Grobelak A., Bień B., Sławczyk D., Bień J. (2025): Conditioning Biomass for Biogas Plants: Innovative Pre-Treatment and Digestate Valorization Techniques to Enhance Soil Health and Fertility. *Sustainability*, Vol. 17(8), 3289.
9. Haider S. Z., Nasir A., Arslan C., Khan H. Z. (2021): Investigating the effect of temperature gradient on biogas production from pretreated maize straw and rice husk using multistage anaerobic bioreactor. *Pakistan Journal of Agricultural Sciences*, Vol. 58(4), 1339-1346.
10. Hossain M. S., Karim T. U., Onik M. H., Kumar D., Rahman M. A., Yousuf A., Uddin M. R. (2022): Impact of temperature, inoculum flow pattern, inoculum type, and their ratio on dry anaerobic digestion for biogas production. *Scientific Reports*, Vol. 12(1), 6162.
11. Josimović L., Prvulović S., Djordjević L., Bicok I., Bakator M., Premčevski V., Šarenac U., Šeljmeši D. (2024): Enhancing Biogas Plant Efficiency for the Production of Electrical and Thermal Energy. *Applied Sciences*, Vol. 14(13), 5858.
12. Manu M. K., Li D., Liwen L., Jun Z., Varjani S., Wong J. W. (2021): A review on nitrogen dynamics and mitigation strategies of food waste digestate composting. *Bioresource Technology*, Vol. 334, 125032.
13. Molua O. C., Ukpene A. O., Ighrakpata F. C., Nwachuku D. N., Ogwu D. A., Edobor M. (2023): Optimization of Biogas Production from Tree Waste Materials for Bioresource Recovery. *Fudma Journal of Sciences*, Vol. 7(6), 209-213.
14. Nkuna R., Roopnarain A., Rashama C., Adeleke R. (2022): Insights into organic loading rates of anaerobic digestion for biogas production: a review. *Critical Reviews in Biotechnology*, Vol. 42(4), 487-507.





15. Nordell E., Björn A., Waern S., Yekta S. S., Sundgren I., Moestedt J. (2022): Thermal post-treatment of digestate in order to increase biogas production with simultaneous pasteurization. *Journal of Biotechnology*, Vol. 344, 32-39.
16. Nyang'au J. O., Sørensen P., Møller H. B. (2023): Nitrogen availability in digestates from full-scale biogas plants following soil application as affected by operation parameters and input feedstocks. *Bioresource Technology Reports*, Vol. 24, 101675.
17. Prabhu A. V., Raja S. A., Avinash A., Pugazhendhi A. (2021): Parametric optimization of biogas potential in anaerobic co-digestion of biomass wastes. *Fuel*, Vol. 288, 119574.
18. Puig-Castellví F., Midoux C., Guenne A., Conteau D., Franchi O., Bureau C., Madigou C., Bouveresse D. J.-R., Kroff P., Mazéas L., Rutledge D. N., Gaval G., Chapleur O. (2022): Metataxonomics, metagenomics and metabolomics analysis of the influence of temperature modification in full-scale anaerobic digesters. *Bioresource Technology*, Vol. 346, 126612.
19. Saboohi Z., Hosseini S. E. (2025): Advancements in biogas production: process optimization and innovative plant operations. *Clean Energy*, Vol. 9(2), 52-61.
20. Sher F., Smječanin N., Hrnjić H., Karadža A., Omanović R., Šehović E., Sulejmanović J. (2024): Emerging technologies for biogas production: A critical review on recent progress, challenges and perspectives. *Process Safety and Environmental Protection*, Vol. 188, 834-859.
21. Singh A. K., Pal P., Rathore S. S., Sahoo U. K., Sarangi P. K., Prus P., Dziekański P. (2023): Sustainable utilization of biowaste resources for biogas production to meet rural bioenergy requirements. *Energies*, Vol. 16(14), 5409.
22. Soleymani M., Jahangiri Boltaghi V., Sheikhdavoodi M. J., Mahdavifar Z. (2021): Effect of temperature and pH variation on biogas production in anaerobic digestion process of sugarcane vinasse. *Agricultural Engineering*, Vol. 44(1), 41-57.
23. Sudiartha G. A. W., Imai T., Mamimin C., Reungsang A. (2023): Effects of temperature shifts on microbial communities and biogas production: an in-depth comparison. *Fermentation*, Vol. 9(7), 642.
24. Wang C., Shao Z., Qiu L., Hao W., Qu Q., Sun G. (2021): The solid-state physicochemical properties and biogas production of the anaerobic digestion of corn straw pretreated by microwave irradiation. *RSC Advances*, Vol. 11(6), 3575-3584.
25. Wang M., Wang J., Li Y., Li Q., Li P., Luo L., Zhen F., Zheng G., Sun Y. (2022): Low-temperature pretreatment of biomass for enhancing biogas production: a review. *Fermentation*, Vol. 8(10), 562.
26. Yılmaz A., Başkan G., Açikel Ü. (2024): Effect of Thermal, Acid and Alkaline Pretreatments on Biogas Production from Cattle Manure. *Waste and Biomass Valorization*, Vol. 16, 2301-2314.





Aleksa Warzecha

Główny Instytut Górnictwa – Państwowy Instytut Badawczy, Zakład Ochrony Wód

4. Przegląd postępu technologicznego w produkcji energii odnawialnej

4.1. WPROWADZENIE

Jednym z wyzwań na skalę globalną jest obecnie nadprodukcja energii z paliw kopalnych, która prowadzi do zniszczenia systemu energetycznego planety, zwiększonej emisji gazów cieplarnianych (ang. *greenhouse gases*, GHG) oraz zmian klimatycznych (Abuzreda i in., 2023). Jednocześnie od drugiej połowy XX w. obserwowany jest gwałtowny wzrost zużycia energii (Gunnarsdóttir i in., 2021). Przyczynami tego są rozwój technologiczny, rozwój gospodarczy oraz wzrost populacji. Wysokie dotychczas zużycie energii z paliw kopalnych prowadzi do większej emisji GHG, m.in. dwutlenku węgla. Nagromadzenie GHG w atmosferze powoduje zatrzymywanie ciepła i w rezultacie globalne ocieplenie, któremu towarzyszą coraz bardziej gwałtowne zmiany klimatyczne (Abuzreda i in., 2023). Redukcja emisji GHG stała się celem polityki w skali globalnej i obejmuje inicjatywy, takie jak redukcja dwutlenku węgla oraz zwiększenie wdrażania technologii opartych na odnawialnych źródłach energii (OZE) (Wang i in., 2023). Są również podejmowane inicjatywy rządowe promujące rozwój OZE przez mechanizmy wspierające, takie jak taryfy gwarantowane i standardy portfela energii odnawialnej (Radzi i Hassan, 2021).

OZE, w przeciwieństwie do paliw kopalnych, cechują się wyższą efektywnością ekonomiczną wynikającą z relatywnie niskich kosztów ich pozyskiwania oraz szerokiej dostępności. Ich zasoby nie są uzależnione od prawa własności podmiotów kontrolujących złoża surowców naturalnych, gdyż występują powszechnie w środowisku w postaci energii promieniowania słonecznego, wiatru, energii geotermalnej oraz zasobów wodnych, co umożliwia ich wykorzystywanie przez większość globalnej populacji (Wang i in., 2023). Produkcja energii ze źródeł odnawialnych jest tańsza niż z paliw kopalnych. Są one łatwo dostępne w przeciwieństwie do surowców naturalnych, które muszą być wydobywane przez podmioty gospodarcze posiadające koncesję na ich eksploatację (Wang i in., 2023). Źródła energii można podzielić na kategorie, takie jak energia słoneczna, energia geotermalna pochodząca z wnętrza ziemi, energia wiatrowa oraz bioenergia (Abuzreda i in., 2023).





Odnawialne źródła energii są wykorzystywane w wielu krajach już od kilku dekad, w celu zmniejszenia skutków zmian klimatu wywołanych wysokim zużyciem paliw kopalnych. Głównymi czynnikami motywującymi, które stymulują rozwój technologii odnawialnych są: redukcja emisji CO₂, bezpieczeństwo energetyczne oraz skutki ekonomiczne (Udalov, 2021; Kumah i in., 2023). Warto podkreślić różnice między efektywnością a oszczędnością energetyczną. Oba terminy są coraz powszechniej używane nie tylko przez ekspertów, ale także przez odbiorców energii. Efektywność energetyczna odnosi się do pomiarów zużycia energii, natomiast oszczędność energetyczna odnosi się do utrzymywania mniejszego zużycia energii (Radzi i Hassan, 2021). Biorąc pod uwagę poprawę efektywności energetycznej, można argumentować, że zwiększenie wydajności energetycznej jest skuteczniejsze od oszczędzania energii (Hoexter, 2010), lecz wymaga większych funduszy ze względu na koszty wdrażania nowego sprzętu technologicznego w celu zmniejszenia zużycia energii (Parrott, 2019). Koszty te mogłyby być zmniejszane przez modernizację istniejących systemów energetycznych, lecz nie ma wystarczających dowodów, że sama modernizacja tradycyjnych systemów energetycznych w dłuższej perspektywie okaże się bardziej wydajna niż wdrożenie nowych technologii (Dunlop, 2019).

W ostatnich latach Komisja Europejska przyjęła wnioski ustawodawcze dotyczące planów osiągnięcia neutralności klimatycznej do 2050 r. Został przyjęty cel 55% redukcji netto emisji GHG do 2030 r. (European Green Deal, 2023). Jednym z celów UE jest wdrożenie zrównoważonego rozwoju, co wymaga identyfikacji czynników mających wpływ na poprawę życia, które są zależne od zmian klimatu oraz czynników wpływających na osiągnięcia społeczne i gospodarcze. Do tych czynników należy właśnie rozwój technologiczny związany z wdrażaniem nowych rozwiązań w obszarze energii odnawialnej (Wang i in., 2023).

W rozdziale dokonano przeglądu aktualnych osiągnięć sektorów tradycyjnych odnawialnych źródeł energii, a także nowych rozwijanych technologii ukierunkowanych na poprawę efektywności energetycznej w kontekście ograniczania negatywnego wpływu na środowisko.

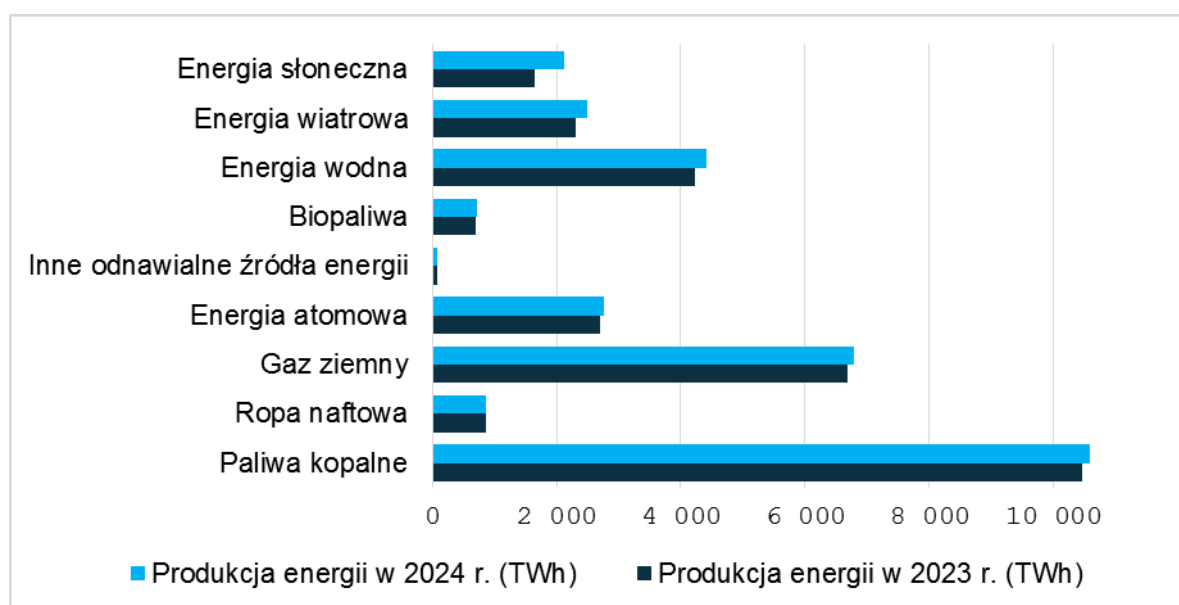
4.2. ROZWÓJ TECHNOLOGICZNY W SEKTORACH ODNAWIALNYCH ŹRÓDEŁ ENERGII

Według przeglądu statystycznego energii z 2024 r. przeprowadzonego przez Instytut Energetyki – Państwowy Instytut Badawczy w Warszawie globalne zużycie energii z paliw kopalnych osiągnęło rekordowo wysoki poziom 620 EJ – w porównaniu do poprzedniego





roku wzrosło o 2%. Mimo konkurencyjnej energetyki wodnej, wiatrowej oraz słonecznej, które napędzały rekordową produkcję energii odnawialnej, wzrost zużycia energii z węgla kopalnego oraz gazu ziemnego nadal przyczynia się do podnoszenia poziomu emisji, szczególnie GHG. Na rysunku 4.1 przedstawiono kształtowanie się globalnej produkcji energii z podziałem na jej źródła w latach 2023–2024. Dane wskazują, że produkcja energii słonecznej wykazała największy wzrost w porównaniu do poprzedniego roku – o 32%. Produkcja energii z OZE wzrosła natomiast o 4,2% w przypadku energii wodnej i o 7,4% w przypadku energii wiatrowej. Biopaliwa i inne OZE, takie jak źródła geotermalne, falowe i pływowe, wykazały stagnację lub bardzo niewielki wzrost w porównaniu z poprzednim rokiem.



Rys. 4.1. Globalna produkcja energii w latach 2023 i 2024 – według źródeł. Inne odnawialne źródła energii to źródła geotermalne, falowe i pływowe. Oprac. na podst. Energy Institute (2024); Ritchie, Rosado i Roser (2020)

4.2.1. Energia słoneczna

Postęp w technologii energii słonecznej w ostatnich latach jest znaczący, szczególnie rozwija się technologia fotowoltaiczna. Prowadzone są badania nad poprawą wydajności i stabilności paneli fotowoltaicznych, opartych na organicznych ogniwach fotowoltaicznych (ang. *organic photovoltaics*, OPV) oraz ogniwach słonecznych perowskitowych, które do wychwytywania szerszego spektrum światła używają warstwy materiałów półprzewodnikowych (Challa i in., 2020). OPV korzystają z polimerów lub cząstek organicznych, które posiadają potencjał do wyłapywania skoncentrowanej energii słonecznej (ang. *concentrated solar power*, CSP) lub technologii kosmicznych. Ich wydajność jest niższa





od fotowoltaiki na bazie krzemu, są one także lżejsze, tańsze oraz bardziej elastyczne (Osman i Qureshi, 2025). Ogniwa z perowskitu natomiast charakteryzuje niski koszt produkcji oraz zwiększona wydajność energetyczna (Gupta i in., 2024). Wydajność OPV w warunkach laboratoryjnych wyniosła 40%, natomiast ogniw słonecznych perowskitowych ponad 25% (Yamaguchi i in., 2021; Gupta i Shandilya, 2023). Usprawnianie technologii słonecznych polega głównie na stosowaniu w ich produkcji materiałów zaawansowanych, co obniża koszty i zwiększa wydajność.

Innym kluczowym obszarem rozwoju jest fotowoltaika zintegrowana z budynkami (ang. *building integrated photovoltaics*, BIPV), która może być zastosowana w oknach i fasadach. Ogniwa słoneczne są umieszczane między strukturami budowlanymi, umożliwiając produkcję energii niewymagającą dodatkowej powierzchni. BIPV może być także integrowana z systemem magazynowania wodoru, co pozwala na przetwarzanie energii elektrycznej na wodór w procesie elektrolizy w sezonie letnim i wykorzystanie jej w sezonie zimowym z ogniwami paliwowymi (Aguacil Moreno i in., 2022). Rozwój dwustronnych paneli słonecznych przechwytyjących światło słoneczne z obu stron, stanowi obiecującą technologię, która może być stosowana w regionach śnieżnych lub piaszczystych (Verma, 2024). Eksperyment w mieście Ardahan w Turcji (Coban, 2023) wykazał, że dwustronne panele słoneczne skierowane na południe wygenerowały o 29,9% więcej energii w skali roku niż moduły jednostronne. Dwustronność systemów fotowoltaicznych jest nieunikniona, jeżeli chodzi o przyszłe zastosowania w fotowoltaice rolniczej – zmniejszą wykorzystywaną powierzchnię i znacznie obniżą koszty (Shishavan, 2019). Fotowoltaika nowej generacji może obejmować wdrażanie nanomateriałów, hybryd organiczno-nieorganicznych lub grafenowych kropek kwantowych, które mają potencjał wielokrotnej generacji elektronów i zwiększania wydajności systemów o 30% (Aydin i in., 2024).

4.2.2. Energia wiatrowa

Jednym z szybciej rozwijających się obszarów technologicznych jest energetyka wiatrowa, której duży potencjał stanowią morskie farmy wiatrowe, z uwagi na rozwój pływających platform oraz wytrzymałość turbin. Postęp w projektowaniu turbin lądowych doprowadził do powstania wyższych turbin z dłuższymi łopatkami, które skuteczniej przechwytyują energię (Abdeen, 2018). Wzrost efektywności i niezawodności technologicznej wynika również z postępującej digitalizacji farm wiatrowych, która umożliwia wykorzystanie





zaawansowanej analityki oraz predykcyjnych metod konserwacji. Lądowe farmy wiatrowe w 2021 r. odpowiadały za 81% energii z OZE w Europie – największy wkład miały: Szwecja, Niemcy oraz Turcja, a najlepsze technologie – pionierzy w produkcji tej energii – Wielka Brytania i Dania (Bošnjaković i in., 2022). Według danych literaturowych rozwój turbin wiatrowych w nadchodzących latach będzie oparty na zwiększaniu ich mocy przez zwiększanie wymiarów oraz usprawnienia konstrukcyjne (Enevoldsen i Xydi, 2019).

Innym obecnie rozwijanym obszarem technologicznym jest pozyskiwanie energii wiatrowej z powietrza (ang. *airborne wind energy*, AWE). Energia ta jest przekształcana w energię elektryczną, podobnie jak ma to miejsce w samolotach bezzałogowych czy autonomicznych latawcach (Ahrens, Diehl i Schmehl, 2013). W porównaniu z tradycyjnymi turbinami wiatrowymi AWE posiadają zalety, takie jak niższe nakłady materiałowe, potencjał do produkcji energii przy niższych kosztach, szybsza dystrybucja i wykorzystanie silniejszych oraz stabilniejszych wiatrów na wysokości powyżej 200 m (Watson i in., 2019). Wśród dostępnych rozwiązań generatory naziemne przekształcają energię mechaniczną bezpośrednio w elektryczną, natomiast generatory latające wykorzystują turbiny wiatrowe umieszczone w powietrzu, które wytwarzają stały strumień energii elektrycznej przesyłanej na powierzchnię ziemi za pomocą przewodzącej liny. Generatory latające z systemami wiatrów poprzecznych mogą wytwarzać o 1–2 rzędy wielkości więcej energii niż systemy bez wiatru poprzecznego (Watson i in., 2019). W przeciwieństwie do turbin pływających turbiny powietrzne częściej ulegają siłom rozciągającym niż zginającym, co również zmniejsza koszty materiałowe balastowania i stabilizacji.

4.2.3. Energia geotermalna

Obecnie wdrażane są ulepszone systemy geotermalne (ang. *enhanced geothermal systems*, EGS), które za pomocą zaawansowanych technologii wiertniczych umożliwiają dostęp do większych i cieplejszych rezerwuarów energii (Abuzreda i in., 2023). Systemy EGS są oparte m.in. na tworzeniu sztucznych rezerwuarów w gorących, suchych skałach, co stwarza możliwość rozszerzenia zastosowań technologii geotermalnych poza obszary tradycyjnych stref wysokiej aktywności cieplnej (Nath i in., 2024). Choć tradycyjne systemy geotermalne są efektywne, ich stosowanie wiąże się z ryzykiem: deformacji podłoża, skażenia wód gruntowych, generowania hałasu i negatywnych oddziaływań wizualnych (Barich i in., 2021). Mimo tego, że EGS są dopiero w początkowej fazie rozwoju, mogłyby





zaoferować rozwiązania związane z ryzykiem deformacji krajobrazu oraz zanieczyszczeniem środowiska. Kraje takie, jak Filipiny czy Islandia są przykładami skutecznego wdrożenia tej technologii. Technologia EGS polega na wytwarzaniu źródeł ciepła przez wiercenie gorących suchych skał (ang. *hot dry rock*, HDR) o temperaturze 150–650°C. Woda lub solanka o niskiej temperaturze jest wtryskiwana do pęknięć pod wysokim ciśnieniem, gdzie absorbuje ciepło z otaczającej skały, a następnie wraca do obiegu zamkniętego, umożliwiając wytwarzanie energii elektrycznej (Schulte i in., 2010). EGS jest oparte na szczelinowaniu i stymulacji termicznej, mechanicznej i chemicznej bez względu na występujący utwór skalny czy temperaturę (Williams i in., 2011). Technologia ta może być modyfikowana przez ulepszanie wymienników ciepła umieszczonych w skałach o niskiej przepuszczalności lub wielostrefowe szczelinowanie hydrauliczne w celu tworzenia pęknięć skrzydłowych, co daje większy uzysk energii. Potencjał EGS czyni go efektywnym źródłem energii, czego przykładem może być wzrost potencjału geotermalnego w Islandii z 575 MWe do 1285 MWe w latach 2010–2015, przy zastosowaniu ulepszonych systemów (Nath i in., 2024).

Obecnie powstaje wiele technologii opartych na założeniach EGS, które mają na celu zwiększenie np. ścieżki przepływu czy długości szczeliny zbiornika po wstrzyknięciu wody pod wysokim ciśnieniem oraz porowatości (Lu, 2018). Właściwości te mogą wpływać na zwiększenie efektywności energetycznej EGS. Wśród nowych rozwiązań można wymienić generator gazu do indukcji symulowanych szczelin wewnątrz formacji łupków gazowych, związki fluorescencyjne do dostosowywania adsorpcji powierzchni szczeliny (Lu, 2018), materiały wypełniające do uszczelniania pęknięć i zapobiegania utracie płynów w strefach pęknięć hydraulicznych czy zastosowanie innowacyjnych systemów monitorowania do szczelinowania, dla kontrolowania powstawania pęknięć w czasie rzeczywistym (Fernandez, 2014).

4.2.4. Energia wodna

Energia wodna jest najszerszej stosowanym OZE i największym ze źródeł odnawialnych w sektorze elektroenergetycznym. Do jej czerpania wykorzystuje się zbiorniki, rzeki, spadki wysokości, wody magazynowane czy wody przepływowe (Saini i Saini, 2022). Wiele z tych zasobów zapewnia wodę pitną, umożliwia kontrolowanie suszy i powodzi, nawadniania, dostaw energii lub usługi nawigacyjne. Rozwój energetyki wodnej stanowi dylemat pod wieloma względami. Wysokie koszty inwestycyjne, infrastruktura mogąca negatywnie





wpływać na środowisko, a także wielkość przedsięwzięcia i problemy socjalno-gospodarcze związane z dużymi inwestycjami, takimi jak budowa tam czy relokacja lokalnych mieszkańców, wymagają nowych rozwiązań zarówno w obszarze technologii, jak i zagospodarowania obecnie używanej infrastruktury (Saber, Storli i Alfredsen, 2021).

Rzeczywistość technologii hydrologicznych w ostatnich latach polega głównie na ulepszaniu istniejących rozwiązań konstrukcyjnych w zakresie: stabilności turbin (Kougias i in., 2019), ich rozruchu, obciążenia, blokady przepływu oraz trybów pompowania czy sterowania prądem segmentowanych wirników, służących do zmniejszania drgań podczas używania generatorów. Inne podejście stanowi digitalizacja eksploatacji hydroenergetyki w celu kontroli sektorów większych instalacji wodnych i ewentualnej recyrkulacji, co ma zwiększyć wydajność energetyczną (Casartelli i in., 2014). Prowadzone prace dotyczą także zaawansowanych konstrukcji pomp jako turbin (Jain i Patel, 2013), projektowania grawitacyjnych maszyn hydraulicznych czy skoordynowanej eksploatacji szybkich systemów magazynowania energii oraz elektrowni wodnych, w tym podwodnego magazynowania energii pompowo-hydroelektrycznej. Koncepty te zakładają niższe zużycie energii i jednocześnie jej pozyskiwanie podczas pracy urządzeń (Wang i in., 2016).

Sektor energetyki wodnej, w tym gospodarka wodno-ściekowa oraz procesy odsalania i oczyszczania ścieków, są wciąż badane pod względem efektywności energetycznej. Technologie odsalania znacznie rozwinęły się w ciągu ostatnich dwóch dekad. Wpływ na to ma rosnące zapotrzebowanie na słodką wodę, stymulowane przez narastające problemy globalne dotyczące zarówno jakości, jak i ilości wody (Gude i Fthenakis, 2020).

Termiczne procesy odsalania pozwalają na odzyskiwanie i ponowne wykorzystanie energii cieplnej na różnych etapach, co stanowiło główny kierunek rozwoju tych technologii w ostatnich dekadach. Procesy wielostopniowej destylacji równowagowej (ang. *multi-stage flash distillation*, MSF) i odparowanie wielokrotne (ang. *multiple-effect distillation*, MED) są oparte na procesach termicznych (Shahzad i in., 2014; Catrini i in., 2018; El Kharraz, 2020). W celu zwiększenia efektywności energetycznej modyfikacje procesów MED i MSF obejmują podniesienie maksymalnej temperatury solanki oraz integrację z systemami kogeneracyjnymi, takimi jak CSP, lub wzmocnienie procesu przez zastosowanie niekoncentrujących kolektorów słonecznych, np. próżniowych kolektorów statycznych (Choi, 2016). Recyrkulacja solanek i modyfikacja procesu pozwalają na zwiększenie efektywności energetycznej i wydajności destylatu. Oba procesy termiczne są nadal związane z większym





zużyciem energii w porównaniu do procesów membranowych. Odwrócona osmoza (ang. *reverse osmosis*, RO) jest wiodącą technologią membranową w zakresie odsalania wód, porównywalną pod względem wydajności z procesami MED i MSF i jednocześnie wymagającą mniej wkładu w postaci energii elektrycznej oraz o znacznie mniejszych kosztach eksploatacyjnych. Systemy odsalania wody morskiej z wykorzystaniem metody RO są wyposażone w urządzenia do odzyskiwania energii w celu zminimalizowania kosztów odsalania wody (Gude, 2011). Inne metody kontroli i udoskonalania procesu obejmują półwsadową lub zamkniętą operację RO, która ma potencjał do pracy przy prawie 100% odzysku słodkiej wody przez recyrkulację koncentratu w wielu cyklach, wypłukując go i ponownie uruchamiając półwsadową lub zamkniętą operację. Ten tryb pracy może zmniejszyć zużycie energii o 15–20%. W procesach odsalania istnieje możliwość zastosowania systemów hybrydowych (Altmann i in., 2019), łączących zarówno tradycyjne procesy termiczne z procesami membranowymi, jak i samych procesów membranowych wspieranych przez procesy, takie jak strącanie chemiczne, adsorpcja na węglu aktywnym (Błachnio i in., 2017), zaawansowane utlenianie czy koagulacja.

Inne obecnie rozwijane technologie są ukierunkowane na mikroenergetykę wodną, która w przeszłości nie zawsze była opłacalna ze względu na zbyt małą skalę działania. Obecnie coraz większy nacisk jest kładziony na technologie przyjazne środowisku, a podmioty indywidualne coraz częściej są w stanie inwestować w rozwiązania komercyjne. Postęp technologiczny w ostatnich latach, obejmujący m.in. grawitacyjne przetworniki energii wodnej, takie jak koła grawitacyjne czy śruby hydrodynamiczne, zwiększył opłacalność rozwiązań mikroenergetycznych, a ich wpływ na środowisko (zanieczyszczenie wód, zaburzenie populacji ryb) jest minimalny (Kougias i in., 2019).

4.2.5. Bioenergia

W organizmach żywych występują różnorodne substancje zdolne do produkcji energii. W ramach poszukiwań nowych dostępnych źródeł energii, brane są pod uwagę różne formy życia. Do tych organizmów należą meduzy, które są znane z negatywnego wpływu na ekosystemy, niszczą bowiem naturalne siedliska innych gatunków. Ich charakterystyczny sposób poruszania się jest oparty na rytmicznym otwieraniu i zamykaniu dzwonu. Wzdłuż krawędzi tego dzwonu znajdują się mięśnie pierścieniowe, które generują siłę ściskającą podczas skurczu. Ruch wirowy tych struktur tworzy jednocześnie siłę, która napędza





meduzę. Podczas skurczu meduzy następuje rozszerzenie mięśni i brzeżnej części dzwonu, co generuje potencjał elektryczny. W generatorach biohybrydowych ruch podobny do skurczów mięśni meduzy może być przekształcany w energię elektryczną przy użyciu nanogeneratorów triboelektrycznych lub piezoelektrycznych (Qian i in., 2019).

Z kolei glony, wspomagane przez mikroorganizmy zdolne do fotosyntezy, mogą być wykorzystywane w biofotowoltaice morskiej. W tej technologii komórki glonów są umieszczane na przezroczystej elektrodzie przewodzącej, skierowane w stronę katody z węglem i platynowymi nanocząstkami. Pod wpływem światła słonecznego glony rozkładają wodę, uwalniając protony, tlen i – co ważne – elektrony, które następnie są wykorzystywane do generowania prądu.

W tabeli 4.1 przedstawiono zdolność do wytwarzania energii elektrycznej gatunków biologicznych wyrażoną w jednostkach mocy i potencjału elektrycznego.

Tabela 4.1. Zdolność do wytworzenia energii elektrycznej gatunków biologicznych mierzona w watach (W) i woltach (V). Oprac. na podst. Kumah i in. (2023)

Gatunek biologiczny lub materiał pochodzenia biologicznego	Metoda produkcji energii elektrycznej	Generowana moc
Meduzy	urządzenie fotowoltaiczne	600 V
Pomidory	mikrobiologiczne technologie elektrochemiczne	0,3 W
Algi	biologiczne urządzenie fotowoltaiczne	0,5 W
Cytryny	procesy elektrochemiczne	0,000216 W
Liść żyworoćki	procesy elektrochemiczne	0,002952 W
Ziemniak	ogniwo paliwowe mikrobiologiczne	0,3341 W
Pomarańcze i limonki	procesy elektrochemiczne	0,0003 W
Produkty kiszzone i warzywa	moczenie w solance	110 V

4.2.6. Energia pochodząca z odpadów

Odpady domowe można również przekształcić w energię przez beztlenową fermentację, która prowadzi do produkcji biogazu. Ten proces jest stosowany na wysypiskach i w kompostowniach. Podczas fermentacji powstaje biogaz zawierający od 55% do 65% CH₄ i od 35% do 45% CO₂, który może być używany do produkcji energii (Kumah i in., 2023). Proces ten przebiega w trzech etapach: najpierw nierozpuszczalne substancje są rozkładane do monomerów na drodze hydrolizy, następnie te monomery są przekształcane w lotne kwasy tłuszczowe, które w końcu, podczas metanogenezy, ulegają przemianie





w biogaz. Ponadto stałe odpady domowe stanowią źródło produkcji wodoru (H_2), który również może być użyty do wytwarzania energii (Chaurasia i Mondal, 2021). Jedną z powszechnie stosowanych metod jest tzw. ciemna fermentacja. W reaktorach wodorowych uzyskuje się około 37 H_2/h wodoru, czyli około 50% obj. wodoru w mieszaninie gazów palnych (CO_2 i H_2). Następnie wodór przekazywany jest do reaktora metanowego, w którym w wyniku dalszych przemian powstaje metan wykorzystywany do wytwarzania energii (Kumah i in., 2023). Odpady elektroniczne, które stanowią rosnący problem środowiskowy, również mogą być przetwarzane zarówno w recyklingu, jak i konwersji energii – w tym celu można je wykorzystać jako źródło energii elektrycznej (Medaiyese i in., 2024).

4.3. PODSUMOWANIE

Technologie odnawialnych źródeł energii są stosowane od wielu dekad, lecz nadal istnieje wysoki deficyt energetyczny, szczególnie jeśli weźmie się pod uwagę powolne wyczerpywanie się źródeł kopalnianych. W obliczu narastających zmian klimatycznych odnawialne źródła energii odgrywają coraz ważniejszą rolę w globalnej produkcji energii. Zastępowanie paliw kopalnych zieloną energią oraz poprawa efektywności energetycznej są kluczowe dla ograniczania emisji CO_2 . Choć początkowe koszty niektórych technologii OZE mogą być wysokie, ich pozytywny wpływ środowiskowy i społeczny uzasadnia inwestycje w tym sektorze. Transformacja energetyczna przyczynia się również do wzrostu zatrudnienia, bezpieczeństwa energetycznego i rozwoju gospodarczego, zwłaszcza w krajach rozwijających się.

Zintegrowane systemy energetyczne oraz inteligentne sieci umożliwiają jednoczesne wykorzystywanie konwencjonalnych i odnawialnych źródeł energii, zwiększając elastyczność i niezawodność dostaw. Szczególnie ważne staje się promowanie zielonej energii w sektorze budownictwa oraz na obszarach wiejskich, gdzie może ona przynieść znaczne korzyści ekonomiczne i środowiskowe. Dodatkowo rozwój odnawialnych źródeł energii – takich jak: energia słoneczna, wiatrowa, wodna, geotermalna i biomasa – przyczynia się do redukcji emisji gazów cieplarnianych, poprawy jakości życia oraz łagodzenia skutków globalnego ocieplenia. Coraz większe znaczenie ma również zrównoważone podejście, wspierające takie działania, jak ponowne zalesianie, sekwestracja węgla i badania skutków zdrowotnych wykorzystywania biomasy. Wzrost świadomości stosowania OZE i ich roli w globalnej produkcji energii jest istotny dla dalszego rozwoju tego sektora.





Literatura

1. Abdeen M. (2018): Renewable Energy Technologies for Future and Sustainable Development. *Journal of Ecology & Natural Resources*, Vol. 2(2), 123.
2. Abuzreda A., Hamad T., Elayatt A., Ahmad I. (2023): A Review of Different Renewable Energy Resources and Their Energy Efficiency Technologies. *Advance in Environmental Waste Management & Recycling*, Vol. 6(1), 384-389.
3. Aguacil Moreno S., Morier Y., Couty P., Jean-Philippe B. (2022): Building-integrated photovoltaics (BIPV) combined with hydrogen-based electricity storage system at building-scale towards carbon neutrality. *Acta Polytechnica CTU Proceedings*, Vol. 38, 281-287.
4. Ahrens U., Diehl M., Schmehl R. (2013): *Airborne wind energy*. Berlin, Springer.
5. Altmann T., Robert J., Bouma A., Swaminathan J., Lienhard J. H. (2019): Primary energy and exergy of desalination technologies in a power-water cogeneration scheme. *Applied Energy*, Vol. 252, 113319.
6. Aydin E., Allen T., De Bastiani M., Razzaq A., Xu L., Ugur E., Liu J., De Wolf S. (2024): Pathways toward commercial perovskite/silicon tandem photovoltaics. *Science*, Vol. 383, 6679.
7. Barich A., Stokłosa A. W., Hildebrand J., Eliasson O., Medgyes T., Quinonez G., Casillas A. C., Fernandez I. (2021): Social license to operate in geothermal energy. *Energies*, Vol. 15(1), 139.
8. Błachnio M. A., Zienkiewicz-Strzałka M., Deryło-Marczewska A. J., Winter S., Marczewski A. (2017): Badanie procesu adsorpcji barwników na węglach aktywnych. W: Z. K. Hubicki (Red.), *Nauka i przemysł – metody spektroskopowe w praktyce, nowe wyzwania i możliwości* (s. 560-564). Lublin, Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie.
9. Bošnjaković M., Katinić M., Santa R., Marić D. (2022): Wind Turbine Technology Trends. *Applied Sciences*, Vol. 12(17), 8653.
10. Casartelli E., Mangani L., Romanelli G., Staubli T. (2014): Transient simulation of speed-No load conditions with an open-source based C++ code. *IOP conference. Series: Earth and Environmental Science*, Vol. 22, 032029.
11. Catrini P., Cipollina A., Giacalone F., Micale G., Piacentino A., Tamburini A. (2018): Thermodynamic, Exergy, and Thermo-economic analysis of Multiple Effect Distillation Processes. W: V. G. Gude (Red.), *Renewable Energy Powered Desalination Handbook. Application and Thermodynamics* (s. 445-489). Oxford, Butterworth-Heinemann.
12. Challa S., Bethanabhotla S., Kasina S., Sudha R. (2020): Recent Developments and Future Advancements in Solar Panels Technology. *Journal of Physics Conference Series*, Vol. 1495, 012018.
13. Chaurasia A., Mondal P. (2021): *Hydrogen Production From Waste and Renewable Resources*. W: G. Badea, R.-A. Felseghi, I. Așchilean (Red.), *Hydrogen Fuel Cell Technology for Stationary Applications* (s. 22-46). Hershey, IGI Global Scientific Publishing.
14. Choi S. H. (2016): On the brine re-utilization of a multi-stage flashing (MSF) desalination plant. *Desalination*, Vol. 398, 64-76.





15. Coban H. H. (2023): Experimental Study of Bifacial Solar Photovoltaic Systems in Snowy Environments. W: B. Basaran, A. Baltaci (Red.), 2nd International Congress on Innovation Technologies & Engineering (s. 189-201). Ankara, Institute of Economic Development and Social Researches Publications.
16. Dunlop T. (2019): Mind the gap: a social sciences review of energy efficiency. *Energy Research & Social Science*, Vol. 56, 101216.
17. El Kharraz J. (2020): Regional Study: Desalination as an alternative to alleviate water scarcity and a climate change adaptation option in the MENA region. Rabat, Konrad-Adenauer-Stiftung.
18. Energy Institute (2024): Statistical Review of World Energy. London, Energy Institute.
19. Enevoldsen P., Xydi G. (2019): Examining the trends of 35 years growth of key wind turbine components. *Energy for Sustainable Development*, Vol. 50, 18-26.
20. European Green Deal (2023): European Green Deal: Delivering the European Green Deal 2023, https://commission.europa.eu/strategy-and-policy/priorities-2019-2024/european-green-deal/delivering-european-green-deal_en (dostęp: 30.05.2025).
21. Fernandez C. A. (2014): Reservoir Stimulation Optimization with Operational Monitoring for Creation of EGS. Geothermal Data Repository, Pacific Northwest National Laboratory, <https://gdr.openei.org/submissions/455> (dostęp: 30.05.2025).
22. Gude V. G., Fthenakis V. (2020): Energy efficiency and renewable energy utilization in desalination systems. *Progress in Energy*, Vol. 2, 022003.
23. Gude V.G. (2011): Energy consumption and recovery in reverse osmosis. *Desalination and Water Treatment*, Vol. 36 (1–3), 239-260.
24. Gunnarsdóttir I., Davidsdottir B., Worrell E., Sigurgeirsdottir S. (2021): Sustainable energy development: History of the concept and emerging themes. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Vol. 141, 110770.
25. Gupta G., Sagar P., Srivastava M., Singh A., Singh J., Srivastava S., Srivastava A. (2024): Hydrothermally synthesized nickel ferrite nanoparticles integrated reduced graphene oxide nanosheets as an electrode material for supercapacitors. *Journal of Materials Science: Materials in Electronics*, Vol. 35, 255.
26. Gupta G., Shandilya K. (2023): Hierarchical Ni-Mn Double Layered/Graphene Oxide with Excellent Energy Density for Highly Capacitive Supercapacitors. *Research & Reviews: Journal of Material Sciences*, Vol. 11(4), 1-12.
27. Hoexter M. F. (2010): Achieving more with less: the state of energy conservation and energy efficiency. W: W. W. Clark (Red.), *Sustainable Communities Design Handbook: Green Engineering, Architecture, and Technology* (s. 45-63). Oxford, Butterworth-Heinemann.
28. Jain S. V., Patel R. N. (2013): Investigations on pump running in turbine mode: A review of the state-of-the-art. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Vol. 30, 841-868.
29. Kougias I., Aggidis G., Avellan F., Deniz S., Lundin U., Moro A., Muntean S., Novara D., Pérez-Díaz J., Quaranta E., Schild P., Theodossiou N. (2019): Analysis of emerging technologies in the hydropower sector. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Vol. 113, 109257.





30. Kumah P., Sowah P. A., Adam A.-R., Nyantakyi A., Aboagye B. B. (2023): Emerging Energy Sources for Sustainable Power Generation: An Overview. *Engineering And Technology Journal*, Vol. 8(3), 2012-2020.
31. Lu S. M. (2018): A global review of enhanced geothermal system (EGS). *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Vol. 81, 2902-2921.
32. Medaiyese F., Nasriani H. R., Khajenoori L., Khan K., Badiei A. (2024): From Waste to Energy: Enhancing Fuel and Hydrogen Production through Pyrolysis and In-Line Reforming of Plastic Wastes. *Sustainability*, Vol. 16, 4973.
33. Nath F., Mahmood M., Ofosu E., Khanal A. (2024): Enhanced Geothermal Systems: A Critical Review of Recent Advancements and Future Potential for Clean Energy Production. *Geoenergy Science and Engineering*, Vol. 243, 213370.
34. Osman M., Quareshi I. (2025): Review of photovoltaic and concentrated solar technologies including their performance, reliability, efficiency and storage. *Results in Engineering*, Vol. 25, 104424.
35. Parrott K. (2019): Energy conservation. Sustainable cities and communities. *Encyclopedia of the UN Sustainable Development Goals*, https://link.springer.com/referenceworkentry/10.1007%2F978-3-319-71061-7_13-1. doi: 10.1007/978-3-319-71061-7_13-1 (dostęp: 30.05.2025).
36. Qian Y., Nie J., Ma X., Ren Z., Tian J., Chen J., Shen H., Chen X., Li Y. (2019): Octopus tentacles inspired triboelectric nanogenerators for harvesting mechanical energy from highly wetted surface. *Nano Energy*, Vol. 60, 493-502.
37. Radzi F., Hassan M. S. (2021): Energy Efficiency and Sustainability. *Encyclopedia of the UN Sustainable Development Goals*, https://doi.org/10.1007/978-3-319-95864-4_15.
38. Ritchie H., Rosado P., Roser M. (2020): Energy Production and Consumption, <https://ourworldindata.org/energy-production-consumption> (dostęp: 30.05.2025).
39. Saberi O., Storli P., Alfredsen K. (2021): New Technology to Increase Hydropower Plant Operational Flexibility. *International Journal of Hydraulic Engineering*, Vol. 10(1), 1-7.
40. Saini G., Saini R. P. (2022): Hydrokinetic as an Emerging Technology. W: K. Namrata, N. Priyadarshi, R. C. Bansal, J. Kumar (Red.), *Smart Energy and Advancement in Power Technologies. Lecture Notes in Electrical Engineering* (s. 711-721). Singapore, Springer.
41. Schulte T., Zimmermann G., Vuataz F., Portier S., Tischner T., Junker R., Jatho R., Huenges E. (2010): Enhancing geothermal reservoirs. W: E. Huenges (Red.), *Geothermal Energy Systems: Exploration, Development, and Utilization* (s. 173-243). New Jersey, Wiley.
42. Shahzad M. W., Ng K. C., Thu K., Saha B. B., Chun W. G. (2014): Multi effect desalination and adsorption desalination (MEDAD): A hybrid desalination method. *Applied Thermal Engineering*, Vol. 72(2), 289-297.
43. Shishavan A. A. (2019): Bifacial photovoltaic system performance modelling utilizing ray tracing. *Rozprawa doktorska*. Iowa, University of Iowa, <https://doi.org/10.17077/etd.wb36-bytp>.
44. Udalov I. (2021): The Transition to Renewable Energy Sources as a Threat to Resource Economies. *International Journal of Energy Economics and Policy*, Vol. 11(3), 460-467.
45. Verma V. (2024): Advancement in Solar Technology: Evolution, Generation, Future Prospective, and Challenges – A Review. *Preprints*, <https://doi.org/10.20944/preprints202407.0003.v1>.





