

**WYDAWNICTWO POLSKIEJ AKADEMII NAUK**

**KOMITET INŻYNIERII ŚRODOWISKA**

MONOGRAFIE

Nr 166

**OCENA GOSPODARKI  
ŚCIEKOWO-OSADOWEJ  
W POLSCE**

**RAPORT**

**Redaktorzy:**

**January Biń, Marek Gromiec,  
Lucjan Pawłowski**

LUBLIN 2020

---

# Wydawnictwo Polskiej Akademii Nauk 2020

© Komitet Inżynierii Środowiska PAN  
ISBN 978-83-63714-65-9

## *Komitet Redakcyjny*

prof. Anna Anielak	prof. Korneliusz Miksch
prof. Kazimierz Banasik	dr hab. inż. Maciej Mrowiec
prof. January Bień	prof. Hanna Obarska-Pempkowiak
prof. Ryszard Błażejowski	prof. Artur Pawłowski
prof. Michał Bodzek	dr hab. inż. Bernard Quant
dr hab. inż. Marcin Chodak	prof. Czesława Rosik-Dulewska
prof. Wojciech Dąbrowski	prof. Jadwiga Rotnicka
prof. Marzenna Dudzińska	prof. Marek Sozański
prof. Marek Gromiec	prof. Joanna Surmacz-Górska
dr hab. inż. Katarzyna Ignatowicz	prof. Krzysztof Szamałek
prof. Janusz Jeżowiecki	dr inż. Krystian Szczepański
prof. Katarzyna Juda-Rezler	mgr Andrzej Szweda-Lewandowski
prof. Małgorzata Kabsch -Korbutowicz,	prof. Kazimierz Szymański
dr hab. inż. Piotr Koszelnik	prof. Maria Wacławek
prof. Mirosław Krzemieniewski	prof. Józefa Wiater
prof. Izabela Majchrzak-Kucęba,	prof. Tomasz Winnicki
prof. Tadeusz Kuczyński	prof. Krzysztof Wojdyga
prof. Marian Kwietniewski	mgr Krzysztof Zaręba
prof. Marian Mazur	prof. Mirosław Żukowski

*Dofinansowano ze środków Środkowoeuropejskiego  
Instytutu Badań nad Środowiskiem*

*Redaktor Naczelny*  
prof. Lucjan Pawłowski

## SPIS TREŚCI

<b>Słowo wstępne</b>	
<i>January Bień, Marek Gromiec, Lucjan Pawłowski.....</i>	4
<b>Nowe koncepcje gospodarki wodno-ściekowej-osadowej</b>	
<i>Marek Gromiec.....</i>	7
<b>Wdrażanie Krajowego Programu Oczyszczania Ścieków Komunalnych w Polsce w latach 2003–2017 – realizacja założeń Traktatu Akcesyjnego</b>	
<i>Joanna Kopczyńska.....</i>	33
<b>Rola Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w finansowaniu Krajowego Programu Oczyszczania Ścieków Komunalnych</b>	
<i>Ewa Kamieńska, Adam Zakrzewski.....</i>	54
<b>Gospodarka ściekowa na terenach wiejskich</b>	
<i>Ryszard Błażejowski, Sadzide Murat-Błażejowska.....</i>	77
<b>Mikrozanieczyszczenia organiczne (MPs) w ściekach – źródła, toksyczność, metody usuwania</b>	
<i>Maria Włodarczyk-Makuła, Ewa Wiśniowska.....</i>	87
<b>Gospodarka komunalnymi osadami ściekowymi w obiegu zamkniętym</b>	
<i>January Bień, Sylwia Myszograj, Ewelina Płuciennik-Koropczuk.....</i>	106
<b>Rola termicznego przekształcania komunalnych osadów ściekowych w strategii rozwoju gospodarki osadami ściekowymi na przykładzie Niemiec</b>	
<i>Tadeusz Pająk, January Bień.....</i>	125
<b>Konwersja komunalnych osadów ściekowych w nawóz organiczny w systemach trzcinowych</b>	
<i>Katarzyna KołECKA, Hanna Obarska-Pempkowiak .....</i>	143
<b>Energetyczne wykorzystanie biomieszanki na bazie osadów ściekowych</b>	
<i>Małgorzata Makowska, Sebastian Kujawiak, Maciej Pawlak, Aleksandra Sowińska.....</i>	156
<b>Kompostowanie komunalnych osadów ściekowych</b>	
<i>Ewelina Płuciennik-Koropczuk, Sylwia Myszograj.....</i>	165
<b>Biologia komunalnych osadów ściekowych</b>	
<i>Andrzej Butarewicz, Józefa Wiater.....</i>	179

### SŁOWO WSTĘPNE

*January Bień  
Marek Gromiec  
Lucjan Pawłowski*

W raporcie pt. *Zanieczyszczenia wód w Polsce: stan, przyczyny, skutki* [1] opracowanym przez Komitet Inżynierii Środowiska PAN zwrócono uwagę na poważne problemy związane z zaopatrzeniem w wodę do celów pitnych zarówno pod względem ilościowym jak i jakościowym. Jednym z istotnych zagrożeń dla jakości wód powierzchniowych są zrzuty niedostatecznie oczyszczonych ścieków. W szczególności groźne są zanieczyszczenia związkami biologicznie czynnymi, w tym farmaceutykami, które przenoszone są wraz z niedostatecznie oczyszczonymi ściekami do wód powierzchniowych i w konsekwencji do wód ujmowanych do celów pitnych. Zanieczyszczenia te wywołują zaburzenia równowagi hormonalnej, w szczególności procesów rozrodczych, prowadzą także do zwiększenia lekoodporności mikroorganizmów.

Według Raportu GUS [3] najwięcej ścieków (60%) odprowadzanych jest z gospodarki komunalnej. Z przemysłu górniczego i wydobywczego pochodzi 13,6%, a z pozostałej działalności przemysłowej 19,6% ścieków.

System zbiorczego odprowadzania ścieków obejmuje obszary zamieszkane przez 71% ludności, w tym 90% ludności miast i 41% ludności wsi.

Z raportu GUS [4] wynika, że w latach 2000–2018 nastąpił 62% wzrost ilości osadów ściekowych wytwarzanych przez komunalne oczyszczalnie ścieków, co stanowi około 56% całkowitej masy osadów ściekowych wytworzonych w 2018 roku w kraju.

Warto zauważyć [4], że w latach 2000–2018 nastąpił 6-krotny wzrost termicznej utylizacji osadów pochodzących z komunalnych oczyszczalni ścieków, w tym ponad 19% (111,5 tys. ton s.m.) w 2018. Należy jednak zwrócić uwagę, że podawane przez GUS ilości osadów ściekowych, jako tzw. sucha masa (s.m.) są ilościami przybliżonymi.

Wzrost ilości komunalnych osadów ściekowych powoduje, że jest to problem ważny społecznie, ekologicznie i technicznie, który przy złych rozwiązaniach może zagrażać bezpieczeństwu sanitarnemu kraju [5].

W raporcie dokonano oceny skuteczności stosowanych metod oczyszczania ścieków i utylizacji osadów.

W Polsce brak jest nowoczesnego prawodawstwa regulującego przetwarzanie i zagospodarowanie osadów ściekowych, a istniejące oparte jest głównie na prawodawstwie EU sprzed ponad 30 lat. Pewnym wzorem mogą być rozwiązania prawne istniejące od dwóch lat w Niemczech. Unijna koncepcja GOZ stwarza nowe szanse dla gospodarki wodno-ściekowej i dla gospodarki osadowej/odpadowej. W grudniu 2014 roku, została opracowana koncepcję strategii postępowania z komunalnymi osadami ściekowymi [2]. Natomiast w listopadzie 2018 roku, resort środowiska opracował „Strategię postępowania z komunalnymi osadami na lata 2019–2022”.

Rozwiązywanie problemów związanych z ochroną zasobów wodnych staje się coraz bardziej skomplikowane, nie tylko w warunkach występujących okresów powodzi czy susz, ale też w normalnych sytuacjach eksploatacji systemów wodno-ściekowych. Szczególnie trudne warunki występują w przypadkach awarii systemów wodno-ściekowych. W ostatnim okresie, nastąpiły w kraju dwa takie głośne przypadki. Pierwszy – mniejszy, to awaria w przepompowni ścieków w Gdańsku, w maju 2018 roku, który spowodował konieczność

awaryjnego zrzutu ścieków między innymi do rzeki Moltawy. Drugi w sierpniu 2019 roku – większy, to awaria kolektorów przesyłowych w tunelu, którego część znajduje się pod dnem rzeki Wisły, co doprowadziło do zrzutu nie oczyszczonych ścieków do rzeki. Zdarzają się również uszkodzenia sieci wodociągowych, przykładowo w listopadzie 2019 roku w Chorzowie. Dlatego, zabezpieczenie przed sytuacjami awaryjnymi, wymaga między innymi: przeprowadzenia analizy stanu technicznego systemów gospodarki wodno-ściekowej i oceny ryzyka ich funkcjonowania oraz być może wprowadzenia nowych przepisów prawnych.

Komitet Inżynierii Środowiska PAN podjął działania zdążające do przedstawienia stanu, przyczyn i skutków zanieczyszczenia wód w Polsce. W konsekwencji powstał w 2019 roku raport dotyczący zanieczyszczeń wód w kraju [1]. Uwzględniono w nim tylko wybrane zagadnienia ochrony wód, związane głównie z zaopatrzeniem ludności w bezpieczną i zdrową wodę do picia, w związku z występowaniem okresów susz i niedoborów wody, jak też możliwością pojawiania się nowych form zanieczyszczeń. Sformułowano koncepcję programu badawczo-rozwojowego, którego celem winno być przede wszystkim opracowanie metod mających na celu poprawę jakości wody w Polsce, a szczególnie eliminacji nowych zagrożeń toksycznych i bakteriologicznych. Wskazano też na celowość opracowania następných raportów, szczególnie raportu związanego z gospodarką wodno-ściekową i osadową.

Dlatego, na przełomie 2019–2020, opracowany został niniejszy raport związany głównie z oczyszczaniem ścieków oraz zagospodarowaniem osadów ściekowych. W opracowaniu raportu brali udział eksperci: Pani Joanna Kopczyńska – Zastępca Prezesa ds. Zarządzania Środowiskiem Wodnym Państwowego Gospodarstwa Wodnego „Wody Polskie” i Dyrektor Wodny i Morski, Pani Ewa Kamińska – Dyrektor Departamentu Ochrony Wód i Pan Adam Zakrzewski- Doradca Departamentu z Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej (NFOŚiGW), Pan Profesor Marek Gromiec – Ekspert ds. Gospodarki Wodnej Komisji Środowiska Senatu RP, Pan Profesor January Bień – Komitet Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk, Pan Profesor Tadeusz Pająk – Akademia Górniczo-Hutnicza im. Stanisława Staszica w Krakowie, Pani Profesor Hanna Obarska-Pempkowiak i Pani Dr hab. Kararayna KołECKA- Politechnika Gdańska, Pan Profesor Ryszard Błażejowski i Pani Profesor Sadzide Murat-Błażejowska – Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, Pani Profesor Maria Włodarczyk-Makuła i Pani Ewa Wiśniewska – Politechnika Częstochowska, Pani Profesor Józefa Wiater i Dr Andrzej Butarewicz – Politechnika Białostocka, Pani Profesor Sylwia Myszograj i Pani Dr Ewelina Płuciennik-Koropczuk – Uniwersytet Zielonogórski, Pani Prof. Małgorzata Makowska i Dr Sebastian Kujawski, Dr Maciej Pawlak, Dr Aleksandra Sowińska – Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu.