46. Wang W., Melnyk L., Kubatko O., Kovalov B., Hens L. (2023): Economic and Technological Efficiency of Renewable Energy Technologies Implementation. *Sustainability*, Vol. 15(11), 8802.
47. Wang Y., Doleschel S., Wunderlich R., Heinen S. (2016): High energy efficient analog compressed sensing encoder for wireless ECG system. *Microelectronics Journal*, Vol. 56, 10-16.
48. Watson S., Moro A., Antunes dos Reis V., Baniotopoulos C., Barth S., Bartoli G., Bauer F., Boelman E., Bosse D., Cherubini A., Croce A., Fagiano L., Fontana M., Gambier A., Gkoumas K., Golightly C., Latour M., Jamieson P., Kaldellis J., Wiser R. (2019): Future emerging technologies in the wind power sector: A European perspective. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Vol. 113, 109270.
49. Williams, C. F., Reed, M. J., Anderson, A. F. (2011): Updating the Classification of Geothermal Resources. *Proceedings of 36th Workshop on Geothermal Reservoir Engineering*, <http://www.geothermal-energy.org/pdf/IGAstandard/SGW/2011/williams.pdf>? (dostęp: 30.05.2025).
50. Yamaguchi M., Frank D., Geisz J., Ekins-Daukes N. J. (2021): Multi-junction solar cells paving the way for super high-efficiency. *Journal of Applied Physics*, Vol. 129, 240901.





Hanna Jaroszek

Sieć Badawcza Łukasiewicz – Instytut Metali Nieżelaznych

5. Hybrydowe i zintegrowane układy membranowe jako narzędzie gospodarki cyrkularnej w przemyśle

5.1. WPROWADZENIE

Rosnąca presja regulacyjna i społeczna na ograniczanie zużycia zasobów naturalnych oraz zmniejszanie emisji zanieczyszczeń, stawia przemysł przed koniecznością wdrażania rozwiązań opartych na zasadach gospodarki o obiegu zamkniętym (GOZ). Celem GOZ jest ograniczenie powstawania odpadów i maksymalne wykorzystanie zasobów przez ich ponowne użycie, recykling oraz odzysk wartościowych składników ze strumieni odpadowych. W tym kontekście istotną rolę odgrywają technologie separacyjne – w szczególności procesy membranowe – ze względu na fizyczny charakter rozdziału, możliwość selektywnego odzysku substancji, pracę w warunkach niskotemperaturowych oraz łatwą automatyzację i skalowanie. Cechy te pozwalają im znaleźć praktyczne zastosowanie w zrównoważonym przemyśle. Mimo niewątpliwych zalet procesy membranowe mają również ograniczenia, takie jak konieczność wstępnego przygotowania cieczy, podatność na blokowanie, ograniczona selektywność czy konieczność zagospodarowania powstających koncentratów. Odpowiedzią na te wyzwania jest rozwój układów łączących różne rodzaje technik membranowych (systemy zintegrowane) lub techniki membranowe z klasycznymi procesami jednostkowymi (systemy hybrydowe). Takie podejście pozwala na lepsze dopasowanie procesu do konkretnego zastosowania, pracę w warunkach optymalnych dla poszczególnych procesów składowych oraz na poprawę działania całego układu.

W niniejszym rozdziale przedstawiono potencjał zintegrowanych i hybrydowych układów membranowych jako narzędzia wspierającego transformację przemysłu w kierunku gospodarki o obiegu zamkniętym. Omówiono podstawowe typy technologii membranowych, koncepcje projektowania systemów złożonych oraz wybrane zastosowania w przemyśle – w tym z branży górniczej, produkcji soli warzonej i metali nieżelaznych – stanowiące przykłady skutecznej waloryzacji strumieni odpadowych.





5.2. TECHNOLOGIE MEMBRANOWE – PRZEGLĄD I CHARAKTERYSTYKA

Procesy membranowe to techniki separacyjne wykorzystujące selektywny transport przez półprzepuszczalne membrany w celu rozdzielenia składników mieszanin bez zmiany ich fazy. W zależności od mechanizmu działania i siły napędowej wyróżnia się (Strathmann, 2004; Tanaka, 2007; Baker, 2012):

1. Procesy ciśnieniowe – napędzane różnicą ciśnień po obu stronach membrany. Szerokie zastosowanie przemysłowe znajdują:
 - Mikrofiltracja (MF) i ultrafiltracja (UF) – o sitowym mechanizmie separacji. Stosowane głównie do usuwania zawiesin, koloidów i dużych cząsteczek organicznych. Znajdują również zastosowanie w bioreaktorach.
 - Odwrócona osmoza (ang. *reverse osmosis*, RO) – o sorpcyjno-dyfuzyjnym mechanizmie separacji, pozwalająca na zatrzymanie składników rozpuszczonych, w tym jonowych. Jest szeroko stosowana do odsalania wody morskiej.
 - Nanofiltracja (NF) – o mieszanym mechanizmie separacji, umożliwiającą zatrzymywanie jonów wielowartościowych i związków organicznych o małej masie cząsteczkowej. Wykorzystywana m.in. do zmiękczenia wody i separacji wybranych jonów metali ciężkich.
2. Procesy elektromembranowe – wykorzystujące transport jonów przez membrany jonowymienne (tj. membrany zdolne do zatrzymania jonów o ładunku zgodnym z ładunkiem ich powierzchni) w polu elektrycznym. Zastosowania przemysłowe znajdują:
 - Elektrodializa (ang. *electrodialysis*, ED) – w której transport zachodzi przez naprzemiennie ułożone membrany kationo- i anionowymienne, co pozwala jednocześnie uzyskiwać strumień wzbogacony i strumień zubożony w jony. Jej wariant, elektrodializa odwracalna (ang. *electrodialysis reversal*, EDR), dzięki okresowej zmianie polaryzacji elektrod, pozwala na stabilną pracę w warunkach przesylenia i formowania osadów. Stosowana jest m.in. do odsalania i odkwaszania roztworów.
 - Elektrodializa z membraną bipolarną (ang. *bipolar membrane electrodialysis*, BPED) – membrany bipolarne umożliwiają rozkład wody na jony, co w połączeniu z odpowiednim ułożeniem membran jonowymiennych umożliwia konwersję soli do odpowiednich kwasów i zasad. Wykorzystywana zwłaszcza do odzysku wartościowych kwasów organicznych z ich soli.





3. Procesy stężeniowe – napędzane gradientem stężeń składników po obu stronach membrany. Najszersze zastosowanie znajdują:
 - Dializa dyfuzyjna – w której membrana jonowymienna zapewnia dodatkową selektywność transportu dyfuzyjnego. Stosowana głównie do odzysku kwasów z ich mieszanin z solami.
 - Osmoza prosta (ang. *forward osmosis*, FO) – w której osmotyczny transport wody zachodzi z roztworu o niższym zasoleniu do roztworu o wyższym zasoleniu. Stosowana m.in. do zatężania trudnych strumieni i odzysku wody przy niskim zużyciu energii.
4. Procesy termiczne – napędzane gradientem temperatury składników. Zastosowanie przemysłowe znajduje perwaporacja (PV) o rozpuszczalno-dyfuzyjnym mechanizmie separacji, w którym składniki lotne przenikają przez nieporowatą membranę i odparowują po stronie permeatu. Stosowana głównie do oddzielania i usuwania lotnych związków organicznych lub do odwadniania alkoholi.
5. Procesy gazowe – napędzane różnicą ciśnień parcyjnych poszczególnych składników w mieszaninie gazowej. Membrany gazoselektywne, o rozpuszczalno-dyfuzyjnym mechanizmie transportu, znajdują zastosowanie m.in. przy rozdzielaniu gazów (np. H_2/CH_4 , CO_2/CH_4 , O_2/N_2) oraz odzysku i oczyszczaniu wodoru w przemyśle chemicznym i petrochemicznym.

Oprócz wymienionych powyżej procesów stosowanych w skali przemysłowej, rozwijanych jest również wiele technologii znajdujących się obecnie w fazie badań lub pilotażu. Należą do nich m.in.:

- Odwrócona elektrodializa (ang. *reverse electrodialysis*, RED) – opracowywana z myślą o wykorzystaniu różnicy zasolenia między dwoma roztworami do wytwarzania energii elektrycznej, jednak ze względu na niską gęstość mocy jej wdrożenie na szeroką skalę pozostaje mało prawdopodobne (Strathmann, 2004; Zhao i in., 2022).
- Dejonizacja pojemnościowa (ang. *capacitive deionization*, CDI) – w której jony usuwane są z wody przez ich czasowe przyciąganie do elektrod pod wpływem przyłożonego napięcia elektrycznego – sprawdza się jedynie przy niskim zasoleniu, dlatego jej zastosowanie ogranicza się do oczyszczania wód niskozasolonych i badań nad





selektywnym odzyskiem jonów wartościowych, takich jak Li^+ (Han i in., 2022; AL-Rajabi i in., 2024).

- Destylacja membranowa (*membrane distillation*, MD) – w której para wodna przechodzi przez hydrofobową membranę z cieplejszego roztworu do chłodniejszego, gdzie się skrapla – choć w teorii mechanizm ten pozwala wydzielać czystą wodę z roztworu o dowolnym zasoleniu – w praktyce proces ten poważnie ogranicza zwilżalność membran i niska wydajność (Tai i in., 2023).
- Krystalizacja membranowa (ang. *membrane crystallization*, MCr) – w której membrana umożliwia odparowanie rozpuszczalnika lub transport składników roztworu, prowadząc do kontrolowanego przesylenia roztworu i inicjowania krystalizacji soli – choć technologia ta jest wciąż rozwijana, wykazuje duży potencjał do odzysku soli i zagospodarowania ścieków w systemach typu ZLD (ang. *zero liquid discharge*) (Zhang i in., 2023).

Równolegle są rozwijane m.in. bioinspirowane i inteligentne membrany (Nabeel i in., 2018), reaktory katalityczno-membranowe (Algieri i in., 2021) oraz specjalistyczne rozwiązania do rozdzielania gazów (Iulianelli i Drioli, 2020; Kamble, Patel i Murthy, 2021). Choć większość z tych technologii znajduje się jeszcze w fazie badań lub demonstracji, to w przyszłości mogą one poszerzać zakres zastosowania membran w gospodarce o obiegu zamkniętym, zwłaszcza w obszarach wymagających wysokiej selektywności.

5.3. WADY I ZALETY TECHNOLOGII MEMBRANOWYCH W KONTEKŚCIE GOZ

Procesy membranowe odgrywają istotną rolę w transformacji przemysłu w kierunku gospodarki o obiegu zamkniętym, wspierając dążenie do efektywnego wykorzystywania zasobów, ograniczania powstawania odpadów oraz zamykania obiegów materiałowych. Ze względu na szerokie możliwości separacyjne znajdują one zastosowanie w wielu sektorach przemysłu, np. chemicznym, metalurgicznym, wodno-ściekowym czy energetycznym. Równocześnie jednak, jak każda technologia, mają one swoje ograniczenia i aby osiągnąć zakładane cele środowiskowe i ekonomiczne, wymagają odpowiednich warunków operacyjnych.

Podstawową zaletą procesów membranowych jest brak zmiany fazy w trakcie separacji, co pozwala znacznie ograniczyć zużycie energii w porównaniu do klasycznych metod wyparnych. Dla porównania – zatężenie roztworu metodą odwróconej osmozy (RO)





zużywa zwykle 3–6 kWh energii na każdy 1 m³ odzyskanej wody, podczas gdy w przypadku mechanicznej kompresji pary (MVC) zużycie to wynosi 40–60 kWh/m³ (Lenntech, 2025).

Istotną zaletą procesów membranowych jest możliwość frakcjonowania składników w oparciu o ich właściwości fizykochemiczne, takie jak ładunek elektryczny, wartościowość jonowa czy wielkość cząsteczkowa. Przykładowo ED umożliwia oddzielenie składników jonowych od niejonowych, NF – zatrzymanie nawet do 99% jonów wielowartościowych, co pozwala na rozdział np. Cl^- i SO_4^{2-} (Strathmann, 2004; Tanaka, 2007; Baker, 2012). W przeciwieństwie do metod wyparnych lub chemicznego strącania, procesy membranowe charakteryzuje większa selektywność separacji, porównywalna z takimi technologiami, jak wymiana jonowa czy sorpcja (Tchobanoglous, Burton i Stensel, 2003; Luo, Abdu i Wessling, 2018). Dodatkowo oferują one możliwość pracy w trybie ciągłym, bez konieczności cyklicznej regeneracji i przy mniejszym zużyciu reagentów, co sprawia, że lepiej wpisują się w założenia GOZ.

Większość membran polimerowych charakteryzuje się odpornością temperaturową w zakresie 10–45°C. Jedynie nieliczne membrany specjalistyczne, np. perfluorowane lub ceramiczne, mogą pracować w temperaturach sięgających nawet 80–100°C (Tanaka, 2007). Niskotemperaturowy charakter procesu stanowi istotną zaletę nie tylko z punktu widzenia zużycia energii (brak konieczności podgrzewania medium), ale również technologii – zwłaszcza w przemyśle spożywczym i farmaceutycznym, gdzie wiele składników jest wrażliwych na działanie temperatury.

Kolejny atut technologii membranowych stanowi ich modułowość, która ułatwia skalowanie procesów – wydajność instalacji zwiększa się przez dołączanie kolejnych modułów bez potrzeby zmiany konfiguracji układu. Rozwiązanie to sprzyja elastycznej rozbudowie, integracji z istniejącą infrastrukturą, automatyzacji i stabilnej pracy układu przy ograniczonym nadzorze operatorskim (Strathmann, 2004; Baker, 2012).

Mimo licznych zalet procesy membranowe nie są wolne od ograniczeń. Część z nich wynika bezpośrednio z mechanizmu separacji. W procesach ciśnieniowych stopień zagęszczenia koncentratu jest ograniczany, z jednej strony, przez możliwość wytrącania związków trudno rozpuszczalnych, a z drugiej – przez rosnące ciśnienie osmotyczne (Strathmann, 2004; Baker, 2012). Na przykład w RO typowy uzysk permeatu nie przekracza 50%, a maksymalny TDS wynosi 80–90 g/dm³ (Strathmann, 2004; Baker, 2012). Ograniczenia





te sprawiają, że RO nie może stanowić efektywnej alternatywy dla metod wyparych w pełnym zakresie stężeń.

Selektywność membran maleje w warunkach wysokiego zasolenia, co ogranicza ich zastosowanie w przypadku strumieni o wysokim TDS (Baker, 2012; Luo, Abdu i Wessling, 2018), a więc również w obszarach istotnych z punktu widzenia zamykania obiegów i realizacji zaawansowanych strategii GOZ jak układy bezściekowe.

Jeden z głównych problemów eksploatacyjnych stanowi blokowanie powierzchni membran przez substancje organiczne (ang. *fouling*) lub osady mineralne, powstające w wyniku przekroczenia rozpuszczalności związków nieorganicznych w stężonym retencie (ang. *scaling*) (Tong i in., 2023). Oba zjawiska prowadzą do pogorszenia właściwości separacyjnych, wzrostu oporu hydraulicznego i spadku wydajności procesu. Ich występowanie wymusza stosowanie okresowego czyszczenia membran – procedury CIP (ang. *cleaning-in-place*) oraz odpowiednich strategii przygotowania wstępnego cieczy zasilającej (Baker, 2012). Ponadto obecność niektórych substancji chemicznych – takich jak wolny chlor oraz silne utleniacze i skrajne wartości pH – mogą prowadzić do degradacji lub trwałego uszkodzenia membran (Collier i in., 2006; Tanaka, 2007). W przypadku cieczy o dużej agresywności chemicznej lub obecności rozpuszczalników organicznych, konieczne jest stosowanie membran specjalistycznych (np. ceramicznych lub perfluorowanych), co istotnie podnosi koszty inwestycyjne i operacyjne.

Wrażliwość membran na blokowanie i niektóre warunki sprawia, że procesy membranowe często wymagają rozbudowanego i wieloetapowego przygotowania wstępnego strumienia zasilającego, a także dozowania odczynników pomocniczych, takich jak antyskalanty, biocydy czy środki regulujące pH (Gromov, 2020). Wprowadzenie tych substancji wiąże się nie tylko z dodatkowymi kosztami operacyjnymi, lecz także z koniecznością zagospodarowania nowych strumieni odpadów.

Istotnym wyzwaniem pozostaje również zagospodarowanie koncentratów, czyli strumieni odpadowych zawierających zagęszczone ładunki zanieczyszczeń. Choć ich objętość może być mniejsza nawet o 50–85% względem strumienia zasilającego (Strathmann, 2004; Tanaka, 2007; Baker, 2012; Biesheuvel i in., 2022), całkowity ładunek zanieczyszczeń pozostaje wysoki. Wymusza to konieczność ich dalszej obróbki – np. za pomocą metod wyparych, strącania chemicznego, krystalizacji lub mineralizacji – co znacząco podnosi koszty procesu i nie zawsze prowadzi do efektów pożądaných z punktu widzenia GOZ (Shafi





i in., 2018; Shah i in., 2022; Yaqub, Nguyen i Lee, 2022). Dodatkowo niska wartość rynkowa potencjalnych produktów uzyskiwanych z koncentratów, takich jak chlorek sodu czy siarczan sodu, sprawia, że ich odzysk często nie znajduje uzasadnienia ekonomicznego.

Podsumowując, procesy membranowe mają ogromny potencjał jako narzędzie wspierające wdrażanie koncepcji GOZ w różnych sektorach przemysłu. Ich rzeczywista skuteczność i opłacalność zależy jednak od właściwego doboru konfiguracji technologicznej, zapobiegania blokowaniu i zagospodarowania koncentratów. Dlatego też coraz większe znaczenie mają rozwiązania zintegrowane i hybrydowe, pozwalające na optymalizację pracy poszczególnych etapów i zwiększenie efektywności całego systemu.

5.4. WYKORZYSTANIE UKŁADÓW HYBRYDOWYCH I ZINTEGROWANYCH

Skuteczność układów hybrydowych i zintegrowanych zależy w dużej mierze od właściwego doboru oraz sekwencji zastosowanych technologii. Kluczowe znaczenie ma znajomość właściwości nadawy – zarówno składu chemicznego, jak i jego zmienności, co stanowi szczególne wyzwanie w systemach realizujących założenia GOZ, gdzie punktem wyjścia są często ścieki procesowe o zmiennym, niejednorodnym i nierzadko słabo scharakteryzowanym składzie.

Dobór technologii separacyjnych powinien opierać się na zasadzie sekwencyjności i obejmować następujące procesy: (1) wstępne usuwanie zanieczyszczeń fizycznych i koloidalnych (np. zawiesin, tłuszczów, bioosadów), (2) separacja właściwa, ukierunkowana na odzysk wybranych składników (np. jonów metali, kwasów, substancji organicznych), (3) odzysk wody przez końcowe oczyszczanie permeatu (filtratu), (4) końcowa obróbka retentatu (koncentratu) w kierunku odzysku składników wartościowych (krystalizacja, strącanie, metody wyparne). Takie podejście pozwala zoptymalizować zużycie energii, zmniejszyć eksploatacyjne obciążenia systemu i zmaksymalizować odzysk. Warto podkreślić, że podejście sekwencyjne nie oznacza liniowości – etapy mogą być sprzężone zwrotnie, prowadzone równolegle, czy nawet rekonfigurowane dynamicznie w zależności od zmienności składu nadawy, co zwiększa elastyczność i stabilność działania systemu.

Kluczowym elementem projektowania jest zapewnienie zgodności operacyjnej między następującymi po sobie etapami, zarówno pod względem parametrów procesowych (temperatura, ciśnienie), jak i kompatybilności chemicznej oraz odporności materiałowej komponentów instalacji. Niezbędne jest również zapobieganie konfliktom technologicznym,





takim jak wytrącanie osadów wskutek zmian pH czy degradacja membran w wyniku obecności silnych utleniaczy. Tylko spójne zaprojektowanie poszczególnych etapów pozwala na osiągnięcie ustalonych celów środowiskowych i ekonomicznych zgodnych z ideą GOZ.

W szczególności istotne jest wykorzystanie synergii między procesami różniącymi się mechanizmem separacji. Przykłady takich ciągów technologicznych stanowią:

- MF/UF + NF/RO, koagulacja + NF/RO: procesy mikro- i ultrafiltracji lub koagulacji są często wykorzystywane w celu usunięcia zawiesin, koloidów, tłuszczów i cząstek organicznych, które mogłyby prowadzić do blokowania wrażliwych membran NF i RO (Bonnélye, Guey i Del Castillo, 2008; Baker, 2012).
- NF + strącanie chemiczne: nanofiltracja umożliwia selektywne zateżnienie jonów wielowartościowych, takich jak: SO_4^{2-} , PO_4^{3-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{3+} , co tworzy dogodne warunki do ich kontrolowanego i selektywnego wydzielenia na drodze chemicznego strącania (Tanaka, 2007; Piash i in., 2022). Takie podejście pozwala zmniejszyć zużycie reagentów, poprawić jakość osadów oraz zredukować ilość powstających odpadów. W szczególnych przypadkach (np. siarczan wapnia) możliwe jest osiągnięcie przesycenia i bezpieczna krystalizacja za modułem membranowym (Turek, Waś i Mitko, 2012).
- RO + EDR + wyparka: stopień zateżenia koncentratu w RO jest ograniczony ciśnieniem osmotycznym do poziomu 60–80 g/dm³ TDS. Elektrodializa odwracalna (EDR) pozwala na dalsze zagęszczanie tego strumienia (do 150–200 g/dm³ TDS), przy czym strumień odsolony (diluat) może być zawracany do RO, gdzie jest odzyskiwana woda. Włączenie EDR między RO a wyparką pozwala na zmniejszenie zużycia energii o 20–30% w porównaniu do tradycyjnych układów RO-wyparka (Turek i in., 2018; Lenntech, 2025). To również zmniejszenie kosztów inwestycyjnych: udział nakładów na wyparkę rośnie ze spadkiem stężenia nadawy i może sięgać nawet 60–70% całkowitych kosztów instalacji (Lenntech, 2025).
- NF/RO + AOP: pozwala na skuteczne usuwanie mikrozanieczyszczeń, zanieczyszczeń trudno usuwalnych i farmaceutyków (Monachan i in., 2022).

Sztandarowym przykładem układu hybrydowego w Polsce jest wytwarzanie soli warzonej Sól Dębieńska w Przedsiębiorstwie Gospodarki Wodnej i Rekultywacji SA (PGWiR SA) z użyciem zasolonych wód kopalnianych (Ericsson i Hallmans, 1996; Xevgenos i in., 2024). Stosowany jest układ obejmujący wstępne oczyszczanie, RO, wyparkę zateżającą MVC





i wyparkę krystalizacyjną ze sprężaniem oparów (VC). Słonawa woda z kopalni Budryk zateżniana jest metodą RO do uzyskania TDS około 60 g/dm^3 i łączona z solanką silnie zasoloną. Dosycanie solą kamienną pozwala podnieść TDS roztworu przed skierowaniem do procesu wyparnego (do 90 g/dm^3) i dzięki temu znacznie ograniczyć zużycie energii. To rozwiązanie jest jednak specyficzne dla lokalnych warunków i nie jest możliwe do szerokiego stosowania. Solanka o TDS około 290 g/dm^3 jest następnie kierowana do VC. Turek i in. (2018, 2022) wykazali obliczeniowo, że włączenie do tego układu NF i ED pozwoli kierować do wyparki solankę o zasoleniu około 150 g/dm^3 , co obniży zużycie energii z około 720 kWh do około 400 kWh na tonę produkowanej soli.

W ramach projektu ZeroBrine badano pilotowy system UF-NF-RO-ED do przerobu wód kopalnianych (zawierających ok. 2% wag. NaCl). Wstępne przygotowanie obejmowało usuwanie zanieczyszczeń (głównie pyłu węglowego) przez filtrację mechaniczną oraz ultrafiltrację, a następnie dekarbonizację za pomocą kwasu solnego. Dwuprzeciściowy układ NF pozwalał następnie na wyodrębnienie frakcji soli wielowartościowych (głównie MgCl_2 i CaCl_2) nadających się do dalszego przerobu. Filtrat NF trafiał do RO, gdzie była odzyskiwana woda użytkowa, a powstały koncentrat kierowano do dalszego zateżniania w ED. Diluat z ED był zwracany do RO, co pozwalało na zamknięcie obiegu wodnego i poprawę bilansu wodno-solnego. Z koncentratu ED było możliwe odzyskanie soli warzonej przy użyciu technologii wyparnej. Instalacja umożliwiła odzysk ponad 90% wody i 92% soli przy zużyciu energii wynoszącym około 11 kWh/m^3 solanki, czyli o 20–33% mniej niż układ RO-VC (Mitko i in., 2021; Xevgenos i in., 2024).

Do oczyszczania ścieku o złożonym składzie, zawierającego wysokie stężenie SO_4^{2-} , Mg^{2+} , F^- i metali ciężkich, pochodzącego z instalacji hydrometalurgicznej, zaproponowano technologię hybrydową opartą na połączeniu strącania chemicznego i konwersji elektromembranowej. Strącanie z użyciem CaO umożliwiło wstępne usunięcie ponad 90% zawartości metali ciężkich oraz fluorków. W kolejnym etapie dozowano Na_3PO_4 w celu odzyskania składników nawozowych (uzyskano osad o składzie: 22% wag. P, 21% Mg, 0,32% K, 0,06% Ca) oraz zabezpieczenia membran przed skalingiem w kolejnym etapie. Pozostały w roztworze siarczany sodu poddano konwersji metodą elektrodializy z membraną bipolarną (BPED), co umożliwiło usunięcie 75% zawartości SO_4^{2-} i uzyskanie roztworów kwasu siarkowego i ługu sodowego o stężeniu 2–3% wag., możliwych do dalszego wykorzystania – odpowiednio w produkcji gipsu oraz w procesach absorpcji CO_2 (Jaroszek i in., 2024;





Mikołajczak i in., 2024) . Dodatkowo diluat z BPED może zostać poddany NF w celu zmniejszenia obciążenia energochłonnego procesu BPED oraz uzyskania ścieku spełniającego parametry zrzutu, natomiast retentat może być zawracany do węzła strącania, co pozwoli na dalszą poprawę bilansu wodnego procesu.

5.5. PODSUMOWANIE

Układy hybrydowe i zintegrowane, łączące procesy membranowe z innymi technikami separacji, stanowią obecnie jedno z najbardziej perspektywicznych narzędzi wspierających wdrażanie idei gospodarki o obiegu zamkniętym w przemyśle. Ich przewaga wynika nie tylko z właściwości poszczególnych procesów, ale przede wszystkim z możliwości zestawiania ich w ciągi technologiczne dopasowane do specyfiki ścieków oraz celów odzyskowych. Umożliwia to zarówno skuteczne oczyszczanie, jak i przekształcanie strumieni odpadowych w źródło cennych surowców wtórnych.

W warunkach przemysłowych, gdzie skład cieczy odpadowych często bywa złożony i zmienny, elastyczność układów zintegrowanych staje się czynnikiem decydującym o skuteczności całego systemu. Istotne będzie również odejście od oczyszczania zbiorczego na rzecz lokalnego oczyszczania strumieni, możliwie blisko źródła ich powstawania. Uniknięcie nadmiernego mieszania składników i strumieni technologicznych ułatwia separację frakcji wartościowych i umożliwia skuteczny odzysk wartościowych składników.

W najbliższych latach to właśnie umiejętność projektowania i zarządzania złożonymi, wieloetapowymi systemami separacyjnymi stanie się kluczową kompetencją inżynierską w kontekście GOZ. Integracja procesów o różnych mechanizmach działania, ich adaptacja do zmiennych warunków i optymalizacja pod kątem odzysku zasobów, będą przesądzać o możliwości realnego wdrożenia idei cyrkularności do praktyki przemysłowej.

Praca została sfinansowana ze środków subwencji Sieci Badawczej Łukasiewicz – Instytutu Metali Nieżelaznych na działalność naukową (kod pracy: 0344176004 i 0344123004).

Literatura

1. Algieri C., Coppola G., Mukherjee D., Shammam M. I., Calabro V., Curcio S., Chakraborty S. (2021): Catalytic Membrane Reactors: The Industrial Applications Perspective. *Catalysts*, Vol. 11(6), 691.
2. AL-Rajabi M. M., Abumadi F. A., Laoui T., Atieh M. A., Khalil K. A. (2024): Capacitive deionization for water desalination: Cost analysis, recent advances, and process optimization. *Journal of Water Process Engineering*, Vol. 58, 104816.





3. Baker R. W. (2012): *Membrane Technology and Applications*. Ed. 3. Chichester, Wiley.
4. Biesheuvel P. M., Porada S., Elimelech M., Dykstra J. E. (2022): Tutorial review of reverse osmosis and electrodialysis. *Journal of Membrane Science*, Vol. 647, 120221.
5. Bonn  lye V., Guey L., Del Castillo J. (2008): UF/MF as RO pre-treatment: the real benefit. *Desalination*, Vol. 222(1–3), 59-65.
6. Collier A., Wang H., Yuan X. Z., Zhang J., Wilkinson D. P. (2006): Degradation of polymer electrolyte membranes. *International Journal of Hydrogen Energy*, Vol. 31(13), 1838-1854.
7. Ericsson B., Hallmans B. (1996): Treatment of saline wastewater for zero discharge at the Debiensko coal mines in Poland. *Desalination*, Vol. 105, 115-123.
8. Gromov S. L. (2020): Reagent-Free Water Treatment in the Domestic Power Industry: A Myth or a Reality? *Thermal Engineering*, Vol. 67(50), 360-364.
9. Han N., Gao R., Peng H., He Q., Miao Z., Wan K. (2022): Selective recovery of lithium ions from acidic medium based on capacitive deionization-enhanced imprinted polymers. *Journal of Cleaner Production*, Vol. 373, 133773.
10. Iulianelli A., Drioli E. (2020): Membrane engineering: Latest advancements in gas separation and pre-treatment processes, petrochemical industry and refinery, and future perspectives in emerging applications. *Fuel Processing Technology*, Vol. 206, 106464.
11. Jaroszek H. i in. (2024): Badania procesu elektrodializy bipolarnej w celu rozk  adu roztworu siarczanu sodu do wodorotlenku sodu i kwasu siarkowego(VI). Sprawozdanie nr 8532/G/2024. Gliwice, Sieć Badawcza   ukasiewicz – Instytut Metali Nie  elaznych (niepublikowana).
12. Kamble A. R., Patel C. M., Murthy Z. V. P. (2021): A review on the recent advances in mixed matrix membranes for gas separation processes. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Vol. 145(1), 111062.
13. Lenntech: Minimal Liquid Discharge – MLD, <https://www.lenntech.com/processes/Brine-Treatment/minimal-liquid-discharge-mld.htm> (dost  p: 28.05.2025).
14. Luo T., Abdu S., Wessling M. (2018): Selectivity of ion exchange membranes: A review. *Journal of Membrane Science*, Vol. 555(1), 429-454.
15. Miko  ajczak W. i in. (2024): Opracowanie metody wst  pnego przygotowania   ciek  w do procesu elektrodializy bipolarnej. Sprawozdanie nr 8531/G/2024. Gliwice, Sieć Badawcza   ukasiewicz – Instytut Metali Nie  elaznych (niepublikowana).
16. Mitko K., Turek M., Jaroszek H., Bernacka E., Sambor M., Sk  ra P., Dydo P. (2021): Pilot studies on circular economy solution for the coal mining sector. *Water Resources and Industry*, Vol. 26, 100161.
17. Monachan M., Dixit N., Maliyekkal S. M., Singh P. S. (2022): Reverse Osmosis (RO) and Nanofiltration (NF) Membranes for Emerging Contaminants (ECs) Removal. W: P. S. Singh, A. K. Agarwal, T. Gupta, S. M. Maliyekkal (Red.), *New Trends in Emerging Environmental Contaminants. Energy, Environment, and Sustainability* (s. 407-425). Singapur, Springer.
18. Nabeel F., Rasheed T., Bilal M., Li C., Yu C., Iqbal H. M. N. (2018): Bio-Inspired Supramolecular Membranes: A Pathway to Separation and Purification of Emerging Pollutants. *Separation & Purification Reviews*, Vol. 47(1), 20-36.





19. Piash K. P. S., Anwar R., Shingleton C., Erwin R., Lin L.-S., Sanyal O. (2022): Integrating chemical precipitation and membrane separation for phosphorus and ammonia recovery from anaerobic digestate. *AIChE Journal*, Vol. 68(12), e17869.
20. Shafi H. Z., Faizur-Rahman, Zubair S. M., Matin A., Alnoor O., Kafiah F., Mahmood A. (2018): Concentrate management technologies for desalination processes leading to zero liquid discharge: technologies, recent trends and future outlook. *Desalination and Water Treatment*, Vol. 105, 92-118.
21. Shah K. M., Billinge I. H., Chen X., Fan H., Huang Y., Winton R. K., Yip N. Y. (2022): Drivers, challenges, and emerging technologies for desalination of high-salinity brines: A critical review. *Desalination*, Vol. 538, 115827.
22. Strathmann H. (2004): *Membrane Science and Technology*. Vol. 9. Ion-Exchange Membrane Separation Processes. Amsterdam, Elsevier.
23. Tai Z. S., Othman M. H. D., Koo K. N., Jaafar J. (2023): Critical review on membrane designs for enhanced flux performance in membrane distillation. *Desalination*, Vol. 553(1), 116484.
24. Tanaka Y. (2007): *Membrane Science and Technology*. Vol. 12. Ion Exchange Membranes: Fundamentals and Applications. Amsterdam, Elsevier.
25. Tchobanoglous G., Burton F. L., Stensel H. D. (2003): *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. New York, McGraw-Hill.
26. Tong T., Liu X., Li T., Park S., Anger B. (2023): A Tale of Two Foulants: The Coupling of Organic Fouling and Mineral Scaling in Membrane Desalination. *Environmental Science & Technology*, Vol. 57(18), 7129-7149.
27. Turek M., Laskowska E., Mitko K., Jakóbi-Kolon A. (2018): Mało energochłonna utylizacja zasolonych wód kopalnianych w zintegrowanym systemie membranowo-wyparnym. *Maszyny Górnicze*, T. 36(1), 39-48.
28. Turek M., Mitko K., Skóra P., Dydo P., Jakóbi-Kolon A., Warzecha A., Tyrała K. (2022): Improving the Performance of a Salt Production Plant by Using Nanofiltration as a Pretreatment. *Membranes*, Vol. 12(12), 1191.
29. Turek M., Waś J., Mitko K. (2012): Scaling prediction in electrodialytic desalination. *Desalination and Water Treatment*, Vol. 44(1-3), 255-260.
30. Xevgenos D., Panteleaki Tourkodimitri K., Mortou M., Mitko K., Sapoutzi D., Stroutza D., Turek M., van Loosdrecht M. C. M. (2024): The concept of circular water value and its role in the design and implementation of circular desalination projects: The case of coal mines in Poland. *Desalination*, Vol. 579, 117501.
31. Yaqub M., Nguyen M. N., Lee W. (2022): Treating reverse osmosis concentrate to address scaling and fouling problems in zero-liquid discharge systems: A scientometric review of global trends. *Science of the Total Environment*, Vol. 844, 157081.
32. Zhang X., Yao Y., Horseman T., Wang R., Yin Y., Zhang S., Tong T., Lin S. (2023): Electrodialytic crystallization to enable zero liquid discharge. *Nature Water*, Vol. 1, 547-554.
33. Zhao Y., Zhang Y., Li Y., Wang Y., Wang Y., Li X. (2022): Reverse electrodialysis for salinity gradient power generation: Challenges and future perspectives. *Chemical Engineering Journal*, Vol. 451, 138589.





Małgorzata Białowas, Paweł Zawartka

Główny Instytut Górnictwa – Państwowy Instytut Badawczy, Zakład Ochrony Wód

6. „Nowe zanieczyszczenia” nowymi wyzwaniami dla gospodarki wodno-ściekowej

6.1. WPROWADZENIE

Problemy środowiskowe wynikające z obecności zanieczyszczeń zyskują coraz większą uwagę, stanowiąc ogromne wyzwanie zarówno w kontekście badań naukowych, jak i rozwoju technologicznego. Rosnące rozproszenie i częstotliwość występowania zanieczyszczeń stanowią realne zagrożenie dla środowiska oraz zdrowia ludzi. W ostatnich latach szczególną uwagę zwrócono na zagrożenia wynikające z obecności w środowisku „nowych zanieczyszczeń”¹ (ang. *emerging contaminants*, ECs) (Khan i in., 2023). Wraz z rosnącą wiedzą naukową, świadomością społeczno-ekonomiczną, pojawiającymi się problemami zdrowotnymi i obawami wynikającymi z zagrożeń dla środowiska, problem wynikający z obecności tych zanieczyszczeń stał się obszarem wielu badań naukowych (Chen, Lin i Zhuang, 2022). W tym świetle wyzwanie dla naukowców stanowi nie tylko opracowanie nowoczesnych metod identyfikacji i oceny ilościowej „nowych zanieczyszczeń”, ale także poszukiwanie technologii umożliwiających ich efektywne usuwanie, w szczególności z wody i ścieków (Rout i in., 2021), bowiem „Woda jest podstawowym dobrem, które należy do wszystkich i ma służyć wszystkim. Ponieważ ten zasób naturalny jest kluczowy, niezastąpiony i niezbędny do życia, należy go rozpatrywać i integrować w trzech wymiarach: społecznym, gospodarczym i środowiskowym” (Dyrektywa, 2024).

Obecnie są prowadzone badania nad innowacyjnymi rozwiązaniami, które będą nastawione nie tylko na minimalizację, czy całkowitą eliminację zanieczyszczeń, ale także rezygnację ze stosowania toksycznych i niebezpiecznych surowców, czy odczynników w procesach technologicznych (Khan i in., 2023). Widoczne jest także dążenie do zrównoważonego zarządzania wodą, w tym ponownego jej wykorzystania i przejścia na

¹ To syntetyczne lub naturalne związki chemiczne, które przedostając się do środowiska, wywołują niekorzystne zmiany ekologiczne i/lub negatywnie oddziałują na zdrowie człowieka. Większość nowo pojawiających się zanieczyszczeń nie podlega regulacjom prawnym w aspekcie jakości wody czy odprowadzania ścieków, stąd też istnieje pilna potrzeba poszerzenia i uzupełnienia wiedzy naukowej w zakresie zanieczyszczenia środowiska wodno-ściekowego tymi związkami (Rosińska, 2022).





gospodarkę o obiegu zamkniętym (GOZ). Woda odzyskana ze ścieków komunalnych, w zależności od spełnienia określonych parametrów jakościowych, może być stosowana jako medium technologiczne w procesach przemysłowych, do mycia instalacji i nawierzchni, nawadniania terenów, wytwarzania wodoru metodą elektrolizy, a w przypadku spełnienia odpowiednich norm, w tym sanitarnych – również jako woda przeznaczona do spożycia przez ludzi (Zawadzki, 2023).

6.2. „EMERGING CONTAMINANTS” – WYZWANIE DLA GOSPODARKI WODNO-ŚCIEKOWEJ

Dyrektywa o oczyszczaniu ścieków komunalnych została przyjęta przez KE w 1991 r. Jej celem była „ochrona środowiska przed niekorzystnymi skutkami odprowadzania ścieków ze źródeł miejskich i określonych gałęzi przemysłu” (Komunikat, 2024). Przeprowadzona w 2019 r. przez KE ocena przepisów potwierdziła, że obowiązująca wówczas dyrektywa stanowiła w ciągu ostatnich trzech dziesięcioleci bardzo efektywne narzędzie ograniczania zanieczyszczenia wody oraz skutecznego oczyszczania odprowadzanych ścieków. Jednocześnie wykazano obecność źródeł zanieczyszczeń, które dotychczas nie zostały należycie uwzględnione w obowiązujących przepisach. Dotyczyło to zanieczyszczeń pochodzących z mniejszych aglomeracji oraz szerokiego spektrum szkodliwych mikrozanieczyszczeń. W dokonanej ocenie zwrócono także uwagę, że sektor ścieków komunalnych to jeden z największych odbiorców energii w sektorze publicznym. Nowelizacja dyrektywy o oczyszczaniu ścieków komunalnych (Dyrektywa, 2024) dotyczy również mniejszych aglomeracji, obejmuje większą liczbę zanieczyszczeń i przyczynia się do neutralności energetycznej (Komunikat, 2024).

Najnowsza wiedza naukowa oraz komunikaty KE:

- z dnia 16 stycznia 2018 r. „Europejska strategia na rzecz tworzyw sztucznych w gospodarce o obiegu zamkniętym” (Komunikat, 2018),
- z dnia 11 marca 2019 r. „Strategiczne podejście Unii Europejskiej do substancji farmaceutycznych w środowisku” (Komunikat, 2019),
- z dnia 14 października 2020 r. „Strategia w zakresie chemikaliów na rzecz zrównoważoności na rzecz nietoksycznego środowiska” (Komunikat, 2020),
- z dnia 12 maja 2021 r. „Droga do zdrowej planety dla wszystkich – Plan działania UE na rzecz eliminacji zanieczyszczeń wody, powietrza i gleby” (Komunikat, 2021),





dowodzą pilnej potrzeby podjęcia działań mających na celu rozwiązanie problemu związanego z obecnością mikrozanieczyszczeń, które obecnie wykrywane są we wszystkich wodach w Unii Europejskiej (Dyrektywa, 2024; Finckh i in., 2024).

Finckh i in. (2024) dokonali analizy śladu chemicznego w oparciu o unikalne i jednolite badanie przesiewowe ponad 600 substancji chemicznych w 445 próbkach wód powierzchniowych Europy, uwzględniając charakterystykę danego miejsca w celu ustalenia priorytetów zarządzania oraz analizy śladów chemicznych mieszanin. 504 związki spośród 610 analizowanych wykryto w co najmniej jednej z 445 próbek. W 17% próbek wykryto tylko 1–25 związków, podczas gdy 26–50, 51–100 i 101–200 związków zidentyfikowano odpowiednio w 23%, 41% i 18% próbek. W 1% próbek wykryto ponad 200 związków. Najwięcej związków (241 rodzajów zanieczyszczeń) wykryto w próbce wody pochodzącej z rzeki Dunaj. Większość wykrytych związków stanowiły pestycydy i biocydy (229), a następnie różne farmaceutyki (175) i inne związki chemiczne (100), w tym środki powierzchniowo czynne, dodatki do żywności, tworzyw sztucznych i gumy, substancje per- i polifluoroalkilowe (PFAS), filtry UV i inhibitory korozji (Finckh i in., 2024).

Postępujący rozwój przemysłu i nastawiony na konsumpcję tryb życia współczesnego społeczeństwa jest widoczny pośrednio w jakości i ilości ścieków dopływających do oczyszczalni. Prowadzi to do pojawiania się w środowisku, w tym wodzie i ściekach, zanieczyszczeń nowej generacji – słabo zidentyfikowanych i trudnych do usunięcia, np. w procesie oczyszczania ścieków (Chen, Lin i Zhuang, 2022). W literaturze anglojęzycznej określane są one jako *emerging contaminants* (ECs), *emerging pollutants* (EPs), *contaminants of emerging concern* (CECs), *micropollutants* (MPs), *trace organic compounds* (TrOCs), *priority pollutants* (PPs), *persistent toxic substances* (PTSs), *substances of very high concern* (SVHC) (Rout i in., 2021; Feng i in., 2023). Należą do nich głównie farmaceutyki, ich pochodne i produkty higieny osobistej (ang. *pharmaceuticals personal care products*, PPCPs) (Yang i in., 2017; Osouha, Anyanwu i Ejileugha, 2023), substancje per- i polifluoroalkilowe (PFAS) (Hussain i in., 2025), pestycydy (Shaji i in., 2024), mikroplastiki (Jachimowicz, Cydzik-Kwiatkowska i Nosek, 2020; Dissanayake i in., 2022) i nanomateriały (Manzoor i in., 2024; Tortella i in., 2024) oraz inne związki, np. kofeina, środki odurzające czy bisfenol A.