Z obu raportów wynika konieczność przeznaczenia środków finansowych, krajowych i unijnych na inwestycje z zakresu zaopatrzenia w wodę, na sieci wodociągowe i kanalizacyjne, oczyszczanie ścieków i zagospodarowanie osadów ściekowych, tym bardziej, że już obecnie występują niedobory wody ujmowanej do celów pitnych. Dlatego za niezbędne należy uznać pełne wdrażanie Krajowego Programu Oczyszczania Ścieków Komunalnych (KPOŚK), uzupełnionego o Krajowy Program Zagospodarowania Osadów Ściekowych (KPOZOŚ), realizowanego jako podprogram KPOŚK, lub jako program samodzielny. KPOZOŚ powinien uwzględniać zagospodarowanie osadów ściekowych, w tym odzysk substancji biogenych, energii i wody, zgodnie z gospodarką cyrkulacyjną (GOZ). Program inwestycyjny należy koniecznie zintegrować z programami badawczo-rozwojowymi.

Uważamy wręcz za niezbędne, ustanowienie zamawianych programów badawczo-rozwojowych, mających na celu:

- opracowywanie innowacyjnych metod pełniejszego oczyszczania ścieków w celu wyeliminowania zagrożenia dla zdrowia ludzi, w szczególności młodego pokolenia.
- opracowanie skutecznych metod zagospodarowania ciągle rosnących ilości osadów ściekowych

Podjęcie powyższych badań naukowych uważamy za jedno z najważniejszych przedsięwzięć zaopatrzenia ludności w wodę pitną o odpowiedniej jakości.

### Literatura

1. Gromiec M., Pawłowski L.(red.): Zanieczyszczenia wód w Polsce: Stan, Przyczyny, Skutki. Raport. Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska Nr 164, Wyd. Polskiej Akademii Nauk, Lublin 2019.
2. Gromiec M., Sadurski A., Zalewski M., Rowiński P.: Zagrożenia związane z jakością wody, NAUKA, Wyd. PAN, 1, 99–122, 2014.
3. Państwowa Inspekcja Sanitarna: Stan Sanitarny Kraju w roku 2018. Warszawa 2019
4. Główny Urząd Statystyczny: Ochrona środowiska 2019. Warszawa 2019.
5. Bień J. i inn.: Ekspertyza, która stanowić będzie materiał bazowy do opracowania strategii postępowania z komunalnymi osadami ściekowymi na lata 2014–2020. Politechnika Częstochowska, Częstochowa 2014

## Nowe koncepcje gospodarki wodno-ściekowej-osadowej

*Marek Gromiec*

*Doradca-ekspert ds. Gospodarki Wodnej Komisji Środowiska Senatu RP*

### Rozwój technologii oczyszczania ścieków

W Europie, dopiero w połowie XVIII wieku zdano sobie sprawę ze skutków nie oczyszczania lub niewłaściwego oczyszczania ścieków i ich wpływów na zaopatrzenie ludności w wodę i wywoływanie wiele chorób i epidemii związanych z wodą. Spowodowało to znaczny wzrost zainteresowania oczyszczaniem ścieków w wielu państwach, w których zaczęły pojawiać się różne metody ich oczyszczania. W ochronie wód, zaczęła przewodzić Anglia, gdzie Królewska Komisja ds. Unieszkodliwiania Ścieków Komunalnych, w 1908 roku, nie tylko zarekomendowała test BZT5 (5-dobowe Biologiczne Zapotrzebowanie Tlenu) do praktycznego stosowania, ale również w 1912 roku przyjęła znane standardy jakości odpływu ścieków (30 : 20 + pełna nityfikacja). Wprowadzenie w życie powyższych standardów wymagało zastosowania nowych rozwiązań technologicznych dla oczyszczania ścieków, co doprowadziło w 1914 roku do odkrycia metody osadu czynnego - nowego sposobu oczyszczania. Oprócz zastosowania metody osadu czynnego do oczyszczania ścieków komunalnych, znacznie później rozpoczęto jej stosowanie również do oczyszczania ścieków przemysłowych. W XX wieku, metoda osadu czynnego była wielokrotnie modyfikowana, co związane było głównie ze zmieniającymi się standardami dla jakości oczyszczanych ścieków. Początkowo, uwaga była zwrócona tylko na usuwanie zawieszin oraz rozpuszczonych substancji organicznych, związków amonowych i patogenów. Nie ograniczyło to jednak eutrofizacji wód, zagrażającej również zaopatrzeniu w wodę, co spowodowało konieczność usuwania fosforu ogólnego i azotu ogólnego. Początkowo, substancje fosforowe usuwane jednak były tylko na drodze chemicznej za pomocą dodawanych koagulantów, co zwiększało powstawanie osadów.

Wprowadzenie w życie stopniowo zaostrzonych standardów dla oczyszczanych ścieków spowodowało zastosowania nowych rozwiązań technologicznych dla oczyszczania ścieków. Prowadzone, w wielu krajach, prace badawcze umożliwiły opracowanie biologicznego usuwania substancji biogenych (azotu i fosforu), za pomocą osadu czynnego, co szybko zostało zastosowane w praktyce. Zapoczątkowało to rozwój różnych procesów do biologicznego usuwania fosforu i azotu metodą osadu czynnego, do których można przykładowo zaliczyć takie rozwiązania jak: Bardenpho i zmodyfikowane Bardenpho, A2O, UTC, UCTM i inne. Jednak, w przypadku wprowadzenia znacznie ostrzejszych standardów dla stężenia w odpływie azotu (poniżej 10 mg/dm<sup>3</sup> N całkowitego), szereg stosowanych procesów miało trudności w ich spełnieniu. Spowodowało to pojawienie się całkowicie nowych rozwiązań dla osadu czynnego o różnych nazwach, przykładowo: Annammox, DeAmmon, Anita Mox, Demon i wielu innych. Powstawały też różnego rodzaju reaktorów hybrydowych, wykorzystujące zarówno zalety biomasy zawieszanej, jak i osiadłych błon biologicznych. Równocześnie, zaczęły powstać innowacyjne rozwiązania dla biologicznego oczyszczania ścieków charakteryzujących się znacznie mniejszym zapotrzebowaniem na energię elektryczną i wysoką efektywnością. Przykładem może być holenderska technologia tlenowego granulowanego osadu czynnego, czy też polska technologia z odgazowaniem osadu czynnego.

Doniosłość odkrycia metody osadu czynnego dla oczyszczania ścieków komunalnych i przemysłowych oraz ochrony wód przed zanieczyszczeniami trudno przecenić. Można nawet twierdzić, że było to odkrycie epokowe, które umożliwiło dalszy rozwój ludzkości, szczególnie zamieszkującej w miastach. Bez tego odkrycia trudno jest również wyobrazić sobie współczesną ochronę wód przed zanieczyszczeniami.

Skutki zmian klimatycznych i rozwój cywilizacji, w tym wzrost ludności świata i szybka urbanizacja, powodują ciągle powstawanie nowych zagrożeń związanych z jakością wody. Zagrożenia dla zdrowia i życia ludzi oraz dla biocenozy wód, stanowią między innymi: substancje toksyczne, organizmy chorobotwórcze oraz nowe rodzaje zanieczyszczeń związane przykładowo z substancjami farmakologicznymi i hormonami.

Zmiany cywilizacyjne powodują znaczne zmiany jakościowe powstających ścieków, co związane jest z powstającymi nowymi formami zanieczyszczeń odprowadzanych do wód. Dlatego nowoczesne technologie muszą ciągle nadążać za powstawaniem, coraz to nowych, zanieczyszczeń i nowymi strategiami ochrony zasobów wodnych. Nowe formy zanieczyszczeń, w tym refrakcyjnych i związanych z substancjami farmakologicznymi, między innymi z antybiotykami, hormonami, estrogenami, chemioterapeutykami wymagają innowacyjnych rozwiązań technicznych i technologicznych, które winny być kreowane i wspomagane regulacjami prawnymi. Niezbędne jest prowadzenie intensywnych prac badawczych w tym zakresie. Dlatego należy ustanowić program badawczo-rozwojowy dla wysokoefektywnych i energooszczędnych metod oczyszczania ścieków oraz przeróbki i zagospodarowania osadów ściekowych, jak też odnowy wody ze ścieków do różnych zastosowań.

**Wpływ regulacji prawnych na rozwój polityki wodnej, w tym ochrony wód.** Polityka wodna Unii Europejskiej (UE) oparta jest głównie na aktach prawnych dotyczących ochrony wód, której kluczowym elementem jest osiągnięcie dobrego stanu wód powierzchniowych i podziemnych oraz ochrona wód morskich, poprzez ochronę wód przed zanieczyszczeniem opartą na zarządzaniu wodą w dorzeczach. Obecna polityka ochrony wód związana jest głównie z prawną ochroną jakości wód, jednakże przyszłościowa polityka wodna będzie związana z realizowaniem ochrony jakości wody przy najmniejszym koszcie, spowodowanym przez innowacje i wprowadzane nowe koncepcje. Prawo wodne, będące podstawowym instrumentem polityki państwa w gospodarce wodnej, spełnia również szereg funkcji w dziedzinie ochrony wód przed zanieczyszczeniami, a w wielu przypadkach również funkcję kreowania i wdrażania postępu techniczno-technologicznego oraz innowacyjnych rozwiązań, szczególnie w oczyszczaniu ścieków i przeróbce osadów ściekowych [1]. Poniżej podano krótki rozwój prawodawstwa ochrony wód w Stanach Zjednoczonych Ameryki Północnej (USA) i regulacje prawne w Europie, szczególnie w UE.

**Kierunki rozwój prawodawstwa ochrony wód w USA.** Wiek XX przyniósł znaczny rozwój prawodawstwa z dziedziny ochrony wód, zwłaszcza w USA, gdzie pierwsze Prawo ochrony wód istniało już od 1948 roku, wydane przez Federalną Agencję Ochrony Wód (ang. FWPCA P.L. 80–845, 62 stat.1155). W dniu 2 grudnia 1970 roku utworzono Amerykańską Agencję Ochrony Środowiska (ang. U.S. EPA), co spowodowało zasadnicze zmiany w planowaniu i projektowaniu oczyszczalni ścieków. Najważniejszym amerykańskim aktem prawnym związanym z gospodarką ściekową była jednak nowelizacja Prawa ochrony wód, która nastąpiła w 1972 roku pod nazwą Prawo Czystej Wody (ang. CWA, P.L. 92–500), ustanawiając Narodowy System Eliminacji Odprowadzanego Zanieczyszczenia (ang. NPDES).



Ustawa ta określiła konkretne cele ochrony wód, niezbędne dla poprawy i utrzymania chemicznej, fizycznej i biologicznej integralności amerykańskich wód oraz wprowadziła program pozwoleń. Należy dodać, że w USA przyjęto standardy dla wody do picia już w 1912 roku.

W 1990 roku, Amerykański Kongres uchwalił Prawo Zapobiegania Zanieczyszczeniom (ang. PPA). Regulacje prawne, związane z osadami ściekowymi, wprowadzono w 1993 roku (40 CFR p. 503), natomiast w 1994 roku – dotyczące narodowej kontroli przelewów burzowych. Nowelizacja, zwana Prawem Jakości Wody zastrzyła dotychczasowe regulacje prawne, wprowadzając ostre kary za łamanie warunków pozwoleń oraz uregulowała sprawę identyfikacji i ograniczenia zanieczyszczeń toksycznych w osadach ściekowych. Ważnym było przyznanie środków budżetowych na badania nad źródłami zanieczyszczeń toksycznych i zanieczyszczeń obszarowych. Program praktycznego wprowadzenia uregulowań dotyczących tzw. maksymalnych dobowych ładunków dla zanieczyszczeń punktowych i zanieczyszczeń obszarowych, z uwzględnieniem naturalnego tła zanieczyszczeń i marginesu bezpieczeństwa, został wprowadzony przez U.S. EPA w 2000 roku (CWA Sec. 303d). W 2014, uchwalono Prawo Finansowania Infrastruktury Wodnej i Innowacji (ang. WIFIA), znowelizowane w latach 2015–2016.

**Regulacje prawne ochrony wód w Europie.** Od połowy lat 70-tych XX wieku, Europejska Wspólnota Gospodarcza (EWG) wydała wiele dyrektyw związanych z problematyką ochrony wód. Ramowa Dyrektywa Wodna (RDW, 2000/60/UE) Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 roku, która weszła w życie w dniu 22 grudnia 2000 roku, stanowiła kamień milowy ustanowienia ram dla nowoczesnej europejskiej ochrony wód przed zanieczyszczeniami. Polityka wodna Unii Europejskiej (UE) została oparta na zarządzaniu jakością wody i ochronie wód w dorzeczach. Podstawowe unijne akty prawne w zakresie gospodarowania wodą, to przede wszystkim: wspomniana Ramowa Dyrektywa Wodna (2000/60/UE), Dyrektywa Powodziowa (2007/60/UE), Ramowa Dyrektywa w sprawie Strategii Morskiej (2008/56/UE).

RDW położyła nacisk między innymi na zapobieganie dalszej degradacji wód i na poprawę stanu ekosystemów wodnych, poprzez ochronę wód opartą o zlewnie rzek i spełnienie wyznaczonych celów środowiskowych. Przyjęto tzw. podejście łączone, ograniczające zanieczyszczenia u źródła ich powstawania, przez ustanowienie norm jakości zrzucanych ścieków (wartości granicznych emisji), jak też ustanawiające normy (stany) jakości wód dla zasobów, w którym założono, że w każdym przypadku ma obowiązywać ostrzejsze rozwiązanie. Głównym celem RDW jest osiągnięcie zdefiniowanego dobrego stanu wód w całej Wspólnocie. Dlatego też w państwach członkowskich opracowywane są programy działań dla wartości granicznych, kontrolujących emisje ze źródeł punktowych, oraz dla standardów jakości środowiska wodnego, aby ograniczyć łączny wpływ emisji ze źródeł punktowych i ze źródeł obszarowych. Ważnym punktem RDW jest włączenie całego społeczeństwa w ochronę wód, poprzez dostęp do informacji oraz konsultacje społeczne].

Realizacja postanowień RDW, szczególnie w zakresie planowania ochrony wód, wymaga zastosowania modeli matematycznych jakości wód. Związane jest to między innymi z oceną stanu zanieczyszczenia wód powierzchniowych i ustaleniem optymalnego stopnia oczyszczania ścieków i redukcji zanieczyszczeń obszarowych w zlewniach rzek. Modele jakości wody dla wód powierzchniowych zapoczątkowały intensywny rozwój modelowania jakości zasobów wodnych, szczególnie na skutek intensywnego rozwój systemów komputerowych.

Aktualnie istnieją możliwości zastosowania modeli matematycznych jakości wód, zintegrowanych z systemami informacji przestrzennej, a nawet z technikami teledetekcyjnymi.

W roku 2008, ukazała się Ramowa Dyrektywa w sprawie Strategii Morskiej – RDSM (2008/56/UE). Akty powyższe, RDW i RDSM, ustanawiając nowe cele jakości środowiska wodnego, zwiększają zakres ochrony wód przed zanieczyszczeniem, powodują umiędzynarodowienie problemów jakości wód i znacznie zwiększają koszty ich ochrony. Związane jest to między innymi z rosnącymi wymaganiami w stosunku do wielkości ładunków zanieczyszczeń, szczególnie substancji biogennych oraz substancji niebezpiecznych, odprowadzanych do wód morskich. Wymaga to nie tylko usuwania substancji biogennych, ale również ich odzysku. Na świecie, obok aktów dotyczących gospodarki wodnej, wprowadzane zostały, samodzielne akty prawne, rangi ustawowej, odniesione tylko do ochrony wód przed zanieczyszczeniami, z uwagi na coraz bardziej skomplikowaną materię merytoryczną, która ciągle powiększa się o nowe zagadnienia. Polska, jako państwo należące do państw tzw. „stresu wodnego”, powinna również podążyć powyższą drogą.

W prawodawstwie krajowym istnieją dotychczas dwa podstawowe akty prawne dotyczące wody: ustawa Prawo wodne oraz ustawa o zbiorowym zaopatrzeniu w wód i zbiorowym odprowadzaniu ścieków. Nie ma formalnych przeszkód, aby perspektywiczna trzecia ustawa o ochronie wód śródlądowych i morskich uregulowała wszystkie zagadnienia dotyczące jakości wód oraz ich ochrony przed zanieczyszczeniami, odciążając tym samym zbyt obszerne obecne nowe Prawo wodne, które mogłoby w tym zakresie zawierać tylko ogólne zasady prawne ochrony środowiska wodnego. Jak wspomniano, istotą nowej polityki ochrony wód przed zanieczyszczeniem winna być maksymalizacja ochrony jakości wód w dorzeczych przy najmniejszych kosztach społecznych.

W Polsce w okresie przed formalnym wstąpieniem do Unii Europejskiej, opracowano podstawy naukowe wyboru strategii ochrony krajowych zasobów wodnych przed zanieczyszczeniem. W ramach projektu zamówionego przez Ministra Środowiska w Komitecie Badań Naukowych opracowano szereg strategii cząstkowych dla zanieczyszczeń: komunalnych, toksycznych, azotu, fosforu, wybranych gałęzi przemysłu, zasolenia wód, obszarowych ścieków wiejskich i wód podziemnych, które stanowiły podstawę ogólnej strategii ochrony wód. Oparty na tej strategii i działaniach ograniczających ładunki zanieczyszczeń komunalnych, opracowany został Krajowy Program Oczyszczania Ścieków Komunalnych (KPOŚK), stanowiący wyraz wdrażania zapisów Traktatu Akcesyjnego. W negocjacjach przed akcesją przyjęto, że cały obszar Polski stanowi tzw. obszar wrażliwy, z uwagi na jego położenie w 99,7% w zlewisku Morza Bałtyckiego.

### **Problemy krajowej gospodarki wodno-ściekowej-osadowej**

**Problemy z oczyszczaniem ścieków.** Przystąpienie Polski do UE w dniu 1 maja 2004 roku spowodowało konieczność transpozycji prawa ochrony środowiska, szczególnie z zakresu oczyszczania ścieków komunalnych. Polska zobowiązała się, że do dnia 31 grudnia 2015 roku w wypełni postanowienia tzw. dyrektywy ściekowej (91/271/EWG) i w tym terminie powinna być zrealizowana redukcja związków rozkładalnych biologicznie i związków biogennych, pochodzących ze źródeł komunalnych i odprowadzanych do wód.

Zobowiązania traktatowe obejmowały również zakłady przemysłu rolno-spożywczego o wielkości powyżej 4000 RLM (równoważna liczba mieszkańców).

Realizacja postanowień dyrektywy ściekowej związana jest bezpośrednio z Traktatem Akcesyjnym oraz KPOŚK, który stanowi instrument programowy w zakresie budowy, rozbudowy i modernizacji systemów kanalizacyjnych oraz oczyszczalni ścieków komunalnych. Program został zatwierdzony przez Rząd RP w dniu 16 grudnia 2003 roku, a jego koszt oszacowano wówczas na około 35 mld PLN, w tym na oczyszczalnię ścieków – około 11 mld PLN i na systemy kanalizacyjne – około 24 mld PLN. Program był wielokrotnie aktualizowany (w latach 2005, 2009/2010, 2015, 2019), w stosunkowo krótkich odstępach czasu, co nie najlepiej świadczy o jego koordynacji.

Przykładowo, pierwsza aktualizacja programu została zatwierdzona przez Radę Ministrów w dniu 7 czerwca 2005 roku, druga dokonana 2009 roku i przyjęta przez Radę Ministrów w dniu 2 marca 2010 roku. Porównanie całkowitych nakładów aktualizacji programu z 2010 roku i programu z 2003 roku wskazuje, że nastąpił prawie dwukrotny ich wzrost, co związane to było głównie z dwukrotnym wzrostem kosztów systemów kanalizacyjnych. Natomiast wzrost (około 8%) kosztów budowy oczyszczalni ścieków był nieznaczny i uzasadniony wzrostem kosztów realizacji obiektów. Analiza danych aktualizacji programu z 2010 roku wskazywała, że zakres rzeczowy aktualizacji programu przekraczał możliwości realizacyjne do końca 2015 roku. Główną przyczyną tej sytuacji stanowiły wyznaczone granice aglomeracji, które obejmowały również kanalizowanie terenów o zabudowie bardzo rozproszonej. Budziło to wątpliwości co do prawidłowości ich wyznaczenia. Podejmowano próby zmiany tej sytuacji, o czym świadczą wytyczne do tworzenia i zmiany aglomeracji wydane w 2014 roku przez Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej (KZGW) oraz rozporządzenie Ministra Środowiska z 2014. Nie wszystkie w tym czasie sprawy zostały rozwiązane poprawnie. Dlatego, w lipcu 2019 roku, Państwowe Gospodarstwo Wodne „Wody Polskie” wydały nowe wytyczne w tym zakresie.

Dla ochrony jakości wód kraju istotne są również prawidłowe działania przydomowych oczyszczalni ścieków, które powinny przechodzić badania zgodności właściwości użytkowych, zgodnie z normą zharmonizowaną (PN EN 12566-3+A2:2013 E). Tylko urządzenia zgodne z powyższą normą mogą być dystrybuowane i montowane. Dlatego, Urzędy Marszałkowskie, przy przyjmowaniu dokumentów o dotacje unijne, winny wymagać kompletnych dokumentów zgodności z powyższą europejską normą, od chwili przekazania urządzenia do badań przez laboratorium notyfikowane w celu sprawdzenia wyników.

Dokładną ocenę realizacji KPOŚK niewątpliwie utrudniał wówczas brak skomputeryzowanego systemu informatycznego. Dopiero w roku 2011 powstał system informatyczny dla obsługi programu, który umożliwiał monitorowanie realizacji zadań. Ponadto, w czwartej wersji KPOŚK przyjęto, że 155 aglomeracji wymaga dodatkowych inwestycji na 232 oczyszczalniach, w celu dostosowania do art. 5.2 dyrektywy ściekowej. Powyższe oznaczało wymóg redukcji substancji biogennej ze ścieków komunalnych odprowadzonych z aglomeracji obejmujących ponad 10 tys. RLM. Wywarło to również wpływ na istniejącą złą sytuację osadową w kraju.