Związki o charakterze hydrofobowym i zasadowym są adsorbowane na kłaczkach osadu czynnego (np. środki hormonalne). Z kolei hydrofilowe związki o charakterze kwasowym pozostają w fazie ciekłej ścieków, i w sytuacji, gdy nie zostaną rozłożone, trafią





do środowiska razem z oczyszczonymi ściekami (Bolesta, Głodniok i Styszko, 2020). Farmaceutyki wykrywane są w ustabilizowanym osadzie ściekowym, który powstaje jako produkt odpadowy oczyszczania ścieków. Jest to istotne w przypadku planowanego ich rolniczego wykorzystania. Mogą bowiem stwarzać potencjalne ryzyko rozprzestrzenienia wszystkich zawartych w nich zanieczyszczeń, w tym farmaceutyków (Bolesta, Głodniok i Styszko, 2022).

6.3. FARMACEUTYKI W WODZIE I ŚCIEKACH

Chen, Lin i Zhuang (2022) przeprowadzili obszerną analizę bibliometryczną (od 1998 r. do 2021 r.) zagadnienia oczyszczania ścieków i pojawiających się nowych zanieczyszczeń. Wyniki badań wykazały, że najczęściej cytowana publikacja autorstwa Heberera (2002) (2083 cytowania) dotyczyła obecności farmaceutyków w środowisku wodnym. Farmaceutyki i ich pochodne oraz środki higieny osobistej (PPCP) to istotna część tzw. *emerging contaminants*. Stanowią źródło zróżnicowanej grupy bioaktywnych składników, takich jak: środki przeciwbólowe, antybiotyki, hormony, środki dezynfekujące i antyseptyczne. Pozostałości produktów farmaceutycznych mogą być wprowadzane do środowiska podczas ich wytwarzania, stosowania i unieszkodliwiania.

W komunikacie KE „Strategiczne podejście Unii Europejskiej do substancji farmaceutycznych w środowisku” termin substancji farmaceutycznych został zdefiniowany jako „produkty lecznicze dla ludzi lub zwierząt”. Ponadto „Zagrożenie stwarzają zazwyczaj farmaceutyczne składniki czynne, ale istotne znaczenie mogą mieć również ich metabolity i produkty rozpadu, jak również niektóre składniki (substancje pomocnicze) inne niż substancje czynne i materiały opakowaniowe” (Komunikat, 2019). W przytoczonym wyżej Komunikacie podano, że w całej UE stwierdzono pozostałości kilku substancji farmaceutycznych w wodach powierzchniowych i gruntowych, glebach i tkankach zwierzęcych, jednak ich stężenie różniło się w zależności od substancji oraz charakteru i bliskości ich źródeł. Powszechnie występują niektóre środki przeciwbólowe, przeciwdrobnoustrojowe, antydepresyjne, antykoncepcyjne i przeciwpasożytnicze. W wodzie pitnej stwierdzono również śladowe ilości niektórych substancji farmaceutycznych (Komunikat, 2019).

Obecność „nowych zanieczyszczeń” w ściekach komunalnych, z uwagi na ich negatywny wpływ na różnorodne komponenty środowiska, budzi coraz większe obawy





(Samal, Mahapatra i Ali, 2022). Postępująca urbanizacja i rozwój działalności handlowej prawdopodobnie przyczynią się do wzrostu na całym świecie zagrożenia wynikającego z obecności tego rodzaju zanieczyszczeń, w szczególności w wodzie i ściekach (Dey, Bano i Malik, 2019). Stosowanie farmaceutyków wynika także z potrzeby poprawy jakości życia – ich konsumpcja rośnie. Są bowiem używane w leczeniu chorób związanych ze starzeniem się i chorób przewlekłych. Wśród farmaceutyków stosowanych w medycynie wyróżniono kilka grup istotnych w kontekście zagrożenia dla środowiska. Są to: antybiotyki, w tym stosowane przez ludzi i zwierzęta, leki przeciwzapalne i przeciwbólowe, leki psychotropowe, leki przeciwnowotworowe, leki sympatykomimetyczne, regulatory gospodarki tłuszczowej, β -blokery, środki kontrastowe, sterydy i hormony. Z uwagi na trwałość w środowisku wodnym, szczególne zainteresowanie naukowców wzbudzają niesteroidowe leki przeciwzapalne/przeciwbólowe (NLPZ) – powszechnie stosowane, dostępne najczęściej bez recepty, a także antybiotyki (Rosińska, 2022).

Farmaceutyki przedostają się do środowiska z różnych źródeł, m.in. podczas procesów produkcji, w wyniku stosowania przez pacjentów (odprowadzane są do ścieków) i niewłaściwego postępowania z przeterminowanymi lub niewykorzystanymi lekami. Konwencjonalne metody oczyszczania ścieków są na ogół niedostatecznie skuteczne w ich usuwaniu, co powoduje ciągłe uwalnianie tych związków i ich metabolitów do wód powierzchniowych. Ich stężenie w wodach powierzchniowych różni się na całym świecie (od $60 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ do kilku ng/dm^3), przy czym w krajach o niskim i średnim dochodzie, w których gospodarka ściekowa i gospodarka odpadami są słabo rozwinięte, ich stężenie może być wyższe. Jednak w wielu europejskich miastach odnotowano stężenie osiągające $10 \mu\text{g}/\text{dm}^3$. Obserwuje się duże różnice w skuteczności usuwania farmaceutyków w oczyszczalniach ścieków. Zależy ona od właściwości farmaceutyków, ich ładunku oraz procesów technologicznych stosowanych w oczyszczalni ścieków. Przykładowo usuwanie ibuprofenu w sześciu różnych oczyszczalniach ścieków wahało się od 56% do ponad 99% (Yang i in., 2017; Skalska-Toumi i in., 2025).

6.4. ISTNIEJĄCE I ROZWIJANE TECHNOLOGIE OCZYSZCZANIA WODY Z ZANIECZYSZCZEŃ FARMACEUTYCZNYCH, ZE SZCZEGÓLNYM UWZGLĘDNIENIEM METOD BIOLOGICZNYCH

Obecność zanieczyszczeń farmaceutycznych w ściekach jest rosnącym wyzwaniem środowiskowym, skłaniającym do opracowywania innowacyjnych technologii oczyszczania





ścieków (Ashiwaju, Uzougbo i Orikpete, 2023). Technologie usuwania farmaceutyków z wody i ścieków zestawiono w tabeli 6.1.

Tabela 6.1. Technologie usuwania farmaceutyków z wody i ścieków

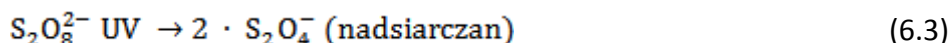
Grupa technologii	Przykładowe technologie	Źródło
Procesy zaawansowanego utleniania	fotokataliza ozonowanie UV-O ₃	Liu i in. (2025) Khan i in. (2020) Sgroi i in. (2021)
Technologie membranowe	nanofiltracja odwrócona osmoza bioreaktory membranowe (MBR) ²	Fang i in. (2024) García-Ávila i in. (2025) Belafi-Bako i Bakonyi (2019)
Technologie adsorpcji	węgiel aktywny biowęgiel zaawansowane materiały	Srivastava i in. (2021) Nand i in. (2025) Ferreira i in. (2025)
Metody elektrochemiczne	elektROUTLENIANIE elektro-Fenton elektrodializa	Ganthavee i Trzcinski (2023) Zhang i in. (2025) Arola i in. (2019)
Metody biologiczne	fitoremediacja technologia osadu czynnego immobilizowane mikroorganizmy i enzymy	Singh i in. (2024) Zheng i in. (2024) Dzionek i in. (2018) Guerrero-Fajardo i in. (2025)
Systemy hybrydowe	fotokataliza + kawitacja elektrokoagulacja + ozon + membrana ceramiczna (EC-O ₃ -CM) adsorpcja + fotokataliza Fenton + adsorpcja	Lu i in. (2025) Zhai i in. (2025) Xu i in. (2025) Usman i in. (2023)

6.4.1. Procesy zaawansowanego utleniania

Zaawansowane procesy utleniania (ang. *advanced oxidation processes*, AOP) polegają na generowaniu rodników hydroksylowych ($\bullet\text{OH}$), które wykazują nieselektywne i silne właściwości utleniające. Rodniki te są wysokoreaktywne i zdolne do utleniania wielu zanieczyszczeń organicznych, w tym farmaceutyków. Rodniki hydroksylowe, w procesach AOP, tworzą się na drodze reakcji (Wada i Olawade, 2025):

² Łączą procesy biologiczne z filtracją – bardziej skuteczna metoda niż klasyczny osad czynny.





Obecnie wśród AOP szeroko badanym procesem jest fotokataliza. Wykorzystuje się w niej światło – najczęściej promieniowanie UV – oraz fotokatalizator (np. tlenek tytanu, TiO_2). Skuteczność tego procesu można znacznie poprawić przez wykorzystanie katalizatorów, takich jak węgiel aktywny, który wzmacnia wytwarzanie rodników, lub tlenki metali, które usprawniają selektywne szlaki utleniania, np. oczyszczanie ozonem za pomocą O_3 i węgla aktywnego może zmniejszyć stężenie fenolu w ściekach farmaceutycznych z 11,2 ppm do 1,2 ppm (Ratnawati i in., 2020). Obok zalet AOP mają również pewne istotne ograniczenia. Jednym z nich jest powstawanie częściowo utlenionych produktów pośrednich w oczyszczonej wodzie, co może wymagać dodatkowego oczyszczania w celu zapewnienia bezpieczeństwa dla środowiska i ludzi (Ike i in., 2019). Innym problemem jest powstawanie toksycznych produktów ubocznych podczas utleniania farmaceutyków. W obecności halogenków lub farmaceutyków zawierających azot, utlenianie może np. prowadzić do powstania szkodliwych substancji, takich jak aldehydy, związki chlorowcowane lub nitrozoaminy. W szczególności utlenianie fotokatalityczne może wiązać się z wytwarzaniem toksycznych produktów ubocznych, co budzi poważne obawy dotyczące bezpieczeństwa środowiskowego tych technologii (Gomes i in., 2021). Ponadto AOP, zwłaszcza te oparte na systemach UV, są energochłonne, co generuje wysokie koszty operacyjne. Wymaga to zastosowania bardziej wydajnych źródeł światła i optymalizacji procesów w celu poprawy efektywności energetycznej (Sgroi, Snyder i Roccaro, 2021).

6.4.2. Procesy membranowe

Procesy membranowe to nowoczesne technologie separacyjne, które znajdują coraz szersze zastosowanie w usuwaniu farmaceutyków ze ścieków, zwłaszcza jako etap końcowy oczyszczania. Do zalet tych technologii należy wysoka skuteczność usuwania wielu farmaceutyków, brak potrzeby stosowania reagentów chemicznych, możliwość integracji z innymi technologiami. Wśród wad i wyzwań należy wskazać: wysokie koszty instalacji i eksploatacji (szczególnie odwrócona osmoza), zjawisko foulingu (zatykania membran), konieczność zagospodarowania skoncentrowanego retentatu zawierającego zanieczyszczenia (Wada i Olawade, 2025). Najnowsze osiągnięcia w technologiach





membranowych to zwiększenie efektywności procesów oraz ograniczenie zjawiska foulingu. Membrany kompozytowe z dodatkiem 0,6% wag. tlenku grafenu (GO) charakteryzowały się np. podwyższoną selektywnością, wysokim strumieniem permeatu oraz dobrą odpornością na porastanie. W badaniach osiągnęły one współczynnik retencji kwasu humusowego na poziomie 95% oraz współczynnik odzysku wynoszący 88%, co potwierdza ich wysoką skuteczność w procesach oczyszczania ścieków (Chai i in., 2021).

6.4.3. Sorpcja

Wśród materiałów sorpcyjnych, węgiel aktywny, dostępny w postaci granulatu i proszku, pozostaje najczęściej stosowanym sorbentem. Jego duża powierzchnia właściwa i porowata struktura umożliwiają adsorpcję wielu zanieczyszczeń organicznych, co czyni go skutecznym rozwiązaniem dla usuwania zanieczyszczeń, w tym farmaceutyków ze ścieków (Srivastava i in., 2021). W praktyce stosowanie technologii adsorpcyjnych wiąże się z potrzebą regeneracji i zagospodarowania zużytych sorbentów. Może to być energochłonne i kosztowne. Z kolei niewłaściwe postępowanie ze zużytymi adsorbentami może prowadzić do wtórnego zanieczyszczenia środowiska, dlatego opracowanie skutecznych strategii recyklingu i unieszkodliwiania tych materiałów ma kluczowe znaczenie dla zapewnienia trwałości i bezpieczeństwa stosowania technologii (Wada i Olawade, 2025). Trwają także badania nad możliwością wykorzystania zeolitów jako sorbentów do usuwania pojedynczych farmaceutyków i ich mieszanin, a uzyskane wyniki wykazały, że zarówno naturalne, jak i zmodyfikowane zeolity mogą być stosowane w procesach usuwania tego rodzaju zanieczyszczeń z wody (Demitri i in., 2025). Obiecującą metodę usuwania antybiotyków ze środowiska wodnego stanowi także wykorzystanie nanomateriałów węglowych jako sorbentu. Prowadzone są także badania sorpcji antybiotyków na nanomateriałach węglowych opartych na strukturze grafenu, takich jak tlenek grafenu, zredukowany tlenek grafenu i nanorurki węglowe (Gamoń i in., 2021).

6.4.4. Techniki elektrochemiczne

Zanieczyszczenia farmaceutyczne są usuwane przy użyciu technologii elektrochemicznych w oparciu o dwa podstawowe mechanizmy: bezpośredni transfer elektronów na powierzchni elektrody i pośrednie utlenianie przez generowane *in situ* utleniacze, takie jak chlor, ozon lub rodniki hydroksylowe. Kluczowe czynniki wpływające na wydajność i opłacalność metod elektrochemicznych to zużycie energii, stabilność elektrod





i koszty operacyjne. Łączenie metod elektrochemicznych z innymi technologiami, takimi jak oczyszczanie biologiczne lub filtracja membranowa okazało się korzystne dzięki połączeniu mocnych stron różnych procesów oczyszczania. Obiecujące wyniki badań nad optymalizacją zużycia energii w metodach elektrochemicznych dzięki wykorzystaniu odnawialnych jej źródeł, wykazały, że są one predysponowane do zastosowań na dużą skalę, czyniąc je nie tylko bardziej ekologicznymi, ale także bardziej opłacalnymi ekonomicznie (Ganiyu i Martínez-Huitle, 2020; Wada i Olawade, 2025).

6.4.5. Biologiczne metody usuwania farmaceutyków ze ścieków

Biologiczne metody usuwania farmaceutyków ze ścieków uznawane są za zrównoważone i przyjazne dla środowiska, gdyż są oparte na naturalnych procesach biologicznych z udziałem np. roślin lub mikroorganizmów (Alex i in., 2025). Niskie koszty operacyjne, możliwość wdrożenia na dużą skalę, brak potrzeby użycia toksycznych odczynników sprawiają, że metody biologiczne są bardzo obiecujące. Najnowsze badania obejmują także próby integracji metod biologicznych z innymi metodami w celu opracowania systemów hybrydowych do usuwania „nowych zanieczyszczeń” (Buakaew i Ratanatamskul, 2025).

Do usuwania farmaceutyków i środków higieny osobistej (PPCPs) wykorzystywane są systemy mokradłowe. Materiał podłoża, użyty gatunek rośliny oraz dominujące mikroorganizmy odgrywają kluczową rolę w degradacji mikrozanieczyszczeń, w tym farmaceutyków. Przykładowo Singh i in. (2024) wykazali, że gatunki roślin: *Canna indica*, *Phragmites australis* i *Scirpus sp.* są efektywne w usuwaniu (> 90%) farmaceutyków, takich jak ibuprofen, paracetamol i naproksen. Chociaż fitoremediacja stanowi obiecującą technologię do usuwania PPCPs, to wciąż istnieją wyzwania wynikające z fitotoksyczności spowodowanej wysokim stężeniem zanieczyszczeń (w tym ich charakterystyka), stresu biotycznego (choroby roślin, szkodniki) i abiotycznego (pH, temperatura), co może istotnie wpływać na wzrost roślin i efektywność procesu (Singh i in., 2024).

Podczas biologicznego oczyszczania ścieków metodą osadu czynnego odnotowywana jest wyższa efektywność usuwania farmaceutyków w porównaniu do oczyszczania mechanicznego. Konwencjonalne biologiczne oczyszczalnie ścieków są oparte na rozwiązaniach technologicznych, w skład których wchodzi reaktor biologiczny, w którym wydzielone są odpowiednie strefy. Farmaceutyki i ich metabolity mogą ulegać mineralizacji





dzięki mikroorganizmom do CO_2 i H_2O , podlegać adsorpcji na osadzie ściekowym, nie ulegać degradacji i nie zostawać zatrzymane, tym samym więc mogą przedostać się do środowiska wodnego. Skuteczność usuwania PPCPs metodą osadu czynnego jest zadowalająca, jednak w głównej mierze zależy od rodzaju farmaceutyków, wieku osadu i budowy reaktora. Istotnym czynnikiem wpływającym na efektywność procesu jest również zdolność adsorpcji zanieczyszczeń na osadzie czynnym oraz oddziaływanie elektrostatyczne (Bolesta, Głodniok i Styszko, 2020; Rosińska, 2022). Obecność antybiotyków w ściekach, często opornych na biodegradację, może zakłócać procesy biologicznego oczyszczania ścieków. Przykładowo badania przeprowadzone przez Tomszą (2016), mające na celu określenie wpływu sulfanilamidu i erytromycyny na aktywność dehydrogenaz osadu czynnego, wykazały spadek aktywności dehydrogenaz osadu czynnego wraz ze wzrostem stężenia badanych antybiotyków. Zheng i in. (2024) podkreślali potrzebę kompleksowych badań składu i funkcji głównych kultur bakterii oraz ich reakcji na czynniki środowiskowe w oczyszczalniach ścieków farmaceutycznych (ang. *pharmaceutical wastewater treatment plants*, PWWTP) dla pełnego zrozumienia mechanizmu usuwania tych zanieczyszczeń organicznych (Zheng i in., 2024).

Uwaga badaczy coraz bardziej skupia się na możliwości wykorzystania immobilizowanych bakterii i grzybów oraz enzymów do oczyszczania ścieków (Deska i Kończak, 2019; Shakerian, Zhao i Li, 2020; del'Alamo i Pariente, 2022; Hou i in., 2024) – jako zielonych, przyjaznych środowisku technologii. Dzionek i in. (2018) opracowali biokatalizator, który charakteryzuje się większą zdolnością biodegradacji naproksenu. Biokatalizator stanowiły gram-dodatnie bakterie *Planococcus* sp. S5 wyizolowane z osadu czynnego, immobilizowane na gąbce loofah, która ze względu na stosunkowo dużą powierzchnię i skład chemiczny (celuloza, hemiceluloza, lignina) wykazuje dobre właściwości sorpcyjne. Zastosowanie tak opracowanego biokatalizatora umożliwiło degradację naproksenu przez 55 dni bez znaczącego uszkodzenia i rozpadu nośnika (Dzionek i in., 2018). Z kolei Guerrero-Fajardo, Giraldo i Moreno-Pirajan (2025) do usuwania trzech zanieczyszczeń farmaceutycznych – diklofenaku, amoksycyliny i karbamazepiny, użyli enzymu lakazy immobilizowanej na węglu aktywnym z łupin orzechów nerkowca. Wykorzystanie lakazy – enzymu o niskiej specyficzności substratowej, zdolnego do rozkładu wielu zanieczyszczeń, w tym farmaceutyków, stało się w ostatnich latach przedmiotem wielu badań. Dzięki zastosowaniu procesu immobilizacji enzym zabezpieczony jest przed niekorzystnymi





warunkami środowiska, co zwiększa jego stabilność w porównaniu do lakazy w formie natywnej. Ponadto unieruchomienie białka katalitycznego umożliwia jego oddzielenie od mieszaniny reakcyjnej i ponowne jego wykorzystanie, co jest istotne dla efektywności procesów przemysłowych (Deska i Kończak, 2020). W pracy Wanga i in. (2025) opisano właściwości lakazy, omówiono różne materiały nośnikowe stosowane do jej immobilizacji oraz dokonano przeglądu badań nad degradacją nowych zanieczyszczeń, w tym PPCP z wykorzystaniem immobilizowanej lakazy. Przegląd ten zapewnia kompleksowe podejście do możliwości wykorzystania unieruchomionych na różnych nośnikach enzymów, wskazując jednocześnie wyzwania związane z praktycznym ich wykorzystywaniem w procesach technologicznych. Są to: opracowanie odpowiednich metod pozyskiwania enzymu, koncentrowanie się na przyjaznych środowisku i niedrogich materiałach nośnikowych, a także opracowanie technik immobilizacji, o maksymalnej wydajności i minimalnej utracie aktywności enzymu (Wang i in., 2024).

Metody biologiczne są coraz częściej integrowane z innymi metodami oczyszczania ścieków. Przykładowo systemy hybrydowe oparte na metodach biologicznych i procesach adsorpcji lub procesach elektrochemicznych wykazały wyższą skuteczność oczyszczania i większą zdolność usuwania zanieczyszczeń (Mousset i in., 2021). Z kolei Buakaew i Ratanatamskul (2025) skonstruowali system składający się z bioreaktora membranowego (ang. *anaerobic baffled biofilm-membrane bioreactor*, AnBB-MBR) z mikronawiewem z systemem UV/O₃ do usuwania cyprofloksacyny, kofeiny, sulfametoksazolu i diklofenaku ze ścieków.

6.5. PODSUMOWANIE I WYZWANIA BADAWCZE ZWIĄZANE Z OBECNOŚCIĄ *EMERGING CONTAMINANTS* W WODZIE I ŚCIEKACH

Obecność *emerging contaminants*, w tym farmaceutyków, w wodzie i ściekach stanowi poważne wyzwanie dla ochrony środowiska i zachowania bioróżnorodności, zdrowia publicznego oraz systemów oczyszczania ścieków i uzdatniania wody. Stosowane obecnie technologie oczyszczania ścieków są często mało skuteczne wobec pojawiających się nowych zanieczyszczeń, co prowadzi do ich trwałej obecności w środowisku, w tym w wodzie i bioakumulacji w organizmach żywych. Ich zmienność, zróżnicowane właściwości chemiczne oraz występowanie w środowisku w bardzo niskim stężeniu, utrudniają ich identyfikację, monitorowanie i ocenę ryzyka. Ponadto ECs mogą ulegać biodegradacji, fotodegradacji lub przemianom chemicznym, tworząc produkty pośrednie/metabolity, które mogą być bardziej





toksyczne od pierwotnych związków. Wyzwaniem jest zatem nie tylko identyfikacja i ocena pod względem ilości nowych zanieczyszczeń w środowisku, ale także opracowanie nowych i efektywnych metod ich usuwania z wody i ścieków. Wyzwanie badawcze stanowi także zrozumienie toksyczności farmaceutyków i ich wpływu na ekosystemy, nie tylko pojedynczych zanieczyszczeń, ale przede wszystkim ich mieszanin. W tym celu niezbędne jest także prowadzenie prac opartych na modelowaniu rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń i analizie ryzyka. Należy także wspomnieć o potrzebie szerokiej edukacji społeczeństwa i interesariuszy w zakresie odpowiedzialnego stosowania i unieszkodliwiania produktów zawierających ECs.

Niniejsza publikacja powstała w ramach pracy statutowej nr 111310125, finansowanej przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego, zrealizowanej w Głównym Instytucie Górnictwa – Państwowym Instytucie Badawczym w Katowicach.

Literatura

1. Alex A. M., Vivekanadam S., Periyasamy V. Vairaperumal T. (2025): Bioremediation of Pharmaceuticals and Antibiotics Emerging Contaminants from Wastewater. W: A. L. Srivastav, I. Zinicovscaia, L. Cepoi L. (Red.), *Biotechnologies for Wastewater Treatment and Resource Recovery Current Trends and Future Scope* (s. 159-169). Amsterdam, Elsevier.
2. Arola K., Ward A., Mänttari M., Kallioinen M., Batstone D. (2019): Transport of pharmaceuticals during electrodialysis treatment of wastewater. *Water Research*, Vol. 161, 496-504.
3. Ashiwaju B. I., Uzougbo C. G., Orikpete O. F. (2023): Environmental impact of pharmaceuticals: A comprehensive review. *Matrix Science Pharma*, Vol. 7, 85-94.
4. Belafi-Bako K., Bakonyi P. (2019): Integration of membranes and bioreactors. W: E. Jacob-Lopes, L. Q. Zepka (Red.), *Biotechnology and Bioengineering*. IntechOpen.
5. Bolesta W., Głodniok M., Styszko K. (2020) Zanieczyszczenia „nowej generacji” – identyfikacja i wpływ na środowisko oraz ich losy w oczyszczalni ścieków. W: M. Bogacka, K. Pikoń (Red.), *Współczesne Problemy Ochrony Środowiska i Energetyki 2020* (s. 379-386). Gliwice, Katedra Technologii i Urządzeń Zagospodarowania Odpadów, Politechnika Śląska.
6. Bolesta W., Głodniok M., Styszko K. (2022): From Sewage Sludge to the Soil – Transfer of Pharmaceuticals: A Review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, Vol. 19, 10246.
7. Buakaew T., Ratanatamskul C. (2025): Enhanced pharmaceutical removal from building wastewater by the novel integrated system of anaerobic baffled biofilm-membrane bioreactor and UV/O₃: Microbial community, occurrence of bio-intermediates and post-treatment. *Journal of Environmental Management*, Vol. 377, 124657.





8. Chai P. V., Choy P. Y., Mahmoudi E., Ang W. I. (2021): Graphene oxide based mixed matrix membrane in the presence of eco-friendly natural additive gum Arabic. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, Vol. 9(4), 105638.
9. Chen Y., Lin M., Zhuang D. (2022): Wastewater treatment and emerging contaminants: Bibliometric analysis. *Chemosphere*, Vol. 297, 133932.
10. del'Alamo A. C., Pariente M. I. (2022): Advanced bio-oxidation of fungal mixed cultures immobilized on rotating biological contactors for the removal of pharmaceutical micropollutants in a real hospital wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 425, 128002.
11. Demiti G. M., Fachina Y. J., Januario E. F. D., Scaliante M. H. N. O., Rodríguez M. T., Bergamasco R. (2025): Removing pharmaceuticals from water with natural and modified zeolites: Kinetics, thermodynamics, and competitive adsorption in a multi-drug system. *Journal of Molecular Liquids*, Vol. 418, 126688.
12. Deska M., Kończak B. (2019): Immobilized fungal laccase as „green catalyst” for the decolourization process – State of the art. *Process Biochemistry*, Vol. 84, 112-123.
13. Deska M., Kończak B. (2020): Stabilność operacyjna lakaz w warunkach immobilizacji. *Przemysł Chemiczny*, T. 99(3), 472-476.
14. Dey S., Bano F., Malik A. (2019): Pharmaceuticals and personal care product (PPCP) contamination – a global discharge inventory. W: M. N. V. Prasad, M. Vithanage, A. Kapley (Red.), *Pharmaceuticals and Personal Care Products: Waste Management and Treatment Technology Emerging Contaminants and Micro Pollutants* (s. 1-26). Oxford, Butterworth-Heinemann.
15. Dissanayake P. D., Kim S., Sarkar B., Oleszczuk P., Sang M. K., Haque M. N., Ahn J. H., Bank M. S., Ok Y. S. (2022): Effects of microplastics on the terrestrial environment: A critical review. *Environmental Research*, Vol. 209, 112734.
16. Dyrektywa (2024): Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2024/3019 z dnia 27 listopada 2024 r. dotycząca oczyszczania ścieków komunalnych. Dz. U. UE, L, 2024/3019.
17. Dzionek A., Wojecieszyńska D., Hupert-Kocurek K., Adamczyk-Habrajaska M., Guzik U. (2018): Immobilization of *Planococcus* sp. S5 Strain on the Loofah Sponge and Its Application in Naproxen Removal. *Catalysts*, Vol. 8, 176.
18. Fang Ch., Garcia-Rodriguez O., Yang L., Zhou Y., Imbrogno J., Swenson T. M., Lefebvre O., Zhang S. (2024): Sequential high-recovery nanofiltration and electrochemical degradation for the treatment of pharmaceutical wastewater. *Water Research*, Vol. 259, 121832.
19. Feng W., Deng Y., Yang F., Miao Q., Ngien S. K. (2023): Systematic Review of Contaminants of Emerging Concern (CECs): Distribution, Risks, and Implications for Water Quality and Health. *Water*, Vol. 15, 3922.
20. Ferreira A. P., Baldo A. P., Silva A. S., Natal A. P. S., Bezerra A. J. B., de Tuesta J. L. D., Marin P., Peres J. A., Gomes H. T. (2025): Enhancing single and multi-component adsorption efficiency of pharmaceutical emerging contaminants using bio waste-derived carbon materials and geopolymers. *Journal of Water Process Engineering*, Vol. 75, 107914.





21. Finckh S., Carmona E., Borchardt D., Büttner O., Krauss M., Schulze T., Yang S., Brack W. (2024): Mapping chemical footprints of organic micropollutants in European streams. *Environment International*, Vol. 183, 108371.
22. Gamoń F., Ćwierniewicz-Wojciechowska M., Cema G., Ziemińska-Buczyńska A. (2021): Ocena zdolności wybranych nanomateriałów węglowych do usuwania antybiotyków ze środowiska wodnego. W: M. Bogacka, K. Pikoń (Red.), *Współczesne Problemy Ochrony Środowiska i Energetyki 2020* (s. 395-405). Gliwice, Politechnika Śląska, Katedra Technologii i Urządzeń Zagospodarowania Odpadów.
23. Ganiyu S. O., Martínez-Huitle C. A. (2020): The use of renewable energies driving electrochemical technologies for environmental applications. *Current Opinion in Electrochemistry*, Vol. 22, 211-220.
24. Ganthavee V., Trzcinski A. P. (2023): Removal of pharmaceutically active compounds from wastewater using adsorption coupled with electrochemical oxidation technology: A critical review. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, Vol. 126, 20-35.
25. García-Ávila F., Zambrano-Jaramillo A., Velecela-Garay C., Coronel-Sánchez K., Valdiviezo-Gonzales L. (2025): Effectiveness of membrane technologies in removing emerging contaminants from wastewater: Reverse Osmosis and Nanofiltration. *Water Cycle*, Vol. 6, 357-373.
26. Gomes J., Jesus F., Domingues E., Gonçalves F., Pereira J. L., Martins R. C. (2021): Photocatalytic oxidation of pharmaceutical contaminants of emerging concern using sunlight and visible radiation: mechanism and ecotoxicological evaluation. *Journal of Water Process Engineering*, Vol. 43, 102204.
27. Guerrero-Fajardo C. A., Giraldo L., Moreno-Pirajan J. C. (2025): Efficient removal of pharmaceutical contaminants using laccase immobilized on activated coal derived from cashew nut shells: Thermodynamic, kinetic and calorimetry study. *Sustainable Chemistry and Pharmacy*, Vol. 43, 101868.
28. Heberer T. (2002): Occurrence, fate, and removal of pharmaceutical residues in the aquatic environment: a review of recent research data. *Toxicology Letter*, Vol. 131 (1–2), 5-17.
29. Hou L., Hu K., Huang F., Pan Z., Jia X., Liu W., Yao X., Yang Z., Tang P., Li J. (2024): Advances in immobilized microbial technology and its application to wastewater treatment: A review. *Bioresource Technology*, Vol. 413, 131518.
30. Hussain H. N., Jilani M. I., Imtiaz F., Ahmed T., Arshad M. B., Mudassar M., Sharif M. N. (2025): Advances in the removal of Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) from water using destructive and non-destructive methods. *Green Analytical Chemistry*, Vol. 12, 100225.
31. Ike I. A., Karanfil T., Cho J., Hur J. (2019): Oxidation byproducts from the degradation of dissolved organic matter by advanced oxidation processes – a critical review. *Water Research*, Vol. 164, 114929.
32. Jachimowicz P., Cydzik-Kwiatkowska A., Nosek D. (2020): Mikroplastik w środowisku wodnym – wpływ na zbiorowiska mikrobiologiczne, powstawanie błony biologicznej oraz sorpcję zanieczyszczeń. W: M. Bogacka, K. Pikoń (Red.), *Współczesne Problemy Ochrony Środowiska i Energetyki 2020* (s. 293-300). Gliwice, Katedra Technologii i Urządzeń Zagospodarowania Odpadów, Politechnika Śląska.
33. Khan A. H., Khan N. A., Ahmed S., Dhingra A., Singh C. P., Khan S. U., Mohammadi A. A., Changani F., Yousefi M., Alam S., Vambol S., Vambol V., Khursheed A., Ali I. (2020): Application of advanced oxidation





- processes followed by different treatment technologies for hospital wastewater treatment. *Journal of Cleaner Production*, Vol. 269, 122411.
34. Khan N. A., L'opez-Maldonado E. A., Majumder A., Singh S., Varshney R., Lopez J. R., Mendez P. F., Ramamurthy P. C., Khan M. A., Khan A. H., Mubarak N. M., Amhad W., Shamshuddin S. Z. M., Aljundi I. H. (2023): A state-of-art-review on emerging contaminants: Environmental chemistry, health effect, and modern treatment methods. *Chemosphere*, Vol. 344, 140262.
 35. Komunikat (2018): Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów. Europejska strategia na rzecz tworzyw sztucznych w gospodarce o obiegu zamkniętym. COM(2018) 28 final.
 36. Komunikat (2019): Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady i Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego. Strategiczne podejście Unii Europejskiej do substancji farmaceutycznych w środowisku. COM/2019/128 final.
 37. Komunikat (2020): Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów. Strategia w zakresie chemikaliów na rzecz zrównoważoności na rzecz nietoksycznego środowiska. COM(2020) 667 final.
 38. Komunikat (2021): Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów. Droga do zdrowej planety dla wszystkich. Plan działania UE na rzecz eliminacji zanieczyszczeń wody, powietrza i gleby. COM(2021) 400 final.
 39. Komunikat (2024): Ścieki komunalne: Rada przyjmuje nowe przepisy o skuteczniejszym oczyszczaniu, <https://www.consilium.europa.eu/pl/press/press-releases/2024/11/05/urban-wastewater-council-adopts-new-rules-for-more-efficient-treatment/> (dostęp: 23.05.2025).
 40. Liu B., Cao K., Ma Z., Lu X. Dang J., He Y. (2025): A novel 3D/3D S-scheme ZnSe/NiMoO₄ heterostructure with significantly enhanced photocatalytic elimination efficiency for tetracycline from actual pharmaceutical wastewater. *Journal of Environmental Management*, Vol. 380, 125024.
 41. Lu D., Li X., Sarvothaman V. P., Roberts W. L., Pang X. (2025): The combination of photocatalysis and cavitation towards remediation of pharmaceuticals in water: Recent advances from lab to pilot scale. *Separation and Purification Technology*, Vol. 362, 131556.
 42. Manzoor Q., Sajid A., Ali Z., Nazir A., Sajid A., Imtiaz F., Iqbal S., Younas U., Arif H., Iqbal M. (2024): Toxicity spectrum and detrimental effects of titanium dioxide nanoparticles as an emerging pollutant: A review. *Desalination and Water Treatment*, Vol. 317, 100025.
 43. Mousset E., Trelu C., Olvera-Vargas H., Pechaud Y., Fourcade F., Oturan M. A. (2021): Electrochemical technologies coupled with biological treatments. *Current Opinion in Electrochemistry*, Vol. 26, 100668.
 44. Nand S., Singh P. P., Verma S., Mishra S., Patel A., Shukla S., Srivastava P. K. (2025): Biochar for mitigating pharmaceutical pollution in wastewater: A sustainable solution. *Science of The Total Environment*, Vol. 966, 178743.
 45. Osouha J. O., Anyanwu B. O., Ejileugha C. (2023): Pharmaceuticals and personal care products as emerging contaminants: Need for combined treatment strategy. *Journal of Hazardous Materials Advances*, Vol. 9, 100206.





46. Ratnawati R., Enjarlis E., Husnil Y. A., Christwardana M., Slamet S. (2020): Degradation of phenol in pharmaceutical wastewater using TiO_2 /Pumice and O_3 /active carbon. *Bulletin of Chemical Reaction Engineering & Catalysis*, Vol. 15(1), 146-154.
47. Rosińska A. (2022): *Emerging pollutants wyzwaniem dla gospodarki wodno-ściekowej*. Częstochowa, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej.
48. Rout P. R., Zhang T. C., Bhunia P., Surampalli R. Y. (2021): Treatment technologies for emerging contaminants in wastewater treatment plants: A review. *Science of the Total Environment*, Vol. 753, 141990.
49. Samal K., Mahapatra S., Ali M. H. (2022): Pharmaceutical wastewater as Emerging Contaminants (EC): Treatment technologies, impact on environment and human health. *Energy Nexus*, Vol. 6, 100076.
50. Sgroi M., Anumol T., Vagliasindi F. G. A., Snyder S. A., Roccaro P. (2021): Comparison of the new Cl_2/O_3 /UV process with different ozone- and UV-based AOPs for wastewater treatment at pilot scale: Removal of pharmaceuticals and changes in fluorescing organic matter. *Science of The Total Environment*, Vol. 765, 142720.
51. Sgroi M., Snyder S. A., Roccaro P. (2021): Comparison of AOPs at pilot scale: energy costs for micro-pollutants oxidation, disinfection by-products formation and pathogens inactivation. *Chemosphere*, Vol. 273, 128527.
52. Shaji A., Gopinath A., Hussain M. S., Prabhakaran S., Krishan A. (2024): Pesticides under the category of persistent organic pollutants and emerging contaminants in Surface sediments of an Arctic Fjord and nearby lakes. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 208, 117010.
53. Shakerian F., Zhao J., Li S.-P. (2020): Recent development in the application of immobilized oxidative enzymes for bioremediation of hazardous micropollutants – A review. *Chemosphere*, Vol. 239, 124716.
54. Singh S., Pant A., Dutta K., Rani R., Vithanage M., Daverey A. (2024): Phytoremediation of pharmaceuticals and personal care products using the constructed wetland. *Environmental Chemistry and Ecotoxicology*, Vol. 6, 104-116.
55. Skalska-Toumi K., Kaijanen L., Monteagudo J. M., Mänttari M. (2025): Efficient removal of pharmaceuticals from wastewater: Comparative study of three advanced oxidation processes. *Journal of Environmental Management*, Vol. 375, 124276.
56. Srivastava A., Gupta B, Majumder A., Gupta A.K., Nimbhorkar S.K. (2021): A comprehensive review on the synthesis, performance, modifications, and regeneration of activated carbon for the adsorptive removal of various water pollutants. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 9, 5, 106177
57. Tomska A. (2016): Wpływ wybranych farmaceutyków na aktywność dehydrogenaz osadu czynnego. *Inżynieria Ekologiczna*, T. 48, 214-218.
58. Tortella G., Rubilar O., Fincheira P., Parada J., de Oliveira H. C., Benavides-Mendoza A., Leiva S., Fernandez-Baldo M., Seabra A. B. (2024): Copper nanoparticles as a potential emerging pollutant: Divergent effects in the agriculture, risk-benefit balance and integrated strategies for its use. *Emerging Contaminants*, Vol. 10(4), 100352.





59. Usman M., Monfort O., Gowrisankaran S., Hameed B. H., Hanna K., Al-Abri M. (2023): Dual functional materials capable of integrating adsorption and Fenton-based oxidation processes for highly efficient removal of pharmaceutical contaminants. *Journal of Water Process Engineering*, Vol. 52, 103566.
60. Wada O. Z., Olawade D. B. (2025): Recent occurrence of pharmaceuticals in freshwater, emerging treatment technologies, and future considerations: A review. *Chemosphere*, Vol. 374, 144153.
61. Wang H., Tang L.-X., Ye Y. F., Ma J.-X., Li X., Si J., Cui B.-K. (2024): Review Laccase immobilization and its degradation of emerging pollutants: A comprehensive review. *Journal of Environmental Management*, Vol. 359, 120984.
62. Xu Y., Yang X., Liang Ch., Peng L. (2025): Efficient adsorption and photocatalytic degradation of pharmaceutical compounds by $\text{Bi}_{24}\text{O}_{31}\text{Br}_{10}$: Mechanism, toxicity assessment, and degradation pathways. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. Vol. 71, 107233.
63. Yang Y., Ok Y. S., Kim K.-H., Kwon E. E., Tsang Y. F. (2017): Occurrences and removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in drinking water and water/sewage treatment plants: A review. *Science of The Total Environment*, Vol. 596-597, 303-320.
64. Zawadzki P. (2023) *Odnova wody ze ścieków – korzyści, wyzwania, rozwiązania. Najnowsze trendy w gospodarce odpadami komunalnymi i przemysłowymi*. Lublin, Wydawnictwo Naukowe TYGIEL.
65. Zhai F., Jia Y., Jiang Z., Li Ch., Qi F., Wang Z., Liu, Y., Li F., Chen X. (2025): Enhanced pharmaceutical wastewater treatment using electrocoagulation-ozone-ceramic membrane proces. *Separation and Purification Technology*, Vol. 367, 132810.
66. Zhang S., Zhong D., Gan Y., Ma W., Sun Z., Ma J. (2025): Enhanced electro-fenton degradation of tetracycline pharmaceutical wastewater by N-doped carbon modified titanium membrane aeration: Formation of highly selective singlet oxygen. *Environmental Research*, Vol. 271, 121050.
67. Zheng J., Huang X., Gao L., Xu X., Hou L., Cai T., Jia S. (2024): Deciphering the core bacterial community structure and function and their response to environmental factors in activated sludge from pharmaceutical wastewater treatment plants. *Environmental Pollution*, Vol. 346, 123635.





Edyta Sierka¹, Kornelia Gudyś¹, Magdalena Biela^{1,2}

¹ Uniwersytet Śląski, Instytut Biologii, Biotechnologii i Ochrony Środowiska

² Zakład Zieleni Miejskiej w Katowicach

7. Potencjał różnorodności *novel ecosystems* dla tworzenia zielonej infrastruktury miast

7.1. WPROWADZENIE

W dobie postępującej urbanizacji i nasilających się skutków zmian klimatu, rola zielonej infrastruktury (ang. *green infrastructure*, GI) w kształtowaniu zrównoważonych miast staje się coraz bardziej istotna. Zielona infrastruktura, rozumiana m.in. jako sieć przestrzennie powiązanych terenów zielonych, zbiorników wodnych i innych elementów przyrodniczych, dostarcza usług ekosystemowych i poprawia jakość życia mieszkańców (Benedict i McMahon, 2006; Tzoulas i in., 2007). Odgrywa także kluczową rolę w łagodzeniu skutków ekstremalnych zjawisk pogodowych, poprawia jakość powietrza i retencję wody opadowej oraz zwiększa bioróżnorodność w środowisku zurbanizowanym (Kabisch i in., 2017).

Coraz częściej we współczesnym planowaniu zielonej infrastruktury miast uwzględnia się nie tylko obszary o wysokiej wartości przyrodniczej, ale również mozaikę mniej konwencjonalnych przestrzeni, w tym tzw. *novel ecosystems*, czyli ekosystemy powstałe w wyniku działalności człowieka, które charakteryzują się nowymi, często nieoczywistymi zestawami gatunków oraz odmiennie przebiegającymi – od znanych dotychczas – procesami ekologicznymi (Hobbs i in., 2006; Hobbs, Higgs i Harris, 2009; Kowarik, 2011; Morse i in., 2014).

Zarówno pod względem składu gatunkowego, jak i funkcjonalnego, różnorodność biologiczna *novel ecosystems* może znacząco wzbogacać miejską zieloną infrastrukturę, przyczyniając się do zwiększania jej zdolności adaptacyjnych i odporności na skutki zmian klimatu (ang. *resilience*) (Standish i in., 2014). Ekosystemy miejskie często rozwijają się w miejscach dotąd marginalizowanych, w tym na terenach poprzemysłowych, nieużytkach, pasach przydrożnych oraz zaniedbanych przestrzeniach publicznych, oferując nowe możliwości integracji elementów przyrody z tkanką miejską (Kattwinkel, Biedermann i Kleyer, 2011), a także zwiększając zakres usług ekosystemowych. W warunkach ograniczonej



dostępności terenów i konkutowania grup użytkowników o przestrzeń w miastach, potencjał *novel ecosystems* może stanowić cenny element strategii zrównoważonego planowania terenów miejskich (Jarić i in., 2020) z wykorzystaniem istniejącego na ich terenie potencjału przyrodniczego. Co więcej, rośnie uznanie dla wartości przyrody „nieoczywistej”, czyli powstającej spontanicznie i obecnej w życiu codziennym ludzi (ang. *everyday nature*). Jednocześnie coraz częściej podkreśla się znaczenie kontaktu z różnorodnymi formami przyrody dla zdrowia psychicznego i dobrostanu mieszkańców, co dodatkowo wskazuje na potrzebę integracji *novel ecosystems* z zieloną infrastrukturą miasta (Fuller i in., 2009; Shanahan i in., 2015; Sierka i in., 2021).

W rozdziale dokonano analizy potencjału różnorodności *novel ecosystems* w kontekście wspierania i rozwoju zielonej infrastruktury w miastach. Podjęto także próbę odpowiedzi na następujące pytania badawcze:

- 1) Jakie typy różnorodności (gatunkowej, funkcjonalnej, strukturalnej) występują w *novel ecosystems* w środowisku miejskim?
- 2) W jaki sposób ta różnorodność może przyczyniać się do świadczenia kluczowych usług ekosystemowych?
- 3) Jakie są wyzwania i możliwości związane z integracją *novel ecosystems* ze strategią planowania przestrzennego i zarządzania zieloną infrastrukturą?

7.2. NOVEL ECOSYSTEMS

W drugiej połowie XX w. rozwój badań nad skutkami antropogenicznych przekształceń krajobrazu, urbanizacji oraz zmian klimatu pozwolił lepiej zrozumieć trwałe, często nieodwracalne, zmiany w strukturze i funkcjonowaniu ekosystemów. Już pod koniec lat 90. Chapin i Starfield (1997) opisywali *novel ecosystems* na arktycznej Alasce, gdzie ocieplenie klimatu i przekształcenia użytkowania gruntów dokonane przez człowieka doprowadziły do powstawania ekosystemów odległych w swej strukturze od historycznie występujących na tym terenie typów siedlisk.

W literaturze ekologicznej termin *novel ecosystems* został ugruntowany m.in. przez Hobbsa i in. (2006, 2013) oraz Hobbsa, Higgsa i Harrisa (2009), którzy definiowali je jako układy biotyczno-abiotyczne, różniące się od historycznie dominujących ekosystemów na danych obszarach, zdolnych do samoorganizacji i utrzymywania funkcji ekologicznych bez stałej ingerencji człowieka (Morse i in., 2014; Standish i in., 2014).





Nowoczesne koncepcje rozwoju urbanistycznego coraz częściej uwzględniają *novel ecosystems* jako komponent zielonej infrastruktury. W literaturze z lat 2020–2024 można wyróżnić kilka nurtów badań:

- Psychospołeczne i rekreacyjne walory *novel ecosystems*. W artykule *Urban novel ecosystems as affective landscapes* (Cooper i in., 2024) badacze podkreślili, że choć społeczeństwo często postrzega te przestrzenie jako zarośnięte czy zaniedbane, coraz więcej z nich pełni funkcję „oaz terapeutycznych” wspierających dobrostan mieszkańców oraz staje się częścią miejskiej tożsamości przyrodniczej.
- Zielone dachy jako narzędzie adaptacji klimatycznej. Biela i Sierka (2023) wykazały, że wykorzystanie gatunków roślin stosowanych w *novel ecosystems*, zwłaszcza na terenach przemysłowych, do tworzenia zielonych dachów, jest skutecznym sposobem zwiększania odporności miast na zmiany klimatu.
- Uzupełnianie urbanistycznej infrastruktury leśnej. W czasopismach *Urban Forestry & Urban Greening* i *Landscape and Urban Planning* ukazują się prace analizujące rolę *urban forests* w kontekście gęstości zabudowy. Dotyczą zakresu urządzania i utrzymywania drzewostanu miejskiego jako elementu zielonej infrastruktury i *novel ecosystems* (np. Mi i in., 2024).
- Planowanie przyjazne *novel ecosystems* przez *nature-based solutions* (NbS). Prodanovic, Bach i Stojković (2024) przedstawili, jak sztuczna inteligencja i zrównoważone planowanie mogą być wykorzystywane do zwiększania bioróżnorodności i zdolności adaptacyjnej miast przez identyfikację i integrację *novel ecosystems* z zieloną infrastrukturą.

Wszystkie badania potwierdzają, że *novel ecosystems* to pełnoprawne elementy miejskiej przyrody, posiadające cenne wartości ekologiczne, społeczne i klimatyczne.





Fot. 7.1. Zagospodarowanie terenu szpitala w Katowicach-Ochojcu (fot. M. Biela)

7.3. ZIELONA INFRASTRUKTURA MIAST W UJĘCIU ŚRODOWISKOWYM

Współczesne miasta na całym świecie stoją przed wyzwaniami związanymi z degradacją środowiska, zmianami klimatu oraz rosnącą presją urbanizacyjną. W odpowiedzi na te problemy koncepcja zielonej infrastruktury (ZI) zyskała w ostatnich dekadach na znaczeniu jako zintegrowane narzędzie planowania przestrzennego, które nie tylko wzmacnia odporność środowiskową miast, ale również poprawia jakość życia mieszkańców (Benedict i McMahon, 2006; Ahern, 2013). W ujęciu środowiskowym zielona infrastruktura to „sieć naturalnych i półnaturalnych obszarów oraz elementów przyrodniczych, które są zaplanowane i zarządzane w celu zapewnienia różnorodnych usług ekosystemowych” (European Commission, 2013, s. 3). Elementy ZI obejmują natomiast: parki miejskie, lasy, łąki, zbiorniki wodne, ogrody deszczowe, zielone dachy i ściany, systemy zielonych korytarzy, a także *novel ecosystems* (Kabisch, Qureshi i Haase, 2016).

Kluczową funkcją środowiskową ZI jest wsparcie i wzmacnianie naturalnych procesów ekologicznych w warunkach miejskich. W ujęciu funkcjonalnym ZI:

- wspiera zachowanie i odtwarzanie bioróżnorodności (Aronson i in., 2017; Lepczyk i in., 2017),





- łagodzi skutki zmian klimatu, przez sekwestrację węgla i regulację temperatury (Bowler i in., 2010; Ziter, 2016),
- wspomaga retencję i infiltrację wody opadowej, zmniejszając ryzyko powodzi miejskich (Gill i in., 2007; Demuzere i in., 2014),
- poprawia jakość powietrza i gleby (Paoletti i in., 2011).

Współcześnie *novel ecosystems* (w tym tereny ruderalne, tereny przemysłowe, spontaniczna zieleń) stają się integralną częścią zielonej infrastruktury miast (Kowarik, 2011; Robinson i Lundholm, 2012). Jak podkreślali Andersson, Barthel i Ahrné (2014), uwzględnienie takich formacji przyrodniczych pozwala na zwiększanie funkcjonalności ekologicznej miast, a także na powiększanie dostępnych przestrzeni, które będą pełnić rolę w procesie adaptacji do zmian klimatu. Benedict i McMahon (2006) wskazali, że efektywna ZI nie powinna być postrzegana wyłącznie jako zbiór izolowanych terenów zielonych, lecz jako spójna sieć ekologiczna, wzmacniająca naturalne przepływy energii, wody i materii w skali całego miasta i regionu. Co więcej, według Kabischa, Qureshiego i Haase'a (2016) oraz Hansena i Pauleita (2014), środowiskowe funkcje ZI są kluczowe dla budowania odporności miast (ang. *urban resilience*), szczególnie w kontekście coraz częstszych ekstremalnych zjawisk pogodowych, takich jak fale upałów, powodzie czy susze. Integracja różnorodnych elementów struktury miejskiej jest dziś uznawana za jedno z najważniejszych narzędzi kształtowania bardziej odpornych na zmiany klimatu i przyjaznych dla ludzi miast przyszłości (KE, 2021; Prodanovic, Bach i Stojković, 2024).

7.4. KIERUNKI ROZWOJU ZIELONEJ INFRASTRUKTURY MIAST A IDEA NBS

Ze względu na zwiększające się negatywne skutki ingerencji człowieka w system przyrodniczy planety, jak również rosnącą świadomość ekologiczną oraz potrzebę skutecznych działań adaptacyjnych, rozwinęła się koncepcja rozwiązań opartych na zasobach przyrody, czyli *nature-based solutions*. Termin ten został wprowadzony w 2008 r. i zdefiniowany jako „działania mające na celu ochronę, zrównoważone zarządzanie i przywracanie naturalnych lub zmodyfikowanych ekosystemów, które skutecznie i adaptacyjnie rozwiązują wyzwania społeczne, jednocześnie zapewniając dobrostan człowieka i korzyści dla różnorodności biologicznej” (Cohen-Shacham i in., 2016). NbS to wielofunkcyjne podejście integrujące elementy przyrodnicze dla stworzenia maksymalnych współzależnych korzyści środowiskowych, społecznych i ekonomicznych, wspierających





adaptację miast do zmian klimatu oraz poprawę jakości życia (KE, 2015; Pörtner i in., 2021). Istotą koncepcji NbS jest przekonanie o konieczności systemowego, holistycznego myślenia o relacji człowieka z przyrodą. Zamiast stosować rozwiązania niesprzyjające naturze, społeczności mogą „współpracować” z ekosystemami, aby wspólnie rozwijać odporną, zasobooszczędną i zieloną gospodarkę miejską (Sowińska-Świerkosz i García, 2021).



Fot. 7.2. Zagospodarowanie terenów zielonych zgodnie z ideą NbS
– przystanek komunikacji miejskiej Osiedle Tysiąclecia ZOO w Katowicach (fot. M. Biela)

W kontekście urbanistycznym projekty NbS charakteryzuje duża różnorodność form i funkcji. Na podstawie analiz przeprowadzonych przez Urban Nature Atlas (Almassy i in., 2018), można wyróżnić osiem głównych typów NbS stosowanych w przestrzeni miejskiej:

- 1) zielona infrastruktura budynków – zielone dachy i zielone ściany,
- 2) miejskie tereny zielone zintegrowane z infrastrukturą szarą – np. drzewa uliczne, pasy zieleni, nasypy kolejowe,
- 3) parki i (pół)naturalne tereny zielone, w tym lasy miejskie,
- 4) działki i ogrody zintegrowane społecznie,
- 5) zielone przestrzenie wewnętrzne,
- 6) niebieska infrastruktura – rzeki, jeziora, mokradła, wybrzeża,
- 7) zielone systemy gospodarowania wodą – ogrody deszczowe, zrównoważone systemy odwadniające (ang. *sustainable urban drainage systems*, SuDS),
- 8) obszary opuszczone i nieużytki z fragmentami dzikiej przyrody.





Wszystkie wyżej wymienione komponenty mogą być integrowane z istniejącą infrastrukturą miejską dla wzmacniania odporności miasta lub jednostki metropolitalnej na zmiany klimatu (Biela i in., 2024), wspierania bioróżnorodności i poprawy zdrowia publicznego (Kabisch, Frantzeskaki i Hansen, 2022). Jak wskazali Pörtner i in. (2021) funkcjonowanie biosfery ma charakter systemowy i powiązany. Oznacza to konieczność całościowego podejścia do planowania i wdrażania działań proekologicznych, także w skali miasta. Projekty NbS, będące łącznikiem między infrastrukturą fizyczną a procesami społecznymi, oferują narzędzie, które może wspomagać systemowe transformacje (Laforteza i in., 2018; Seddon i in., 2020; Kabisch, Frantzeskaki i Hansen, 2022). Sowińska-Świerkosz i García (2021) pokazały, że współpraca z naturą umożliwia projektowanie miast bardziej odpornych i sprzyjających jakości życia. NbS mogą przyczyniać się do odbudowy bioróżnorodności i wzmacniania świadomości ekologicznej mieszkańców (Kabisch, Frantzeskaki i Hansen, 2022). Mogą być także postrzegane jako szansa na uniknięcie nieodwracalnej degradacji środowiska, która grozi destabilizacją systemów przyrodniczych i społecznych (Seddon i in., 2020). Zatem, aby NbS były skutecznym elementem transformacji, nie mogą być postrzegane jedynie jako „fizyczna infrastruktura” (Kabisch, Frantzeskaki i Hansen, 2022). Konieczne jest ich silne zakorzenienie w procesach społecznych, partycypacyjnym planowaniu i zarządzaniu. Uwzględnienie lokalnego kontekstu, np. właściwości gruntów, procesów gentryfikacyjnych czy potrzeb społeczności, jest kluczowe dla uzyskania maksymalnych i trwałych korzyści (Goddard, Dougill i Benton, 2010; Frantzeskaki, Kabish i McPhearson, 2019).

Potencjał NbS do integracji z istniejącą infrastrukturą pozwala na bardziej efektywne projektowanie działań adaptacyjnych (Maes i Jacobs, 2017). To właśnie ten potencjał spowodował, że Unia Europejska nadała rozwiązaniom NbS priorytet w obszarze badań i innowacji (ang. *research and innovation*, R&I), inwestując w projekty, które mają uczynić Europę liderem w dziedzinie wdrażania rozwiązań opartych na przyrodzie (KE, 2015; Maes i Jacobs, 2017; Laforteza i in., 2018).

Rozwój zielonej infrastruktury opartej na NbS będzie w przyszłości prawdopodobnie ukierunkowany na:

- integrację z polityką klimatyczną i urbanistyczną,
- projektowanie partycypacyjne,
- adaptację do lokalnych warunków środowiskowych, społecznych i ekonomicznych,





- wzmacnianie synergii między formalną (planowaną) a nieformalną (spontaniczną) zieloną infrastrukturą (Zölch i in., 2017; Frantzeskaki, Kabisch i McPhearson, 2019; Kabisch i in., 2023).

7.5. WYBRANE PRZYKŁADY WYKORZYSTANIA POTENCJAŁU *NOVEL ECOSYSTEMS* DO TWORZENIA ELEMENTÓW ZIELONEJ INFRASTRUKTURY W MIASTACH

Współczesne miasta coraz częściej sięgają po koncepcję *novel ecosystems* jako innowacyjny komponent zielonej infrastruktury. W literaturze przedmiotu podkreśla się, że celowe włączanie i wspieranie *novel ecosystems* jako systemów przyrodniczych powstałych w wyniku silnych przekształceń antropogenicznych, które wykształciły nowe, trwałe funkcje ekosystemowe, pozwalające na rozszerzanie możliwości adaptacyjnych terenów zurbanizowanych, zwłaszcza w obliczu zmian klimatu (Hobbs i in., 2013; Planchuelo, Kowarik i von der Lippe, 2020).

W odróżnieniu od klasycznych strategii rewitalizacji, takich jak *rewilding* (przywracanie dzikości) lub odtwarzanie historycznych typów ekosystemów, podejście oparte na *novel ecosystems* akceptuje trwałe zmiany i przekształcenia wcześniej istniejących siedlisk na skutek działalności człowieka i uznaje je za wartościowe. W miastach umożliwia to wykorzystanie zdegradowanych, wcześniej marginalizowanych terenów jako pełnoprawnych przestrzeni przyrodniczych, które mogą skutecznie pełnić funkcje środowiskowe, społeczne i krajobrazowe (Hansen i Pauleit, 2014; Kowarik, 2023).

Poniżej przedstawiono przykłady różnego zastosowania *novel ecosystems*.

Park Gleisdreieck w Berlinie

Jednym z najlepiej udokumentowanych przykładów integracji *novel ecosystems* z zielenią miejską, jest Park Gleisdreieck w Berlinie. Teren dawnego węzła kolejowego, od dekad porzucony i porośnięty roślinnością ruderalną, został przekształcony w przestrzeń rekreacyjną. Zachowano fragmenty torowisk i starych murów oporowych. Dzięki temu powstało unikalne połączenie przyrody miejskiej z infrastrukturą przemysłową (Kowarik i von der Lippe, 2018). Obszar ten służy dziś jako park publiczny, siedlisko owadów zapylających oraz miejsce kontaktu mieszkańców z tzw. przyrodą nieoczywistą, niepodlegającą zagospodarowaniu.



High Line w Nowym Jorku

High Line to modelowy przykład przekształcenia infrastruktury technicznej (dawnej estakady kolejowej) w wielofunkcyjną przestrzeń publiczną opartą na idei *novel ecosystems*. W ramach projektu zachowano dziko rosnącą roślinność, która wyrosła po zamknięciu linii towarowej i zintegrowała się z nowym założeniem krajobrazowym. Dzięki temu stworzono zielony korytarz biegnący przez centrum Manhattanu, pełniący równocześnie funkcje biologicznego hotspotu, czyli miejsca cechującego się dużą różnorodnością biologiczną, będącego zarazem przestrzenią społeczną oraz atrakcją turystyczną (Salih, Saeed i Almukhtar, 2022).

Dolina Ślepiotki w Katowicach

Dolina Ślepiotki stanowi jeden z najlepszych przykładów zastosowania *novel ecosystems* w Polsce. Tereny przemysłowe i pokolejowe zostały zrewitalizowane z zachowaniem naturalizujących się zbiorowisk roślinnych. Zamiast sztucznej rekultywacji wdrożono koncepcję wspierania sukcesji ekologicznej i ograniczonego zarządzania. Pozwoliło to na ochronę wartościowych siedlisk ruderalnych i stworzenie korytarza ekologicznego w strukturze miasta. Dolina Ślepiotki stała się ważnym miejscem rekreacji mieszkańców oraz edukacji przyrodniczej.



Fot. 7.3. Park w dolinie Ślepiotki w Katowicach (fot. M. Biela)

Lea Valley w Londynie

Lea Valley to rozległy obszar nadrzeczny we wschodnim Londynie, który przez dekady pełnił funkcję zaplecza przemysłowego i komunikacyjnego. Wraz z wygaszaniem działalności przemysłowej, w dolinie rzeki Lea, na terenach zdegradowanych, nieużytkach kolejowych,



dawnych składach i wzdłuż kanałów, zaczęły spontanicznie rozwijać się zbiorowiska roślinne. W ramach przygotowań do Igrzysk Olimpijskich w 2012 r. duża część tych terenów została objęta procesem rewitalizacji z poszanowaniem istniejących *novel ecosystems*. Zamiast ich całkowitego przekształcenia zastosowano strategię adaptacji – zachowano siedliska o wzajemnie kompensujących się funkcjach, a istniejące ukształtowanie terenu i roślinność włączono do nowych założeń parkowych, ścieżek edukacyjnych i obiektów sportowych. Obszar ten pełni dziś funkcję korytarza ekologicznego łączącego centrum Londynu z jego północno-wschodnimi dzielnicami, a także przestrzeni rekreacyjnej i edukacyjnej o dużym znaczeniu społecznym i środowiskowym (Wilkinson, 2021). Lea Valley stanowi przykład udanego kompromisu między rozwijaniem infrastruktury miejskiej a ochroną rozwijającej się spontanicznie przyrody, która – mimo braku historycznego charakteru – posiada wysoką wartość ekologiczną i społeczną.

Innowacyjne dachy zielone z wykorzystaniem gatunków ruderalnych

Coraz więcej projektów z zakresu adaptacji miast do zmian klimatu wykorzystuje gatunki pochodzące z terenów *novel ecosystems* do tworzenia zielonych dachów i ścian. Są to rośliny odporne na stres środowiskowy, taki jak susza, wysoka temperatura czy zanieczyszczenie powietrza (Biela i Sierka, 2023). Przykłady z Katowic i Wrocławia pokazują, że takie nasadzenia nie tylko zwiększają odporność budynków na zmiany klimatu, ale także wspierają bioróżnorodność i poprawiają mikroklimat.

Powyższe przykłady potwierdzają, że *novel ecosystems* mogą pełnić funkcje nie tylko środowiskowe, lecz także społeczne, kulturowe i gospodarcze. Ich aktywne włączanie do planowania zielonej infrastruktury na terenach miejskich pozwala na efektywne wykorzystanie przestrzeni zdegradowanych oraz wzmocnienie odporności miast na wyzwania klimatyczne i demograficzne. Różnorodność form, skali i sposobów integracji *novel ecosystems* z tkanką miejską sprawia, że stanowią one jedno z najbardziej elastycznych i perspektywicznych narzędzi zarządzania zielenią miejską.

7.6. PODSUMOWANIE

- Jako nowy typ formacji przyrodniczych powstałych w wyniku działalności człowieka, *novel ecosystems* stanowią istotny zasób w planowaniu zielonej infrastruktury miast,





zapewniając usługi ekosystemowe nawet w silnie przekształconych środowiskach miejskich.

- Różnorodność biologiczna *novel ecosystems*, zarówno w ujęciu gatunkowym, jak i funkcjonalnym, może przyczynić się do zwiększenia odporności ekologicznej miast oraz poprawy warunków życia mieszkańców. Szczególnie cenne są ich właściwości adaptacyjne w kontekście zmian klimatu.
- Przykłady z miast: Berlina, Nowego Jorku, Katowic, Londynu pokazują, że świadome włączanie *novel ecosystems* do struktury urbanistycznej umożliwia wykorzystywanie terenów zdegradowanych lub gruntów marginalnych jako wartościowych przestrzeni zielonych.
- Włączenie *novel ecosystems* do polityki przestrzennej i środowiskowej wymaga zmiany podejścia – od tradycyjnego, konserwatorskiego zarządzania przyrodą ku elastycznym i innowacyjnym strategiom opartym na rozwiązaniach wykorzystujących zasoby przyrody (NbS).
- Dalsze badania powinny koncentrować się na integracji wiedzy ekologicznej, społecznej i planistycznej w celu lepszego wykorzystania potencjału *novel ecosystems* w transformacji miast, ukierunkowanej na zrównoważony rozwój i zwiększenie odporności na kryzysy klimatyczne.

Literatura

1. Ahern J. (2013): Urban landscape sustainability and resilience: The promise and challenges of integrating ecology with urban planning and design. *Landscape Ecology*, Vol. 28(6), 1203-1212.
2. Almassy D., Pinter L., Rocha S. M. L., Naumann S. (2018): Urban Nature Atlas. Nature4Cities, <https://una.city/> (dostęp: 10.05.2025).
3. Andersson E., Barthel S., Ahrné K. (2014): Measuring social-ecological dynamics behind the generation of ecosystem services. *Ecological Applications*, Vol. 24(5), 1188-1201.
4. Aronson M. F. J., Lepczyk C. A., Douglas C. H., Goddard M. A., Lerman S. B., MacIvor J. S. (2017): Biodiversity in the city: Key challenges for urban green space management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, Vol. 15(4), 189-196.
5. Benedict M. A., McMahon E. T. (2006): *Green Infrastructure: Linking Landscapes and Communities*. Washington, D.C., Island Press.
6. Biela M., Janczewska N., Sierka E., Matysik M., Woźnica A. (2024): Blue-green infrastructure of metropolitan areas: changes, trends, environmental potential. W: O. Trofymchuk, B. Rivza (Red.), 24th International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM 2024, Albena, Bulgaria, 1–7 July, 2024 (s. 249-258). Sofia, STEF92 Technology.





7. Biela M., Sierka E. (2023): Using Plants of Novel Ecosystems as Resources to Create Green Roofs in Cities' Adaptation to the Climate Change Process. *Studia Ecologiae Et Bioethicae*, Vol. 21(4), 53-61.
8. Bowler D. E., Buyung-Ali L., Knight T. M., Pullin A. S. (2010): Urban greening to cool towns and cities: A systematic review of the empirical evidence. *Landscape and Urban Planning*, Vol. 97(3), 147-155.
9. Chapin F. S., Starfield A. M. (1997): Time lags and novel ecosystems in response to transient climatic change in Arctic Alaska. *Climatic Change*, Vol. 35(4), 449-461.
10. Cohen-Shacham E., Walters G., Janzen C., Maginnis S., Red. (2016): *Nature-Based Solutions to Address Global Societal Challenges*. Gland, Switzerland, International Union for Conservation of Nature and Natural Resources.
11. Cooper C., Collier M. J., Pineda-Pinto M., Rodriguez Castañeda N., O'Donnell M., Nulty F. (2024): Urban novel ecosystems as affective landscapes. *Sustainability Science*, Vol. 19, 1921-1933.
12. Demuzere M., Orru K., Heidrich O., Olazabal E., Geneletti D., Orru H., Bhave A. G., Mittal N., Feliu E., Faehnle M. (2014): Mitigating and adapting to climate change: Multi-functional and multi-scale assessment of green urban infrastructure. *Journal of Environmental Management*, Vol. 146, 107-115.
13. Frantzeskaki N., Kabisch N., McPhearson T. (2019): Nature-based solutions for urban climate change adaptation: Linking science, policy, and practice communities. *BioScience*, Vol. 69(6), 455-466.
14. Fuller R. A., Irvine K. N., Devine-Wright P., Warren P. H., Gaston K. J. (2009): Psychological benefits of greenspace increase with biodiversity. *Biology Letters*, Vol. 3(4), 390-394.
15. Gill S. E., Handley J. F., Ennos A. R., Pauleit S. (2007): Adapting cities for climate change: The role of the green infrastructure. *Built Environment*, Vol. 33(1), 115-133.
16. Goddard M. A., Dougill A. J., Benton T. G. (2010): Scaling up from gardens: Biodiversity conservation in urban environments. *Trends in Ecology & Evolution*, Vol. 25(2), 90-98.
17. Hansen R., Pauleit S. (2014): From multifunctionality to multiple ecosystem services? A conceptual framework for multifunctionality in green infrastructure planning for urban areas. *AMBIO*, Vol. 43(4), 516-529.
18. Hobbs R. J., Arico S., Aronson J., Baron J. S., Bridgewater P., Cramer V. A., Epstein P. R., Ewel J. J., Klink C. A., Lugo A. E., Norton D., Ojima D., Richardson D. M., Sanderson E. W., Valladares F., Vila M., Zamora R., Zobel M. (2006): Novel ecosystems: Theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography*, Vol. 15(1), 1-7.
19. Hobbs R. J., Higgs E., Hall C. M., Bridgewater P., Chapin F. S., Ellis E. C., Ewel J. J., Hallett L. M., Harris J. A., Hulvey K. B., Jackson S. T., Kennedy P. L., Kueffer C., Lach L., Lantz T. C., Lugo A. E., Mascaro J., Murphy S. D., Nelson C. R., Perring M. P., Valentine L. E., Yung L. (2013): Managing the whole landscape: Historical, hybrid, and novel ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, Vol. 11(10), 557-564.
20. Hobbs R. J., Higgs E., Harris J. A. (2009): Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology & Evolution*, Vol. 24(11), 599-605.
21. Jarić I., Cvijanović G., Knežević-Jarić J., Lenhardt M., Tomović J. (2020): One, no one, and one hundred thousand: Novel ecosystems and urban planning. *Land Use Policy*, Vol. 91, 104382.





22. Kabisch N., Basu S., van den Bosch M., Bratman G. N., Masztalerz O. (2023): Nature-based solutions and mental health. W: T. McPhearson, N. Kabisch, N. Frantzeskaki (Red.), *Nature-Based Solutions for Cities* (s. 192-212). Massachusetts, Edward Elgar Publishing Limited.
23. Kabisch N., Frantzeskaki N., Hansen R. (2022): Implementing nature-based solutions for creating sustainable and resilient cities. *Landscape and Urban Planning*, Vol. 225, 104423.
24. Kabisch N., Korn H., Stadler J., Bonn A., Red. (2017): *Nature-based Solutions to Climate Change Adaptation in Urban Areas*. Cham, Springer.
25. Kabisch N., Qureshi S., Haase D. (2016): Human-environment interactions in urban green spaces – A systematic review of contemporary issues and prospects for future research. *Environmental Impact Assessment Review*, Vol. 50, 25-34.
26. Kattwinkel M., Biedermann R., Kleyer M. (2011): Temporary conservation for urban biodiversity. *Biological Conservation*, Vol. 144(9), 2335-2343.
27. KE (2013): *Building a Green Infrastructure for Europe*. Brussels, Publications Office of the European Union.
28. KE (2015): *Towards an EU Research and Innovation policy agenda for Nature-Based Solutions and Renaturing Cities*. Brussels, Directorate-General for Research and Innovation.
29. KE (2021): *Nature-Based Solutions and the European Green Deal*. EU Science Hub., https://research-and-innovation.ec.europa.eu/research-area/environment/nature-based-solutions_en (dostęp: 10.05.2025).
30. Kowarik I. (2011): Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution*, Vol. 159(8–9), 1974-1983.
31. Kowarik I. (2023): Urban biodiversity, ecosystems and the city. Insights from 50 years of the Berlin School of urban ecology. *Landscape and Urban Planning*, Vol. 20, 104877.
32. Kowarik I., von der Lippe M. (2018): Plant population success across urban ecosystems: A framework to inform biodiversity conservation in cities. *Journal of Applied Ecology*, Vol. 55, 2354-2361.
33. Laforteza R., Chen J., van den Bosch C. K., Randrup T. B. (2018): Nature-based solutions for resilient landscapes and cities. *Environmental Research*, Vol. 165, 431-441.
34. Lepczyk C. A., Aronson M. F., Evans K. L., Goddard M. A., Lerman S. B., MacIvor J. S. (2017): Biodiversity in the city: Fundamental questions for understanding the ecology of urban green spaces for biodiversity conservation. *Bioscience*, Vol. 67(9), 799-807.
35. Maes J., Jacobs S. (2017): Nature-based solutions for Europe's sustainable development. *Conservation Letters*, Vol. 10(1), 121-124.
36. Morse N. B., Pellissier P. A., Cianciola E. N., Brereton R. L., Sullivan M. M., Shonka N. K., Wheeler T. B., McDowell W. H. (2014): Novel ecosystems in the Anthropocene: a revision of the novel ecosystem concept for pragmatic applications. *Ecology and Society*, Vol. 19(2), 12.
37. Paoletti E., Bardelli T., Giovannini G., Pecchioli L. (2011): Air quality impact of an urban park over time. *Procedia Environmental Sciences*, Vol. 4, 10-16.
38. Planchuelo G., Kowarik I., von der Lippe M. (2020): Endangered Plants in Novel Urban Ecosystems Are Filtered by Strategy Type and Dispersal Syndrome, Not by Spatial Dependence on Natural Remnants. *Frontiers in Ecology and Evolution*, Vol. 8, 18.





39. Pörtner H. O. i in. (2021): Scientific outcome of the IPBES-IPCC co-sponsored workshop on biodiversity and climate change. Bonn, Germany, Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Service.
40. Prodanovic V., Bach P. M., Stojković M. (2024): Urban-nature based solutions planning for biodiversity outcomes: human, ecological, and artificial intelligence perspectives. *Urban Ecosystems*, Vol. 27(5), 1795-1806.
41. Robinson S. L., Lundholm J. T. (2012): Ecosystem services provided by urban spontaneous vegetation. *Urban Ecosystems*, Vol. 15(3), 509-522.
42. Salih K., Saeed Z. O., Almukhtar A. (2022): Lessons from New York High Line Green Roof: Conserving Biodiversity and Reconnecting with Nature. *Urban Science*, Vol. 6(1), 2.
43. Seddon N., Chausson A., Berry P., Girardin C. A. J., Smith A., Turner B. (2020): Understanding the value and limits of nature-based solutions to climate change and other global challenges. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, Vol. 375(1794), 20190120.
44. Shanahan D. F., Lin B. B., Bush R., Gaston K. J., Dean J. H., Barber E., Fuller R. A. (2015): Toward improved public health outcomes from urban nature. *American Journal of Public Health*, Vol. 105(3), 470-477.
45. Sierka E. M., Sierka O., Stolorz K., Dąbek J. (2021): The „European Green Deal” strategy and health: A trivial idea or a real possibility of European community members health improvement? W: E. M. Radecka, F. K. Nawrot (red.): *Green deal or green disorder: Selected issues* (s. 271-290). Toruń, Wydawnictwo „Dom Organizatora”.
46. Sowińska-Świerkosz B., García J. (2021): Nature-based solutions for sustainable development: Theoretical foundations and practical applications. *Sustainability*, Vol. 13(14), 7839.
47. Standish R. J., Hobbs R. J., Mayfield M. M., Bestelmeyer B. T., Suding K. N., Battaglia L. L., Thomas P. A. (2014): Resilience in ecology: Abstraction, distraction, or where the action is? *Biological Conservation*, Vol. 177, 43-51.
48. Tzoulas K., Korpela K., Venn S., Yli-Pelkonen V., Kaźmierczak A., Niemela J., James P. (2007): Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. *Landscape and Urban Planning*, Vol. 81(3), 167-178.
49. Wilkinson S. (2021): Lee Valley Regional Park, London, United Kingdom. W: R. Murray (Red.), *Why Cities Need Large Parks* (s. 1-9). New York, Taylor & Francis Group.
50. Ziter C. D. (2016): The biodiversity-ecosystem service relationship in urban areas: A quantitative review. *Oikos*, Vol. 125(6), 761-768.
51. Zölch T., Henze L., Keilholz P., Pauleit S. (2017): Regulating urban surface runoff through nature-based solutions – An assessment at the micro-scale. *Environmental Research*, Vol. 157, 135-144.





Anna Borgulat¹, Ewa Strzelecka-Jastrząb²

¹ Główny Instytut Górnictwa – Państwowy Instytut Badawczy, Zakład Ochrony Wód

² Instytut Ekologii Terenów Uprzemysłowionych, Zakład Badań i Rozwoju

8. Zastosowanie rozwiązań opartych na naturze we współczesnej gospodarce wodno-ściekowej³

8.1. WPROWADZENIE

Współczesna gospodarka wodno-ściekowa mierzy się z wieloma wyzwaniami, w tym z narastającym deficytem zasobów wodnych spowodowanym zmianami klimatu i obecnością mikrozanieczyszczeń, takich jak: farmaceutyki, środki ochrony roślin, związki per- i polifluoroalkilowe (PFAS) oraz niesteroidowe leki przeciwzapalne (NLPZ), a także z wysokim zapotrzebowaniem energetycznym tradycyjnych oczyszczalni ścieków. Zgodnie z raportem UNESCO (2018), zmiany klimatu oraz presja antropogeniczna wymagają wdrażania bardziej zintegrowanych, odpornych i efektywnych środowiskowo rozwiązań w gospodarce wodnej. W odpowiedzi na te wyzwania Unia Europejska, w ramach *Europejskiego Zielonego Ładu* i najnowszej rewizji dyrektywy ściekowej (Dyrektywa, 2024) promuje rozwiązania oparte na naturze (ang. *nature-based solutions*, NbS) jako metody mogące jednocześnie poprawiać jakość wód, wzmacniać odporność klimatyczną i wspierać dążenie do neutralności węglowej.

Koncepcja wykorzystywania usług ekosystemowych dla potrzeb człowieka nie jest nowa. Od najdawniejszych czasów ludzie wykorzystywali procesy przyrodnicze do zaspokajania podstawowych potrzeb – w tym oczyszczania wody. Członkowie cywilizacji doliny Indusu klarowali wodę przez sedymentację i filtrację piaskową, naśladując naturalną

³ Skróty stosowane w rozdziale: BZT5 – biochemiczne zapotrzebowanie na tlen (umowny wskaźnik określający zapotrzebowanie na tlen wymagany do utleniania związków organicznych przez mikroorganizmy po pięciu dniach inkubacji); BTEX – benzen, toluen, etylobenzen, ksyleny; CWs (ang. *constructed wetlands*) – sztuczne mokradła wykorzystywane do oczyszczania ścieków; EPR (ang. *extended producer responsibility*) – rozszerzona odpowiedzialność producenta; FEnIKS – Fundusze Europejskie na Infrastrukturę, Klimat i Środowisko 2021–2027; HRT (ang. *hydraulic retention time*) – czas retencji hydraulicznej – średni czas, w którym ścieki przepływają przez złożo oczyszczające; HSFCWs (ang. *horizontal subsurface flow constructed wetlands*) – sztuczne mokradła z poziomym podpowierzchniowym przepływem ścieków; LDH (ang. *layered double hydroxide*) – wielowarstwowy wodorotlenek używany jako sorbent fosforu; NbS (ang. *nature-based solutions*) – rozwiązania oparte na naturze; NLPZ – niesteroidowe leki przeciwzapalne; OZE – odnawialne źródła energii; PFAS – związki per- i polifluoroalkilowe; RLM – równoważna liczba mieszkańców (parametr wyrażający ładunek organiczny dopływający ze ściekami, przeliczany na liczbę osób wytwarzających taką samą ilość zanieczyszczeń); SFCWs (ang. *surface flow constructed wetlands*) – sztuczne mokradła z przepływem nadpowierzchniowym; UWWTD (ang. *Urban Wastewater Treatment Directive*) – dyrektywa w sprawie oczyszczania ścieków komunalnych; WWA (ang. *polycyclic aromatic hydrocarbons*) – wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne.





infiltrację (Singh i in., 2020). Średniowieczne systemy stawów rybnych w Europie łączyły produkcję żywności z retencją i biofiltracją wód. Początków inżynierii sanitarnej można się dopatrywać w filtrze brzegowym opisywanym przez Francisa Bacona (Bacon, 1627, za Baker, 1948) oraz w XIX-wiecznych złożach biologicznych, które naśladowały i potęgowały naturalne procesy samooczyszczania zachodzące w żwirze rzeczny. W nawiązaniu do tej tradycji w latach 60. XX w. powstały pierwsze sztuczne mokradła (ang. *constructed wetlands*, CWS), które dziś – dzięki postępom w modelowaniu hydrauliki i odpowiedniemu doborowi roślin, a także zastosowaniu odpowiednich podłoży – usuwają nie tylko łatwo biodegradowalne substancje organiczne, lecz także farmaceutyki czy PFAS (Savvidou i in., 2024; Wang i in., 2024; Ran, 2025). Od lat 90. XX w. sztuczne CWS są wykorzystywane przede wszystkim jako tani i energooszczędny, ostatni etap oczyszczania w małych oczyszczalniach komunalnych – tzw. stopień końcowy, którego zadaniem jest usunięcie pozostałych zanieczyszczeń przed odprowadzeniem ścieków do środowiska. Najnowsze badania pokazują jednak, że zakres ich zastosowania szybko się rozszerza, obejmując m.in. usuwanie farmaceutyków (Vymazal i in., 2017) czy oczyszczanie złożonych ścieków przemysłowych (Borgulat i in., 2022). Najprostszy układ CWS składa się z kanału dopływowego, którego rolą jest równomierne rozmieszczenie ścieków na powierzchni złoża, złoża mineralnego, składającego się na ogół z warstw żwiru o różnej granulacji oraz piasku. W złożu znajdują się różne gatunki roślin, takie jak: *Phragmites australis*, *Typha latifolia* czy *Iris pseudacorus*. Po przepłynięciu ścieków przez złożę i system korzeniowy roślin oczyszczone ścieki trafiają do kanału odpływowego. Należy jednak zaznaczyć, że w zależności od charakteru ścieków czy strefy klimatycznej, układy te są modyfikowane – łącznie z możliwością wprowadzania stref natleniania, co zwiększa skuteczność procesów biologicznego oczyszczania (EPA, 2000; Nivala, Murphy i Freeman, 2020).

Wysoko jest oceniana integracja CWS z odnawialnymi źródłami energii oraz wspólnotami energetycznymi. Ze względu na grawitacyjny charakter przepływu i brak energochłonnych układów napowietrzających, instalacja fotowoltaiczna o stosunkowo niedużej mocy jest w stanie pokryć całkowite zapotrzebowanie energetyczne systemu, a nadwyżkę energii odprowadzić do lokalnej mikrosieci prosumenckiej (Guo i in., 2019). Tak skonfigurowane CWS mogą wspierać jednocześnie trzy fundamentalne cele transformacji środowiskowo-energetycznej: ograniczenie śladu węglowego oczyszczania ścieków,





zwiększenie retencji oraz decentralizację wytwarzania energii na poziomie społeczności lokalnych (Li i in., 2021).

8.2. POTENCJAŁ TECHNOLOGICZNY I ŚRODOWISKOWY SZTUCZNYCH MOKRADEŁ

CWs, jako pasywne systemy oczyszczania ścieków, wykorzystują naturalne procesy fizykochemiczne i biologiczne do redukcji zanieczyszczeń. Ich skuteczność została potwierdzona w licznych zastosowaniach, przy oczyszczaniu zarówno ścieków komunalnych, jak i przemysłowych, co czyni je skutecznym narzędziem wspierającym realizację celów zrównoważonego rozwoju oraz unijnej polityki środowiskowej. CWs odznaczają się wysoką wydajnością w usuwaniu wielu zanieczyszczeń.

W systemach oczyszczających typu CWs z poziomym przepływem podpowierzchniowym należących do najczęściej stosowanych na świecie, skuteczność usuwania ogólnego ładunku substancji organicznych (prosty węglowodanów, białek, tłuszczu i innych stosunkowo łatwo utlenialnych związków) (BZT_5) sięga prawie 90%, natomiast redukcja zawiesiny całkowitej mieści się na ogół w przedziale 75–95% (średnio 80%) (Kadlec i Wallace, 2009; Vymazal, 2010). Taką skuteczność zapewnia równoczesne działanie filtracji mechanicznej wynikającej z obecności złoża, utleniania materii organicznej przez drobnoustroje oraz flokulacji zachodzącej w strefie przykorzeniowej roślin.

CWs wykazują wysoką efektywność w oczyszczaniu ścieków przemysłowych, takich jak ścieki koksownicze oraz ścieki z procesu zgazowania węgla, zawierających: metale ciężkie, fenole, wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) oraz związki z grupy BTEX (Jałowiecki i in., 2024a; Strugała-Wilczek i in., 2024). W przypadku zanieczyszczeń organicznych kluczową rolę odgrywają mikroorganizmy, których potencjał może zostać wykorzystany do zwiększenia efektywności CWs przez zastosowanie metod biotechnologicznych, takich jak bioaugmentacja (Jałowiecki i in., 2024b).

Wysoką skutecznością CWs wykazują się również w usuwaniu biogenów, takich jak azot i fosfor, które odpowiadają za zjawisko eutrofizacji wód powierzchniowych. Przykładowo w układach hybrydowych, w których do wstępnego oczyszczania wykorzystuje się pionowy filtr z aeracją, usunięcie azotu ogólnego osiągało 70–75%, a fosforu 52–58% (przy HRT > 4 dni) (Zhai i in., 2016). Dodanie cienkiej dwucentymetrowej warstwy sorbentu FeCa-LDH na wierzchu poziomego złoża podpowierzchniowego zwiększyło retencję fosforu z 55–60% do 94,4%, bez konieczności zwiększania powierzchni układu (Feng i in., 2023).