Należy jednak podkreślić, że w okresie 2003-2016 realizowano 1575 inwestycji w zakresie modernizacji i/lub rozbudowy oczyszczalni ścieków komunalnych, wybudowano 403 nowe oczyszczalnie ścieków komunalnych oraz 84,6 tys. km sieci kanalizacyjnej. Stanowi to niewątpliwie bardzo duży sukces branży wodociągowo-kanalizacyjnej, pomimo,

że nie zrealizowano w całości KPOŚK, w terminie wynikającym z traktatu. Należy podkreślić, że zaległości branży wynikające z poprzedniego ustroju i jej słabego dofinansowania były zbyt duże.

**Problemy z zagospodarowaniem osadów.** Osady ściekowe wytwarzane są w sposób ciągły na oczyszczalniach, jako uboczny produkt podczas oczyszczania ścieków. Problemy związane z osadami ściekowymi występują na obszarze całego kraju i wymagają ciągłych działań. Rosnące ilości osadów ściekowych związane głównie z realizacją KPOŚK, stanowią ważny społecznie, ekologicznie i technicznie problem, który przy złych rozwiązaniach może zagrażać bezpieczeństwu sanitarnemu kraju. Istotna jest przy tym nie tylko wzrastająca ilość, ale i zmieniająca się jakość osadów ściekowych. Należy również podkreślić, że na okres 2007–2015, zaplanowano zbyt niskie nakłady (1,3 mld PLN) na zagospodarowanie osadów ściekowych, nie doceniając ich wpływu na środowisko.

Konieczność rozwiązywania problemów osadów ściekowych wynika również z dyrektywy ściekowej (91/271/EWG) o czym świadczą zapisy preambuły:

- odprowadzanie osadów z oczyszczalni ścieków komunalnych winno być podporządkowane ogólnym zasadom lub przepisom i/lub szczegółowym zezwoleniom,
- powinno się wspierać powtórne wykorzystanie osadów powstających w oczyszczalniach ścieków,
- niezbędne jest monitorowanie usuwania osadów,
- ważne jest zapewnienie, aby informacje o odprowadzaniu osadów były udostępniane społeczeństwu, w postaci okresowych sprawozdań.

Powyższe zapisy zostały uściślone w artykule 14 tej dyrektywy o następujące zapisy stwierdzające, że: osady powstające w wyniku procesu oczyszczania ścieków są wykorzystywane ponownie, gdzie jest to właściwe; odprowadzanie osadów z oczyszczalni ścieków komunalnych winno być podporządkowane ogólnym zasadom rejestracji lub zezwoleniom; drogi usuwania osadów do minimum winny ograniczać skutki niekorzystnego wpływu na środowisko.

W przeszłości, zagospodarowania osadów ściekowych w kraju nie nadążało za trendami światowymi. Obecnie istniejące instalacje do przetwarzania osadów ściekowych również nie są wystarczające do pełnego ich zagospodarowania na terenie kraju i nie wszystkie instalacje można uznać za spełniające aktualne trendy europejskie. Szereg miast posiada przykładowo otwarte komory fermentacyjne stanowiące źródło emisji gazów cieplarnianych i odorów do atmosfery i nie wykorzystuje możliwości odzysku energii. Raport przedstawiony przez NIK w 2013 roku (za okres 2011–2012) świadczy o niewłaściwej gospodarce osadowej w szeregu badanych obiektach. Obserwuje się jednak pewien postęp, głównie w dużych aglomeracjach, w których zrealizowano termiczne przekształcanie osadów, co związane jest jednak z koniecznością rozwiązania problemu unieszkodliwiania i zagospodarowania powstających popiołów i zapewnienia ich właściwej eksploatacji.

W „Krajowym planie gospodarki odpadami 2022”, zgodnie z uchwałą Rady Ministrów z dnia 1 sierpnia 2016 roku, w zakresie komunalnych osadów ściekowych przyjęto następujące cele : całkowite zaniechanie składowania komunalnych osadów ściekowych; zwiększenie ilości komunalnych osadów ściekowych przetwarzanych przed wprowadzaniem do środowiska oraz ilości krajowych osadów ściekowych poddanych termicznemu przekształcaniu; dążenie do maksymalizacji stopnia wykorzystania substancji

biogennych zawartych w osadach przy jednoczesnym spełnieniu wszystkich wymogów dotyczących bezpieczeństwa sanitarnego, chemicznego oraz środowiskowego.

Ministerstwo Gospodarki wprowadziło zakaz składowania osadów ściekowych (posiadających zawartość ogólnego węgla organicznego powyżej 5%) na składowiskach odpadów, który obowiązuje od dnia 1 stycznia 2016 roku, mimo, że nie dysponujemy odpowiednią i wystarczającą infrastrukturą do przerobu osadów. Wzrost ilości komunalnych osadów ściekowych i jednocześnie zakaz możliwości ich składowania powoduje, że zagospodarowanie komunalnych osadów ściekowych stało się ważnym zagadnieniem sanitarnym, ekologicznym i technicznym. Prognoza na rok 2020 dla wytwarzanych komunalnych osadów ściekowych wynosi ponad 700 tys. Mg s.m.

Niewątpliwie, istnieje pilna potrzeba opracowania i przyjęcia strategii postępowania z osadami ściekowymi na poziomie krajowym. W grudniu 2014 roku, została wykonana ekspertyza, przez Instytut Inżynierii Środowiska Politechniki Częstochowskiej, która stanowiła materiał bazowy do opracowania powyższej strategii. Niestety, nie została ona właściwie wykorzystana. Natomiast, w 2016 roku, Komisja Środowiska Senatu RP, uznała za konieczne opracowanie strategii unieszkodliwiania osadów ściekowych oraz wskazanie preferencyjnych kierunków w tym zakresie. W dniu 18 listopada 2018 roku, przedstawiona została „Strategia postępowania z komunalnymi osadami ściekowymi na lata 2019–2022”, opracowaną przez Ministerstwo Środowiska, która jednak nie spełnia pokładanych w niej nadziei.

Brak kompleksowego rozwiązania problemu osadowego może grozić wieloma konsekwencjami, w tym nawet wybuchami lokalnych epidemii. Powyższe fakty mimo, że są znane od wielu lat, ale nie wzbudzały większego zainteresowania, mimo intensywnych działań w tym zakresie Izby Gospodarczej „Wodociągi Polskie” i świata naukowego. Konieczność zagospodarowania osadów ściekowych jest bezwzględnie konieczna z wielu względów, ale winna być rozpatrywana również z punktu widzenia pozyskiwania energii z osadów.

W Polsce brak jest nowoczesnego prawodawstwa dotyczącego przeróbki i zagospodarowania osadów ściekowych. Istniejące, oparte jest głównie na prawodawstwie Wspólnoty liczącym ponad 30 lat, bowiem w dniu 12 czerwca 1986 roku wydana została dyrektywa 86/278/EWG w sprawie ochrony środowiska, przy stosowaniu osadów ściekowych w rolnictwie. Celem jej było między innymi nie dopuszczenie do szkodliwego oddziaływania na gleby, roślinność, zwierzęta i ludzi. Uznano wówczas, że stosowanie osadów ściekowych powinno być zabronione, jeżeli stężenie wybranych metali ciężkich (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg) przekracza wartości dopuszczalne. Nie podano wówczas wartości stężenia dopuszczalnego dla chromu.

Należy stwierdzić, że występowanie komunalnych osadów ściekowych na pograniczu gospodarki wodno-ściekowej i gospodarki odpadowej zaciera granice odpowiedzialności i wywiera wpływ na finansowanie. Inicjatywa innowacyjności w zakresie osadów ściekowych spoczywa głównie na samorządach i zależy od dalekowzroczności zarządów komunalnych przedsiębiorstw wodociągowo-kanalizacyjnych. Umiejdzynarodowienie ochrony wód i osadów ściekowych wymaga rozwiązań innowacyjnych, wspomaganých przez krajowe prawodawstwo. Przykładem umiejdzynarodowienia jest stanowisko Komisji Helsińskiej z dnia 1 marca 2017 roku dla przeróbki osadów ściekowych w obszarze Morza Bałtyckiego (REC 18/1/2017).

W stanowisku, zawarto ogólne zalecenia dla przeróbki osadów, jak też zastosowania osadów w: rolnictwie ogrodnictwie, leśnictwie, terenach zielonych, kształtowaniu krajobrazu i rekultywacji terenów, spalania osadów, zastosowania w budownictwie i inne. Wskazano w nim na konieczność: recykulacji substancji biogenych (szczególnie fosforu), wykorzystania potencjału energetycznego osadów ściekowych, a ogólnie na wykorzystanie osadów w sposób zrównoważony, efektywny i bezpieczny. Należy dodać, że Konwencje Helsińską podpisały: Dania, Estonia, Finlandia, Litwa, Łotwa, Niemcy, Polska, Rosja oraz Komisja Europejska.

Przykład nowoczesnego prawodawstwa w zakresie przeróbki oraz zagospodarowania osadów ściekowych, uwzględniającego stanowisko Komisji Helsińskiej, stanowi rozporządzenie w sprawie osadów ściekowych, opublikowane w Federalnym Dzienniku Ustaw (Nr 65,3465–3512), które weszło w życie w Niemczech, z dniem 3 października 2017 roku. Według tego rozporządzenia, wymagany poziom odzysku fosforu wynosi: 50% fosforu odzyskiwanego z osadów ściekowych lub 80% z popiołów po spalaniu osadów, co jest również zgodne z nowym paradygmatem i z gospodarką cyrkulacyjną.

Rozwiązanie problemu komunalnych osadów ściekowych winno prowadzić do szybkiego opracowania i wdrożenia Krajowego Programu Zagospodarowania Komunalnych Osadów Ściekowych (KPZKOŚ), który byłby uzupełnieniem KPOŚK.

### **Nowy paradygmat ściekowy oraz koncepcja gospodarki cyrkulacyjnej**

**Paradygmat ściekowy.** Wiek XXI przyniósł całkowicie nową sytuację dla oczyszczalni ścieków, związaną z nowym paradygmatem „NEW” (Nutriety–Energia–Woda). Idea tego paradygmatu została zaproponowana w USA w 2012 roku przez Narodowe Stowarzyszenie Agencji Czystej Wody, Federację Środowiska i Fundację Badania Środowiska Wodnego i przedstawiona przez Grupę Roboczą Federacji Środowiska Wodnego w 2014 roku.

Nowy paradygmat związany jest z odzyskiem substancji biogenych, energii i wody ze ścieków i osadów ściekowych. Powoduje, że oczyszczalnie, działające według tradycyjnego paradygmatu jakim jest oczyszczanie ścieków, opartego na istniejących przepisach prawnych, zaczynają przekształcać się w zakłady produkcji odzyskiwanych zasobów, w tym produkujących, wodór, bioplastiki, substancje biogenne, szczególnie azot i fosfor, oraz wodę ze ścieków.

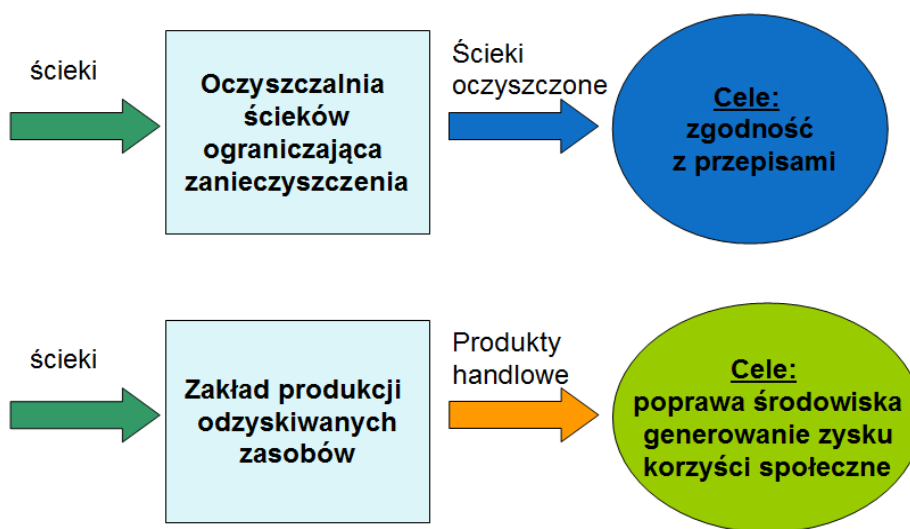
Celem staje się nie tylko zgodna z przepisami poprawa środowiska, ale również generowanie zysków i wynikające z tego korzyści społeczne. Ponieważ zastrzegające się przepisy ochrony zasobów wodnych znacznie zwiększają koszty ich ochrony, dąży się do maksymalizacji ochrony wód śródlądowych i morskich w zlewniach, dorzeczach i zlewiskach, przy najmniejszych kosztach społecznych, poprzez nowe idee, takie jak przykładowo nowy paradygmat ściekowy i podążające za nimi nowe technologie, przynosząc szereg korzyści, w tym również korzyści ekonomicznych.

Przesłanki wprowadzenia w życie nowego paradygmatu „NEW” to przede wszystkim: zachodzące zmiany klimatyczne i demograficzne, rosnące zanieczyszczenie wód (powodujące między innymi przyspieszenie procesu eutrofizacji wód) i konieczność realizacji zrównoważonego rozwoju.

Doświadczenia realizacyjne, związane z nowym paradygmatem [2–4], wskazują między innymi na efektywność tej koncepcji oraz celowość jej rozszerzenia z perspektywy indywidualnych oczyszczalni ścieków na systemy oczyszczania ścieków w zlewniach rzek,

a w przypadku Polski i państw leżących nad Bałtykiem – w zlewisku Morza Bałtyckiego. Powoduje to konieczność uwzględniania spójności i integracji zaopatrzenia w wodę, oczyszczania ścieków i przeróbki osadów ściekowych już na poziomie koncepcji ogólnych, przynosząc szereg korzyści, w tym korzyści ekonomicznych.

W swoich ogólnych założeniach, nowy amerykański paradygmat „NEW” dla oczyszczalni ścieków okazał się zbieżny z nową europejską koncepcją gospodarki o obiegu zamkniętym, zwaną gospodarką cyrkulacyjną.



Rys. 1 Obecny i nowy paradygmat [2]

**Gospodarka cyrkulacyjna.** Koncepcja gospodarki cyrkulacyjnej znalazła wyraz w szeregu dokumentach Unii Europejskiej, a w szczególności została przedstawiona w Komunikacie Komisji Europejskiej do Parlamentu Europejskiego, Rady, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno- Społecznego i Komitetu Regionów pt. „Ku gospodarce o obiegu zamkniętym: program zero odpadów dla Europy” (Bruksela, 2.7.2014 r., COM 2014, 398 final) oraz w Komunikacie Komisji Europejskiej do Parlamentu Europejskiego, Rady, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów pt. „Zamknięcie obiegu- plan działania dotyczący gospodarki o obiegu zamkniętym” (Bruksela, 2.12.2015 r., COM 2015, 614 final). W styczniu 2018 roku została przedstawiona europejska koncepcja na rzecz tworzyw sztucznych w gospodarce o obiegu zamkniętym. Należy też spodziewać się następných dokumentów o charakterze strategicznym, w tym przykładowo dla odnowy wody ze ścieków.

Gospodarką o obiegu zamkniętym – GOZ, zwana również gospodarką cyrkulacyjną, to koncepcja, która umożliwia zachowanie wartości dodanej produktów i eliminację odpadów. Zakłada efektywne wykorzystanie zasobów na wszystkich etapach życia produktu. Ponieważ odpady traktowane są jako potencjalne surowce, to gospodarka cyrkulacyjna wymaga zmian w stosunku do sposobów ich zagospodarowania. Natomiast, gospodarka liniowa, zwana też linearną, w przeciwieństwie do gospodarki cyrkulacyjnej, oparta jest o model „weź, wyprodukuj, zużyj i wyrzuć” i realizowana jest przyjmując

założenie, że zasoby występują w dużych ilościach, są dostępne i łatwe do pozyskania, a odpady możliwe do usunięcia niewielkim kosztem.

Za główne powody wprowadzenia gospodarki cyrkulacyjnej podaje się: ograniczoną dostępność niektórych surowców, uzależnienie gospodarki europejskiej od ich importu, co związane jest wysokimi cenami, zmiennością rynku, jak też z niepewną sytuacją polityczną w niektórych państwach, z których surowce są importowane. Powoduje to malejącą konkurencyjność gospodarki europejskiej w stosunku do gospodarek światowych.

Gospodarka cyrkulacyjna ma szczególne zastosowanie w gospodarce odpadowej, ale może mieć również w gospodarce wodno-ściekowej, ponieważ stwarza nowe szanse i jest inspiracją do innowacyjnych rozwiązań, w tym szczególnie w zakresie odnowy wody ze ścieków, co jest zgodne z paradygmatem „NEW” dla przedsiębiorstw wodociągowo-kanalizacyjnych, który dotyczy odzysku zasobów i energii.

**Stanowiska Senackiej Komisji Środowiska IX kadencji.** Komisja Środowiska Senatu RP, w okresie 2016–2017, wydała trzy stanowiska dotyczące gospodarki cyrkulacyjnej w realizacji gospodarki wodno – ściekowej - osadowej. W pierwszym stanowisku, z dnia 17 marca 2016 roku, na temat innowacyjnego wykorzystania ścieków jako źródła energii i surowców, główne tezy i postanowienia są następujące:

- Oprócz tradycyjnych ról przedsiębiorstw wodociągowo-kanalizacyjnych nową rolą może być produkcja energii surowców. Dotyczy to między innymi produkcji wody odzyskiwanej ze ścieków, która będzie wykorzystywana do różnych celów. Komisja uznała, że należy rozpocząć prace nad stworzeniem przepisów prawnych w tym zakresie.
- Ponieważ oprócz odzysku wody ze ścieków istnieją również możliwości odzyskiwania innych surowców, w tym wodoru i bioplasticów, a szczególnie surowców energetycznych i substancji biogenych, Komisja uznała za istotne wspieranie prac badawczo-rozwojowych mających na celu odzysk surowców ze ścieków poprzez wypracowanie mechanizmów finansowych i stosowne rozwiązania legislacyjne.
- Istotnym czynnikiem jest intensyfikacja oraz wykorzystanie biogazu między innymi za pomocą hydrolizy termicznej, a także ko-fermentacja osadów ściekowych z odpadami ulegającymi biodegradacji.
- Komisja uznała, za konieczne i pilne opracowanie strategii unieszkodliwiania i zagospodarowania osadów ściekowych w Polsce oraz wskazanie preferowanych kierunków w tym zakresie.
- Komisja uznała, za szczególnie istotne odzyskiwanie ze ścieków i osadów ściekowych fosforu i azotu. Odzysk fosforu zaczyna nabierać szczególnego znaczenia z uwagi na zmniejszanie się światowych zasobów fosforu, zastosowanie reaktorów fluidalnych umożliwia produkcję nawozu.

W drugim stanowisku, wydanym w dniu 16 marca 2017 roku, dotyczącym uwzględnienia osadów ściekowych w gospodarce cyrkulacyjnej, główne postanowienia to:

- Gospodarka cyrkulacyjna stwarza nowe szanse dla gospodarki wodno-ściekowej-osadowej i daje możliwość innowacyjnych rozwiązań.
- Komisja uważa, że dla optymalnego rozwiązania problemu komunalnych osadów ściekowych niezbędne jest opracowanie Krajowego Programu Zagospodarowania Osadów Ściekowych.



- Wsparcie innowacyjnych rozwiązań dotyczących osadów ściekowych, głównie komunalnych, jest możliwe i celowe w ramach Programu Operacyjnego Infrastruktura i Środowisko 2014–2020.
- Komisja uznała za celowe prowadzenie badań innowacyjnych nad włączeniem osadów do cyklu gospodarki o obiegu zamkniętym oraz opracowanie strategicznego programu badań nad wykorzystaniem osadów.

W trzecim stanowisku, z dnia 6 grudnia 2017 roku, w sprawie ochrony Morza Bałtyckiego przed zanieczyszczeniami pochodzącymi z osadów ściekowych, w kontekście wydanych rekomendacji Komisji Helsińskiej, Komisja Środowiska Senatu RP wniosła między innymi o opracowanie uregulowań prawnych dla zagadnień odzysku fosforu z osadów ściekowych.

### **Produkcja wodoru i bioplastyków**

Na świecie, na oczyszczalniach ścieków prowadzone są prace badawcze i wdrożeniowe nad produkcją wodoru i bioplastyków i ich wykorzystaniem. Ponieważ odzysk wodoru w procesie elektrolizy jest nadal dość kosztowny, ciągle trwają prace badawcze nad produkcją wodoru ze ścieków, w tym prace nad produkcją z mocznika. Spalanie wodoru nie powoduje zanieczyszczenia środowiska, brak jest jednak wydajnego i taniego źródła, a problemem przy jego produkcji jest uzyskanie wysokiego stopnia odzysku energetycznego, wynoszącego około 70–80 % .

W ściekach znajdują się kolonie bakterii elektrogeniczych, które mogą być wykorzystane do produkcji wodoru. Wytwarzanie może zachodzić z wykorzystaniem mikroorganizmów, które wykorzystują energię świetlną jak i energię chemiczną. Jednakże, najbardziej efektywna metoda odzysku wodoru jest związana z udziałem bakterii beztlenowych. Pewną nadzieję łączy się również z mikrobiologicznymi ogniwami paliwowymi zasilanych ściekami, które produkują energię. Wodór produkowany na oczyszczalniach ścieków może być wykorzystywany zarówno do celów wewnętrznych, jak i zewnętrznych, w tym, w przyszłości, być może jako paliwo do samochodów. Związane jest to nie tylko z potencjałem oczyszczalni w tym zakresie, ale też z dużym zagęszczeniem ilości oczyszczalni w pewnych regionach, co może zwiększyć w przyszłości stopień dostępności i wykorzystania wyprodukowanego wodoru.

Prowadzi się również badania nad produkcją plastików przez bakterie. Tworzywa sztuczne, zwane powszechnie plastikami, to materiały składające się z polimerów sztucznych lub zmodyfikowanych polimerów naturalnych. Produkcja sztucznych plastików oparta jest w zasadzie głównie o ropę naftową, natomiast plastiki naturalne mogą być też produkowane w sposób biologiczny, bowiem niektóre bakterie mogą produkować i magazynować, w metodach biologicznych oczyszczania ścieków, plastiki - jako polimery biodegradowalne należące do poliestrów alifatycznych (polihydroksyalkonolany – PHA). Produkcja takich bioplastyków jest tańsza i efektywniejsza pod względem energetycznym, bowiem redukuje zależność od ropy naftowej.

PHA może być wytwarzane ze ścieków, zawierających bakterie, i w tym celu prowadzone są badania w wielu ośrodkach naukowych. W produkcji przemysłowej, hoduje się specjalne kultury bakterii, w których magazynowane są poliestry (nawet do 80% masy własnej). Wytworzone biodegradowalne biopolimery mogą być stosowane w różnych dziedzinach, w tym w przemyśle farmaceutycznym. Zaczynają znajdować również zastosowanie w produkcji biopiantów i sztucznych tkanek.