Zgodnie z nową dyrektywą o oczyszczaniu ścieków komunalnych (Dyrektywa, 2024), od 1 stycznia 2025 r. największe oczyszczalnie obsługujące $\geq 150\,000$ RLM muszą stopniowo wprowadzać tzw. czwarty stopień oczyszczania w celu usunięcia mikrozanieczyszczeń, w tym farmaceutyków, takich jak NLPZ. W efekcie od 2045 r. wszystkie duże oczyszczalnie w UE będą musiały usuwać farmaceutyki, w tym NLPZ. Według Ilyas, Masiha i van Hullebuscha (2019) średnia skuteczność usuwania farmaceutyków w CWs waha się od 21% do 93%, a mediana dla 34 przebadanych związków wynosi około 68%. W badaniach przeprowadzonych przez Vymazala i in. (2017) oceniano skuteczność usuwania czterech najpopularniejszych niesteroidowych leków przeciwzapalnych (NLPZ): ibuprofenu, diklofenaku, ketoprofenu oraz naproksenu w czterech pełnoskalowych sztucznych mokradłach z horyzontalnym podpowierzchniowym przepływem ścieków. Średnia redukcja ibuprofenu wynosiła około 55% (maks. 75%), głównie na drodze tlenowej degradacji mikrobiologicznej i fotodegradacji. Usuwanie diklofenaku miało większą zmienność (średnia 41%, zakres 11–67%), a jego efektywność wzrastała w systemach o wyższym napowietrzaniu, gdzie fotodegradacja i akumulacja przez rośliny odgrywały kluczową rolę. Usuwanie ketoprofenu odznaczało się najniższą i najbardziej rozbieżną skutecznością (średnio ok. 31%). Podsumowując, CWs mogą znacząco obniżyć stężenie wybranych NLPZ, lecz ich skuteczność zależy od parametrów operacyjnych, w tym sposobu napowietrzania.

W ostatnich latach rosnącym problemem są także związki z grupy PFAS (per- i polifluoroalkilowe substancje), uznawane za tzw. wieczne chemikalia ze względu na ich trwałość w środowisku. Wysoką skuteczność w usuwaniu tego typu zanieczyszczeń stwierdzono w dwóch rodzajach sztucznych mokradeł: z przepływem powierzchniowym SFCWs (gdzie ścieki płyną po powierzchni złoża) oraz z poziomym przepływem podpowierzchniowym HSFCWs, w których ścieki przesączają się pod ziemią przez warstwę (np. żwiru). Główne mechanizmy usuwania PFAS w tych układach to sorpcja na podłożu lub w strefie korzeniowej oraz fotoliza na powierzchni wody. Metaanaliza 37 instalacji wykazała, że w SFCWs mediana usuwania PFAS osiągnęła 63,8%, podczas gdy w HSFCWs wynosiła 46%. Bardzo niską skuteczność sztucznych mokradeł z pionowym przepływem można wyjaśnić krótkim kontaktem z podłożem oraz brakiem bezpośredniej ekspozycji na światło słoneczne, co ogranicza fotodegradację (Savvidou i in., 2024).

Innym pozytywnym efektem zastosowania sztucznych mokradeł jest obniżanie temperatury powietrza. Symulacje i pomiary terenowe pokazują, że zbiorniki wodno-błotne





skutecznie obniżają lokalną temperaturę powietrza (Wu i in., 2021), co może łagodzić skutki występowania miejskiej wyspy ciepła.

8.3. OGRANICZENIA, BARIERY WDROŻENIOWE I MECHANIZMY FINANSOWANIA NBS

Pierwszym istotnym ograniczeniem dla wprowadzania rozwiązań opartych na naturze do gospodarki wodno-ściekowej stanowi niedobór powierzchni. Przykładowo dla populacji 1000 mieszkańców (1000 RLM) wymaga się od 0,3 do 0,7 ha powierzchni CWs, co odpowiada 3–7 m² na osobę (EPA, 1993; UN HABITAT, 2008). Te liczby pokazują, że realizacja tego typu instalacji, np. w zwartej zabudowie miejskiej, jest praktycznie niemożliwa. Drugim czynnikiem ograniczającym jest sezonowa zmienność temperatury. Poniżej 10°C aktywność mikrobiologiczna spada, co wymaga przewymiarowania hydraulicznego układu już na etapie projektowania lub jego podgrzewania (można to zrealizować np. z wykorzystaniem OZE). Badania wykazały, że w temperaturach 1–11°C efektywność usuwania azotu całkowitego może spadać do około 12%, natomiast w przypadku azotu azotanowego obserwuje się nawet jego akumulację, co wskazuje na ujemny bilans usuwania (Wang, Xu i Chai, 2023).

Sztuczne mokradła mogą również emitować gazy cieplarniane, takie jak metan. W typowych warunkach emisja CH₄ jest bardzo zróżnicowana i zależy od wielu czynników, tj. typu systemu, obecności i rodzaju roślinności, wysokości temperatury, rodzaju ścieków oraz warunków eksploatacyjnych. W przeglądzie literatury przeprowadzonym przez Xu i in. (2019), obejmującym badania z okresu od 1993 r. do 2018 r., stwierdzono, że emisja CH₄ z CWs może wahać się od ujemnych wartości (wskazujących na pochłanianie metanu) do ponad 5 g CH₄ m⁻² · d⁻¹. Wartości te wskazują na wyraźnie wyższy poziom emisji metanu niż w większości naturalnych ekosystemów mokradłowych, ale zdecydowanie niższy niż w wielu otwartych systemach oczyszczania ścieków. Zjawisko emisji metanu można ograniczać, np. przez stosowanie warstwy biowęgla lub pulsacyjną aerację dna, co redukuje emisję nawet o 55% (Song i in., 2023).

Rosnące zainteresowanie kontrolą jakości ścieków oczyszczonych – zwłaszcza pod kątem mikrozanieczyszczeń, takich jak farmaceutyki, pestycydy i plastyfikatory – wymusza zastosowanie zaawansowanych metod identyfikacji i oceny ryzyka, w tym *screeningu* substancji podejrzanych (ang. *suspect screening*) oraz analizy ilorazu ryzyka (ang. *risk quotient*) (Gosset, Polomé i Perrodin, 2021).





Wśród istotnych barier eksploatacyjnych sztucznych mokradeł (CWs) wskazuje się m.in. ryzyko spadku wydajności systemu w dłuższej perspektywie. Jednym z często występujących problemów jest kolmatacja złoża, polegająca na jego zatykaniu przez osady i biofilm (Pucher i Langergraber, 2019). Zjawisko to może prowadzić do ograniczenia przepustowości systemu, zwiększenia kosztów utrzymania oraz konieczności okresowej rekultywacji lub wymiany materiału filtracyjnego.

Chociaż prawidłowe wykonanie projektu i ocenę efektywności konstruowanych systemów mokradłowych (CWs) należy poprzedzić pogłębionymi badaniami – zwłaszcza z zakresu mikrobiologii oraz mechanizmów usuwania zanieczyszczeń – rozwiązania te wciąż pozostają niskokosztową, przyjazną środowisku i łatwą w eksploatacji alternatywą dla klasycznych, wysokotechnologicznych oczyszczalni ścieków (Borgulat i in., 2022).

Dyrektywa (2024) dopuszcza stosowanie systemów indywidualnych, w tym rozwiązań opartych na naturze, jako technologii równoważnej w aglomeracjach liczących co najmniej 1000 RLM, pod warunkiem zapewnienia takiego samego poziomu ochrony środowiska jak oczyszczanie drugiego i trzeciego stopnia. Dyrektywa wprowadza równocześnie rozszerzoną odpowiedzialność producenta, zobowiązując przemysł farmaceutyczny i kosmetyczny do współfinansowania usuwania mikrozanieczyszczeń (ang. *quaternary treatment*), co czyni modernizację mokradeł efektywną pod względem ekonomicznym. Inwestycje łączące oczyszczanie i odnawialne źródła energii mogą uzyskać wsparcie z FEnIKS 2021–2027 lub Funduszu Modernizacyjnego przy dopłatach do 65% kosztów części fotowoltaicznej (MFIPR, 2023). Nowelizacja prawa energetycznego (URE, 2024) umożliwia ponadto włączenie instalacji do obywatelskich społeczności energetycznych i rozliczanie energii w systemie *netbillingu*.

8.4. WNIOSKI

Mokradła konstrukcyjne wykazują wysoką skuteczność w usuwaniu zanieczyszczeń przy zużyciu energii poniżej $1 \text{ kWh RLM}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$, co czyni je ważnym narzędziem dekarbonizacji gospodarki ściekowej. Ich głównymi ograniczeniami pozostają niedobór powierzchni oraz sezonowa zmienność klimatyczna. Bariery te można jednak pokonywać, projektując układy hybrydowe i stosując selektywne warstwy sorpcyjne oraz kontrolowaną aerację. Integracja z fotowoltaiką i społecznościami energetycznymi zwiększa dodatkowo opłacalność ekonomiczną oraz odporność systemu, wpisując mokradła w koncepcję





gospodarki o obiegu zamkniętym. Samorządom rekomenduje się rozważenie zastosowania tej technologii w aglomeracjach do 10 000 RLM i jako stopnia końcowego oczyszczania w modernizowanych oczyszczalniach, szczególnie tam, gdzie istnieją możliwości finansowania w ramach instrumentów EPR i OZE.

Literatura

1. Baker M. N. (1948): The Quest for Pure Water: The History of Water Purification from the Earliest Records to the Twentieth Century. American Water Works Association, New York.
2. Borgulat J., Ponikiewska K., Jałowiecki Ł., Strugała-Wilczek A., Płaza G. (2022): Are wetlands as an integrated bioremediation system applicable for the treatment of wastewater from underground coal gasification processes? *Energies*, Vol. 15, 4419.
3. Dyrektywa (2024): Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2024/3019 z dnia 27 listopada 2024 r. dotycząca oczyszczania ścieków komunalnych. Dz. U. UE, L, 2024/3019.
4. EPA (1993): Constructed wetlands for wastewater treatment and wildlife habitat: 17 case studies. Office of Wastewater Enforcement and Compliance, U.S. Environmental Protection Agency.
5. EPA (2000): Office of Wetlands, Oceans and Watersheds. Guiding principles for constructed treatment wetlands: Providing for water quality and wildlife habitat. U.S. Environmental Protection Agency, <https://www.epa.gov/wetlands/guiding-principles-constructed-treatment-wetlands-providing-water-quality-and-wildlife> (dostęp: 14.05.2025).
6. Feng W. D., Cui H., Zhu H., Shutes B., Yan B. X., Hou S. N. (2023): FeCa-based layered double hydroxide, a high-performance phosphorus adsorbent in constructed wetlands and ecological dams – A pilot scale study. *Chemosphere*, Vol. 339, 139764.
7. Gosset A., Polomé P., Perrodin Y. (2021): Ecotoxicological risk assessment of contaminants of emerging concern identified by „suspect screening” from urban wastewater treatment plant effluents at a territorial scale. *Science of The Total Environment*, Vol. 778, 146275.
8. Guo Z., Sun Y., Pan S.-Y., Chiang P.-C. (2019): Integration of green energy and advanced energy-efficient technologies for municipal wastewater treatment plants. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, Vol. 16(7), 1282.
9. Ilyas H., Masih I., van Hullebusch E. D. (2020): Pharmaceuticals’ removal by constructed wetlands: A critical evaluation and meta-analysis on performance, risk reduction, and role of physicochemical properties on removal mechanisms. *Journal of Water and Health*, Vol. 18(3), 253-291.
10. Jałowiecki Ł., Borgulat J., Strugała-Wilczek A., Jastrzębski J., Matejczyk M., Płaza G. (2024b): Insights into bacterial diversity in industrial post-processing water from underground coal gasification (UCG) process. *Archives of Environmental Protection*, Vol. 50(2), 32-41.
11. Jałowiecki Ł., Strugała-Wilczek A., Ponikiewska K., Borgulat J., Płaza G., Stańczyk K. (2024a): Constructed wetland as a green remediation technology for the treatment of wastewater from underground coal gasification process. *PlosOne*, Vol. 19(3), e0300485.





12. Kadlec R. H., Wallace S. D. (2009): Treatment wetlands. 2nd Ed. Boca Raton, CRC Press.
13. Li K., Qi J., Zhang F., Miwornunyuie N., Amaniampong P. S., Koomson D. A., Chen L., Yan Y., Dong Y., Setordjie V. E., Samwini A. M. (2021): The role of wetland plants on wastewater treatment and electricity generation in constructed wetland coupled with microbial fuel cell. *Applied Sciences*, Vol. 11(16), 7454.
14. MFiPR (2023): Fundusze Europejskie na Infrastrukturę, Klimat i Środowisko 2021–2027. Warszawa, Ministerstwo Funduszy i Polityki Regionalnej, https://www.feniks.gov.pl/media/140628/European_Funds_for_Infrastructure_Climate_and_Environment_2021_2027.pdf (dostęp: 14.05.2025).
15. Nivala J., Murphy C., Freeman A. (2020): Recent advances in the application, design, and operations & maintenance of aerated treatment wetlands. *Water*, Vol. 12(4), 1188.
16. Pucher B., Langergraber G. (2019): The state of the art of clogging in vertical flow wetlands. *Water*, Vol. 11(11), 2400.
17. Ran N. (2025): New developments in constructed wetland technology and substrate applications for phosphorus removal – A review. *Wetlands*, Vol. 45(5), 53.
18. Savvidou P., Dotro G., Campo P., Coulon F., Lyu T. (2024): Constructed wetlands as nature-based solutions in managing per-and poly-fluoroalkyl substances (PFAS): Evidence, mechanisms, and modelling. *Science of The Total Environment*, Vol. 934, 173237.
19. Singh, P. K., Dey P., Jain S. K., Mujumdar P. P. (2020): Hydrology and water resources management in ancient India. *Hydrology and Earth System Sciences*, Vol. 24(9), 4691-4703.
20. Song K., Xie H., Wang X., Zhang C., Shen Y. (2023): Recent advances in constructed wetlands methane reduction: Mechanisms and methods. *Frontiers in Microbiology*, Vol. 14, 1106332.
21. Strugała-Wilczek A., Jałowiecki Ł., Szul M., Borgulat J., Płaza G., Stańczyk K. (2024): A hybrid system based on the combination of adsorption, electrocoagulation, and wetland treatment for the effective remediation of industrial wastewater from underground coal gasification (UCG). *Journal of Environmental Management*, Vol. 371, 123180.
22. UN HABITAT (2008): Constructed wetlands manual. Water for Asian Cities Programme Nepal. United Nations Human Settlements Programme.
23. UNESCO (2018): The United Nations World Water Development Report 2018: Nature-Based Solutions for Water. Paris, United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization.
24. URE (2024): Nowelizacja prawa energetycznego – społeczności energetyczne i net-billing. *Biuletyn Urzędu Regulacji Energetyki*, nr 1/2024, <https://www.ure.gov.pl/download/9/15149/BiuletynURE1-2024.pdf> (dostęp: 14.05.2025).
25. Vymazal J. (2010): Constructed wetlands for wastewater treatment. *Water*, Vol. 2(3), 530-549.
26. Vymazal J., Březinová T. D., Koželuh M., Kule L. (2017): Occurrence and removal of pharmaceuticals in four full-scale constructed wetlands in the Czech Republic – the first year of monitoring. *Ecological Engineering*, Vol. 98, 354-364.
27. Wang H., Xu Y., Chai B. (2023): Effect of temperature on microorganisms and nitrogen removal in a multi-stage surface flow constructed wetland. *Water*, Vol. 15(7), 1256.





28. Wang L., Ma L., Wang J., Zhao X., Jing Y., Liu C., Xiao Y., Li C., Jiao C., Xu M. (2024): Research progress on the removal of contaminants from wastewater by constructed wetland substrate: A review. *Water*, Vol. 16(13), 1848.
29. Wu S., Yang H., Luo P., Luo C., Li H., Liu M., Ruan Y., Zhang S., Xiang P., Jia H., Cheng Y. (2021): The effects of the cooling efficiency of urban wetlands in an inland megacity: A case study of Chengdu, Southwest China. *Building and Environment*, Vol. 204, 108128.
30. Xu G., Li Y., Wang S., Kong F., Yu Z. (2019): An overview of methane emissions in constructed wetlands: How do plants influence methane flux during wastewater treatment? *Journal of Freshwater Ecology*, Vol. 34(1), 333-350.
31. Zhai J., Xiao J., Rahaman M. H., John Y., Xiao J. (2016): Seasonal variation of nutrient removal in a full-scale artificial aerated hybrid constructed wetland. *Water*, Vol. 8(12), 551.





Magdalena Nowak

Politechnika Częstochowska – Wydział Infrastruktury i Środowiska

9. Wpływ działalności wydobywczej na rzeki w Polsce: analiza zanieczyszczeń i przygotowanie próbki syntetycznej wody rzecznej do bezpiecznych badań laboratoryjnych

9.1. WPROWADZENIE

Woda stanowi jeden z podstawowych zasobów naszej planety – nieodzowny zarówno dla funkcjonowania przyrody, jak i dla rozwoju społeczeństw. Jej znaczenie dla cywilizacji jest nie do przecenienia, lecz jej występowanie nie jest równomierne. Rozkład zasobów wodnych w przestrzeni i czasie wykazuje dużą zmienność, co wpływa na dostępność wody dla ludzi i ekosystemów. Ta nierównowaga jest źródłem wielu problemów – gospodarczych, środowiskowych i społecznych – a także przyczyną licznych konfliktów o charakterze lokalnym i globalnym. Rzeki – jako dynamiczne i złożone systemy przyrodnicze – pełnią kluczową rolę w funkcjonowaniu krajobrazów i w cyklu hydrologicznym. Ich kształt, struktura dolin, kierunki odpływu oraz jakość niesionej wody są odzwierciedleniem warunków geograficznych, klimatycznych i coraz częściej także antropogenicznych. Rzeki „rejestrują i przekazują informacje” o przekształceniach środowiska – od zmian klimatu i katastrof naturalnych, po działalność człowieka, której ślady są dziś coraz bardziej widoczne (Bartnik i Jokiel, 2012).

Współczesne wykorzystanie rzek wykracza daleko poza ich naturalne funkcje. Stanowią one źródło wody pitnej i użytkowej, są wykorzystywane w energetyce i rolnictwie, a także pełnią funkcje transportowe, rekreacyjne i krajobrazowe (Kiryłuk, 2015; Pilch, 2022). Jednocześnie są odbiornikami zanieczyszczeń powstających podczas prowadzenia działalności gospodarczej, co sprawia, że ich stan staje się wyznacznikiem równowagi ekologicznej danego obszaru. Szczególnym wyzwaniem pozostaje intensyfikacja przemysłu, w tym działalności wydobywczej, która często prowadzi do głębokich i trudnych do odwrócenia zmian w środowisku wodnym.

Polska należy do krajów o stosunkowo niewielkich zasobach wodnych. Przy średnim rocznym zasobie wynoszącym około 1580 m³ na mieszkańca, nasz kraj plasuje się poniżej średniej europejskiej. Po uwzględnieniu tzw. przepływów nienaruszalnych, realna ilość wody





możliwej do wykorzystania spada nawet do 250 m³ na osobę (Gutryk-Korycka i in., 2014). Tak niskie wartości, w połączeniu z dużą zmiennością opadów i odpływów, zwiększają podatność Polski na skutki zarówno suszy, jak i powodzi. Rzeki stają się w tym kontekście nie tylko elementem krajobrazu, lecz także obszarem o strategicznym znaczeniu dla bezpieczeństwa ekologicznego i gospodarczego kraju. W tym świetle nie sposób pominąć wpływu działalności przemysłowej – zwłaszcza wydobywczej – na stan wód powierzchniowych. Eksploatacja złóż surowców naturalnych prowadzi do trwałych przekształceń terenu, ingerencji w stosunki wodne, odwadniania i przesuszania gleb, a także emisji zanieczyszczeń chemicznych do rzek i ich zlewni. W efekcie może dojść do zmiany reżimu rzeczno, obniżenia jakości wody, akumulacji metali ciężkich i substancji toksycznych w osadach dennych, a także do nieodwracalnych zmian w strukturze ekosystemów wodnych (Bartnik i Jokiel, 2012).

W niniejszej monografii zostaje wprowadzony termin „syntetyczna woda rzeczna”, który nie był dotąd obecny ani w literaturze naukowej, ani w praktyce badawczej. Pod pojęciem tym rozumie się laboratoryjnie odtworzony skład chemiczny i fizyczny wód cieku rzeczno, oparty na rzeczywistych wartościach parametrów uzyskanych w określonym miejscu i czasie – szczególnie w okresach zaburzeń równowagi środowiskowej. Tego typu roztwory syntetyczne pozwalają na wierne odwzorowanie konkretnych zdarzeń hydrologicznych lub chemicznych, które miały wpływ na stan wód i funkcjonowanie ekosystemu rzeczno. Wprowadzenie pojęcia syntetycznych wód rzecznych otwiera nowe możliwości w dziedzinie monitorowania i prognozowania jakości wód powierzchniowych, zwłaszcza na terenach narażonych na wpływ przemysłu wydobywczego. Dzięki nim możliwe jest prowadzenie badań w kontrolowanych warunkach laboratoryjnych, z jednoczesnym zachowaniem wysokiego stopnia odwzorowania rzeczywistego składu wody – bez ryzyka dalszego obciążania środowiska.

Takie modelowe podejście jest niezwykle cenne przy dokonywaniu analizy wpływu ścieków pokopalnianych na cieki wodne. Pozwala ono nie tylko ocenić skutki długotrwałego zrzutu substancji zasolonych, metalicznych czy organicznych, ale także testować skuteczność technologii oczyszczania oraz reakcje organizmów wodnych na złożone i dynamiczne zmiany warunków środowiskowych. Syntetyczne wody rzeczne mają w badaniach katastrof ekologicznych szczególną wartość, czego przykładem jest sytuacja, do jakiej doszło w 2022 r. w Odrze. Gwałtowny wzrost przewodności wody – miejscami do 7000 µS/m – pokazywał tam





poziom krytyczny zasolenia, który doprowadził do masowego śnięcia ryb oraz zaburzenia równowagi biologicznej rzeki (Raport, 2023). Odtworzenie takich warunków w środowisku laboratoryjnym umożliwia nie tylko analizę przyczyn, ale i opracowanie scenariuszy reagowania oraz wczesnego ostrzegania, zanim podobne zdarzenia wystąpią ponownie. Tym samym proponowany termin „syntetyczna woda rzeczna” ma szansę stać się przydatnym pojęciem i narzędziem w interdyscyplinarnych badaniach środowiskowych, łączących hydrologię, chemię wód, biologię ekosystemów oraz inżynierię środowiska.

9.2. DZIAŁALNOŚĆ WYDOBYWCZA W POLSCE

Przemysł wydobywczy, obejmujący górnictwo węgla kamiennego i brunatnego, od dziesięcioleci stanowił fundament polskiej gospodarki. W obliczu globalnych zobowiązań klimatycznych oraz rosnącej presji na transformację energetyczną, sektor ten znajduje się w fazie intensywnych przemian. W Polsce wydobywanych jest wiele kopalin, z których każda może mieć różne zastosowania w przemyśle i gospodarce. Aby uporządkować informacje o ich zasobach stosuje się podział na grupy według dominującej funkcji użytkowej. Ten system klasyfikacji jest oparty głównie na wynikach analizy jakościowej, prowadzonej podczas dokumentowania złóż. Warto jednak zaznaczyć, że przypisanie kopaliny do konkretnej grupy nie oznacza wyłączności danego zastosowania – wiele surowców może być wykorzystywanych w różnych sektorach, w zależności od potrzeb technologicznych i rynkowych. Najczęściej wyróżnia się cztery podstawowe grupy surowców (Szuflicki, Malon i Tymiński, 2024):

- energetyczne (m.in. węgiel kamienny, węgiel brunatny, ropa naftowa, gaz ziemny),
- metaliczne (m.in. miedź, cynk, srebro),
- chemiczne (m.in. siarka, sól kamienna, fosforyty),
- skalne (m.in. piaski, żwiry, granity, wapienie).

Obraz polskiego sektora wydobywczego, jaki wyłaniał się jeszcze w drugiej dekadzie XXI w., był w dużej mierze zdominowany przez klasyczne, wielkoskalowe wydobywanie paliw kopalnych – głównie węgla kamiennego i brunatnego. W tamtym czasie, czyli około 2013 r., Polska z dumą plasowała się w czołówce krajów europejskich pod względem zarówno ilości zasobów geologicznych, jak i wolumenu wydobycia surowców energetycznych. Dziesiątki miliardów ton zasobów bilansowych węgla, będących rezultatem długiej historii geologicznej i korzystnego ukształtowania basenów węglowych, przez dziesięciolecia stanowiły





fundament krajowego bezpieczeństwa energetycznego. Świat – a wraz z nim Polska – nieustannie się zmienia, a minione lata przyniosły ze sobą liczne wyzwania, które zrewidowały dotychczasowe podejście do kwestii eksploatacji zasobów naturalnych. Choć nie sposób zaprzeczyć, że jeszcze stosunkowo niedawno przemysł węglowy był jednym z kluczowych filarów naszej gospodarki, to jednak coraz wyższe wymagania związane z polityką klimatyczną Unii Europejskiej, rosnąca świadomość ekologiczna społeczeństwa oraz ewolucja technologii energetycznych sprawiły, że pozycja węgla – zarówno kamiennego, jak i brunatnego – zaczęła ulegać stopniowemu osłabieniu (Uberman, Pietrzyk-Sokulska i Kulczycka, 2014).

Analizując stan z 2013 r., z łatwością można dostrzec, że surowce, takie jak ropa naftowa czy gaz ziemny miały w Polsce znaczenie marginalne – ich wydobycie zaspokajało jedynie niewielką część krajowego zapotrzebowania. W kolejnych latach sytuacja ta nie ulegała radykalnej poprawie. Pojawiły się pewne nadzieje związane z możliwością eksploatacji gazu łupkowego, jednak entuzjazm ten został szybko ostudzony, na co wpływ miały różne czynniki – geologiczne, techniczne oraz społeczne i środowiskowe. Obecnie wiadomo, że gaz łupkowy nie przyniósł przełomu i prawdopodobnie nie odegra znaczącej roli w przyszłym miksie energetycznym. Sektor wydobywania surowców metalicznych – w szczególności miedzi i srebra – wciąż jest znaczący. To właśnie te dwa pierwiastki pozwalają Polsce na utrzymanie silnej pozycji na światowej mapie górnictwa. Złoża eksploatowane przez Kombinat Górniczo-Hutniczy Miedzi Polska Miedź SA są nie tylko bogate, ale też technologicznie dobrze zagospodarowane, a sam przemysł oparty na ich przetwarzaniu ma kluczowe znaczenie dla licznych gałęzi nowoczesnej gospodarki – od przemysłu elektrotechnicznego – po nowoczesne technologie związane z elektromobilnością czy zieloną energią. Warto również przypomnieć, że Polska od lat znajduje się w czołówce producentów srebra na świecie, co stanowi istotny komponent eksportu surowców. Należy wskazać także inne zasoby, które – mimo teoretycznie imponującej wielkości – nie znalazły jeszcze odzwierciedlenia w realnej eksploatacji. Przykładem mogą być duże zasoby rud żelaza w rejonie Suwałk, które nie są obecnie przedmiotem eksploatacji ze względów środowiskowych i obszarowych. To pokazuje, że działalność wydobywcza nie opiera się obecnie wyłącznie na analizach geologicznych i ekonomicznych – równie istotnym (jeśli nie kluczowym) kryterium staje się kwestia wpływu inwestycji na środowisko i lokalne społeczności. Warto również wspomnieć o specyfice polskich złóż siarki, które w przeszłości





czyniły nas światowym liderem jej wydobywania. Obecnie w Polsce wydobywa się mniej tego surowca, lecz w kraju nadal funkcjonuje unikatowa kopalnia siarki w Osieku, będąca ostatnią tego typu na świecie. Polska może także pochwalić się bogactwem soli kamiennej i potasowej – surowców o kluczowym znaczeniu dla przemysłu chemicznego i spożywczego. Kopalnie w Wieliczce i Bochni, choć obecnie pełnią raczej funkcje turystyczne, przypominają o długiej historii wydobywania tego cennego minerału. Nie można zapomnieć także o znaczeniu kopalin skalnych, których liczba i zróżnicowanie geologiczne stanowią atut naszego kraju. Wydobywane żwiry, piaski, wapienie, granity czy dolomity zasilają nieprzerwanie wiele sektorów – od drogownictwa, przez budownictwo, po przemysł cementowy i ceramiczny. Kopaliny te stanowią stały element polskiej gospodarki. Należy także wspomnieć o dużym potencjale wód geotermalnych i mineralnych, które w ostatnich latach zyskują na znaczeniu nie tylko jako surowce, ale również wspierają rozwój sektora ochrony zdrowia, rekreacyjnego i turystycznego (Bilans, 2013).

Obecnie w Polsce funkcjonują 23 aktywne kopalnie, z czego 19 wydobywa węgiel kamienny, a cztery prowadzą eksploatację węgla brunatnego. Zasoby te koncentrują się głównie w województwie śląskim, małopolskim oraz lubelskim (Tkocz, 2015). W 2023 r. wydobywanie węgla kamiennego wyniosło 42,5 mln Mg, co stanowi spadek o 8,67% w porównaniu z 2022 r. W przypadku węgla brunatnego odnotowano jeszcze większy spadek – o 26,3%, osiągając 42,5 mln Mg. W ostatniej dekadzie w Polsce doszło do znaczącej redukcji liczby działających kopalń. Od 2015 r. zlikwidowano 19 zakładów górniczych, co jest wynikiem zarówno wyczerpywania się złóż, jak i konieczności dostosowania się do unijnych regulacji klimatycznych (Pełtowska, 2025). Proces ten jest częścią szerszej strategii transformacji energetycznej, która zakłada stopniowe odchodzenie od węgla jako głównego źródła energii. Zgodnie z umową społeczną zawartą w 2021 r., planuje się zakończenie wydobywania węgla energetycznego do 2049 r. (Swoczyna, 2023).

Transformacja sektora górniczego wiąże się z wieloma wyzwaniami, w tym z koniecznością zapewniania alternatywnych miejsc pracy dla górników oraz z zagospodarowaniem terenów pokopalnianych. Istotne jest również monitorowanie i minimalizowanie wpływu zamykanych kopalń na środowisko naturalne, w szczególności na jakość wód powierzchniowych i gruntowych. W kontekście transformacji energetycznej kluczowe znaczenie ma rozwój odnawialnych źródeł energii oraz inwestycje w efektywność energetyczną, szczególnie w obliczu stale zwiększającego się zapotrzebowania na energię





(Probiez, 2015). Polska, jako członek Unii Europejskiej, zobowiązana jest do osiągnięcia neutralności klimatycznej do 2050 r. oraz redukcji emisji gazów cieplarnianych o co najmniej 55% do 2030 r. w porównaniu z poziomem z 1990 r.

9.3. ŚCIEKI POKOPALNIAŃ W ASPEKcie PRZEPISÓW PRAWA

Odprowadzanie ścieków pokopalnianych do rzek stanowi istotny problem środowiskowy, zwłaszcza w regionach o intensywnej działalności górniczej, takich jak Śląsk. Ścieki te zawierają wysokie stężenie soli, metali ciężkich i innych zanieczyszczeń, które mogą prowadzić do degradacji ekosystemów wodnych. W odpowiedzi na te zagrożenia w polskim prawie wprowadzono szereg regulacji mających na celu kontrolę i ograniczenie wpływu ścieków pokopalnianych na środowisko wodne.

Podstawowym aktem prawnym regulującym gospodarowanie wodami w Polsce jest Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r. Prawo wodne (Ustawa, 2017). Wprowadza ona zakaz odprowadzania ścieków do wód powierzchniowych i podziemnych, z wyjątkiem przypadków określonych w przepisach szczególnych oraz po uzyskaniu odpowiednich pozwoleń wodnoprawnych. Zgodnie z art. 75 ust. 1 Prawa wodnego zakazuje się wprowadzania ścieków bezpośrednio do wód podziemnych lub do wód powierzchniowych, jeżeli byłoby to sprzeczne z warunkami wynikającymi z istniejących pozwoleń wodnoprawnych lub decyzji środowiskowych. Zgodnie z art. 76 ust. 2 właściwy organ PGW Wody Polskie może, w drodze decyzji, zwolnić od zakazu wprowadzania ścieków do ziemi w określonych przypadkach – jeżeli wystąpi istotna potrzeba ekonomiczna lub społeczna, a zwolnienie nie spowoduje zagrożenia dla jakości wód.

Szczegółowe warunki dotyczące wprowadzania ścieków do wód lub do ziemi określa rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z 12 lipca 2019 r. (Rozporządzenie, 2019). Zawiera ono listę substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego oraz ustanawia dopuszczalne stężenia tych substancji w ściekach wprowadzanych do wód (tab. 9.1).





Tabela 9.1. Najwyższe dopuszczalne stężenie substancji szkodliwych. Oprac. na podst. Rozporządzenie (2019)

Substancja	Dopuszczalna wartość	Zakres stosowania
ChZT _{cr}	250 mg O ₂ /l	przemysł celulozowo-papierniczy i koksowniczy
OWO	30 mg C/l	wszystkie rodzaje ścieków
Azot amonowy	10 mg/l	wszystkie rodzaje ścieków
Azot azotanowy	30 mg/l	wszystkie rodzaje ścieków
Azot azotynowy	1 mg/l	wszystkie rodzaje ścieków
Azot ogólny	30 mg/l	wszystkie rodzaje ścieków
Fosfor ogólny	10 mg/l	przemysł nawozów sztucznych
	3 mg/l	wszystkie pozostałe rodzaje ścieków
Chlorki	1000 mg/l	wszystkie rodzaje ścieków
Siarczany	500 mg/l	wszystkie rodzaje ścieków
Sód	800 mg/l	wszystkie rodzaje ścieków
Potas	80 mg/l	wszystkie rodzaje ścieków
Siarczki	0,2 mg/l	wszystkie rodzaje ścieków
Węglowodory ropopochodne	5 mg/l	rafineria ropy naftowej
	15 mg/l	wszystkie pozostałe rodzaje ścieków

Utrzymanie dopuszczalnych wartości wszystkich parametrów wymaga stosowania nowoczesnych metod oczyszczania ścieków. W zależności od składu ścieków pokopalnianych, może być konieczne zastosowanie procesów fizycznych (np. filtracja, osadzenie), chemicznych (np. strącanie, utlenianie) lub biologicznych (bioremediacja). Coraz częściej wprowadzane są również systemy hybrydowe, które łączą kilka metod, zapewniając skuteczniejsze usuwanie różnych zanieczyszczeń. Należy jednak podkreślić, że dopuszczalne wartości nie mają jedynie charakteru administracyjnego – uwzględniają one bowiem „realne możliwości” środowiska do samooczyszczania oraz warunki, w jakich mogą żyć organizmy wodne.

9.3.1. Wpływ działalności wydobywczej na środowisko

Przemysł wydobywczy, choć nieodzowny dla rozwoju nowoczesnej cywilizacji, ma ogromny wpływ na środowisko naturalne. Często jest on długotrwały i trudny do odwrócenia. Eksploatacja zasobów mineralnych, takich jak: węgiel, miedź, sól czy surowce energetyczne, wiąże się z dużą ingerencją w krajobraz – od przekształcenia terenu, przez



powstawanie wyrobisk, hałd i zapadlisk, po całkowite zniszczenie lokalnych siedlisk przyrodniczych (Plit, 2016). Jedną z negatywnych stron tej działalności, mającą szkodliwy wpływ na środowisko, jest generowanie ścieków pokopalnianych, które często zawierają wysokie stężenie: metali ciężkich, chlorków, siarczanów oraz związków azotu i fosforu. Substancje te mogą przedostawać się do wód gruntowych i powierzchniowych, prowadząc do ich zanieczyszczenia i poważnych zaburzeń równowagi ekosystemu wodnego. Szczególnie niebezpieczne są związki biogenne, które sprzyjają eutrofizacji – procesowi wzmożonego rozwoju glonów i sinic, ograniczających dostęp światła i tlenu innym organizmom wodnym, co może skutkować ich masowym wymieraniem. Procesy wydobywcze często powodują także uwalnianie pyłów i gazów do atmosfery, takich jak dwutlenek siarki, metan czy pyły zawierające krzemionkę, co wpływa na jakość powietrza oraz zdrowie ludzi mieszkających w sąsiedztwie kopalń. Hałas, wibracje i transport materiałów wydobywczych również nie pozostają bez znaczenia dla otoczenia – oddziałują zarówno na środowisko przyrodnicze, jak i społeczne. Choć współczesna technologia pozwala na coraz skuteczniejsze ograniczanie negatywnych skutków eksploatacji surowców, wdrożenie systemów rekultywacji terenów pokopalnianych, oczyszczania ścieków oraz monitorowania emisji zanieczyszczeń wymaga dużych nakładów finansowych i woli politycznej, co nie zawsze idzie w parze z szybkim zyskiem, na jakim zależy branży.

Kopalnia siarki Jeziórko stanowi podręcznikowy przykład tego, jak silna ingerencja przemysłu wydobywczego w strukturę geologiczną i hydrologiczną, może trwale zdegradować środowisko wodne. Jej funkcjonowanie, mimo ogromnego znaczenia gospodarczego dla regionu Tarnobrzega i całej Polski, doprowadziło do rozległych zmian w układzie wodnym pradolinne obszaru dawnej Puszczy Sandomierskiej. Na skutek działalności górniczej prowadzono intensywną meliorację, regulację cieków naturalnych i przekształcanie torfowisk, co zaburzyło retencję wodną i lokalny bilans hydrologiczny. Rzeka Żupawka, wcześniej integralna część sieci hydrograficznej, została w trakcie eksploatacji odcięta od swoich źródeł i do dziś nie odzyskała pełnej funkcjonalności hydrologicznej – jej przepływ jest niewielki, przez co nie spełnia już swojej roli w krajobrazie wodnym. Proces wydobywania siarki z zastosowaniem metody podziemnego wytopu, która jest oparta na wtłaczaniu przegrzanej wody o temperaturze sięgającej 160°C do głębokich warstw skał wapiennych i margli – zmieniał nie tylko lokalne warunki geotermiczne, ale prowadził do osiadania gruntu i powstawania licznych zapadlisk. Takie deformacje terenu w sposób





niekontrolowany zmieniały kierunki spływu wód powierzchniowych, co w efekcie zakłóciło tradycyjny system odwadniania, uniemożliwiając jego przywrócenie nawet po zakończeniu eksploatacji. Obniżyło to jakość wód – zarówno powierzchniowych, jak i podziemnych. Ogromne ilości siarczanów i chlorków, a także kwaśne odcieki, trafiały bezpośrednio do lokalnych cieków wodnych, takich jak Trześniówka czy Mokrzyszówka, a dalej do Wisły, jednego z najważniejszych szlaków wodnych Polski. Szczególnym problemem było przenikanie wód złożowych i odpadów poprodukcyjnych do wód podziemnych – naturalnych zbiorników wodnych, z których korzystała lokalna społeczność. Na skutek licznych erupcji oraz nieszczelności infrastruktury technicznej, doszło do wymieszania się piętér wodonośnych, co w wielu miejscach uczyniło wodę niezdatną do spożycia. Mieszkańcy pobliskich wsi, m.in. Grębowa i Jamnicy, utracili dostęp do bezpiecznych źródeł pitnych, a proces dekontaminacji wód gruntowych okazał się kosztowny, długotrwały i nie w pełni skuteczny. Równie niepokojąca była emisja siarkowodoru –trującego gazu o wyjątkowo nieprzyjemnym zapachu – który ulatniał się zarówno z otworów wydobywczych, jak i z przeciekających zbiorników magazynujących płynną siarkę. Jego stężenie w atmosferze niejednokrotnie przekraczało obowiązujące normy, szczególnie w latach 80. i na początku 90. XX w., co potwierdzają archiwalne pomiary środowiskowe. Emisja ta, choć postrzegana głównie jako problem jakości powietrza, pośrednio oddziaływała również na zasoby wodne – kwaśne opady wywołane przez związki siarki nasilały zakwaszenie gleb oraz zbiorników wodnych, prowadząc do ich degradacji biologicznej i chemicznej. Sytuacja pogorszyła się jeszcze bardziej po zakończeniu działalności górniczej w 2001 r. W wielu miejscach odnotowano silnie kwaśny odczyn gleby (pH 1,2–2,2), a także zakwaszenie wód powierzchniowych, których pH w 2003 r. wynosiło między 5,2 a 6,4 (Martyn i Jońca, 2006; Szmuc i Warchoł, 2010). To wartości skrajnie niekorzystne dla większości organizmów wodnych – w takich warunkach giną ryby, spada różnorodność biologiczna, a pierwotniaki i drobne bezkręgowce zostają mocno przetrzebione. Choć podjęto działania rekultywacyjne, w tym neutralizację zakwaszenia za pomocą wapna poftotacyjnego oraz osadów ściekowych, proces regeneracji środowiska wodnego okazał się długotrwały i trudny do przewidzenia pod względem skuteczności. Działania rewitalizacyjne przyniosły jednak pewne pozytywne efekty, w tym powstanie „antropogenicznego jeziora” – systemu 22 zbiorników wodnych, których łączna powierzchnia przekracza 180 ha. Część z nich pełni dziś funkcje przyrodnicze i krajobrazowe, stanowiąc siedlisko dla ponad 40 gatunków roślin wodnych, w tym kilku





rzadkich i zagrożonych. Zbiorniki te mają charakter oligo- i mezotroficzny, co oznacza, że ich troficzność wciąż jest względnie niska – sprzyja to klarowności wody i stabilności ekosystemów. Warto jednak pamiętać, że są to zbiorniki młode, a ich stabilność ekologiczna może ulec zmianie w kolejnych dekadach. Szczególnie że warunki gruntowo-wodne regionu są nadal niestabilne i wymagają stałego monitoringu. Nieplanowane podtopienia, słabo zmeliorowane obszary i naturalna sukcesja roślinna na terenach rekultywowanych tworzą zaskakująco bogate środowisko o cechach zbliżonych do pierwotnych torfowisk, jakie występowały tu przed okresem intensywnej działalności przemysłowej. Ich różnorodność biologiczna, mimo że w dużej mierze wynika z przypadkowych procesów, ukazuje potencjał regeneracyjny zdegradowanych systemów wodnych – o ile zostaną one pozostawione naturze lub będą odpowiednio wspomagane przez człowieka. Skutki hydrologiczne działalności kopalni siarki Jeziórko są jednak dalekosiężne – lokalne ciek wodne nie powróciły do swojego pierwotnego biegu, a rozciągłość skażenia wód gruntowych może wciąż wykraczać poza zasięg dobrze udokumentowany w opracowaniach geologicznych (Bednarek, 2018).