### Produkcja substancji biogenych

Następuje istotny postęp w odzysku substancji biogenych, szczególnie w postaci fosforu lub azotu, ze ścieków i osadów ściekowych. Odzysk substancji biogenych, szczególnie fosforu, ze ścieków i osadów ściekowych wyszedł już z badań laboratoryjnych wraz z pojawieniem się technologii komercyjnych, zastosowanych w pełnej skali technicznej.

Fosfor stanowi podstawowy element utrzymania życia, jednakże gdy wysokie ładunki substancji biogenych (fosforu i azotu) są odprowadzane do wód, to powodują eutrofizację środowiska wodnego. Eutrofizacja jest jedną z podstawowych przyczyn złego stanu zasobów wodnych, do czego przyczyniają głównie substancje biogene. Konieczność redukcji coraz większych ładunków substancji biogenych dla zabezpieczenia odbiorników przed eutrofizacją i związanych z tym coraz ostrzejszych kryteriów jakościowych dla ścieków odprowadzanych do wód, sprawia, że bardzo duże instalacje odzysku substancji biogenych, szczególnie fosforu, zaczynają powstawać na komunalnych oczyszczalniach ścieków.

Na świecie, następuje rewolucja w zakresie odzysku substancji biogenych, szczególnie fosforu, ze ścieków i osadów ściekowych. W tym względzie USA, wyprzedziły Europę w zakresie praktycznego zastosowania technologii, do czego przyczynił się przedstawiony powyżej nowy paradygmat gospodarki wodno-ściekowej „NEW”. Organizacje zarządzające zlewniami, w wielu krajach, stają się promotorami i często sponsorami odzysku fosforu z odcieków z przeróbki osadów ściekowych, co związane jest głównie z przeciwdziałaniem eutrofizacji wód lądowych i morskich oraz wiążącą się z tym koniecznością poprawy złego stanu wód. Przedsiębiorstwa wodociągowo-kanalizacyjne w tych krajach, szybko wprowadzają nowoczesne instalacje do odzysku substancji biogenych licząc też na pewien zysk z produkowanych nawozów, który pozwoli na utrzymanie, lub nawet być może zmniejszenie, wysokości taryf. Związane jest to z tym, że zobligowane są one do spełniania zaostrzających się standardów w stosunku do substancji biogenych i ponoszą związane z tym koszty eksploatacyjne. Odzysk fosforu z osadów ściekowych zaczyna nabierać szczególnego znaczenia wraz ze zmniejszaniem się światowych zasobów fosforu (składnik nawozów) i wzrostem zapotrzebowania na produkty rolne. Technologie tego typu przyczyniają się pośrednio do eliminacji gazów cieplarnianych. Zagadnienie odzysku fosforu może stać się bardzo istotne, o ile na świecie nie zostaną odkryte nowe i dostępne zasoby fosforu, którego znane zasoby będą się wyczerpywać za kilkadziesiąt lat.

Prowadzone są intensywne prace badawczo-wdrożeniowe nad różnymi metodami odzysku substancji biogenych, w tym fosforu, ze ścieków i osadów ściekowych. W tym zakresie pojawiły się już innowacyjne technologie, przykładowo kanadyjska technologia; która zaproponowała trzy zintegrowane i innowacyjne rozwiązania: rozwiązanie oparte o reaktory fluidalne, rozwiązanie dotyczące reaktora do uwalniania fosforu związanego w osadzie nadmiernym (powodujące wzrost odzysku fosforu i równocześnie ochraniające komory fermentacyjne przed tworzeniem się struwitu), oraz technologię produkcji wolno uwalniającego się ekologicznego nawozu.

Szereg instalacji tej innowacyjnej technologii powstało na oczyszczalniach ścieków w USA i w Europie [5].

Największa na świecie instalacja odzysku fosforu powstała na oczyszczalni ścieków w Metropolii Chicago (Illinois) [6]. W wyniku jej zastosowania powstaje wysokiej jakości nawóz fosforowo-azotowo – magnezowy o powolnym uwalnianiu się i zwiększonej efektywności, co jest szczególnie istotne w obliczu zachodzących zmian klimatycznych. Przedstawiony przykład zastosowania technologii krystalizacji struwitu w reaktorach fluidalnych, głównie do odzysku fosforu z odcieków z przeróbki osadów ściekowych, w bardzo dużej skali technicznej, świadczy o jej praktycznej użyteczności i efektywności, jak też o korzyściach ekonomicznych uzyskiwanych między innymi ze sprzedaży ekologicznego nawozu. Z punktu widzenia gospodarki cyrkulacyjnej odzysk struwitu zamyka obieg fosforu w przyrodzie, jak też zapobiega jego odkładaniu się w rurociągach, zaworach i urządzeniach oraz wewnątrz komór fermentacyjnych, jak też eliminuje związane z tym koszty eksploatacyjne i remontowe.

W Polsce w związku z dużymi ładunkami substancji biogenych rzucanymi do rzek (zwłaszcza do wód dorzeczy rzeki Wisły i Odry) i następnie przedostającymi się do Bałtyku, powinno się odzyskiwać fosfor, rozpoczynając od dużych miast w tych dorzeczach. Szczególnie duże miasta, takie jak przykładowo Gdańsk, Gdynia, Warszawa, Kraków, Szczecin, Poznań, Wrocław i inne, winny dawać przykład praktycznego przyczyniania się do rozwiązywania problemu eutrofizacji wód rzek i morza, w zlewisku Bałtyku. Łączy się to ściśle z rekomendacjami Komisji Helsińskiej o odzysku fosforu z osadów ściekowych, jak też z ogólną koncepcją UE dotyczącą gospodarki cyrkulacyjnej. Na kilku oczyszczalniach komunalnych (Gdynia, Poznań, Warszawa- Południe, Rzeszów, Jarocin) przeprowadzone zostały badania pilotowe, w których uzyskano odzysk fosforu w granicach 80-90%. Budowa pierwszej w Polsce instalacji odzysku fosforu z odcieków z przeróbki osadów ściekowych realizowana jest aktualnie na oczyszczalni ścieków Jarocina, a jej zakończenie przewidziane jest w 2020 roku. Wydaje się, że miasto Warszawa, z jej oczyszczalniami ścieków, mogłoby stać się centrum testowania i wdrażania nowoczesnych technologii oczyszczania ścieków i przeróbki osadów ściekowych, a w przyszłości - odnowy wody ze ścieków komunalnych do różnych celów.

### **Produkcja energii**

Ogólne współzależności między energią a ściekami występują jako: zależność energia – woda/ścieki oraz zależność woda/ścieki - energia. Zależności powyższe, związane z wykorzystaniem energii dla spraw wodnych/ściekowych lub wykorzystaniem wody/ścieków dla spraw energetycznych, występują w całej gospodarce: komunalnej, przemysłowej i rolnej, chociaż nie zawsze są przedmiotem całościowych analiz. Zależności między energią a wodą/ ściekami w gospodarce komunalnej, szczególnie w gospodarce wodno-ściekowej, będą stawały się coraz ważniejsze, co dotyczy głównie systemów ściekowych związanych z oczyszczaniem ścieków. Wzrost kosztów energii elektrycznej wywiera bowiem znaczący wpływ na powyższe systemy, podobnie jak na inne systemy oparte o energię elektryczną. Koszty energii elektrycznej zużywanej w systemach ściekowych są znaczące. Mogą stanowić nawet 20–30% kosztów eksploatacji i utrzymania w ruchu systemów oczyszczania ścieków.

**Oszczędność energii w systemach ściekowych.** Zużycie energii w systemach oczyszczania ścieków dotyczy głównie transportu ścieków do oczyszczalni, oczyszczania ścieków i przeróbki osadów ściekowych oraz odprowadzanie ścieków do odbiornika. Podwyższenie wymogów środowiskowych, w tym standardów oczyszczania ścieków, powoduje wzrost zapotrzebowania na energię elektryczną w oczyszczalniach ścieków.

Systemy ściekowe zużywają różne ilości energii w zależności od systemu, jego wielkości i innych czynników. Przykładowo pompowanie w systemach ściekowych zużywa 10–20% energii. W systemach ściekowych energia zużywana jest na napowietrzanie ścieków w komorach osadu czynnego, do uwalniania rozpuszczalników i usuwania gazów. W konwencjonalnych oczyszczalniach zapotrzebowanie na energię może dochodzić do 60 %, przy czym dodanie procesu nitryfikacji może je zwiększyć do 70%. Dlatego istotna jest modernizacja ciągów technologicznych i dobór efektywnych urządzeń napowietrzających, które zużywają energię na transfer tlenu z powietrza oraz do mieszania zawartości komór osadu. Łączy się z tym właściwy dobór takich urządzeń jak filtrów powietrza i dmuchaw.

Średnie wartości wskaźnika energochłonności procesu odbioru i oczyszczania ścieków wynoszą około 0,7 kWh/m<sup>3</sup> dla małych przedsiębiorstw (poniżej 20 tys. mieszkańców) oraz około 0,5 kWh/m<sup>3</sup> dla przedsiębiorstw (powyżej 100 tys. mieszkańców). Wskaźnik energochłonności wyznacza ilość zużytej energii na jednostkę zafakturowanych ścieków. Wartość wskaźnika energochłonności procesu odbioru i oczyszczania ścieków w grupie dużych przedsiębiorstw może uwzględniać energię wyprodukowaną z biogazu w procesach ko-generacji.

Podstawową metodą analityczną oceny zapotrzebowania na energię są audyty energetyczne oczyszczalni ścieków, które zaczynają być coraz częściej stosowane w kraju. Audyt energetyczny systemu oczyszczania ścieków pozwala na przeanalizowanie i ocenę całkowitego zapotrzebowania na energię danego systemu, jak też ustalenie najistotniejszych procesów i operacji pod względem możliwości oszczędności energetycznych. W szeregu przypadkach, istotne jest również wykonanie tzw. analizy kosztowej cyklu życia, szczególnie przydatnej przy ocenie poszczególnych składników systemu oczyszczalni ścieków. Analiza kosztowa cyklu życia wykonywana jest coraz częściej i staje się dość rutynową w niektórych państwach.

Powyższe audyty i analizy są zasadnicze dla zwiększenia sprawności energetycznej systemów oczyszczania ścieków, umożliwiają dokładne ustalenie zapotrzebowanie na energię poszczególnych procesów i urządzeń oraz wskazanie kierunków zmian w tym zakresie. Szczególnie istotne jest analizowanie zużycia energii i związanych z tym kosztów oraz ustalenie miejsc poboru energii przez poszczególne procesy i operacje, w tym miejsc najbardziej energochłonnych. Oszczędności energii w systemach oczyszczania ścieków pod względem energetycznym związane są z usprawnieniem działania urządzeń lub wymiana urządzeń energochłonnych na energooszczędne oraz z wprowadzeniem systemów sterowania/automatyzacji, monitoringu oraz kontroli.