Kopalnia Węgla Brunatnego Bełchatów to jedno z największych i najbardziej charakterystycznych przedsiębiorstw wydobywczych w Polsce. Jego działalność wywarła istotny wpływ na lokalne środowisko wodne, w szczególności na system hydrologiczny zlewni rzeki Widawki. Kopalnia – usytuowana w rowie Kleszczowa – jednostce tektonicznej przebiegającej równoleżnikowo przez środkową część kraju, wydobywa węgiel brunatny na dwóch podstawowych polach – Bełchatów i Szczerców – gdzie główny pokład węgla zlokalizowany jest na głębokości około 130 m (Jokiel i Maksymiuk, 1988). Aby było możliwe prowadzenie eksploatacji odkrywkowej, niezbędne jest wcześniejsze systematyczne i bardzo intensywne odwodnienie złoża. Odwodnienie prowadzone jest za pomocą rozbudowanego systemu studni wielkośrednicowych, z podziałem na odwodnienie głębinowe oraz powierzchniowe. Główną zasadą działania tego systemu jest konieczność obniżenia zwierciadła wody w kompleksach wodonośnych na co najmniej rok przed udostępnieniem danego poziomu górniczego. Efektem tych działań jest powstanie rozległego leja depresji, który obejmuje swoim zasięgiem znaczne obszary zlewni Widawki. Skutki hydrodynamiczne tej depresji są widoczne przede wszystkim jako zmiana kierunku przepływu wód podziemnych oraz obniżenie ich poziomu, co ma bezpośrednie przełożenie na dostępność zasobów wodnych w regionie. W praktyce oznacza to zanik wody w płytkich studniach





gospodarskich i spadek poziomu uwilgotnienia gleb, co wpływa negatywnie na plonowanie – szczególnie na trwałych użytkach zielonych oraz gruntach ornych kompleksu zbożowo-pastewnego – a także pogorszenie warunków wodnych w lasach – zwłaszcza na siedliskach bagiennych i wilgotnych. Odwodnienie górotworu prowadzi także do deformacji terenu, chociaż – jak wskazują badania geodezyjne – są to zmiany ograniczone głównie do bezpośredniego sąsiedztwa wyrobiska. Rzeką Widawka, jako główny ciek wodny przecinający teren objęty oddziaływaniem kopalni, doświadczyła istotnych zmian o charakterze zarówno hydrologicznym, jak i chemicznym. W warunkach naturalnych to właśnie doliny rzek – m.in. Widawki i Warty – pełniły funkcję baz drenażu wód. Wraz z rozwojem leja depresji, ta naturalna równowaga była zakłócana. Część wód podziemnych przestała zasilać rzekę, co doprowadziło do zmniejszenia jej naturalnego przepływu. Paradoksalnie jednak w niektórych profilach Widawki odnotowuje się wzrost przepływu wody w porównaniu z warunkami sprzed działalności górniczej. Wynika to z faktu, że wody pochodzące z odwodnienia wyrobisk są zrzucane do rzeki, najczęściej za pośrednictwem rowów i kanałów odprowadzających wody z systemu odwodnienia głębinowego i powierzchniowego. Przykładowo w profilu Podgórze – znajdującym się w dolnym biegu Widawki – średni roczny przepływ był większy o $3,17 \text{ m}^3/\text{s}$, co stanowiło aż 28% więcej niż w warunkach naturalnych. Takie zwiększenie przepływu jest jednak sztuczne i powoduje liczne skutki środowiskowe. Oprócz zmian ilościowych, nie można pominąć kwestii jakości wód odprowadzanych do Widawki. Wody pochodzące z odwodnienia kopalni, choć poddawane wstępnej obróbce (np. w osadnikach terenowych), nie są całkowicie pozbawione zanieczyszczeń. Do rzek mogą trafiać znaczne ilości jonów wapnia, żelaza i siarczanów, powstałych w wyniku reakcji chemicznych zachodzących w strefie aeracji. Procesy te są związane z utlenianiem minerałów siarczkowych – głównie pirytu – w warunkach, w których obniżone zwierciadło wody pozwala na dostęp tlenu do wcześniej beztlenowych stref górotworu. Produktem tych przemian są dobrze rozpuszczalne siarczany, które, wraz z podnoszeniem się poziomu wody, przechodzą do roztworów wodnych, zwiększając mineralizację oraz twardość wody trafiającej do cieków. Badania wykazały, że stopień zaawansowania przemian hydrochemicznych różni się w zależności od części zwałowiska – we wschodnim rejonie proces ten zbliża się do końca, natomiast w zachodnim utlenianie siarczków dopiero się rozpoczyna. W obszarze zlewni Widawki widoczne są także inne lokalne skutki działalności kopalni Bełchatów. W przypadku rzeki Krasówki przepływ w jej ujściu w miejscowości





Krasowa w 2005 r. był ponad pięciokrotnie większy niż w warunkach naturalnych i osiągnął 4,54 m³/s (Motyka i in., 2007). Z kolei powyżej zbiornika Winek, koryto tej rzeki jest całkowicie pozbawione wody. Podobna sytuacja występuje w wielu mniejszych ciekach znajdujących się w zasięgu leja depresji, takich jak Jeziorka, Nieciecz czy Kręcica, które okresowo lub trwale przestają funkcjonować jako aktywne cieki. Zanik przepływu wynika z ucieczek wody przez nieuszczelnione koryta rzeczne oraz z braku zasilania z wysychających warstw wodonośnych. Przewiduje się jednak, że po zaprzestaniu odwadniania i rozpoczęciu procesu odbudowy zwierciadła wód podziemnych, w wielu z tych cieków będzie możliwe przywrócenie naturalnego przepływu. Proces odbudowy zwierciadła wód podziemnych się rozpoczął się już na niektórych obszarach zwałowiska wewnętrznego kopalni Bełchatów. Analizy prowadzone w oparciu o stężenie trytu wykazują, że infiltracja opadów atmosferycznych odgrywa kluczową rolę w zasilaniu odbudowujących się warstw wodonośnych. Od 2005 r. zauważalne jest jednak wydłużenie średniego „wieku” wód podziemnych, co może wskazywać na udział głębszych systemów cyrkulacyjnych lub zasilanie z bardziej oddalonych obszarów. Woda podziemna w rejonie zwałowiska charakteryzuje się podwyższoną mineralizacją, co może wpływać na skład chemiczny cieków powierzchniowych w momencie ich ponownego zasilania. Oddziaływanie kopalni Bełchatów na środowisko wodne nie ogranicza się zatem wyłącznie do zmian ilościowych – takich jak spadek poziomu wód gruntowych czy zmiana przepływów rzecznych – ale obejmuje także złożone i rozciągnięte w czasie procesy geochemiczne, które wpływają na jakość wód. Jednocześnie planowane działania rekultywacyjne, takie jak zalanie wyrobisk i utworzenie zbiornika wodnego, mają szansę złagodzić niektóre skutki wieloletniej działalności górniczej (Kucharska, 2018).

Katastrofa ekologiczna w Odrze, która miała miejsce latem 2022 r. i której bezpośrednią przyczyną był zakwit złotych alg *Prymnesium parvum*, obnażyła wieloletnie zaniedbania w zarządzaniu gospodarką wodną i w ochronie środowiska w Polsce (Sługocki i Czerniawski, 2023). Mimo że problem zasolenia wód był znany już od dekad – raport Najwyższej Izby Kontroli z 1999 r. wskazywał na ogromne ładunki soli odprowadzane do dorzeczy Odry i Wisły – nie podjęto wystarczających działań ograniczających emisję zanieczyszczeń. Co więcej, badania nad obecnością i ryzykiem wystąpienia *Prymnesium parvum* nie były prowadzone w Polsce aż do wspomnianej sytuacji kryzysowej, choć w literaturze naukowej oraz praktyce międzynarodowej zakwity tego gatunku były znane już





od lat 70. XX w. jako przyczyna masowego śnięcia ryb. Zasolenie rzeki wynika głównie z działalności górniczej – zrzutów zasolonych wód kopalnianych, które często trafiają do rzeki na podstawie legalnych pozwoleń wodnoprawnych i zintegrowanych, wydawanych przez różne organy, w tym PGW Wody Polskie, marszałków województw oraz starostów. Pozwolenia te często dopuszczały emisje, które – przy niekorzystnych warunkach hydrologicznych – mogły prowadzić do przekroczenia norm środowiskowych nawet o kilkaset razy. Ekspertyzy wykazały, że w 2022 r. w okresie od lipca do września poziom chlorków przekraczał normę ponad 300-krotnie, a siarczanów ponad 40-krotnie, a stężenie soli w niektórych dopływach Odry dorównywało wartościom typowym dla wód Bałtyku. W przypadku Kanału Gliwickiego warunki do rozwoju złotych alg są szczególnie sprzyjające ze względu na charakterystykę zbiornika – bardziej przypomina on zbiornik wody stojącej niż płynącej rzeki – oraz wysokie stężenie azotu i fosforu spowodowane m.in. dopływem wód z oczyszczalni w Gliwicach. Przewodność elektrolityczna wód kopalnianych przekraczała 75 tys. $\mu\text{S}/\text{cm}$, podczas gdy w Bałtyku wynosi około 14 tys. $\mu\text{S}/\text{cm}$. Wyniki badań Greenpeace Polska wskazują, że katastrofa w dorzeczu Wisły może być tylko kwestią czasu, gdyż niektóre kopalnie emitują tam jeszcze bardziej zasolone ścieki. Mimo to działania kontrolne i regulacyjne organów państwowych były dalece niewystarczające. Regionalne zarządy gospodarki wodnej nie analizowały należycie danych sprawozdawczych podmiotów odprowadzających ścieki, a wiele decyzji o pozwoleniach podejmowano bez uwzględnienia łącznego wpływu na środowisko wodne. Zdaniem ekspertów to właśnie regulacja Odry, polegająca na wprowadzeniu stopni wodnych i ograniczeniu przepływów, w znacznym stopniu przyczyniła się do pogorszenia jej zdolności samooczyszczania się i stworzenia idealnych warunków do zakwitu alg (Raport, 2023). Ostatecznie doprowadziło to do jednej z największych katastrof ekologicznych w historii Polski oraz pokazała konieczność systemowej reformy polityki wodnej, przeglądu prawnego i ograniczenia obowiązujących pozwoleń, odsalania wód kopalnianych oraz renaturyzacji i deregulacji rzek.

9.4. SYNTETYCZNE WODY RZECZNE

Środowiska rzeczne znajdują się obecnie pod coraz silniejszą presją wynikającą zarówno z działalności człowieka, jak i postępujących zmian klimatu. Kiedy czynniki te nakładają się na długotrwałe okresy suszy i niski poziom przepływu wód, dochodzi do poważnych zaburzeń ekosystemowych. Takie wydarzenia wyraźnie pokazują, że potrzebne są





nowe narzędzia do badania i zarządzania stanem rzek – narzędzia, które umożliwią testowanie interwencji środowiskowych w sposób bezpieczny, kontrolowany i możliwie jak najbardziej zgodny z rzeczywistością. Odpowiedzią na te potrzeby jest koncepcja syntetycznych wód rzecznych – innowacyjnych, laboratoryjnych modeli środowiska wodnego, które pozwalają na wierne odwzorowanie parametrów fizykochemicznych i biologicznych wód naturalnych. Są to kontrolowane mieszaniny substancji chemicznych, minerałów, mikroorganizmów, a coraz częściej również makrofitów, które odtwarzają rzeczywiste warunki panujące w rzekach czy kanałach. Dzięki nim możliwe staje się prowadzenie zaawansowanych eksperymentów bez potrzeby ingerowania w naturalne środowisko. Pozwolą one testować skuteczność i bezpieczeństwo preparatów chemicznych, oceniać dynamikę zakwitów glonów, czy badać interakcje między roślinami a substancjami biogennymi, które decydują o rozwoju organizmów w danym ekosystemie.

W dobie kryzysu wodnego, coraz częściej zauważanego również w Polsce, tego typu podejście nabiera szczególnego znaczenia. Umożliwia ono nie tylko zdobywanie nowej wiedzy o funkcjonowaniu środowisk wodnych, ale także rozwijanie innowacyjnych i zrównoważonych metod ich ochrony. Syntetyczne wody rzeczne są zatem nie tylko narzędziem naukowym, lecz stanowią także pomost między badaniami laboratoryjnymi, a rzeczywistą, skuteczną ochroną środowiska.

9.4.1. Skład syntetycznej wody rzecznej

Projektowanie syntetycznych wód rzecznych stanowi kluczowy element badań nad wpływem wybranych parametrów fizykochemicznych na stan środowiska wodnego. Tego typu analizy laboratoryjne pozwalają na odwzorowanie warunków panujących w naturalnych ciekach i ocenę reakcji organizmów wodnych na zmienne środowiskowe. Aby jednak uzyskać rzetelne i reprezentatywne wyniki konieczne jest uwzględnienie szeregu czynników, które realnie wpływają na ekosystemy rzeczne w Polsce. Jednym z głównych problemów, które należy odwzorować w badaniach, jest wysoki poziom zasolenia wód, będący obecnie istotnym zagrożeniem dla wielu rzek, w tym Odry i Wisły. Zwiększona przewodność elektrolityczna, ściśle powiązana z poziomem zasolenia, odgrywa istotną rolę w inicjowaniu i podtrzymywaniu zakwitów organizmów halofilnych, takich jak *Prymnesium parvum*, odpowiedzialnych za toksyczne incydenty biologiczne. Syntetyczna woda rzeczna powinna





zatem charakteryzować się zróżnicowanym poziomem zasolenia, zgodnym z wartościami obserwowanymi w rzeczywistych warunkach.

Kolejnym istotnym czynnikiem jest obecność podstawowych mikroorganizmów i dostępność substancji biogennych, takich jak azotany i fosforany, które w dużym stopniu determinują rozwój fitoplanktonu i procesy eutrofizacji. W modelowaniu warunków środowiska rzecznoego nie można pominąć również parametrów hydrologicznych oraz klimatycznych, które w ostatnich latach ulegają wyraźnym zmianom.

Polska, podobnie jak wiele regionów Europy Środkowej, zmagą się z postępującym deficytem wody. Choć opady deszczu i śniegu nadal występują, ich struktura i rozkład przestrzenno-czasowy uległy znacznej transformacji. Zimy stały się cieplejsze i mniej śnieżne, a sezon letni cechuje się coraz częstszym występowaniem okresów suszy (Pokojski, 2015). Wyróżnia się trzy typy suszy: rolniczą (brak wilgoci w glebie), hydrologiczną (obniżony poziom wód powierzchniowych) oraz hydrogeologiczną (niskie zasoby wód podziemnych). Wszystkie te zjawiska mają bezpośredni wpływ na funkcjonowanie rzek. Charakterystyczne dla współczesnych opadów jest ich nawalny charakter. Takie intensywne krótkotrwałe opady nie są efektywne w uzupełnianiu zasobów wodnych. Przesuszona gleba nie jest w stanie efektywnie przyjmować dużych ilości wody w krótkim czasie, co skutkuje odpływem powierzchniowym, a nie infiltracją do warstw wodonośnych. Na obszarach zurbanizowanych sytuacja wygląda równie niekorzystnie – dominacja powierzchni nieprzepuszczalnych, takich jak drogi, chodniki czy dachy, uniemożliwia efektywne wsiąkanie wody do gruntu. Woda opadowa odprowadzana jest bezpośrednio do rzek, co z jednej strony może prowadzić do lokalnych podtopień, a z drugiej – nie przyczynia się do odbudowy zasobów wód podziemnych. Zmieniający się klimat i zaburzenia cyklu hydrologicznego sprawiają, że poziomy wód w rzekach stają się coraz bardziej niestabilne. Szczególnie w okresie letnim (lipiec–sierpień), kiedy temperatury są najwyższe, a parowanie najbardziej intensywne, poziom rzek znacznie się obniża.

Dlatego, projektując skład syntetycznej wody rzecznej w badaniach laboratoryjnych, należy nie tylko odwzorować skład chemiczny wód, ale również uwzględnić warunki klimatyczno-hydrologiczne charakterystyczne dla współczesnych polskich realiów. Tylko w ten sposób będzie możliwe stworzenie wiarygodnych modeli predykcyjnych, które pozwolą przewidywać ryzyka związane z jakością wód i lepiej chronić zasoby wodne przed skutkami antropopresji oraz zmian klimatu.





9.4.2. Potencjał użytkowy

Podstawową zaletą stosowania w badaniach syntetycznych wód rzecznych jest możliwość symulowania realnych warunków panujących w naturalnych ciekach wodnych – bez ryzyka bezpośredniej ingerencji w środowisko. Dzięki temu możliwe jest testowanie rozwiązań chemicznych czy biologicznych w sposób bezpieczny, kontrolowany i odtwarzalny. Jest to istotne, bowiem niewłaściwie dobrane środki mogłyby prowadzić do nieodwracalnych szkód w ekosystemie.

Dobrym przykładem potrzeby stosowania takich rozwiązań są działania zaradcze prowadzone w Kanale Gliwickim w maju 2024 r. Ich celem była walka z tzw. złotą algą (*Prymnesium parvum*), organizmem znanym ze swojego toksycznego wpływu na inne organizmy wodne, szczególnie ryby. Zakres działań obejmował zarówno interwencję w terenie, jak i badania laboratoryjne, których wyniki miały posłużyć do opracowania skutecznych metod ograniczania skutków zakwitu tego mikroorganizmu. Pod kierunkiem Instytutu Ochrony Środowiska – Państwowego Instytutu Badawczego, przy współpracy z Ministerstwem Klimatu i Środowiska, Głównym Inspektorem Ochrony Środowiska, Generalną Dyрекcją Ochrony Środowiska oraz dwoma uczelniami – Uniwersytetem Warszawskim i Uniwersytetem Warmińsko-Mazurskim – przeprowadzono próbę zastosowania nadtlenu wodoru jako środka przeciwdziałającego rozwojowi algi. Związek ten, znany powszechnie jako woda utleniona, wykazuje silne właściwości utleniające, co czyni go potencjalnie skutecznym w neutralizacji mikroorganizmów toksycznych dla środowiska wodnego. W doświadczeniu terenowym nadtlenek wodoru został podany w formie preparatu o stężeniu uznawanym za bezpieczne dla większości organizmów wodnych, a jednocześnie wystarczająco skutecznym dla ograniczania liczebności *P. parvum*. Na śluzie Sławęcice zastosowano około 200 kg tego preparatu, natomiast na śluzie Nowa Wieś użyto kombinacji chlorku żelaza z rozcieńczonym nadtlenkiem wodoru, co miało na celu zwiększenie poziomu tlenu rozpuszczonego w wodzie – elementu krytycznego dla przeciwdziałania tzw. przyduchom (IOŚ-PIB, 2023). Podobne preparaty z powodzeniem stosowano już wcześniej za granicą – m.in. w Wielkiej Brytanii i Stanach Zjednoczonych – jako narzędzia do kontrolowania zakwitu toksycznych glonów (Kapler, 2024). Przeniesienie tych praktyk na grunt polski wymaga jednak ich adaptacji do specyficznych warunków hydrologicznych i biologicznych panujących w naszych rzekach. Choć liczba komórek *P. parvum* po zastosowaniu preparatów faktycznie spadła do wartości mieszczących się





w dopuszczalnych granicach, problem nie został całkowicie rozwiązany – wciąż notowano przypadki śnięcia ryb. Sama redukcja ilości alg może nie być wystarczająca, a ekosystem rzeczny wymaga kompleksowego podejścia, obejmującego zarówno zastosowanie środków chemicznych, jak i prowadzenie działań zapobiegawczych na obszarze całych zlewni.

Opisany przypadek pokazuje, jak ważne jest wcześniejsze testowanie skuteczności i bezpieczeństwa stosowania środków chemicznych w warunkach laboratoryjnych, np. z użyciem syntetycznych wód rzecznych – zanim zostaną one wprowadzone do środowiska naturalnego. To pozwala minimalizować ryzyko niepożądanych efektów ubocznych, takich jak wtórne zanieczyszczenie, reakcje toksykologiczne u organizmów niebędących celem działania preparatu czy zaburzenie równowagi mikrobiologicznej wody.

9.5. PODSUMOWANIE

W ostatnich latach coraz bardziej widoczne w środowisku naturalnym, szczególnie w wodach powierzchniowych, stają się negatywne skutki działalności przemysłu wydobywczego. Zrzuty zasolonych wód kopalnianych podnoszące przewodność elektrolityczną rzek, w połączeniu z coraz częstszymi zjawiskami suszy, prowadzą do poważnych zaburzeń w funkcjonowaniu ekosystemów rzecznych. Takie warunki sprzyjają m.in. zakwitom toksycznych glonów, takich jak *Prymnesium parvum*, których obecność w Odrze w 2022 r. doprowadziła do jednej z największych katastrof ekologicznych we współczesnej historii Polski. Wydarzenia te pokazały, jak bardzo brakuje nam skutecznych i bezpiecznych narzędzi do przeciwdziałania takim zagrożeniom. Odpowiedzią na te wyzwania jest coraz większe zainteresowanie naukowców i inżynierów środowiska koncepcją syntetycznych wód rzecznych. Są to laboratoryjnie przygotowane mieszanki chemiczne i biologiczne, które wiernie odwzorowują skład naturalnych wód – zarówno pod względem parametrów fizykochemicznych (takich jak temperatura, zasolenie, zawartość tlenu czy substancji biogennych), jak i składu biologicznego, obejmującego mikroorganizmy, glony czy rośliny wodne. Dzięki takim modelowym wodom możliwe jest prowadzenie kontrolowanych eksperymentów bez ryzyka zakłócania naturalnego środowiska wodnego.

Jednym z głównych celów stosowania syntetycznych wód rzecznych jest testowanie wpływu różnego rodzaju preparatów – np. nadtlenu wodoru czy koagulantów – na strukturę ekosystemu wodnego. W bezpiecznych, zamkniętych warunkach laboratoryjnych można precyzyjnie ocenić nie tylko skuteczność danego środka w zwalczaniu niepożądanych





glonów, ale także jego ewentualne skutki uboczne dla innych organizmów, takich jak ryby, zooplankton czy bakterie. Takie podejście ogranicza konieczność prowadzenia testów bezpośrednio w rzekach i kanałach, co mogłoby wiązać się z trudnymi do przewidzenia konsekwencjami.

Syntetyczne wody rzeczne otwierają także zupełnie nowe możliwości badawcze. Umożliwiają m.in. analizę interakcji między glonami a roślinami wodnymi, które mogą pełnić funkcję regulatorów poziomu substancji biogennych (takich jak azot i fosfor). Niektóre rośliny mogą bowiem skutecznie konkutować z glonami o dostęp do tych zasobów, ograniczając ich rozwój w sposób naturalny i zrównoważony. Uwzględnienie tego rodzaju mechanizmów w badaniach może pomóc w projektowaniu ekosystemowych metod przeciwdziałania zakwitom – metod, które są zgodne z zasadami zrównoważonego rozwoju i nie wymagają sięgania po agresywne środki chemiczne.

Podsumowując, syntetyczne wody rzeczne stanowią obiecujące narzędzie, które może być stosowane w badaniach naukowych i ochronie środowiska. Dzięki nim można prowadzić bardziej precyzyjne, zrównoważone i bezpieczne badania wpływu człowieka na środowisko wodne. W kontekście rosnącej presji przemysłu wydobywczego i zmian klimatu, rozwój tego typu technologii wydaje się nie tylko rozsądny, ale wręcz konieczny dla przyszłości naszych rzek i jezior.

Literatura

1. Bartnik A., Jokiel P. (2012): Geografia wezbrań i powodzi rzecznych. Łódź, Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego.
2. Bednarek P. (2018): Wpływ górnictwa otworowego siarki na środowisko przyrodnicze w perspektywie 17 lat od zakończenia eksploatacji w Kopalni Siarki „Jeziórko”. W: J. Wępięć, Ł. Lis (Red.), Przegląd 40-letniej działalności Ligi Ochrony Przyrody w Tarnobrzegu w odniesieniu do edukacji ekologicznej oraz ochrony przyrody (s. 27-23). Tarnobrzeg, Liga Ochrony Przyrody Zarząd Okręgu w Tarnobrzegu.
3. Bilans (2013): Bilans zasobów złóż kopalin w Polsce wg stanu na 31.12.2012 r. Warszawa, Państwowy Instytut Geologiczny – Państwowy Instytut Badawczy.
4. Gutry-Korycka M., Sadurski A., Kundzewicz Z. W., Pociask-Karteczka J., Skrzypczyk L. (2014): Zasoby wodne a ich wykorzystanie. Nauka, nr 1, 77-98.
5. IOŚ-PIB (2023): Badania realizowane przez IOS-PIB jako działania zaradcze związane ze zwalczaniem *Prymnesium parvum*, <https://ios.edu.pl/aktualnosci/badania-realizowane-przez-ios-pib-jako-dzialania-zaradcze-zwiazane-ze-zwalczaniem-prymnesium-parvum/> (dostęp: 20.04.2025).
6. Jokiel P., Maksymiuk Z. (1988): Wpływ kopalni odkrywkowej „Bełchatów” na zmiany odpływu. Dokumentacja Geograficzna IGI PAN, nr 4, 79-95.





7. Kapler A. (2024): Złote glony (algi-zabójcy) jako zagrożenie dla gospodarki i przyrody Polski. *Mazowsze Studia Regionalne*, nr 48, 37-61.
8. Kiryluk A. (2015): Funkcje gospodarcze i znaczenie przyrodnicze rzeki Supraśl i jej obszarów dolinowych. *Przegląd Naukowy Inżynieria i Kształtowanie Środowiska*, T. 24(4), 361-371.
9. Kucharska P. (2018): Wpływ działalności przemysłu wydobywczego i energetycznego na środowisko życia ludzi – szansa czy zagrożenie? Przykład KWB i Elektrowni Bełchatów. *Gospodarka w Praktyce i Teorii*, T. 53(4), 65-80.
10. Martyn W., Jońca M. (2006): Wybrane właściwości chemiczne wód powierzchniowych w byłej kopalni siarki „Jeziółko” jako wskaźnik stanu środowiska po zakończeniu rekultywacji terenów górniczych. *Acta Agrophysica*, T. 8(2), 449-458.
11. Motyka J., Czop M., Jończyk W., Stachowicz Z., Jończyk I. (2007): Wpływ głębokiej eksploatacji węgla brunatnego na zmiany środowiska wodnego w rejonie Kopalni „Bełchatów”. *Górnictwo i Geoinżynieria*, T. 31(2), 477-487.
12. Peplowska M. (2025): Analiza transformacji sektora górnictwa węgla kamiennego w Polsce w kontekście dekarbonizacji i neutralności klimatycznej. *Zeszyty Naukowe Instytutu Gospodarki Surowcami Mineralnymi PAN*, nr 113, 133-144.
13. Pilch R. (2022): Małe elektrownie wodne – mała produkcja wielkiego znaczenia, współczesne rozwiązania ekoenergetyczne infrastruktury urbanistycznej. *Przegląd Budowlany*, nr 7-8, 123-128.
14. Plit J. (2016): Krajobrazy kulturowe Polski i ich przemiany. *Prace Geograficzne*, nr 253. Warszawa, Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania im. Stanisława Leszczyckiego PAN.
15. Pokojski W. (2015): Zagrożenie suszą w Polsce a klimatyczny bilans wodny. *Prace i Studia Geograficzne*, T. 57, 103-110.
16. Probiez K. (2015): Górnictwo węgla kamiennego w Polsce u progu 2015 roku, szanse i zagrożenia. *Przegląd Górniczy*, T. 71(4), 22-37.
17. Raport (2023): Raport Kończący Prace Zespołu ds. Sytuacji w Odrze. Warszawa, Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy.
18. 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.
19. Sługocki Ł., Czerniawski R. (2023): Odra – zasłużona katastrofa. *Academia. Magazyn PAN*, T. 74(2), 58-61.
20. Swoczyna B. (2023): Nierówne narażenie. Dochody z przemysłu węglowego barierą dla dekarbonizacji samorządów. *Instrat Policy Note* 03/2023.
21. Szmuc M., Warchoń M. (2010): Restytucja i reintrodukcja życia biologicznego na terenach zdegradowanych przez przemysł siarkowy. *Przegląd Górniczy*, T. 66(6), 42-44.
22. Szuflicki M., Malon A., Tymiński M. (2024): Bilans zasobów złóż kopalin w Polsce wg stanu na 31 XII 2023 r. Warszawa, Państwowy Instytut Geologiczny – Państwowy Instytut Badawczy.





23. Tkocz M. T. (2015): Tradycyjny okręg przemysłowy z perspektywy 25-lecia funkcjonowania w gospodarce rynkowej w Polsce: przykład Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego. Prace Komisji Geografii Przemysłu Polskiego Towarzystwa Geograficznego, T. 29, 112-126.
24. Uberman R., Pietrzyk-Sokulska E., Kulczycka J. (2013): Ocena wpływu działalności górniczej na środowisko-tendencje zmian. Przyszłość. Świat-Europa-Polska, nr 2/30/2014, 87-119.
25. Ustawa (2017): Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r. Prawo wodne. Dz. U. 2017 poz. 1566.



Patrycja Żesławska

Politechnika Częstochowska – Wydział Infrastruktury i Środowiska

10. Metody redukcji emisji odorów powstających w rolnictwie – analiza ich efektywności w kontekście zrównoważonego rozwoju

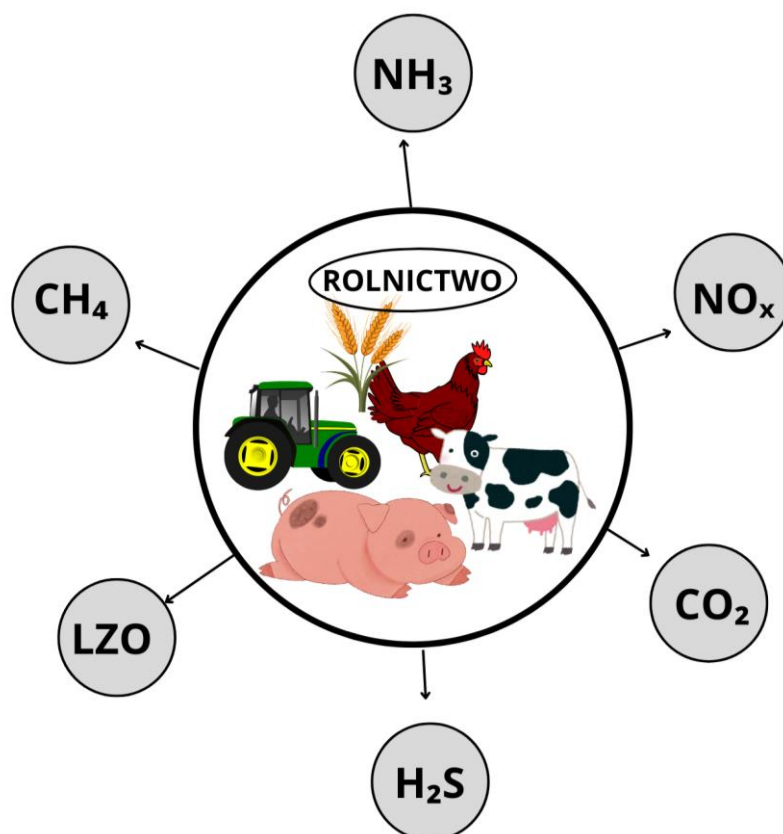
10.1. ŹRÓDŁA I CHARAKTERYSTYKA ODORÓW W ROLNICTWIE

Odory pochodzenia rolniczego to mieszaniny lotnych związków organicznych i nieorganicznych. Powstają przede wszystkim podczas procesów fermentacyjnych materii organicznej w warunkach beztlenowych i tlenowych, np. w procesie kompostowania. Głównymi źródłami odorów są:

- gnojowica,
- odpady paszowe,
- pomiot kurzy,
- obornik bydlęcy,
- trzoda chlewna,
- fermentacja beztlenowa w biogazowniach,
- kompostowanie.

Emisja odorów zależy od wielu czynników, takich jak: rodzaj paszy, wentylacja obiektów inwentarskich, temperatura, wilgotność, składowanie i wykorzystywanie obornika zwierzęcego.

Sektor rolniczy generuje znaczne ilości odorów w postaci gazów, np. siarkowodoru, amoniaku czy lotnych związków organicznych (LZO), a także patogenów, np. grzybów czy bakterii. Wymienione związki chemiczne stanowią niewielką część składu odorów powstających w wyniku działalności rolniczej (Makles i Domański, 2008). Na rysunku 10.1 przedstawiono wybrane substancje emitowane do atmosfery, powstające w gospodarstwach rolnych.



Rys. 10.1. Związki emitowane do atmosfery w wyniku działalności rolniczej.
Oprac. na podst. Murawska i Prus (2021)

Siarkowodór (H_2S) powstaje w wyniku beztlenowego rozkładu materii organicznej (Klemba, 2015), głównie gnojowicy, obornika oraz osadów ściekowych, które zawierają siarkę. H_2S to bezbarwny gaz, cięższy od powietrza. Charakteryzuje się nieprzyjemnym zapachem przypominającym zapach zgniłych jaj (Stetkiewicz, 2011). Jest to gaz wykazujący właściwości toksyczne dla człowieka, a jego wysokie stężenie w organizmie może doprowadzić do zgonu (Żarczyński i Fret, 2014). Siarkowodór, charakteryzujący się wysoką toksycznością oraz bardzo niskim progiem wyczuwalności, skutkującym możliwością detekcji już przy bardzo niskich stężeniach, istotnie zwiększa uciążliwość zapachową odorów powstających w gospodarstwach rolnych.

Amoniak (NH_3) jest bezbarwnym gazem o mocnym, ostrym zapachu. Rolnictwo, a w szczególności sektor związany z intensywną hodowlą zwierząt, stanowi główne źródło emisji amoniaku do atmosfery. Na skutek mikrobiologicznego rozkładu azotu organicznego zawartego w odchodach ptaków (Sobczak i in., 2011) fermy drobiu generują największe stężenie tego związku w atmosferze. Szacuje się, że sektor rolniczy odpowiada za prawie 90% całkowitej emisji amoniaku (Marcinkowski, 2010). Występuje ona na każdym etapie hodowli zwierząt i obróbki obornika. Głównym źródłem amoniaku w powietrzu są odchody zwierząt





gospodarskich (Soto-Herranz i in., 2021). Intensywność emisji zależy od wielu czynników środowiskowych i technologicznych, m.in. od: temperatury, szybkości i jakości wentylacji, składu paszy i dawkowania, gatunku i wieku hodowanych zwierząt (Santonja i in., 2017). Amoniak wpływa istotnie na stan oraz jakość ekosystemów. Jego emisja przyczynia się do zakwaszania gleb, eutrofizacji wód oraz powstawania gazów cieplarnianych (Sanchis i in., 2019).

Lotne związki organiczne (LZO) stanowią zróżnicowaną grupę związków chemicznych. LZO charakteryzują się wysoką lotnością, co oznacza, że łatwo przechodzą ze stanu stałego lub ciekłego w stan gazowy, do czego nie jest wymagana zmiana temperatury czy ciśnienia. W kontekście emisji związków złowonnych z sektora rolniczego, LZO stanowią istotną grupę związków, które są odpowiedzialne za nieprzyjemne zapachy, jakie powstają w wyniku rozkładu substancji organicznych zawartych w gnojowicy i oborniku. Emisja LZO może powodować szereg problemów, np. pogorszenie stanu zdrowia, smog lub zwiększenie efektu cieplarnianego (Duan i in., 2023). Do lotnych związków organicznych zalicza się głównie: aldehydy, ketony, estry czy kwasy tłuszczowe. Z uwagi na ich charakterystykę konieczne jest zastosowanie odpowiednich technologii redukcji, np. biofiltracji.

10.2. WYMOGI PRAWNE I NORMY DOTYCZĄCE EMISJI ODORÓW

W Polsce nie istnieją jednoznaczne, wiążące normy dotyczące kwestii związanych z emisją odorów. Jest ona regulowana przez ustawę Prawo ochrony środowiska (Ustawa, 2021), która zawiera jedynie podstawowe wymagania związane z przeciwdziałaniem uciążliwości zapachowej. Art. 362 daje możliwość nałożenia obowiązku ograniczenia emisji związków uciążliwych zapachowo, jeśli organ uzna, że wpływają negatywnie na środowisko (Ustawa, 2001). Ustawa nie zawiera konkretnych norm zapachowych. Działania podejmowane są na podstawie skarg mieszkańców i subiektywnej oceny organów zajmujących się kwestiami związanymi z odorami i ochroną środowiska. Brak precyzyjnych standardów emisyjnych zarówno dla odorów, jak i poszczególnych odorantów (głównie amoniaku), stanowi istotną przeszkodę dla skutecznego zarządzania jakością powietrza w kontekście emisji odorów z sektora rolniczego. Obecny stan prawny nie pozwala na jednoznaczne określenie progów stężenia dla emitowanych odorów i jego dopuszczalnych wartości bezpiecznych dla ludzi i ekosystemów (Grzelka, Sówka i Miller, 2018).





Przepisy prawne i normy dotyczące kwestii związanych z emisją odorów:

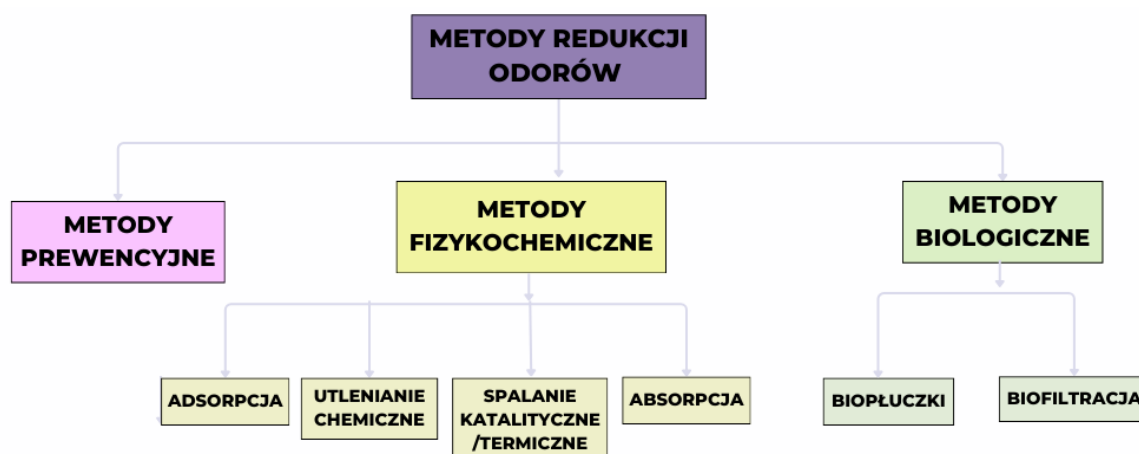
- art. 144 Kodeksu cywilnego – dopuszczalne immisje (Kodeks cywilny, 1964),
- Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2010/75/UE (IED) w sprawie emisji przemysłowych (zintegrowane zapobieganie zanieczyszczeniom i ich kontrola) (Dyrektywa, 2010),
- Ustawa z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (Ustawa, 2007),
- Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach (Ustawa, 2012),
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 sierpnia 2012 r. w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu (Rozporządzenie, 2012),
- norma PN-EN 13725:2007 – Jakość powietrza – Oznaczanie stężenia zapachowego metodą olfaktometrii dynamicznej (PN-EN, 2007).

Brak precyzyjnych regulacji utrudnia zarówno kontrolę, jak i planowanie działań wpływających na redukcję oraz ograniczenie emisji związków zapachowych, co stanowi istotne utrudnienie w kontekście zrównoważonego rozwoju.

10.3. METODY REDUKCJI EMISJI ODORÓW I OCENA EFEKTYWNOŚCI WYBRANYCH METOD REDUKCJI

Związki odorowe powstające w wyniku działalności rolniczej są wynikiem procesów biologicznych zachodzących w czasie hodowli zwierząt i pochodzą głównie z produktów przemiany materii, w szczególności kału i moczu. Związki zawarte w odchodach, zwłaszcza niestrawione białka, stanowią bogate źródło substratów dla mikroorganizmów i w procesach fermentacji beztlenowej są przekształcane w lotne związki o nieprzyjemnym zapachu. Skład gazów jest zróżnicowany i w dużej mierze uzależniony od składu aminokwasowego wydalanych odchodów (Kunowska-Słószarz i in., 2016). Rysunek 10.2 przedstawia metody redukcji odorów powstających w wyniku działalności rolniczej.





Rys. 10.2. Metody redukcji odorów

Metody prewencyjne redukcji odorów mają na celu zapobieganie powstawaniu odorów, a nie ich usuwanie po emisji (tab. 10.1).

Tabela 10.1. Ocena efektywności wybranych metod redukcji odorów (Canh i in., 1998; Sheridan, Curran i Dodd, 2002; Oleksy i in., 2015; Smurzyńska, Dach i Czekala, 2016; Wang i in., 2022)

Rodzaj metody	Przykład techniki	Skuteczność redukcji odorów	Uwagi	Źródło
Prewencyjna	obniżenie białka w paszy	redukcja amoniaku o 20–40%	redukcja azotu w moczu zmniejszająca ilość emitowanego amoniaku	Canh i in. (1998)
Fizykochemiczna	ozonowanie powietrza	redukcja odorów o 60–90%	wysoka skuteczność, ryzyko tworzenia się ozonu resztkowego	Wang i in. (2022)
Biologiczna	biofiltracja	redukcja odorów o 88–95%	metoda efektywna przy ciągłym przepływie powietrza	Sheridan, Curran i Dodd (2002)
Fizykochemiczna	adsorpcja	redukcja odorów o 90–99%	wysoka skuteczność	Le-Minh, Sivret i Stuetz (2014)
Biologiczna	biopłuczki	redukcja odorów o 60–90%	połączenie adsorpcji i biodegradacji związków odorotwórczych, wysoka skuteczność	Oleksy i in. (2015)
Prewencyjna /biologiczna	dodatki biologiczne do gnojowicy	redukcja odorów o 40–70%	poprawa jakości nawozu organicznego, redukcja emisji odorów	Smurzyńska, Dach i Czekala (2016)

Działania koncentrują się na modyfikowaniu procesów hodowlanych, optymalizacji przechowywania odpadów organicznych, w tym obornika i gnojowicy oraz poprawie





infrastruktury. Jednym ze sposobów prewencji jest odpowiednie żywienie zwierząt hodowlanych. Rolnicy w chowie i hodowli zwierząt stosują rozwiązania polegające na modyfikacji składu pasz. Działania obejmują m.in. suplementację pasz dodatkami, które ograniczają wydalanie azotu, modyfikację składu aminokwasowego białek oraz redukcję ogólnej zawartości białek i związków siarki w podawanym pokarmie (Kwaśny i Balcerzak, 2014).

Innymi przykładami metod prewencyjnych są:

- ścisłe przestrzeganie higieny budynków gospodarskich i regularne usuwanie odchodów zwierzęcych,
- racjonalna gospodarka obornikiem i gnojowicą,
- utrzymywanie odpowiedniej odległości składowania nawozów naturalnych od zabudowy mieszkaniowej,
- utrzymywanie odpowiednich warunków w budynkach inwentarskich (Walczak, 2019).

Metody fizykochemiczne redukcji odorów są oparte na wykorzystywaniu procesów chemicznych i fizycznych w celu neutralizacji lub usunięcia związków odorotwórczych z powietrza. Najczęściej wykorzystywanymi metodami fizykochemicznymi są: adsorpcja, absorpcja, spalanie katalityczne, utlenianie chemiczne. Zastosowanie metod fizykochemicznych skutecznie redukuje lub neutralizuje niepożądane zapachy.

Adsorpcja polega na wiązaniu się cząsteczek substancji złośliwych na materiale sorpcyjnym. Proces polega na przyczepianiu się cząsteczek lub jonów z substancji, np. gazu do powierzchni ciał stałych lub cieczy w wyniku oddziaływania chemicznego lub fizycznego. Adsorpcja dzieli się na dwa rodzaje: adsorpcję chemiczną i adsorpcję fizyczną. Najczęściej stosowanymi adsorbentami są węgiel aktywny oraz zeolity, które charakteryzują się dużą powierzchnią sorpcyjną (Wysocka, Gębicki i Namieśnik, 2019). W ostatnich latach coraz większego znaczenia nabiera proces fotokatalitycznego utleniania, w którym adsorpcja z fazy gazowej na stałym adsorbencie stanowi kluczowy etap. Dobrze poznanym materiałem wykazującym właściwości fotokatalityczne jest dwutlenek krzemu (SiO_2), powszechnie stosowany w postaci żelu krzemionkowego (Perkowski i in., 2012). Adsorpcja jest szeroko stosowanym procesem w wychwytywaniu zanieczyszczeń z powietrza, wody i gleby.

Absorpcja polega na pochłanianiu związków zapachowych z powietrza przez ciecz, w której substancje te rozpuszczają się lub reagują chemicznie. Często stosuje się dodatki





chemiczne, które zwiększają skuteczność tego procesu (Chwoła i in., 2017). Absorpcja jest procesem fizycznym lub chemicznym, w którym jedna substancja przenika do wnętrza drugiej, w wyniku czego tworzy się jednorodna mieszanina. Niechciany związek zostaje usunięty przez rozpuszczenie go w wodzie lub poddanie reakcji chemicznej (Szynkowska i in., 2009). Absorpcja może być wykorzystywana do oczyszczania powietrza czy ścieków, jak również do oczyszczania spalin przez usuwanie tlenków siarki.

Metody biologiczne redukcji związków złoonych są oparte na wykorzystywaniu mikroorganizmów zdolnych do rozkładu substancji zapachowych, takich jak amoniak czy siarkowodór. Procesy te zachodzą najczęściej w specjalnych instalacjach, w których następują procesy dezodoryzacji: w biofiltrach i biopłuczkach. Skuteczność stosowania metod biologicznych w redukcji emitowanych odorów jest bardzo duża – wynosi nawet 99% redukcji. Wydajność metod biologicznych zależy od kilku czynników, takich jak: temperatura, wilgotność, pH oraz dostęp do tlenu (Omri i in., 2013; Barbusiński, Parzentna-Gabor i Kasperczyk, 2021). Metody biologiczne są przyjazne dla środowiska, energooszczędne, ekonomiczne i efektywne w neutralizowaniu wielu związków złoonych.