Ocena sprawności energetycznej może być szczególnie przydatna do opracowania programu oszczędności energii dla oczyszczalni ścieków. Realizacja takiego programu może przynieść: zwiększenie: sprawności oczyszczania ścieków i możliwości spełnienia kryteriów oczyszczania, pojemności oczyszczania, jak też obniżenie kosztów energii, a tym samym obniżenie kosztów eksploatacyjnych i utrzymania w ruchu. Program oszczędności energii oczyszczalni winien obejmować: stworzenie systemu analizującego bieżące zużycie energii elektrycznej, wykonanie ocen energetycznych głównych operacji, opracowanie strategii dla efektywnych ekonomicznie zakupów energii elektrycznej.

Równocześnie powstają innowacyjne rozwiązania dla biologicznego oczyszczania ścieków, które charakteryzują się mniejszym zapotrzebowaniem na energię elektryczną niż rozwiązania konwencjonalne.

Przykładem takiego innowacyjnego rozwiązania jest technologia tlenowego granulowanego osadu czynnego „Nereda”, opracowana i praktycznie wdrożona w holenderskich reaktorach biologicznych opartych o działanie sekwencyjne (SBR). Rozwiązanie powyższe stanowi przykład rozwiązania zrównoważonego, które charakteryzuje się nie tylko mniejszym zużyciem energii, ale również niskimi nakładami inwestycyjnymi i kosztami eksploatacyjnymi, zapewniając równoczesne usuwanie związków węgla, azotu i fosforu, zajmując mniejszą powierzchnię. Pierwsza oczyszczalnia ścieków w Polsce, oparta o technologię z granulowanym osadem czynnym, została otwarta w grudniu 2016 roku w „Biogradex” z odgazowaniem osadu, która nie tylko intensyfikuje proces oczyszczania, ale również zapewnia niskie zużycie energii. Należy dodać, że postęp następuje również w odzysku energii ze ścieków w systemach kanalizacyjnych. W tym zakresie istnieje już szereg innowacyjnych rozwiązań odzysku ciepła odpadowego ze ścieków w systemach kanalizacyjnych, które znalazły już praktyczne zastosowanie za granicą. Zwiększenie sprawności energetycznej systemów wodno-ściekowych związane jest z korzyściami nie tylko ekonomicznymi, ale również o charakterze środowiskowym. Wzrost sprawności energetycznej tych systemów może powodować spadek zanieczyszczenia powietrza poprzez zmniejszenie zużycia paliw konwencjonalnych, jak również redukcję gazów cieplarnianych.

**Produkcja energii w systemach osadowych.** Najistotniejszy postęp następuje w wykorzystaniu potencjału energetycznego komunalnych osadów ściekowych, których wartość kaloryczna porównywalna jest z węglem brunatnym. Wskaźnik kaloryczności osadów komunalnych wynosi około 17 MJ/kg suchej masy (s.m.).

W kraju, wskazane jest przeprowadzenie stosownych analiz optymalizowania ciągów technologicznych gospodarki osadowej, co pozwoli na wybór optymalnego rozwiązania gospodarki osadowej dla danej oczyszczalni ścieków, również w aspekcie energii. Przykładowy schemat gospodarki osadowej przedstawiony jest na rysunek 2. Poniższy schemat wskazuje na szereg możliwych innowacyjnych rozwiązań do zastosowania w praktyce. Istotny jest przy tym wybór tych, które posiadają sprawdzone w praktyce referencje. Dlatego, należy przeanalizować również celowość zastosowania w kraju rozwiązań sprawdzających się w innych warunkach klimatycznych.

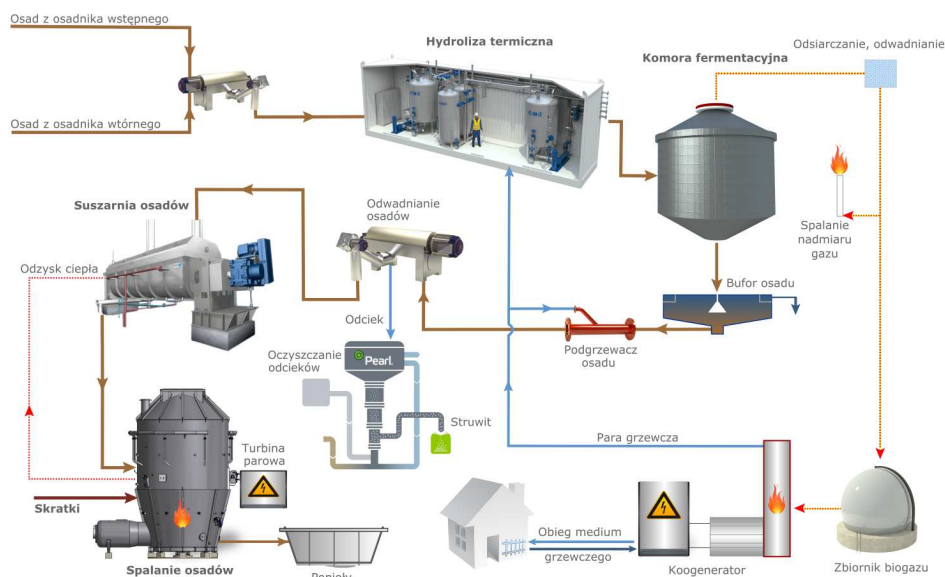
W przypadku istnienia wydzielonych komór fermentacyjnych, celowym może okazać się zastosowanie przykładowo procesu hydrolizy termicznej przed komorami fermentacyjnymi oraz wykorzystanie zwiększonych ilości powstałego biogazu. Systemy hydrolizy termicznej między innymi umożliwiają:

- zwiększenie podatności osadów na fermentację poprzez destrukcję struktur komórkowych (dezintegracja),
- wstępne przetwarzanie osadów poprawiające późniejsze ich odwadnianie oraz zapewniające higienizację,
- zwiększenie obciążenia komór fermentacyjnych poprzez zwiększenie stopnia zagęszczania osadów podawanych do komór z jednoczesną poprawą mieszania w komorach fermentacyjnych,
- zwiększenie efektywności procesu fermentacji, co wpływa na zwiększenie ilości wytwarzanego biogazu i stopnia rozłożenia substancji stałych.

Również, ko-fermentacja osadów ściekowych z odpadami ulegającymi biodegradacji stanowi rozwiązanie pozwalające na dalszą intensyfikację produkcji biogazu i może umożliwić rozwiązanie problemu zagospodarowania mokrej frakcji odpadów komunalnych. Większy stopień rozkładu osadów jest równoznaczny ze zmniejszeniem ich ilości

w dalszych etapach przeróbki (odwadnianie i suszenie). W Polsce, hydroliza termiczna została zastosowana w Bydgoszczy i Tarnowie, natomiast ko-fermentacja, przykładowo w Tychach.

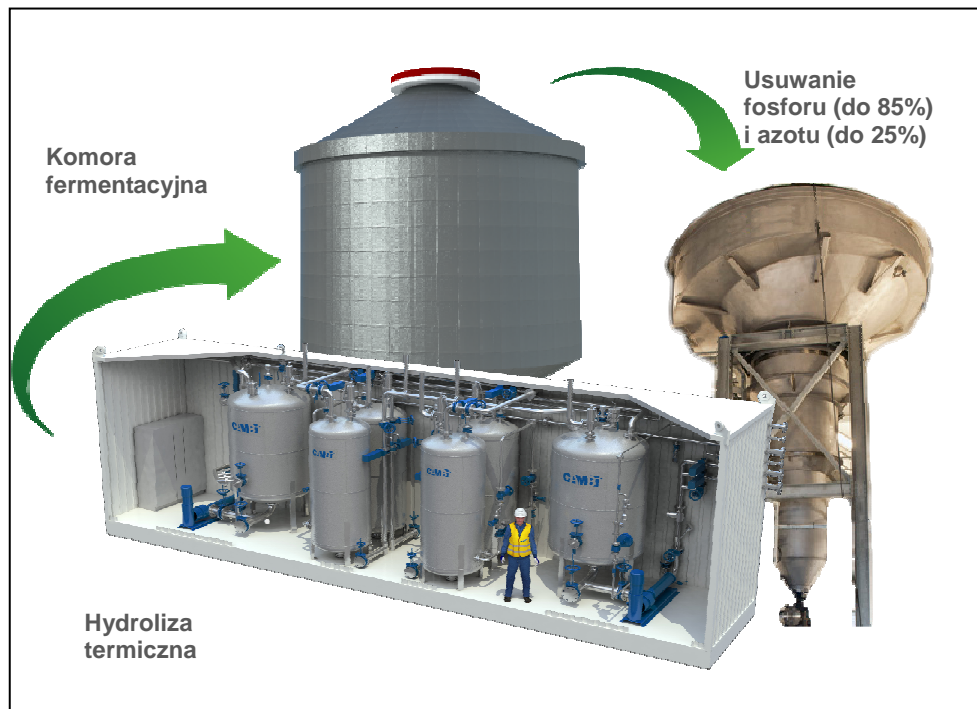
Wysoka skuteczność zastosowanego mechanicznego zagęszczania oraz odwadniania osadów ściekowych ma duże znaczenie dla energochłonności dalszych procesów przeróbki osadów, szczególnie procesu ich suszenia. Istnieje szereg innowacyjnych i wysokosprawnych sposobów odwadniania osadów i układów wspomagających. W przypadku braku komór fermentacyjnych, istotnym jest wysoce efektywne odwadnianie przed procesem ich suszenia, które zmniejsza rozmiary samej suszarni.



Rys. 2. Przykładowy schemat gospodarki osadowej

Jak już wspomniano, istotnym jest także zastosowanie instalacji do odzysku substancji biogennej (azotu i fosforu) z odwodnionych osadów, zamiast zawracania ich do oczyszczalni łącznie z dopływającymi ściekami do oczyszczalni. Odcieki zawierają bowiem duże ładunki zanieczyszczeń, co powoduje znaczne zwiększenie zużycia energii w przypadku ich recykulacji i ponownego biologicznego oczyszczania. Istotna jest przy tym, optymalizacja oraz integracja z nowymi technologiami. Przykładowo, możliwe jest łączne zastosowanie technologii hydrolizy termicznej i technologii odzysku fosforu z odcieków pochodzących z przeróbki osadów ściekowych (rys. 3), które mogą przynieść wiele korzyści.

Istnieje wiele innych rozwiązań innowacyjnych, takich jak reaktory oparte o ciecz nadkrytyczną, tworzona z wody, wysokim przy wysokim ciśnieniu i temperaturze, zastosowana w Japonii. Technologia powyższa nie została jeszcze przebadana i zastosowana w Polsce. Nowe technologie świadczą o dużych możliwościach innowacyjnych i optymalizacyjnych możliwych do praktycznego zastosowania w przeróbce i zagospodarowaniu osadów ściekowych, w tym do produkcji energii i użytecznych produktów.



Rys. 3. Połączenie hydrolizy termicznej z odzyskiem fosforu

Realizacja inwestycji dotyczących zagospodarowania osadów ściekowych i produkcji związanej z tym energii, wymaga stosunkowo dokładnego określenia ilości i jakości komunalnych osadów ściekowych. Powyższe powinno wynikać z pomiarów, które zazwyczaj nie są podejmowane, a podawane wielkości, dla celów statystycznych, w wielu przypadkach stosunkowo mało mają wspólnego z rzeczywistością. Dotychczas ilości osadów podawane w tzw. suchej masie (s.m.). W praktyce wielkości osadów szacowane są głównie na podstawie uśrednionych wskaźników jednostkowych. Rzetelne dane na temat ilości i jakości osadów ściekowych umożliwiają podjęcie analiz związanych z optymalnymi rozwiązaniami przeróbki osadów ściekowych dla poszczególnych przypadków.