10.4. REDUKCJA ODORÓW W KONTEKŚCIE ZRÓWNOWAŻONEGO ROZWOJU

Redukcja odorów z produkcji zwierzęcej stanowi istotny element zrównoważonego rozwoju. Łączy aspekty środowiskowe, społeczne i ekonomiczne. Metody biologiczne redukcji odorów wspierają ochronę środowiska, poprawiają warunki życia społeczności lokalnych oraz stanowią efektywną metodę walki z tym problemem. Ograniczenie emisji lotnych związków organicznych, związków siarki i azotu do atmosfery zmniejsza uciążliwość zapachową odorów, co poprawia ogólne odczucia zapachowe oraz komfort mieszkańców. Wykorzystanie mikroorganizmów jest opłacalne i niskoemisyjne.

Biofiltracja jako metoda redukcji i dezodoryzacji odorów wpisuje się bezpośrednio w ideę zrównoważonego rozwoju – skutecznie oczyszcza powietrze, a przy tym jest – jak już wspomniano – efektywna oraz wyróżnia się na tle innych metod pod względem ekologicznym – jest bowiem oparta na naturalnych procesach biologicznej degradacji i nie generuje odpadów wtórnych (Miller i in., 2018). W pracy Elimian i in. (2025) opisano zagadnienie biofiltracji, definiując je jako zrównoważone podejście do oczyszczania hydrofobowych lotnych związków organicznych. Najważniejszymi zaletami biofiltracji są (Elimian i in., 2025):





- niskie zużycie energii,
- niskie koszty eksploatacyjne,
- wysoka efektywność,
- ochrona zdrowia publicznego.

Proces biofiltracji polega na przepływie powietrza przez warstwę materiału filtracyjnego zasiedlonego przez mikroorganizmy – np. bakterie czy grzyby, które rozkładają związki odorotwórcze. Biofiltry najczęściej są zbudowane z naturalnych tworzyw, takich jak torf, kora drzewna czy włókna kokosowe. Wybór właściwych materiałów wypełniających biofiltr jest istotny ze względu na efektywność procesu, ponieważ materiały te stanowią nie tylko nośnik dla mikroorganizmów, ale również warstwę, która zatrzymuje zanieczyszczenia, stanowiąc dodatkowo pożywkę dla mikroorganizmów. Trociny i słoma charakteryzują się dobrą porowatością, ale w porównaniu do torfu mają mniejszą zdolność do przyjmowania wody, mniejszą pojemność i odżywczość oraz krótszy czas użyteczności. Porowatość materiału wykorzystywanego w biofiltracji jest istotna, ponieważ w dużym stopniu wpływa na adsorpcję zanieczyszczeń (McNevin i Barford, 2000; Cohen, 2001; Miller i in., 2018). Biofiltry wykorzystywane są m.in. w: produkcji pasz dla zwierząt, hodowli zwierząt, uboju i przeróbce surowców (Ministerstwo Środowiska, 2016).

Składowanie odchodów zwierzęcych wpływa istotnie na stan ekosystemu naturalnego oraz ochronę środowiska, ponieważ niewłaściwe zarządzanie nawozami naturalnymi prowadzi do zanieczyszczenia wód gruntowych, emisji gazów cieplarnianych czy degradacji gleby. W gospodarstwach rolnych obserwuje się niezabezpieczone i niekontrolowane, luźne przyzmy obornika, rozrzucone nieopodal budynków inwentarskich. Gnojowica stanowi nieodłączny element takiego składowania obornika ze względu na to, że tworzy się w wyniku wypłukiwania przyzmy. Złe magazynowanie odchodów zwierzęcych powoduje obniżenie jakości wód gruntowych i powierzchniowych, emisję odorów i zahamowanie wzrostu roślin w pobliżu ich składowania (Hutnik i Mulica, 2008). Prawidłowe warunki przechowywania, zabezpieczenie przed czynnikami atmosferycznymi, kontrola temperatury i wilgotności, odgrywają kluczową rolę w ograniczaniu emisji związków odorotwórczych.

Istotnym działaniem skupiającym się na redukcji odorów pochodzących z działalności rolniczej, realizującym jednocześnie ideę zrównoważonego rozwoju, jest optymalizacja zarządzania materiałem organicznym pochodzenia zwierzęcego. Odpowiednie stosowanie





nawozów naturalnych pozwala na zmniejszanie emisji zapachów. Zakwaszanie gnojowicy kwasem siarkowym, prowadzące do obniżenia pH, może redukować ilość amoniaku nawet o 85%. Zakwaszanie obniża również emisję metanu i podtlenku azotu (Smurzyńska, Dach i Czekąła, 2016). Przechowywanie obornika i gnojowicy w szczelnych zbiornikach fermentacyjnych (biogazowniach) pozwala na przeprowadzanie fermentacji beztlenowej, w wyniku której eliminowane jest do 80% gazów zawierających substancje odorotwórcze. Powstały poferment jest niemal bezwonny, choć zachowuje bardzo wysokie parametry nawozowe. Proces ten wpływa również pozytywnie na eliminację patogenów i gazów cieplarnianych. Otrzymany poferment jest bogaty w substancje odżywcze i stanowi wartościowy, silnie uwodniony nawóz organiczny (Orzech, 2021).

Pokrywy stosowane na powierzchni gnojowicy stanowią skuteczną metodę redukcji odorów w rolnictwie i ograniczają straty azotu. Ich stosowanie może zmniejszyć emisje odorów nawet o 90%. Zastosowanie pokryw naturalnych (torf, słoma) i technicznych (folie, sztuczne pokrywy, membrany), ogranicza kontakt gnojowicy z powietrzem, dzięki czemu zahamowywane są procesy fermentacyjne odpowiedzialne za powstawanie nieprzyjemnych zapachów. Pokrywy stanowią jedną z najprostszych i najbardziej efektywnych technik stosowanych w gospodarstwach rolnych do ograniczania emisji odorów. W kontekście zrównoważonego rozwoju rolnictwa stosowanie pokryw na powierzchni gnojowicy skutkuje ograniczoną emisją odorów i gazów cieplarnianych. Wykorzystywanie pokryw wpływa dodatkowo na poprawę jakości powietrza oraz komfort życia okolicznych mieszkańców (Smurzyńska, Dach i Czekąła, 2016).

10.5. PODSUMOWANIE

Redukcja emisji odorów z sektora rolniczego stanowi istotny element zrównoważonego rozwoju. Kluczowe są aspekty związane z ochroną środowiska, jakością powietrza, klimatem czy dobrostanem ludzi. Do najbardziej efektywnych metod redukcji związków złoonych należą: hermetyczne przechowywanie, pokrywy na gnojowicy, fermentacja beztlenowa, biofiltracja oraz racjonalna gospodarka obornikiem i gnojowicą. Wymienione sposoby mogą redukować emisję odorów nawet o 80–90%, jednocześnie ograniczając emisję gazów cieplarnianych. Ze względu na brak szczegółowych i jednoznacznych regulacji prawnych dotyczących emisji odorów, w tym określenia dopuszczalnego poziomu ich stężenia oraz metod pomiaru, istnieje pilna potrzeba





wprowadzenia ujednoliconych adekwatnych przepisów prawnych. Byłoby to kluczowe dla poprawy jakości życia społeczności lokalnych, ochrony ekosystemów oraz promowania idei zrównoważonego rozwoju w sektorze rolniczym. Na dalszym etapie konieczne jest rozwijanie technologii niskoemisyjnych, edukacja rolników oraz zrównoważona gospodarka nawozami organicznymi. Działania długofalowe pozwolą na skuteczne wdrożenie metod redukcji odorów i wesprą transformację rolnictwa w kierunku systemów przyjaznych dla środowiska.

Literatura

1. Barbusiński K., Parzentna-Gabor A., Kasperczyk D. (2021): Removal of odors (mainly H₂S and NH₃) using biological treatment methods. *Clean Technologies*, Vol. 3(1), 138-155.
2. Canh T. T., Aarnink A. J. A., Schutte J. B., Sutton A., Langhout D. J., Verstegen M. W. A. (1998): Dietary protein affects nitrogen excretion and ammonia emission from slurry of growing–finishing pigs. *Livestock Production Science*, Vol. 56(3), 181-191.
3. Chwoła T., Spietz T., Jastrząb K., Więclaw-Solny L., Wilk A. (2017): Badania absorpcji CO₂ w wodnym roztworze amoniaku na potrzeby oczyszczania gazów odlotowych z przemysłu sodowego. *Ochrona Środowiska*, T. 39(4), 41-46.
4. Cohen Y. (2001): Biofiltration – the treatment of fluids by microorganisms immobilized into the filter bedding material: a review. *Bioresource Technology*, Vol. 77(3), 257-274.
5. Duan C., Liao H., Wang K., Ren Y. (2023): The research hotspots and trends of volatile organic compound emissions from anthropogenic and natural sources: A systematic quantitative review. *Environmental Research*, Vol. 216, 114386.
6. Dyrektywa (2010): Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2010/75/UE z dnia 24 listopada 2010 r. w sprawie emisji przemysłowych (zintegrowane zapobieganie zanieczyszczeniom i ich kontrola) (wersja przekształcona). *Dz. U. UE*, L 334/17.
7. Elimian E. A., Kiki C., Amenaghawon A. N., Djellabi R. (2025): Biofiltration as a sustainable approach for the treatment of hydrophobic volatile organic compounds: Improvement strategies and integrated systems. *Journal of Water Process Engineering*, Vol. 69, 106726.
8. Grzelka A., Sówka I., Miller U. (2018): Metody oceny emisji odorów z obiektów gospodarki hodowlanej. *Inżynieria Ekologiczna*, T. 19(2), 56-64.
9. Hutnik E., Mulica E. (2008): Techniczne aspekty racjonalnego przechowywania nawozów naturalnych. *Inżynieria Rolnicza*, T. 12, 315-321.
10. Klemba K. (2015): Biogazownia jako potencjalne źródło zagrożeń emisjami odorowymi oraz działania prewencyjne. *Eliksir*, T. 99, 1527-1531.
11. Kodeks cywilny (1964): Ustawa z dnia 23 kwietnia 1964 r. Kodeks cywilny. *Dz. U.* 1964 nr 16 poz. 93, z późn. zm.
12. Kunowska-Słószarz M., Gurdała J., Gołębiowski M., Przysucha T. (2016): Metody zmniejszania emisji odorów w budynkach inwentarskich i ich otoczeniu. *Wiadomości Zootechniczne*, T. 54(1), 118-126.





13. Kwaśny J., Balcerzak W. (2014): Charakterystyka wybranych metod pośrednich ograniczania emisji substancji złowonnych. *Archiwum Gospodarki Odpadami i Ochrony Środowiska*, 16(4), 125-134.
14. Le-Minh N., Sivret E., Stuetz R. (2014): Review of the Application of Activated Carbon for Sewer Odour Abatement. Kensington, The University of New South Wales, Water Research Centre.
15. Makles Z., Domański W. (2008): Odory w środowisku pracy rolnika-hodowcy. *Źródła, zagrożenia, usuwanie. Bezpieczeństwo Pracy: Nauka i Praktyka*, nr 2, 10-13.
16. Marcinkowski T. (2010): Emisja gazowych związków azotu z rolnictwa. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, nr 10, 175-189.
17. McNevin D., Barford J. (2000): Biofiltration as an odour abatement strategy. *Biochemical Engineering Journal*, Vol. 5(3), 231-242.
18. Miller U., Pawnuk M., Nych A., Sówka I. (2018): Wstępna ocena wpływu zapachu własnego wybranych materiałów stosowanych w biofiltracji na efekty dezodoryzacji. *Aktualne problemy w inżynierii i ochronie atmosfery*, R. 2018, 136-143.
19. Miller U., Sówka I., Grzelka A., Pawnuk M. (2018): Application of biological deodorization methods in the aspect of sustainable development. *SHS Web of Conferences*, Vol. 57, 02006.
20. Ministerstwo Środowiska (2016): Kodeks przeciwdziałania uciążliwości zapachowej. Warszawa, Ministerstwo Środowiska, <https://www.gov.pl/web/klimat/uciazliwosc-zapachowa> (dostęp: 15.05.2025).
21. Murawska A., Prus P. (2021): The progress of sustainable management of ammonia emissions from agriculture in European Union States including Poland – Variation, trends, and economic conditions. *Sustainability*, Vol. 13(3), 1035.
22. Oleksy M., Dobrzański Z., Matusiak K., Borowski S., Korczyński M., Gutarowska B. (2015): Physicochemical and biological methods of deodorization. Theoretical and practical aspects. *Przemysł Chemiczny*, T. 94, 2263-2269.
23. Omri I., Aoudi F., Bouallagui H., Godon, J.-J., Hamdi M. (2013): Performance study of biofilter developed to treat H₂S from wastewater odour. *Saudi Journal of Biological Sciences*, Vol. 20(2), 169-176.
24. Orzech A. (2021): Wykorzystanie fermentacji metanowej do neutralizacji negatywnego wpływu gnojowicy na środowisko naturalne. *Naturalna Energia Plus*, <https://naturalnaenergia.plus/wp-content/uploads/2021/06/Opracowanie-fermentacja-metanowa-jako-narzedzie-neutralizacji-gnojowicy-maj-2021.pdf> (dostęp: 15.05.2025).
25. Perkowski J., Wroński P., Góralski, J., Szadkowska-Nicze M. (2012): Adsorpcja dodecylobenzenosulfonianu sodu (SDBS) na żelu krzemionkowym z roztworów wodnych. *Ochrona Środowiska*, T. 34(3), 45-50.
26. PN-EN (2007): PN-EN 13725:2007. Jakość powietrza. Oznaczanie stężenia zapachowego metodą olfaktometrii dynamicznej.
27. Rozporządzenie (2012): Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 sierpnia 2012 r. w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu. *Dz. U.* 2012 poz. 1031.
28. Sanchis E., Calvet S., Del Prado A., Estellés F. (2019): A meta-analysis of environmental factor effects on ammonia emissions from dairy cattle houses. *Biosystems Engineering*, Vol. 178, 176-183.





29. Santonja G. G., Georgitzikis K., Scalet B. M., Montobbio P., Roudier S., Sancho L. D. (2017): Best available techniques (BAT) reference document for the intensive rearing of poultry or pigs. Industrial Emissions Directive 2010/75/EU. Luxembourg, Publications Office of the European Union.
30. Sheridan B. A., Curran T. P., Dodd V. A. (2002): Assessment of the influence of media particle size on the biofiltration of odorous exhaust ventilation air from a piggery facility. *Bioresource Technology*, Vol. 84(2), 129-143.
31. Smurzyńska A., Dach J., Czekala W. (2016): Technologie redukujące emisje uciążliwych gazów powstających podczas chowu zwierząt gospodarskich. *Inżynieria Ekologiczna*, Vol. 47, 189-198.
32. Sobczak J., Marek P., Chmielowski A., Rakowski A. (2011): Wstępna ocena proekologicznej metody ograniczenia emisji NH_3 z powietrza usuwanego z kurnika. *Roczniki Naukowe Polskiego Towarzystwa Zootechnicznego*, 7(2), 75-83.
33. Soto-Herranz M., Sánchez-Báscones M., Antolín-Rodríguez J. M., Martín-Ramos P. (2021): Pilot plant for the capture of ammonia from the atmosphere of pig and poultry farms using gas-permeable membrane technology. *Membranes*, Vol. 11(11), 859.
34. Stetkiewicz J. (2011): Siarkowodór. Podstawy i Metody Oceny Środowiska Pracy, T. 70(4), 97-117.
35. Szynkowska M., Wojciechowska E., Węglińska A., Paryjczak T. (2009): Odory. Aktualny problem w ochronie środowiska. *Przemysł Chemiczny*, T. 88(6), 712-720.
36. Ustawa (2001): Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska. Dz. U. 2001 nr 62 poz. 627, z późn. zm.
37. Ustawa (2007): Ustawa z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie. Dz. U. 2007 nr 75 poz. 493.
38. Ustawa (2012): Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach. Dz. U. 2013 poz. 21.
39. Walczak J. (2019): Precyzyjny chów zwierząt a środowisko naturalne. *Przegląd Hodowlany*, T. 87(5), 1-6.
40. Wang Y., Wang S., Li J., Yan X., Li C., Zhang M., Yu J., Ren L. (2022): The formation and control of ozonation by-products during drinking water advanced treatment in a pilot-scale study. *Science of The Total Environment*, Vol. 808, 151921.
41. Wysocka I., Gębicki J., Namieśnik J. (2019): Technologies for deodorization of malodorous gases. *Environmental Science and Pollution Research*, Vol. 26, 9409-9434.
42. Żarczyński A., Fret M. (2014): Niektóre aspekty oddziaływania stacji paliw na środowisko naturalne. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, T. 88, 2-6.





Edyta Kądziaława

Politechnika Częstochowska, Wydział Infrastruktury i Środowiska

11. Trwałość biologiczna materiałów polimerowych a ich wpływ na środowisko

11.1. WPROWADZENIE

Projektowanie materiałów, w tym polimerowych, zwłaszcza materiałów zrównoważonych, wymaga kompleksowej analizy uwzględniającej zależność między jakością a kosztem. Tanie materiały cechuje zazwyczaj niższa trwałość i odporność, podczas gdy droższe – choć nie zawsze – mają dłuższy okres użytkowania (Mester, 2024). Stosowanie obu rodzajów materiałów ma różne konsekwencje środowiskowe: mniej trwałe szybciej ulegają degradacji, natomiast trwałe mogą pozostawać w nim przez długie lata.

Szczególnym wyzwaniem dla środowiska są materiały polimerowe, które z natury wykazują dużą odporność na degradację – zarówno mechaniczną, jak i biologiczną (Roy, 2021). Ich trwałość biologiczna, rozumiana jako odporność na działanie mikroorganizmów, często jest wzmacniana przez dodatek biocydów. Substancje te przedłużają trwałość materiałów i obniżają koszty ich konserwacji, jednak wiążą się z poważnymi zagrożeniami środowiskowymi wynikającymi z ich toksyczności, trwałości w ekosystemach oraz potencjalnego zanieczyszczenia gleb i wód.

W obliczu rosnących wyzwań środowiskowych coraz większy nacisk kładzie się na implementację zasad gospodarki o obiegu zamkniętym (GOZ), opartej na racjonalnym zarządzaniu zasobami, minimalizacji odpadów oraz ponownym wykorzystaniu surowców (Rutkowska i Popławski, 2017). Choć koncepcja GOZ stanowi istotny element strategii zrównoważonego rozwoju, jej wdrożenie do praktyki napotyka często na liczne bariery technologiczne i ekonomiczne, stanowiąc poważne wyzwanie dla przemysłu materiałów budowlanych. Przedstawiono problematykę trwałości materiałów budowlanych ze szczególnym uwzględnieniem zagrożeń mikrobiologicznych oraz roli biocydów jako substancji przedłużających trwałość materiałów polimerowych. Analiza objęła również aspekt środowiskowy i regulacyjny oraz wyzwania związane z wprowadzaniem zasad gospodarki o obiegu zamkniętym do sektora materiałów budowlanych.





11.2. ZAGROŻENIE MIKROBIOLOGICZNE MATERIAŁÓW BUDOWLANYCH

Obecnie są prowadzone prace badawcze nad możliwością przetworzenia odpadów z gumy do żucia na polimerowe mieszanki uszczelniające (nieopublikowane badania własne). Zastosowanie materiałów odpadowych jako surowca wtórnego w procesach produkcyjnych jest zgodne z GOZ, stanowiąc istotny element strategii zmierzających do minimalizacji zużycia zasobów pierwotnych oraz ograniczenia emisji odpadów (Jastrzębska, 2017; Rutkowska i Popławski, 2017). Odpady pochodzące z gumy do żucia stanowią tani, łatwo dostępny surowiec wtórny o znacznym potencjale aplikacyjnym. Jednak wykorzystanie tego typu materiałów w produktach funkcjonalnych, takich jak polimerowe uszczelniacze budowlane, wymaga dokładnej oceny ich właściwości fizykochemicznych oraz odporności biologicznej. Materiały budowlane, w szczególności mieszanki uszczelniające (np. silikon, poliuretan), są eksploatowane w warunkach podwyższonej wilgotności, zmiennych temperatur oraz ciągłego narażenia na kontakt z mikroflorą środowiskową (Park i Cox-Ganser, 2011). Warunki użytkowania sprzyjają często rozwojowi niepożądanego mikroflory. Przykładem są silikonowe fugi sanitarne, często stosowane w pomieszczeniach, takich jak łazienki, gdzie panują warunki sprzyjające rozwojowi mikroorganizmów, w szczególności pleśni (Park i Cox-Ganser, 2011). Czynniki, takie jak: niewystarczająca wentylacja, stosowanie nowoczesnych rozwiązań budowlanych zapewniających wysoką szczelność powietrzną przegród, a także ograniczona wymiana powietrza, dodatkowo sprzyjają rozwojowi mikroflory. Kolonizacja mikroorganizmów na powierzchni materiałów uszczelniających nie tylko prowadzi do utraty walorów estetycznych, ale również stanowi zagrożenie dla zdrowia użytkowników, m.in. przez ekspozycję na zarodniki pleśni, które mogą działać alergizująco lub toksycznie (Portnoy i in., 2005; Park i Cox-Ganser, 2011). W przypadku wykorzystania odpadowych gum do żucia jako składnika mieszanek uszczelniających ryzyko mikrobiologiczne może ulec intensyfikacji, z uwagi na obecność dodatków spożywczych, takich jak cukry, które stanowią łatwo przyswajalne źródło węgla dla drobnoustrojów. Najczęściej stosowaną strategią przeciwdziałania biodegradacji materiałów polimerowych w środowisku mikrobiologicznym jest wprowadzenie do ich składu związków biobójczych (biocydów), które ograniczają rozwój niepożądanego mikroflory i wydłużają trwałość eksploatacyjną produktów.





11.3. STOSOWANIE BIOCYDÓW JAKO ŚRODKA ZAPOBIEGAJĄCEGO ZAGROŻENIU MIKROBIOLOGICZNEMU MATERIAŁÓW BUDOWLANYCH

Produkty biobójcze, określane również jako biocydy, to preparaty zawierające jedną lub więcej substancji czynnych, których podstawowym celem jest eliminacja, odstraszanie, unieszkodliwianie lub zapobieganie działaniu organizmów szkodliwych w sposób inny niż mechaniczny bądź fizyczny (Piontek i Lechów, 2013). Substancja czynna w kontekście biocydów odnosi się do związku chemicznego lub mikroorganizmu, który wywiera toksyczny lub hamujący wpływ na niepożądane organizmy. W sektorze budownictwa biocydy pełnią istotną funkcję ochronną, szczególnie w zabezpieczaniu powierzchni elewacyjnych. Są one stosowane zarówno profilaktycznie – przez ich inkorporację do materiałów budowlanych na etapie produkcji – jak i aplikowane wtórnie w ramach działań konserwacyjnych. Ich główną rolą jest przeciwdziałanie biodegradacji materiałów budowlanych wywoływanej przez mikroorganizmy, takie jak: grzyby pleśniowe, glony, mchy czy bakterie, która może niszczyć estetykę ich powierzchni oraz pogarszać właściwości techniczne powłok i podłoży. Mechanizmy działania biocydów są zróżnicowane i mogą obejmować m.in. destabilizację błon komórkowych mikroorganizmów, reakcje utleniające, hamowanie syntezy kluczowych biomolekuł lub działanie elektrofobowe, uniemożliwiające adhezję i wzrost drobnoustrojów na powierzchniach. Tworzywa o właściwościach antybakteryjnych, zawierające biocydy, wykazują skuteczność w zwalczaniu szerokiego spektrum drobnoustrojów, co czyni je odpowiednimi do stosowania w różnorodnych produktach użytkowych. Przykłady stanowią: plastyfikowane folie PVC, maty pod stopy, zasłony prysznicowe, deski sedesowe, kraty chodnikowe w obiektach basenowych oraz okładziny ścienne, gdzie oczekuje się trwałej ochrony mikrobiologicznej (Wilson i in., 2019). Skuteczność tych środków determinuje ich szerokie zastosowanie, mimo to ich obecność w środowisku budzi kontrowersje ze względu na możliwe oddziaływanie toksykologiczne i ekotoksykologiczne (Piontek i Lechów, 2013).

Obecność substancji biobójczych w środowisku przyczynia się do degradacji ekosystemów wodnych i lądowych, powodując: toksyczność, bioakumulację, zaburzenia funkcji endokrynnych u organizmów wodnych czy wtórne oddziaływanie chemiczne. Szczególne zagrożenie stanowią złożone mieszaniny chemikaliów, w których efekty synergistyczne mogą znacznie intensyfikować negatywny wpływ na zdrowie ludzi i na stabilność funkcjonowania ekosystemów (Kapelewska, 2019; Jarosz, Głowienka i Stoma, 2021; Matejczyk, 2022).





Narastające obawy naukowe i społeczne budzi zjawisko rozproszonego zanieczyszczenia wód powierzchniowych i gruntowych substancjami pochodzenia antropogenicznego, w tym organicznymi związkami biobójczymi stosowanymi na obszarach zarówno rolniczych, jak i zurbanizowanych. Choć pestycydy i biocydy należą do tej samej grupy związków aktywnych biologicznie, to problem ich obecności w środowisku i oddziaływania na nie – w aspekcie stosowania w rolnictwie – jest znacznie lepiej rozpoznany i szerzej udokumentowany niż dla środowiska miejskiego, które wciąż pozostaje słabo zbadane (Burkhardt i in., 2007). Szczególne zagrożenie stwarzają biocydy o działaniu przeciwwgrzybiczym, przeciwalgowym i bakteriobójczym, które wykazują wysoką trwałość chemiczną i toksyczność wobec organizmów niecelowych. Substancje te mogą być uwalniane do środowiska w wyniku ekspozycji materiałów budowlanych na czynniki atmosferyczne, takie jak deszcz, promieniowanie UV czy zmienne temperatury. Przykładem są powłoki ochronne stosowane na elewacjach budynków, które zawierają środki konserwujące i są potencjalnym źródłem emisji związków biobójczych do wód opadowych i systemów kanalizacyjnych. Analogiczne zagrożenie dotyczy membran dachowych wykonanych z tworzyw sztucznych oraz pap bitumicznych, szeroko stosowanych w budownictwie do izolacji płaskich dachów (Burkhardt i in., 2007).

11.4. BIOCYDY STOSOWANE W MATERIAŁACH BUDOWLANYCH

W materiałach budowlanych zawartość pojedynczych biocydów w farbach, tynkach lub ich warstwach łączonych typowo mieści się w przedziale od 0,1 g/kg do 2,0 g/kg oraz od 0,3 g/m² do 4,0 g/m². Ze względu na różną odporność biologiczną gatunków grzybów i glonów w praktyce wymagane jest stosowanie mieszanin zawierających od trzech do pięciu substancji czynnych, co może prowadzić do łącznej zawartości biocydów sięgającej nawet 0,5% masy zewnętrznych powłok tynków i farb (Burkhardt i in., 2011).

Zgodnie z literaturą polimery są materiałami trudno biodegradowalnymi i nie stanowią sprzyjającego środowiska dla mikroorganizmów. Obserwacje wskazują jednak na ich podatność na porastanie mikroflorą – szczególnie w postaci grzybów mikroskopowych. Dotyczy to m.in. fug, uszczelnień oraz powierzchni ścian, gdzie rozwój mikroorganizmów jest możliwy przy sprzyjających warunkach wilgotnościowych i temperaturowych. Obecność bakterii w tym kontekście ma mniejsze znaczenie, a główny problem mikrobiologiczny stanowią właśnie grzyby. Zastosowanie biocydów do produkcji materiałów budowlanych jest





skuteczną strategią ograniczania ich kolonizacji. Substancje aktywne, szczególnie w uszczelniaczach sanitarnych, są jednak narażone na procesy wymywania w warunkach podwyższonej wilgotności i stałego kontaktu z wodą, co powoduje stopniową utratę ich skuteczności (Kastner i in., 2012). Obserwuje się także systematyczne ograniczanie dostępności dopuszczonych do stosowania substancji biobójczych, co wynika z zaostrzających się regulacji prawnych oraz rosnących wymagań środowiskowych.

Przykładem biocydu stosowanego w materiałach budowlanych jest Preventol B2, wykorzystywany w bitumicznych materiałach, takich jak: papy dachowe, izolacje, mieszanki asfaltowe oraz do ochrony uszczelek gumowych (Bucheli i in., 1998). W materiałach dachowych Preventol B2 działa jako inhibitor przerastania korzeni, uwalniając po hydrolizie (R,S)-mekoprop, który stanowi duże źródło emisji herbicydu do wód opadowych. Szacunkowe dane dla Szwajcarii z 1998 r. wskazały na roczne zużycie tego środka na poziomie 30 ton, przy łącznym udziale w dachowych systemach hydroizolacyjnych przekraczającym kilkaset ton. Szacowana roczna emisja (R,S)-mekopropu z dachów wynosiła około 30 kg, co stanowiło 0,1‰ całkowitej ilości Preventolu B2 użytego do produkcji materiałów budowlanych (Bucheli i in., 1998). Inne oszacowania, oparte na danych hydrologicznych i stężeniach tego koncentratu w spływach z dachów, wskazywały na emisję rzędu 20 kg rocznie. Dla porównania zużycie w rolnictwie R-mekopropu wynosiło wówczas 30 ton rocznie, z czego od 0,1% do 1% mogło trafiać do wód, czyli 30–300 kg/rok (Bucheli i in., 1998).

W literaturze wskazuje się również na wysoką skuteczność związków 3,5-dihalogeno-1,2,6-tiadiazynonowych (szczególnie 3,5-dichloro-1,2,6-tiadiazynonu) jako biocydów przeznaczonych do ochrony materiałów przemysłowych i układów wodnych (Lorenz, Grade i Riebli, 1994). Są one stosowane szczególnie do ochrony materiałów, takich jak: PVC, jego kopolimery, polialkilany, poliuretany, żywice epoksydowe, a także kauczuki typu EPDM. Istotną zaletą tych związków jest ich wysoka skuteczność nawet przy niskich stężeniach, co odróżnia je od tradycyjnych biocydów. Związki te działają zarówno biostatycznie, jak i biobójczo, co sprawia, że są przydatne również jako środki dezynfekujące (Lorenz, Grade i Riebli, 1994).

Biocydy wprowadza się do materiałów budowlanych różnymi metodami, zależnie od rodzaju materiału, warunków eksploatacji i wymaganej trwałości działania. Najczęściej stosuje się inkorporację środka biobójczego do masy kompozytu (np. tynków, żywic,





uszczelniający) podczas produkcji, co zapewnia równomierne rozmieszczenie substancji aktywnej. Może być ona dodawana bezpośrednio do mieszaniny lub do wybranych składników, takich jak plastyfikatory czy żywice. Alternatywą jest aplikacja powierzchniowa – nanoszenie biocydu na gotowy materiał przez natrysk, zanurzenie lub malowanie. Kluczową metodą stabilizacji biocydów jest immobilizacja, czyli trwałe unieruchomienie cząsteczek aktywnych w strukturze lub na powierzchni materiału (Traczewska, 2014). Umożliwia to kontrolowane i długotrwałe uwalnianie substancji czynnych oraz ochronę przed mikroorganizmami. Immobilizację realizuje się m.in. przez modyfikację powierzchni z użyciem technik plazmowych lub chemicznych, które wprowadzają grupy funkcyjne (aminowe, hydroksylowe, karboksylowe), umożliwiające kowalencyjne wiązanie biocydów (Traczewska, 2014). Stosuje się także powłoki biobójcze nanoszone metodami malarskimi lub depozycyjnymi, również modyfikowane plazmowo (Dabrowski, Pawlowska i Debek, 2019).

W nowoczesnych rozwiązaniach wykorzystuje się nośniki polimerowe i nanokompozyty, w których biocydy są trwale związane z matrycą materiału. Przykładem jest ditlenek tytanu aktywowany światłem widzialnym, wykazujący trwałe działanie antybakteryjne i grzybobójcze (Dabrowski, Pawlowska i Debek, 2019). W przemyśle biocydy często stosowane są jako mieszaniny różnych substancji aktywnych, w tym: związków siarkoorganicznych (np. MBT, izotiazolony), chlorowanych fenoli (np. pentachlorofenian sodu), soli miedzi, DBNPA, triorganocyny (np. TBTO), mieszanin nieorganicznych (np. boru, chromianów, fluorków, arsenianów), związków rtęci, organicznych związków chlorowanych (np. DDT, lindan), fenoli i ich pochodnych, formaldehydu oraz związków czwartorzędowych (Lorenz, Grade i Riebli, 1994).

Porowate materiały budowlane, takie jak drewno, są szczególnie podatne na biodegradację w wyniku działania bakterii, grzybów i glonów. Uszkodzenia mechaniczne powłok ochronnych – spowodowane naprężeniami termicznymi, zarysowaniami lub uderzeniami – tworzą punkty krytyczne umożliwiające penetrację mikroorganizmów. W odpowiedzi na te wyzwania opracowano innowacyjne rozwiązania w postaci mikrokapsułek zawierających środki biobójcze i błonotwórcze, które w przypadku uszkodzenia mechanicznego uwalniają substancje aktywne tworzące nową warstwę ochronną. Związki takie jak DCOIT (4,5-dichloro-2-n-oktylo-4-izotiazolin-3-on) oraz BIT (benzizotiazolin-3-on), należące do grupy izotiazolinonów, wykazują wysoką skuteczność





w takich zastosowaniach i mogą być wprowadzane do materiałów jako składnik mieszanki na etapie produkcji (Wilson i in., 2010).

11.5. ASPEKT PRAWNY STOSOWANIA BIOCYDÓW

Kwestie prawne związane z wprowadzaniem do obrotu i stosowaniem produktów biobójczych, w tym konserwantów wykorzystywanych w materiałach budowlanych, regulowane są przede wszystkim przez Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 528/2012 (tzw. *Biocidal Products Regulation*, BPR) (Rozporządzenie, 2012). Akt ten ustanawia wymóg zatwierdzania substancji czynnych na poziomie Unii Europejskiej oraz uzyskiwania stosownych pozwoleń na dopuszczenie produktów biobójczych do obrotu. Dodatkowo nakłada obowiązki w zakresie etykietowania, klasyfikacji, oceny ryzyka oraz zapewnienia bezpieczeństwa stosowania tych produktów. W prawie krajowym kwestię tę uzupełnia *Ustawa z dnia 9 października 2015 r. o produktach biobójczych* (Ustawa, 2015), która określa procedury udzielania pozwoleń na obrót produktami biobójczymi, zasady ich kontroli, a także sankcje za nieprzestrzeganie przepisów. Ustawa wskazuje również odpowiednie organy nadzoru, w tym Urząd Rejestracji Produktów Leczniczych, Wyrobów Medycznych i Produktów Biobójczych (URPL). *Ustawa z dnia 25 lutego 2011 r. o substancjach chemicznych i ich mieszaninach* (Ustawa, 2011) oraz Rozporządzenie (2008) dotyczą natomiast klasyfikacji, oznakowania i pakowania substancji chemicznych, w tym biocydów, zgodnie z zasadami globalnie zharmonizowanego systemu (GHS). Kwestie środowiskowe regulowane są natomiast przez prawo ochrony środowiska (Ustawa, 2001) oraz ustawę o odpadach (Ustawa, 2012), które obejmują zagadnienia emisji zanieczyszczeń chemicznych do wód i gleby, także tych wynikających ze spływów powierzchniowych z dachów pokrytych materiałami zawierającymi biocydy.

Mimo relatywnie rozwiniętej podstawy prawnej istnieją istotne luki ograniczające skuteczność ochrony środowiska przed długoterminowym i rozproszonym narażeniem na biocydy. Obecnie prowadzone oceny ryzyka środowiskowego koncentrują się głównie na pojedynczych substancjach chemicznych, podczas gdy w rzeczywistych warunkach obserwuje się oddziaływanie złożonych mieszanin, zawierających m.in. biocydy, pestycydy i farmaceutyki. Brakuje również przepisów uwzględniających emisję z materiałów budowlanych, takich jak papy bitumiczne czy membrany dachowe, które mogą przez wiele lat uwalniać substancje aktywne do środowiska. Po dopuszczeniu biocydu do obrotu nie ma





także obowiązku jego systematycznego monitorowania w kluczowych komponentach środowiska, takich jak gleba, wody gruntowe czy spływy deszczowe, co znacznie utrudnia efektywną ocenę długoterminowego ryzyka.

11.6. ALTERNATYWNE STRATEGIE STOSOWANIA BIOCYDÓW

Dzięki modyfikacji materiałów, już na etapie projektowania można zwiększać ich odporność na kolonizację przez mikroorganizmy, co ograniczy stosowanie konwencjonalnych biocydów. Jedną z efektywnych strategii jest modyfikacja właściwości powierzchniowych produktów w taki sposób, aby zmniejszyć adhezję zarodników mikroorganizmów. Wykazano, że ograniczenie przylegania mikrobioty do powierzchni materiału może obniżyć ryzyko jej rozwoju nawet o 80% (Kastner i in., 2012). Efekt ten można uzyskać m.in. przez stosowanie niejonowych środków powierzchniowo czynnych, takich jak estry kwasów tłuszczowych oligoetylenoglikoli (oligo-EO) (Kastner i in., 2012). Innowacyjnym podejściem, ograniczającym negatywne skutki stosowania biocydów, jest mikrokapsułkowanie substancji czynnych. Technologia ta umożliwia zarówno ochronę biocydu przed przedwczesną degradacją, jak i jednoczesne zastosowanie mieszanin różnych związków aktywnych w jednej formulacji. Kluczowym atutem mikrokapsułkowania jest możliwość kontrolowanego uwalniania substancji biobójczych, co nie tylko wydłuża czas ich działania, ale także ogranicza stratę biocydów w środowisku, przyczyniając się do redukcji ich toksycznego wpływu oraz zmniejszenia kosztów eksploatacyjnych (Trojer i in., 2015). Projektowanie mikrokapsułek wymaga optymalizacji parametrów fizykochemicznych – w szczególności maksymalizacji rozpuszczalności biocydu w rdzeniu kapsułki oraz minimalizacji jego rozpuszczalności w matrycy powłokowej. Właściwy dobór materiałów kapsułkujących umożliwia precyzyjne sterowanie kinetyką i profilem uwalniania substancji aktywnej (Trojer i in., 2015).

W odpowiedzi na rosnące wymagania środowiskowe oraz potrzebę ograniczenia toksyczności konwencjonalnych biocydów, coraz większe zainteresowanie budzą naturalne substancje o działaniu przeciwdrobnoustrojowym. Jednym z najlepiej poznanych i od wieków stosowanych środków o właściwościach biobójczych jest srebro, w szczególności jego nanocząstkowa forma (nanosrebro). Srebro działa przez denaturację struktur błon komórkowych bakterii, przy czym nie wykazuje cytotoksyczności wobec komórek ssaczych, co czyni je selektywnym środkiem przeciwdrobnoustrojowym (Dzikowska, Gościańska i Nowak, 2013). Nanosrebro, mimo wysokiej skuteczności, pozostaje surowcem relatywnie





drogim, co ogranicza jego zastosowanie w materiałach budowlanych o dużej powierzchni użytkowej, takich jak masy uszczelniające czy powłoki ochronne.

W ostatnich latach duże zainteresowanie wzbudzają biopolimery o właściwościach biobójczych, takie jak chitozan (CAS 9012-76-4) i jego pochodne. Chitozan to polisacharyd pozyskiwany głównie z: egzoszkieletów skorupiaków, owadów, niektórych grzybów oraz alg morskich. Wykazuje on szerokie spektrum działania przeciwdrobnoustrojowego, obejmującego bakterie Gram-dodatnie i Gram-ujemne, a także pleśnie i drożdże (Varesano i in., 2011; Falkiewicz-Dulik i Kowalczyk, 2016). Kolejnym przykładem naturalnego biocydu jest serycyna (CAS 96690-41-4) – makromolekularne białko pochodzenia zwierzęcego, syntetyzowane przez jedwabniki (*Bombyx mori*), stanowiące składnik tzw. kleju jedwabnego. Zastosowanie serycyny, m.in. do modyfikacji materiałów PET, wykazuje działanie przeciwdrobnoustrojowe, przy zachowaniu wysokiej biokompatybilności (Varesano i in., 2011; Falkiewicz-Dulik i Kowalczyk, 2016).

Wśród innych substancji pochodzenia naturalnego należy wymienić garbniki roślinne – rozpuszczalne w wodzie polifenole, które są pozyskiwane z zielonych części roślin i z drewna. Działają one przede wszystkim przez denaturację białek i chelatowanie jonów metali, zakłócając tym samym procesy metaboliczne mikroorganizmów. Również nizyna (CAS 1414-45-5), naturalny peptyd produkowany w procesie fermentacji przez bakterie kwasu mlekowego *Lactococcus lactis*, wykazuje aktywność wobec bakterii Gram-dodatnich, choć jej zakres działania jest ograniczony (Varesano i in., 2011; Falkiewicz-Dulik i Kowalczyk, 2016).

11.7. PODSUMOWANIE

Zagadnienie trwałości biologicznej materiałów polimerowych oraz stosowania biocydów w budownictwie, stanowi istotne wyzwanie w kontekście ochrony środowiska i zrównoważonego rozwoju. Choć biocydy skutecznie zabezpieczają materiały przed mikrobiologiczną degradacją, ich obecność wiąże się z ryzykiem toksyczności, bioakumulacji oraz trwałym zanieczyszczeniem ekosystemów. Dlatego środki biobójcze – niezależnie od ich pochodzenia – powinny być stosowane wyłącznie w sytuacjach uzasadnionych, jako środek interwencyjny, a nie profilaktyczny. W procesie decyzyjnym dotyczącym ich użycia należy wybierać substancje jak najmniej inwazyjne, oparte na naturalnych składnikach, z zachowaniem efektywności działania.





Wykorzystanie odpadów, takich jak zużyta guma do żucia, jako surowców wtórnych, to obiecujący kierunek zgodny z ideą gospodarki o obiegu zamkniętym. Jednak takie rozwiązania wymagają dodatkowych zabezpieczeń biologicznych, które nie obciążają środowiska. Konieczne jest więc poszukiwanie bardziej bezpiecznych i innowacyjnych strategii – takich jak mikrokapsułkowanie biocydów czy modyfikacje powierzchni materiałów – które pozwolą na zachowanie wysokich standardów użytkowych przy minimalnym wpływie na zdrowie człowieka i środowisko. Uzupełnieniem działań technologicznych powinno być spójne i skuteczne prawo, uwzględniające rzeczywiste warunki emisji substancji biobójczych. Dalsze badania powinny zmierzać w kierunku rozwiązań, które pogodzą trwałość materiałów z odpowiedzialnością ekologiczną i potrzebą ochrony ekosystemów.

Literatura

1. Bucheli T. D., Müller S. R., Voegelin A., Schwarzenbach R. P. (1998): Bituminous roof sealing membranes as major sources of the herbicide (R, S)-mecoprop in roof runoff waters: Potential contamination of groundwater and surface waters. *Environmental Science & Technology*, Vol. 32(22), 3465-3471.
2. Burkhardt M., Kupper T., Hean S., Haag R., Schmid P., Kohler M., Boller M. (2007): Biocides used in building materials and their leaching behavior to sewer systems. *Water Science and Technology*, Vol. 56(12), 63-67.
3. Burkhardt M., Zuleeg S., Vonbank R., Schmid P., Hean S., Lamani X., Bester K., Boller M. (2011): Leaching of additives from construction materials to urban storm water runoff. *Water Science and Technology*, Vol. 63(9), 1974-1982.
4. Dabrowski K., Pawłowska U., Debek C. (2019). Elastomers with biocidal properties: Part 1. Literature review. *Polimery*, Vol. 64(06), 395-404.
5. Dzikowska A., Gościańska J., Nowak I. (2013): Synteza, właściwości fizykochemiczne oraz zastosowania nanocząstek srebra w kosmetyce. W: G. Schroeder (Red.), *Kosmetyki – chemia dla ciała* (s. 163-176). Kostrzyn, Wydawnictwo Cursiva.
6. Falkiewicz-Dulik M., Kowalczyk M. (2016): Substancje czynne używane do biostabilizacji polimerów i tworzyw. *Technologia i Jakość Wytrobów*, R. 61, 47-54.
7. Jarosz M., Głowienka W., Stoma M. (2021): Ocena świadomości ekologicznej mieszkańców Lubelszczyzny. W: M. Babicz, Nowakowicz-Dębek B. (Red.), *Wybrane zagadnienia z zakresu ochrony i zagrożeń środowiska* (s. 35-45). Lublin, Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego.
8. Jastrzębska E. (2017): Circular economy: A new idea or the old approach? Good practices of socially responsible companies. *Prace Naukowe Uniwersytetu Ekonomicznego we Wrocławiu*, nr 491, 220-234.
9. Kapelewska J. (2019): Odcieki ze składowisk odpadów komunalnych jako potencjalne źródło zanieczyszczenia środowiska wodnego. Rozprawa doktorska. Białystok, Uniwersytet w Białymstoku.
10. Kastner C., Weide M. R., Bolte A., Schöttmer B., Breves R. (2012): Alternative Wege zu schimmelresistenten Materialien: Schimmelbefall im Haus. *BIOspektrum*, H. 18, 444-446.





11. Lorenz J., Grade R., Riebli P. (1994): Biocides for protecting industrial materials and water systems (U.S. Patent No. 5,284,844). United States Patent and Trademark Office.
12. Matejczyk M. (2022): Toksyczność wybranych farmaceutyków i ich mieszanin w ściekach w stosunku do *Escherichia coli*. Białystok, Oficyna Wydawnicza Politechniki Białostockiej.
13. Mester H. (2024): Sustainable material design: Balancing performance and environmental impact. Journal of Material Sciences & Engineering, Vol. 13(1), 688.
14. Park J.-H., Cox-Ganser J. M. (2011): Mold exposure and respiratory health in damp indoor environments. Frontiers in Bioscience, Vol. 3, 757-771.
15. Piontek M., Lechów H. (2013): Produkty biobójcze stosowane w ochronie elewacji przed korozją biologiczną. Zeszyty Naukowe. Inżynieria Środowiska/Uniwersytet Zielonogórski, T. 151(31), 86-95.
16. Portnoy J. M., Kwak K., Dowling P., van Osdol T., Barnes C. (2005): Health effects of indoor fungi. Annals of Allergy, Asthma & Immunology, Vol. 94(3), 313-320.
17. Roy A. S. (2021): Improper disposal of non-biodegradable chewing gum is one of the biggest threats to our ecology: A review. Current World Environment, Vol. 16(3), 916.
18. Rozporządzenie (2008): Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (WE) nr 1272/2008 z dnia 16 grudnia 2008 r. w sprawie klasyfikacji, oznakowania i pakowania substancji i mieszanin, zmieniające i uchylające dyrektywy 67/548/EWG i 1999/45/WE oraz zmieniające rozporządzenie (WE) nr 1907/2006. Dz. U. UE, L 353.
19. Rozporządzenie (2012): Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 528/2012 z dnia 22 maja 2012 r. w sprawie udostępniania na rynku i stosowania produktów biobójczych. Dz. U. UE, L167.
20. Rutkowska M., Popławski Ł. (2017): Model zrównoważonej gospodarki o obiegu zamkniętym. Studia i Prace WNEiZ US, nr 47, 119-128.
21. Traczewska T., Red. (2014): Interdyscyplinarne zagadnienia w inżynierii i ochronie środowiska. Wrocław, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej.
22. Trojer M. A., Nordstierna L., Bergek J., Blanck H., Holmberg K., Nyden M. (2015): Use of microcapsules as controlled release devices for coatings. Advances in Colloid and Interface Science, Vol. 222, 18-43.
23. Ustawa (2001): Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska. Dz. U. 2001, nr 62, poz. 627.
24. Ustawa (2011): Ustawa z dnia 25 lutego 2011 r. o substancjach chemicznych i ich mieszaninach. Dz. U. 2011, nr 63, poz. 322.
25. Ustawa (2012): Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach. Dz. U. 2013, poz. 21.
26. Ustawa (2015): Ustawa z dnia 9 października 2015 r. o produktach biobójczych. Dz. U. 2015, poz. 1926.
27. Varesano A., Vineis C., Aluigi A., Rombaldoni F. (2011): Antimicrobial polymers for textile products. W: A. Méndez-Vilas (Red.), Science Against Microbial Pathogens: Communicating Current Research and Technological Advances (s. 99-110). Badajoz, Formatex.
28. Wilson M. i in. (2019): Biocidal protective formulations (U.S. Patent No. 10,273,367 B2). U.S. Patent and Trademark Office.





Paweł Liszaj¹, Adrian Barasiński²

¹ Politechnika Częstochowska – Wydział Infrastruktury i Środowiska

² Politechnika Częstochowska – Wydział Elektryczny

12. Ryzyko środowiskowe składowania zużytych akumulatorów litowo-jonowych i strategie ograniczania ich wpływu na ekosystem

12.1. WPROWADZENIE

Wzrost znaczenia technologii litowo-jonowych w sektorze energetycznym i elektronice użytkowej doprowadził do gwałtownego wzrostu liczby zużytych akumulatorów litowo-jonowych, które wymagają odpowiedniego unieszkodliwiania i tymczasowego magazynowania (Tarascon i Armand, 2001; Gaines, 2014; Harper i in., 2019; Biswal i in., 2024). Dzisiejsze pojazdy elektryczne wykorzystują ogniwa litowo-jonowe, a realny postęp w magazynowaniu energii determinuje cały rynek zeroemisyjnego transportu, ponieważ wysoka gęstość energii i możliwość wielokrotnego ładowania przekładają się bezpośrednio na zasięg i funkcjonalność samochodów EV (ang. *electric vehicle*) (Spotnitz i Franklin, 2003; Nayak i in., 2017; Pesaran, 2023; IEA, 2024; Motowidlak i Bukowska-Piestrzyńska, 2024).

Choć baterie litowo-jonowe postrzegane są jako kluczowy element transformacji energetycznej, to końcowy etap ich życia operacyjnego wiąże się z wieloma zagrożeniami środowiskowymi i technicznymi, np. uwolnieniem toksycznych substancji do środowiska (Larsson i in., 2017), emisją gazów cieplarnianych w trakcie awarii, powstawaniem cieczy popożarowych w dużym stopniu zanieczyszczonych szkodliwymi związkami (Bordes i in., 2024).

W odróżnieniu od klasycznych odpadów przemysłowych zużyte akumulatory litowo-jonowe wykazują nadal aktywność elektrochemiczną oraz cechują się niestabilnością, zwłaszcza w przypadku uszkodzeń mechanicznych lub działania wysokich temperatur (Ouyang i in., 2019; Bąkowski i in., 2024). Nieuwzględnienie w polskich aktach prawnych zawierających przepisy przeciwpożarowe i techniczno-budowlane, miejsc gromadzenia odpadów ogniw litowo-jonowych, wymusza wdrażanie szczególnych standardów w zakresie projektowania i eksploatacji infrastruktury magazynowej w oparciu o wiedzę inżynierską (Rozporządzenie, 2002, 2010, 2020). Co więcej, dotyczące kwestii odpadów przepisy *Rozporządzenia Ministra Spraw Wewnętrznych i Administracji z 19 lutego 2020 r. w sprawie*





wymagań w zakresie ochrony przeciwpożarowej, jakie mają spełniać obiekty budowlane lub ich części oraz inne miejsca przeznaczone do zbierania, magazynowania lub przetwarzania odpadów (Rozporządzenie, 2020) określają jedynie ilość wody do celów przeciwpożarowych do zewnętrznego gaszenia pożaru dla stref pożarowych z odpadami stałymi, które znajdują się poza budynkami (dla zużytych baterii i akumulatorów przy zakładach przetwarzania baterii i akumulatorów określono wymóg co najmniej 20 dm³/s). Poza kwestią przeciwpożarowego zaopatrzenia w wodę, w przepisach nie odniesiono się do wymagań dotyczących klasy odporności ogniowej elementów budowlanych czy obligatoryjnego stosowania urządzeń zabezpieczających (Rozporządzenie, 2020).

Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2023/1542 z dnia 12 lipca 2023 r. w sprawie baterii i zużytych baterii, zmieniające dyrektywę 2008/98/WE i rozporządzenie (UE) 2019/1020 oraz uchylające dyrektywę 2006/66/WE (Rozporządzenie, 2023) stanowi przełomowy akt prawny w podejściu do gospodarki bateryjnej w Unii Europejskiej. Po raz pierwszy przepisy obejmują cały cykl życia baterii – od ich projektowania, przez użytkowanie, aż po etap zagospodarowania ich jako odpadu. Dotychczasowe regulacje koncentrowały się głównie na końcowej fazie życia baterii, obecnie jednak podejście to zostało rozszerzone o wiele nowych aspektów, mających kluczowe znaczenie z perspektywy środowiskowej, gospodarczej i technologicznej. W kontekście zużytych akumulatorów litowo-jonowych – które coraz częściej wykorzystywane są w pojazdach elektrycznych, sprzęcie przemysłowym oraz lekkim transporcie elektrycznym, takim jak rowery czy hulajnogi – rozporządzenie to wprowadza istotne zmiany. Przede wszystkim zobowiązuje państwa członkowskie i producentów do osiągania konkretnych poziomów zbiórki zużytych baterii: 63% do 2027 r. oraz 73% do 2030 r. dla baterii przenośnych, a dla baterii stosowanych w lekkich środkach transportu – 51% do 2028 r. i 61% do 2031 r. To oznacza konieczność rozwinięcia sprawnie działających systemów odbioru i recyklingu tych odpadów (Rozporządzenie, 2023).

Rozporządzenie zwraca również uwagę na odzysk surowców krytycznych. Ustalono ambitne cele dotyczące odzyskiwania litu – 50% do końca 2027 r. i aż 80% do końca 2031 r. – co ma ogromne znaczenie w kontekście ograniczonych światowych zasobów tego pierwiastka oraz jego strategicznego znaczenia dla przyszłości energetyki i elektromobilności (Rozporządzenie, 2023). Co więcej, producenci będą zobowiązani do stosowania minimalnych poziomów materiałów pochodzących z recyklingu w nowych bateriach – m.in. 16% kobaltu, 6% litu i niklu, a także aż 85% ołowiu – co stanowi silny impuls dla rozwoju





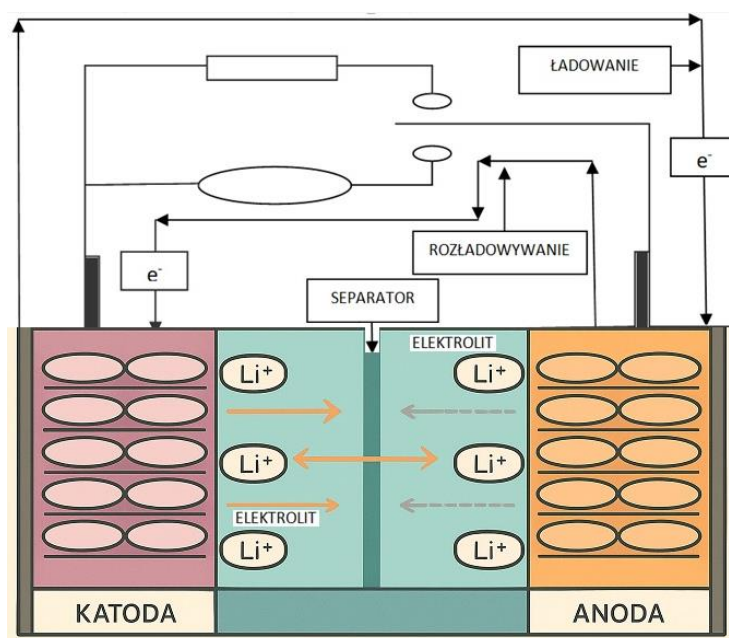
technologii odzysku i przetwarzania zużytych ogniw. Omawiane przepisy kładą także nacisk na przejrzystość i identyfikowalność baterii litowo-jonowych. Cyfrowy paszport baterii powinien zawierać informacje o śladzie węglowym, składzie chemicznym, zawartości surowców z recyklingu czy zastosowanych materiałach niebezpiecznych. Do 2027 r. obowiązkowe stanie się stosowanie kodów QR, ułatwiających dostęp do tych danych. Nie mniej istotne są zapisy dotyczące wymagań konstrukcyjnych – już od 2027 r. wszystkie przenośne baterie będą musiały być zaprojektowane w sposób umożliwiający ich łatwe usunięcie i wymianę przez użytkownika. To odpowiedź na rosnącą krytykę tzw. baterii zintegrowanych, które utrudniają recykling i generują dodatkowe odpady. Rozporządzenie (2023) wprowadza też obowiązek dochowania należytej staranności przez operatorów łańcucha dostaw – z wyłączeniem małych i średnich przedsiębiorstw – co oznacza konieczność monitorowania pochodzenia surowców oraz zgodności działań z zasadami zrównoważonego rozwoju. Wszystkie te regulacje mają szczególne znaczenie w kontekście specyfiki akumulatorów litowo-jonowych, których zaawansowana konstrukcja – oparta na złożonych materiałach katodowych i anodowych, takich jak tlenki metali litowych czy grafit – czyni je nie tylko wydajnymi źródłami energii, ale także nośnikami cennych i trudno dostępnych surowców, których odzysk i ponowne wykorzystanie stają się kluczowym elementem nowego podejścia do tej gałęzi gospodarki. Dodatkowo od 1 stycznia 2025 r. obowiązuje zaktualizowana wersja *UN Manual of Tests and Criteria (Rev. 8)*, nakładająca wymóg dołączania karty charakterystyki (ang. *safety data sheet, SDS*) do każdej przesyłki baterii pozytywnie zweryfikowanej w teście UN 38.3.

12.2. CHARAKTERYSTYKA AKUMULATORÓW LITOWO-JONOWYCH

W porównaniu do starszych typów baterii, takich jak niklowo-kadmowe czy niklowo-metalowo-wodorkowe, akumulatory litowo-jonowe oferują wyższą gęstość energetyczną oraz dłuższą żywotność. Główne elementy konstrukcyjne ogniw litowo-jonowych to elektroda dodatnia (katoda), elektroda ujemna (anoda) oraz elektrolit. Katoda zazwyczaj wykonana jest z tlenków metali litowo-kobaltowych, litowo-manganowych lub litowo-żelazowo-fosforanowych, natomiast anoda najczęściej wykonana jest z grafitu. Elektrolit, będący cieczą organiczną zawierającą sole litowe, umożliwia przepływ jonów litowych między elektrodami podczas cykli ładowania i rozładowywania. Proces ładowania baterii litowo-jonowych polega na przemieszczaniu się jonów litowych z katody do anody przez



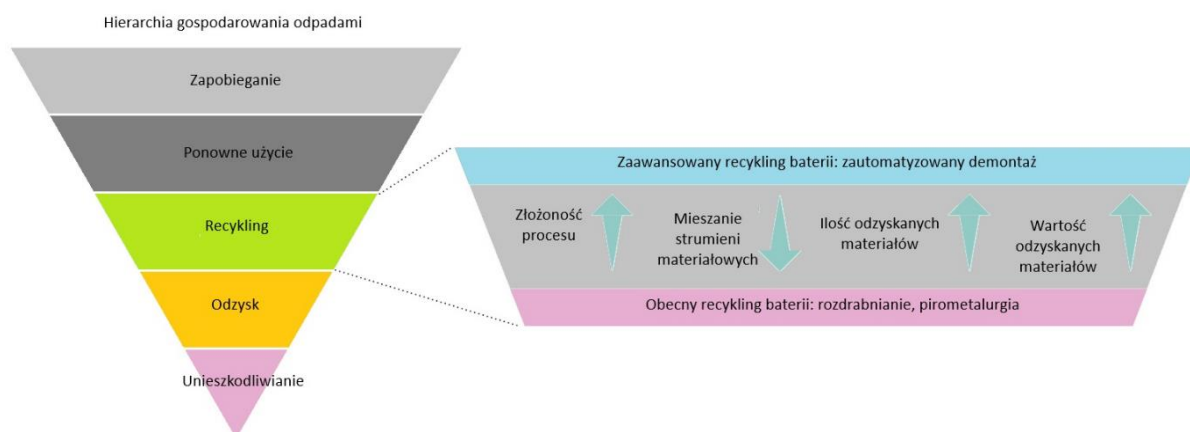
elektrolit, co jest możliwe dzięki wprowadzeniu zewnętrznego źródła prądu. W trakcie rozładowywania jony litowe przemieszczają się w przeciwnym kierunku, z anody do katody, generując prąd elektryczny zasilający urządzenie (rys. 12.1).



Rys. 12.1. Schemat reakcji chemicznej zachodzącej w akumulatorze litowo-jonowym. Oprac. na podst. Bankole, Gong i Lei (2013)

Oszczędność zużycia surowców przez ich ponowne wykorzystywanie oraz minimalizacja wpływu na środowisko są kluczowe dla zrównoważonej gospodarki zasobami. Rysunek 12.2 przedstawia prosty schemat nazywany „Drabiną Lansinka”⁴ pokazujący hierarchię gospodarowania odpadami – od najbardziej do najmniej korzystnego dla środowiska (Zhang i in., 2022).

⁴ Nazwa wywodzi się od nazwiska holenderskiego parlamentarzysty Ada Lansinka, który sformułował hierarchiczną koncepcję gospodarowania odpadami (od prewencji, przez ponowne użycie i recykling, po odzysk energii oraz unieszkodliwianie), stanowiącą wzorzec dla późniejszych ujęć gospodarowania odpadami. Model ten został następnie ugruntowany w polityce publicznej jako podstawa priorytetyzacji działań w prawie unijnym dotyczącym odpadów.



Rys. 12.2. Hierarchia gospodarowania odpadami. Oprac. na podst. Dyrektywa (2008)

W rozszerzonej wersji schematu uwidacznia się zakres technologii recyklingu baterii: od obecnych metod opartych na rozdrabnianiu i pirometalurgii, po zaawansowany, zautomatyzowany demontaż, który minimalizuje mieszanie strumieni materiałów i maksymalizuje odzysk surowców. Całość pokazuje, jak rośnie złożoność procesów oraz wartość odzyskiwanych materiałów, gdy przesuwamy się ku górze piramidy. Bardzo ważnym elementem Dyrektywy (2008) jest również zasada rozszerzonej odpowiedzialności producenta. Nakłada ona na przedsiębiorców produkujących akumulatory obowiązek organizowania systemów zbiórki zużytych baterii, ich bezpiecznego transportu oraz sfinansowania recyklingu i przetwarzania. Producent powinien także projektować produkty tak, aby ułatwiać ich rozbiórkę i odzysk materiałów, co w praktyce oznacza konieczność unikania skomplikowanych połączeń i materiałów trudnych do separacji. Dla odpadów niebezpiecznych, jakimi są akumulatory litowo-jonowe, dyrektywa przewiduje szczególne wymogi ewidencyjne i dokumentacyjne. Każdy etap gospodarowania odpadem – od jego wytworzenia, przez transport, aż po recykling – musi być odpowiednio udokumentowany, a przedsiębiorcy muszą prowadzić rejestry i raporty dotyczące masy oraz rodzaju odpadów. Państwa członkowskie są dodatkowo zobowiązane do prowadzenia inspekcji oraz systematycznego nadzoru nad podmiotami działającymi w tej branży. W kontekście technicznym dyrektywa promuje stosowanie najlepszych dostępnych technik (ang. *best available techniques*, BAT) przy przetwarzaniu odpadów – w tym zaawansowanych metod odzysku surowców z akumulatorów, takich jak hydrometalurgia czy pirometalurgia. Ma to na celu nie tylko zwiększenie efektywności odzysku, ale też ograniczenie emisji zanieczyszczeń i minimalizację ryzyka środowiskowego. Warto podkreślić, że przepisy Dyrektywy (2008) zostały uzupełnione i wzmocnione przez Rozporządzenie (2023), które tworzy ramy prawne



dla budowy zrównoważonego systemu zarządzania bateriami w Unii Europejskiej, który byłby zarazem odpowiedzią na wyzwania związane z rozwojem elektromobilności i transformacją energetyczną. W kolejnych rozdziałach szczegółowo omówiono główne zagrożenia środowiskowe związane ze składowaniem zużytych akumulatorów litowo-jonowych, obejmujące emisję toksycznych gazów (HF, CO, NO_x) podczas pożaru lub niekontrolowanego rozkładu termicznego, przenikanie metali ciężkich i elektrolitu do gleby oraz wód gruntowych.

12.3. RYZYKO ZANIECZYSZCZENIA GLEBY I WÓD GRUNTOWYCH W MIEJSCACH MAGAZYNOWANIA AKUMULATORÓW LITOWO-JONOWYCH

Jednym z poważnych zagrożeń środowiskowych towarzyszących procesowi magazynowania akumulatorów litowo-jonowych – zarówno zużytych, jak i nowych – jest ryzyko niekontrolowanego przedostania się substancji toksycznych do gleby i wód gruntowych (Mrozik i in., 2021). Z uwagi na ich skład chemiczny, baterie te należy traktować jako materiały o podwyższonym ryzyku środowiskowym, wymagające odpowiednio zaprojektowanej infrastruktury magazynowej oraz procedur minimalizujących prawdopodobieństwo skażenia. Baterie litowo-jonowe zawierają liczne związki chemiczne o właściwościach toksycznych i reaktywnych, przede wszystkim metale ciężkie (lit, kobalt, nikiel, mangan) oraz organiczne rozpuszczalniki stosowane w elektrolitach, które mogą gwałtownie reagować w kontakcie z wodą lub powietrzem (Larsson i in., 2017; Schwaebe i in., 2024). W przypadku uszkodzenia mechanicznego, rozszczelnienia ogniwa lub degradacji materiałów (np. przez korozję) substancje te mogą wydostać się z baterii i trafiać do środowiska. Najbardziej narażone są gleby oraz wody podziemne. W sytuacji nieszczelnej infrastruktury magazynowej wyciek substancji chemicznych może prowadzić do ich przesiąkania przez warstwy ziemi i przenikania do wód gruntowych, a tym samym do skażenia lokalnych zasobów wodnych (Bordes i in., 2024). Ze względu na rozpuszczalność wielu z tych związków, mogą one łatwo przemieszczać się w środowisku wodnym, oddziałując na znaczny obszar i powodując wtórne skażenie ekosystemów, upraw rolnych, a także wody pitnej. W przypadku baterii zużytych ryzyko to wzrasta, ponieważ mogą one zawierać już zdegradowane komponenty o obniżonej integralności strukturalnej, co zwiększa podatność na powstawanie nieszczelności (Maddipatla, Kong i Pecht, 2024). Dodatkowym czynnikiem ryzyka jest sposób przechowywania akumulatorów – nieprawidłowo zabezpieczone lub składowane zbiorczo bez odpowiedniej separacji, mogą się wzajemnie





uszkadzać, co może prowadzić do wycieku i rozlewu substancji toksycznych. Istotne znaczenie ma również gospodarka wodami opadowymi na terenie magazynów. Brak odpowiedniego systemu odprowadzania wody deszczowej może sprzyjać migracji zanieczyszczeń do gruntu lub kanalizacji ogólnospławnej. Szczególnie niebezpieczne są sytuacje, gdy do wycieku dochodzi na nieutwardzonym lub nieszczelnym podłożu, bez właściwej izolacji. Przeciwdziałanie tego rodzaju zagrożeniom wymaga wdrożenia specjalistycznych rozwiązań konstrukcyjnych. Podstawowym środkiem prewencyjnym jest stosowanie szczelnych, chemoodpornych posadzek oraz systemów wychwytyjących potencjalne wycieki, takich jak wanny wychwytowe i zbiorniki zabezpieczające (EPA, 2023). W przypadku wykrycia wycieku niezbędne jest natychmiastowe wdrożenie procedur awaryjnych, obejmujących neutralizację rozlewów i monitoring skażonego terenu. Zgodnie z katalogiem odpadów zużyte akumulatory litowo-jonowe kwalifikuje się do kodu 16 06 05* – „baterie i akumulatory zawierające lit”, co nakłada obowiązek ich odrębnego magazynowania jako odpadów niebezpiecznych (Commission Decision, 2000).

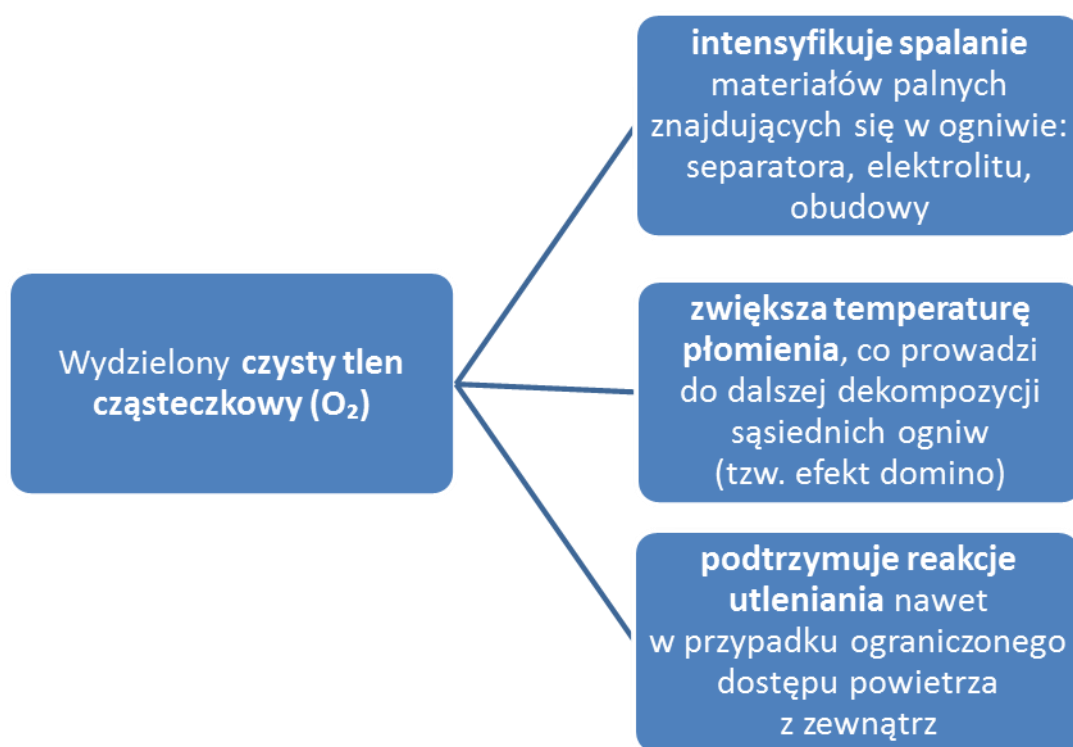
12.4. EMISJA GAZÓW CIEPLARNIANYCH I TOKSYCZNYCH PRODUKTÓW SPALANIA PODCZAS POŻARU AKUMULATORÓW LITOWO-JONOWYCH

Pożar akumulatorów litowo-jonowych stanowi jedno z najpoważniejszych zagrożeń związanych z ich magazynowaniem. W wyniku rozkładu materiałów wewnątrz ogniw dochodzi do gwałtownego wydzielania gazów, w tym substancji wysoko toksycznych, żrących oraz gazów cieplarnianych, co stanowi istotne zagrożenie środowiskowe. Charakterystyka tej emisji zależy od typu baterii, poziomu naładowania, temperatury otoczenia oraz rodzaju zainicjowanej reakcji. Jednym z najbardziej niebezpiecznych produktów rozkładu elektrolitu jest fluorowodór (HF). Badania (Larsson i in., 2017) wykazały, że ilość HF uwalnianego podczas pożaru pojedynczego modułu może sięgać kilkuset gramów, co w zamkniętej przestrzeni może doprowadzić do natychmiastowego przekroczenia dopuszczalnego poziomu narażenia ludzi. HF łatwo rozpuszcza się w wodzie, tworząc roztwór o silnie kwaśnym odczynie i wysokiej reaktywności. Może on powodować skażenie wód opadowych, gleby i powietrza. Oprócz HF, w wyniku spalania baterii emitowane są takie związki, jak: tlenek węgla (CO), dwutlenek węgla (CO₂), fosforofluorek (POF₃), cząstki stałe, węglowodory aromatyczne oraz inne związki organiczne (Larsson i in., 2017). Tlenek węgla i fosforofluorek mają działanie silnie toksyczne, a obecność węglowodorów i cząstek sadzy może prowadzić



do długoterminowego zanieczyszczenia środowiska naturalnego oraz stwarzać zagrożenie dla organizmów wodnych i lądowych.

Warto podkreślić, że intensywność emisji jest zależna od rodzaju i wielkości pożaru. W badaniach laboratoryjnych przeprowadzonych przez Larssona wykazano, że reakcja egzotermiczna ogniwa może przebiegać w temperaturze powyżej 800°C, co przyspiesza rozkład elektrolitów i zwiększa ilość emitowanych związków toksycznych (Larsson i in., 2017). Wysoka temperatura powoduje rozkład elektrolitu organicznego (np. LiPF_6 w węglanach organicznych), dekompozycję materiału katodowego – najczęściej stosowane są: LiCoO_2 (tlenek litowo-kobaltowy), LiNiMnCoO_2 (NMC), LiFePO_4 , LiMn_2O_4 . Dla katod zawierających tlenki metali (np. LiCoO_2 , NMC, NCA) rozkład termiczny prowadzi do uwolnienia cząsteczkowego tlenu (O_2), który napędza reakcję spalania (rys. 12.3).



Rys. 12.3. Rola tlenu w propagacji spalania. Oprac. na podst. Spotnitz i Franklin (2003), Chen i in. (2021)

Emisja gazów toksycznych i cieplarnianych w wyniku pożaru akumulatorów litowo-jonowych ma nie tylko bezpośrednie skutki zdrowotne, ale także długofalowy wpływ na środowisko. Zasadne jest, aby w przypadku neutralizacji zdarzenia, kierujący działaniami ratowniczymi rozpoznał wieloaspektowo pożar akumulatorów. Prowadzenie działań gaśniczych wymaga także zużycia dużej ilości wody, co opisano w kolejnym podrozdziale.



12.5. ZUŻYCIE ZASOBÓW WODNYCH PODCZAS GASZENIA POŻARÓW BATERII LITOWO-JONOWYCH

Gaszenie pożarów baterii litowo-jonowych ogranicza się w zasadzie do ich chłodzenia i wymaga zużycia znacznych ilości wody, szczególnie w przypadku dużych modułów akumulatorowych. W odróżnieniu od innych materiałów palnych, baterie litowo-jonowe wykazują odporność na standardowe środki gaśnicze oraz skłonność do ponownych zapłonów, co znacznie wydłuża czas prowadzenia działań ratowniczo-gaśniczych (Larsson i in., 2017). Badania wykazały, że skuteczne schłodzenie ogni w objętych rozbiegiem termicznym może wymagać zużycia od 2500 do nawet 10 000 litrów wody na jeden pojazd elektryczny, hybrydowy lub zestaw baterijny (Bordes i in., 2024). Ilość wody jest uzależniona od konstrukcji modułów, ich pojemności, stanu naładowania oraz warunków otoczenia. W niektórych przypadkach konieczne jest całkowite zanurzenie ogni w wodzie, co zwiększa zapotrzebowanie na ten środek gaśniczy. Taki sposób praktykowany jest przez jednostki ochrony przeciwpożarowej w Polsce w przypadku pożarów samochodów elektrycznych i hybrydowych. Duże zużycie wody do celów gaśniczych może prowadzić do lokalnego niedoboru wody użytkowej, szczególnie na obszarach pozbawionych infrastruktury hydrantowej lub o ograniczonym dostępie do zasobów wodnych. Jednocześnie duże ilości wody muszą być szybko dostarczane i dystrybuowane w sposób ciągły, co jest dużym wyzwaniem dla jednostek straży pożarnej i systemów technicznych obiektów przemysłowych.

Z punktu widzenia środowiskowego nadmierne zużycie wody w akcjach gaśniczych powoduje tworzenie się cieczy popożarowej o znacznej objętości, zawierającej substancje toksyczne pochodzące z rozkładu elektrolitów, powłok, materiałów ogniwa oraz samej struktury ogniwa. Substancje te mogą zawierać fluorowodór, związki fosforu, metale ciężkie oraz lotne związki organiczne. W odpowiedzi na te wyzwania zaleca się wyposażenie obiektów w systemy zbierania i neutralizacji wód gaśniczych oraz zastosowanie alternatywnych technologii gaszenia, takich jak mgła wodna czy środki inertyzujące, które pozwalają na ograniczenie zużycia wody, przy zachowaniu skuteczności działań ratowniczych. W tabeli 12.1 porównano wybrane systemy gaszenia pożarów ogni w litowo-jonowych (NFPA, 2023).





Tabela 12.1. Środki gaśnicze wykorzystywane do gaszenia pożarów ogniw litowo-jonowych. Oprac. na podst. NFPA (2023)

Medium gaśnicze	Mechanizm działania	Skuteczność chłodzenia	Ryzyko wtórnego skażenia	Typowe zastosowanie	Dostępność
Mgła wodna	absorpcja ciepła, inertyzacja	wysoka	wysoka (duża ilość wody gaśniczej)	hale logistyczne	wysoka
CO ₂	inertyzacja	niska	niskie	zamknięte komory	umiarkowana
Azot	inertyzacja	umiarkowana	niskie	magazyny kontenerowe	umiarkowana

12.6. PODSUMOWANIE

Bezpieczne i odpowiedzialne magazynowanie zużytych akumulatorów litowo-jonowych stanowi jedno z kluczowych wyzwań współczesnej inżynierii środowiska. Przedstawione w rozdziale zagadnienia potwierdzają, że odpady bateryjne, mimo zakończenia swojej funkcji użytkowej, zachowują aktywność elektrochemiczną oraz stanowią potencjalne źródło zagrożenia chemicznego, termicznego i fizycznego. Ich niewłaściwe przechowywanie może prowadzić do skażenia środowiska wodno-glebowego, emisji gazów toksycznych oraz powstawania znacznych ilości zanieczyszczonych cieczy popożarowych.

Z punktu widzenia inżynierskiego konieczne jest projektowanie obiektów magazynowych z uwzględnieniem odporności chemicznej, systemów retencyjnych, aktywnego monitoringu parametrów środowiskowych oraz zaawansowanych systemów detekcji i chłodzenia. Szczęólnego znaczenia nabiera organizacja przestrzeni, segregacja baterii według ich stanu technicznego i składu chemicznego oraz wdrożenie procedur postępowania z ogniwami uszkodzonymi. Właściwe zarządzanie tymi obiektami wymaga także profesjonalnych szkoleń personelu i budowania trwałej współpracy z jednostkami ratowniczymi oraz organami nadzoru środowiskowego.

Magazynowanie zużytych akumulatorów nie jest wyłącznie wyzwaniem technicznym, lecz interdyscyplinarnym problemem łączącym inżynierię, ekologię i zarządzanie kryzysowe. Bezpieczne magazynowanie odpadów bateryjnych stanowi warunek konieczny ochrony środowiska, zdrowia publicznego i realizacji strategii zrównoważonego rozwoju.

Literatura

1. Bąkowski H., Przytuła I., Cebulska W., Hadryś D., Ćwiek J. (2024): The Impact of Mechanical Failure of 18650 Batteries on the Safety of Electric Transport Operations. *Energies*, Vol. 17(23), 5980.





2. Bankole O. E., Gong C., Lei L. (2013): Battery recycling technologies: Recycling wastelithium ion batteries with the impact on the environment in-view. *Journal of Environment Ecology*, Vol. 4(1), 14-28.
3. Biswal B. K., Zhang B., Tran P. T. M., Zhang J., Balasubramanian R. (2024): Recycling of spent lithium-ion batteries for a sustainable future: Recent advancements. *Chemical Society Reviews*, Vol. 53, 5552-5592.
4. Bordes A., Papin A., Marlair G., Claude T., El-Masri A., Durussel T., Bertrand J.-P., Truchot B., Lecocq A. (2024): Assessment of run-off waters resulting from lithium-ion battery fire-fighting operations. *Batteries*, Vol. 10(4), 118.
5. Chen Y., Kang Y., Zhao Y., Wang L., Liu J., Li Y., Liang Z., He X., Li X., Tavajohi N., Li B. (2021). A review of lithium-ion battery safety concerns: The issues, strategies, and testing standards. *Journal of Energy Chemistry*, Vol. 59, 83-99.
6. Commission Decision (2000): 2000/532/EC: Commission Decision of 3 May 2000 replacing Decision 94/3/EC establishing a list of wastes pursuant to Article 1(a) of Council Directive 75/442/EEC on waste and Council Decision 94/904/EC establishing a list of hazardous waste pursuant to Article 1(4) of Council Directive 91/689/EEC on hazardous waste (notified under document number C(2000) 1147).
7. Dyrektywa (1975): Dyrektywa Rady z dnia 15 lipca 1975 r. w sprawie odpadów. Dz. U. L 194.
8. Dyrektywa (2008): Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/98/WE z dnia 19 listopada 2008 r. w sprawie odpadów oraz uchylająca niektóre dyrektywy. Dz. U. L 312.
9. EPA (2023): Guidance on the Safe Storage of Lithium-Ion Batteries at Waste Handling Facilities. Wexford, Environmental Protection Agency, <https://www.epa.ie/publications/monitoring--assessment/waste/06792-EPA-Lithium-Ion-Battery-Guidance-Proof.pdf> (dostęp: 11.11.2025).
10. Gaines L. (2014): The future of automotive lithium-ion battery recycling: Charting a sustainable course. *Sustainable Materials and Technologies*, Vol. 1-2, 2-7.
11. Harper G., Sommerville R., Kendrick E., Driscoll L., Slater P., Stolkin R., Walton A., Christensen P., Heidrich O., Lambert S., Abbott A., Ryder K., Gaines L., Anderson P. (2019): Recycling lithium-ion batteries from electric vehicles. *Nature*, Vol. 575, 75-86.
12. IEA (2024): Global EV Outlook 2024: Trends in electric-vehicle batteries. Paris, International Energy Agency, <https://www.iea.org/reports/global-ev-outlook-2024/trends-in-electric-vehicle-batteries> (dostęp: 11.11.2025).
13. Larsson F., Andersson P., Blomqvist P., Mellander B.-E. (2017): Toxic fluoride gas emissions from lithium-ion battery fires. *Scientific Reports*, Vol. 7, 10018.
14. Maddipatla S., Kong L., Pecht M. (2024): Safety analysis of lithium-ion cylindrical batteries using design and process failure mode and effect analysis. *Batteries*, Vol. 10(3), 76.
15. Man G. T., Iordache A. M., Zgavarozea R., Nechita C. (2024): Recycling lithium-ion batteries – Technologies, environmental, human health, and economic issues – Mini-systematic literature review. *Membranes*, Vol. 14(12), 277.
16. Motowidlak U., Bukowska-Piestrzyńska A. (2024): Determinants of electromobility development from the perspective of a zero-emission, innovative and resilient economy. *Economics and Environment*, 88(1), 732.





17. Mrozik W., Rajaeifar M. A., Heidrichab O., Christensenabc P. (2021): Environmental impacts, pollution sources and pathways of spent lithium-ion batteries. *Energy & Environmental Science*, Vol. 14, 6099-6121.
18. Nayak P. K., Yang L., Brehm W., Adelhelm P. (2018): From Lithium-Ion to Sodium-Ion Batteries: Advantages, Challenges, and Surprises. *Angewandte Chemie International Edition*, Vol. 57(1), 102-120.
19. NFPA (2023): Standard for the Installation of Stationary Energy Storage Systems. Quincy, MA, National Fire Protection Association.
20. Ouyang D., Chen M., Huang Q., Weng J., Wang Z., Wang J. (2019). A Review on the Thermal Hazards of the Lithium-Ion Battery and the Corresponding Countermeasures. *Applied Sciences*, Vol. 9(12), 2483.
21. Pesaran A. A. (2023): Lithium-Ion Battery Technologies for Electric Vehicles: Progress and Challenges. *IEEE Electrification Magazine*, Vol. 11(2), 35-43.
22. Rozporządzenie (2002): Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z 12 kwietnia 2002 r. w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie. Dz. U. 2002 nr 75 poz. 690, z późn. zm.
23. Rozporządzenie (2010): Rozporządzenie Ministra Spraw Wewnętrznych i Administracji z dnia 7 czerwca 2010 r. w sprawie ochrony przeciwpożarowej budynków, innych obiektów budowlanych i terenów. Dz. U. 2010 nr 109 poz. 719, z późn. zm.
24. Rozporządzenie (2020): Rozporządzenie Ministra Spraw Wewnętrznych i Administracji z dnia 19 lutego 2020 r. w sprawie wymagań w zakresie ochrony przeciwpożarowej, jakie mają spełniać obiekty budowlane lub ich części oraz inne miejsca przeznaczone do zbierania, magazynowania lub przetwarzania odpadów. Dz. U. 2020 poz. 296.
25. Rozporządzenie (2023): Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2023/1542 z dnia 12 lipca 2023 r. w sprawie baterii i zużytych baterii, zmieniające dyrektywę 2008/98/WE i rozporządzenie (UE) 2019/1020 oraz uchylające dyrektywę 2006/66/WE. Dz. U. UE L 191/1.
26. Schwaebe B., He H., Glaubenskleee C., Ogunseitani O. A., Schoenung J. M. (2024): Chemical hazard assessment toward safer electrolytes for lithium-ion batteries. *Integrated Environmental Assessment and Management*, Vol. 20(6), 2231-2244.
27. Spotnitz R., Franklin J. (2003): Abuse Behavior of High-Power Lithium-Ion Cells. *Journal of Power Sources*, Vol. 113(1), 81-100.
28. Tarascon J. M., Armand M. (2001): Issues and Challenges Facing Rechargeable Lithium Batteries. *Nature*, Vol. 414, 359-367.
29. United Nations (2024): Recommendations on the Transport of Dangerous Goods, Manual of Tests and Criteria, Rev. 8. New York, Geneva, United Nations, https://digitallibrary.un.org/record/3830095/files/ST-SG-AC10-1r21e_Vol1_WEB.pdf (dostęp: 11.11.2025).
30. Zhang C., Hu M., Di Maio F., Sprecher B., Yang X., Tukker A. (2022): An overview of the waste hierarchy framework for analyzing the circularity in construction and demolition waste management in Europe. *Science of The Total Environment*, Vol. 803, 149892.





Podsumowanie

Dwanaście rozdziałów monografii przedstawia wielowymiarowość współczesnej inżynierii środowiska. Autorzy konsekwentnie podkreślali, że przyszłość ochrony środowiska będzie kształtowana przez umiejętność integrowania różnych dyscyplin: biologii, chemii, inżynierii materiałowej, energetyki, hydrologii oraz urbanistyki. Synergia działań i technologii pozwoli na ograniczenie presji antropogenicznej i będzie wspierać transformację w kierunku neutralności klimatycznej i odpowiedzialnego zarządzania zasobami.

Przedstawione prace pokazują, że skuteczne przeciwdziałanie degradacji środowiska wymaga nie tylko zaawansowanych technologii, ale także spójnych ram regulacyjnych, nowych standardów projektowania oraz odpowiedzialności przemysłu i samorządów. Zauważalny jest również rosnący nacisk na rozwiązania cyrkularne i inspirowane naturą.

Wspólnym przesłaniem, jakie płynie z prezentowanych tekstów poszczególnych rozdziałów monografii, jest przekonanie, że przyszłość inżynierii środowiska będzie kształtowana przez interdyscyplinarność, integrację technologii oraz odpowiedzialne gospodarowanie zasobami.

Przedstawione analizy i wyniki badań staną się inspiracją do dalszych prac naukowych, wdrożeń oraz współpracy między środowiskiem badawczym, przemysłem i administracją publiczną.