Należy też brać pod uwagę, że optymalizacja układu technologicznego gospodarki osadowej jest procesem złożonym, który winien być poprzedzony głęboką analizą poszczególnych elementów i poparty praktycznym doświadczeniem, co pozwoli wdrożyć najlepsze indywidualne rozwiązanie dla każdej analizowanej oczyszczalni ścieków. Jak wspomniano, zasadniczą sprawą jest opracowanie Krajowego Programu Zagospodarowania Komunalnych Osadów Ściekowych oraz jego realizacja oparta o sprawdzone w praktyce rozwiązania technologiczne i techniczne.

Istnieje konieczność modernizacji/ budowy części osadowej wielu komunalnych oczyszczalni ścieków. Działania winny być kierowane na: racjonalne zmniejszenie ilości powstających osadów, usprawnienie procesów przetwarzania osadów pod kątem energetycznym i ekonomicznym, wprowadzenie procesów pozwalających na odzysk

energii i substancji biogenych z osadów. Wpisuje się to we współczesne tendencje zmiany roli systemów wodno-ściekowych, w nową rolę – związaną dodatkowo z produkcją zasobów i energii.

Wykorzystanie ścieków i osadów ściekowych jako źródła energii odnawialnej stwarza nowe perspektywy ekonomiczne i jest bodźcem dla opracowania i wdrożenia rozwiązań innowacyjnych, co umożliwi zwiększenie efektywności energetycznej systemów wodno-ściekowych- osadowych, które mogą nie tylko być konsumentem dużych ilości energii, ale również produkować energię na potrzeby własne, a nawet do różnych celów. Wskazane jest za tym, przeprowadzenie analiz optymalizowania ciągów technologicznych gospodarki osadowej, pozwalających na wybór optymalnego rozwiązania dla danej oczyszczalni ścieków, przy czym istotnym jest wybór rozwiązań posiadających sprawdzone w praktyce referencje. W szeregu przypadkach konieczne jest przeprowadzenie badań pilotowych, które umożliwią sprawdzenie i wprowadzenie innowacyjnych rozwiązań.

### **Produkcja wody ze ścieków**

W zakresie produkcji zasobów, podstawową rolę zaczyna odgrywać woda. W niedalekiej przyszłości, istotnym zadaniem stanie się również produkcja wody, w postaci **odnowy wody ze ścieków**. Istnieją w tym zakresie bogate światowe i pewne krajowe doświadczenia praktyczne. Woda uzyskana ze ścieków może być wykorzystywana do różnych celów, a nie tylko bezproduktywnie odprowadzana do odbiornika wodnego, często bardziej zanieczyszczonego niż dobrze oczyszczony odpływ z oczyszczalni ścieków.

Odnowa wody ze ścieków na świecie praktykowana jest od dawna, powodując konieczność integracji wykorzystania odnowionej wody ze ścieków z gospodarowaniem zasobami wodnymi w zlewniach i dorzeczach. Odnowa wody została zastosowana w praktyce w wielu częściach świata, a jej stopień zastosowania ciągle rośnie, co związane jest z postępującym deficytem wody i szybkością zachodzących zmian demograficznych i klimatycznych.

Źródłami odnowionej wody są różne rodzaje zanieczyszczonych wód i ścieków, w tym ścieki komunalne. Wymagania stawiane systemom oczyszczania ścieków komunalnych, produkujących odnowioną wodę, zależą od sposobu jej wykorzystania oraz uwzględniają: wymaganą jakość wody przeznaczoną do wtórnego wykorzystania i potrzebną ilość odnowionej wody, co związane jest między innymi ze stopieniem oczyszczania ścieków jak i udziałem ilościowo-jakościowym ścieków przemysłowych w ściekach komunalnych.

Ponieważ naturalne zasoby wodne będą stawały się coraz bardziej ograniczone, to woda uzyskiwana ze ścieków może być w przyszłości traktowana jako alternatywne źródło zaopatrzenia, nabierające z upływem czasu coraz większego znaczenia. Dlatego sprawy zaopatrzenia w wodę oraz oczyszczania ścieków, a następnie ich ewentualnego wykorzystania, należy rozpatrywać łącznie.

Odnowa wody ze ścieków, oparta jest na szeregu procesach oczyszczania, które przywracają ściekom cechy użytkowe wody. Natomiast wtórne wykorzystanie ścieków (wody) to przynoszące korzyści wykorzystanie odnowionej wody do różnych celów. Odnowa wody i wtórne wykorzystanie ścieków oraz zamykanie obiegów wodnych mogą stać się znaczącymi elementami hydrologicznego cyklu obiegu wody w obliczu postępujących zmian klimatycznych, a szczególnie w przypadku groźących deficytów, związanych z przedłużającymi się okresami suszy.



Wydaje się że najważniejszym pojedynczym czynnikiem powodującym zastosowanie systemów odnowy wody ze ścieków i wtórnego wykorzystania ścieków są okresy suszy.

Benjamin Franklin (1706–1790), jeden z twórców Konstytucji Stanów Zjednoczonych, stwierdził: „Poznasz wartość wody gdy studnia jest pusta”. G.W. Miller [8], w roku 2006 potwierdził, że „najlepszym przyjacielem odnowy wody ze ścieków są susze”. Ekstremalne sytuacje pogodowe i związane z nimi przedłużające się okresy suszy wywierają wpływ na inne spojrzenie na ekonomikę systemów odnowy i wtórnego wykorzystania ścieków. W 2012 roku, Amerykańska Akademia Nauk, Amerykańska Akademia Inżynierii, Instytutem Medycyny oraz Amerykańska Rada Badań przedstawiły raport z którego wynika, że potencjał zasobów wodnych w USA może zostać znacznie powiększony za pomocą odnowy wody.

Efektywna integracja wtórnego wykorzystania dobrze oczyszczonych ścieków z gospodarowaniem zasobami wodnymi w zlewniach winna być oparta na ilościowych bilansach potrzeb wodnych różnego rodzaju użytkowników (komunalnych, przemysłowych i rolniczych), przy uwzględnieniu ograniczeń wynikających z wymagań odnośnie jakości wody i przepisów prawnych, które należy stworzyć w tym względzie.

**Rodzaje i sposoby wtórnego wykorzystania ścieków.** W zależności od sposobu wykorzystania odnowionej wody ze ścieków rozróżnia się następujące rodzaje wtórnego wykorzystania ścieków: bezpośrednio wtórne wykorzystanie ścieków, w którym następuje połączenie systemów oczyszczającego i odbiorczego, jak też pośrednie wtórne wykorzystanie ścieków, które obejmuje procesy mieszania i rozcieńczania odnowionej wody ze ścieków, przed jej wykorzystaniem, w naturalnych wodach powierzchniowych i podziemnych, co jest od dawna powszechnie stosowane.

W zależności od przeznaczenia odnowionej wody rozróżnia się: wtórne wykorzystanie do celów konsumpcyjnych, które dotyczy zasilania obiegów wody pitnej wodą uzyskaną z wysoko oczyszczonych ścieków, jak też wtórne wykorzystanie do celów nie konsumpcyjnych, obejmujące pozostałe zastosowania, w tym do celów: komunalnych (głównie do nawadniania terenów zielonych, ochrony przeciw powodziowej, rekreacyjnych), przemysłowych (w szczególności w procesach chłodzenia i w zamykaniu obiegów wód technologicznych), oraz rolniczych. Wtórne wykorzystanie ścieków komunalnych i innych może mieć bardzo wiele zastosowań praktycznych, w tym do celów: przemysłowych, komunalnych rolniczych po spełnieniu wymaganych warunków. Poniżej przedstawiono głównie możliwości wtórnego wykorzystania ścieków komunalnych.

Wtórne wykorzystanie ścieków komunalnych do celów przemysłowych zależy głównie od rodzaju przemysłu i celu do którego są wykorzystywane. Największe możliwości występują w procesach chłodzenia i w zasilaniu obiegów wód technologicznych. Mimo, że zamykanie obiegów wodnych ma podstawowe znaczenie, to oczyszczone ścieki komunalne, w pewnych warunkach lokalnych, mogą być źródłem uzupełniającym.

Wtórne wykorzystanie ścieków komunalnych ma zastosowanie do celów komunalnych, szczególnie w gęsto zaludnionych aglomeracjach o dużych potrzebach wodnych. Dotyczy to między innymi: nawadniania terenów zielonych, ochrony przeciwpożarowej, celów rekreacyjnych. Szczególnym rozwiązaniem jest zastosowanie podwójnych systemów wodociągowych, składających się: z instalacji do wody pitnej i z instalacji do wtórnie wykorzystywanych ścieków.

W podwójnych systemach wodociągowych bardzo ważnym jest zabezpieczenie przed przypadkowym lub awaryjnym połączeniem ich części składowych.

Wtórne wykorzystanie ścieków komunalnych do nawodnień rolniczych jest najczęściej stosowanym sposobem ich wykorzystywania, szczególnie w regionach gdzie występują niedobory zasobów wodnych. Użyteczność tych nawodnień zależy od różnych wskaźników jakościowych, w tym między innymi od: zasolenia, stopnia adsorpcji sodu, zawartości elementów śladowych.

**Prawne i technologiczne uwarunkowania wtórnego wykorzystania ścieków.** W USA, pierwsze regulacje prawne dotyczące wtórnego wykorzystania ścieków do nawodnień zostały wydane w Kalifornii w 1918 roku. Amerykańska Agencja Ochrony Środowiska (US EPA) wydała pierwsze wytyczne dotyczące odnowy wody ze ścieków w 1992 roku, a następne w 2004 roku i w 2012 roku. W skali międzynarodowej, wytyczne Światowej Organizacji Zdrowia (WHO) dotyczące wtórnego wykorzystania ścieków w rolnictwie, istniały od 1989 roku. Również UNIDO przedstawiła raport na temat zastosowania odnowy wody ze ścieków do celów przemysłowych [9].

W Europie wydano różnego rodzaju regulacje prawne, w tym przykładowo : zalecenia ogólnokrajowe (Francja), normy ustawowe (Włochy), wytyczne regionalne (Hiszpania). We Francji, wydano w 1991 roku, zalecenia dotyczące wtórnego wykorzystania ścieków komunalnych do nawodnień upraw i terenów zielonych., W 1997 roku, Włochy uzupełniły Prawo wodne o kryteria wtórnego wykorzystania ścieków. W Hiszpanii, oprócz ogólnych zapisów w Prawie wodnym, wydano lokalne regulacje prawne standardy wtórnego wykorzystania ścieków w różnych regionach (Andaluzja, Baleary i Katalonia). Na poziomie Wspólnoty Europejskiej, w dyrektywie 91/271/WE z 1991 roku, w art. 12, stwierdzono tylko ogólnie, że: „oczyszczone ścieki winny być wtórnie wykorzystywane, gdzie jest to celowe”, nie podając uwarunkowań.

W 2013 roku Komisja Europejska podjęła prace nad opracowaniem regulacji prawnych dla odnowy wody ze ścieków. Powołana została grupa robocza mającą na celu opracowanie strategii maksymalizacji odnowy wody w UE oraz wykonanie oceny środowiskowej, ekonomicznej i społecznej dla proponowanego zestawu działań.

W Polsce, kraju o niewielkich zasobach wodnych, odnowa wody i wtórne wykorzystanie ścieków mogłyby przyczynić się do łagodzenia deficytów wodnych, w przypadku zaostrzających się warunków klimatycznych, w szczególności w okresach suszy. Podobnie w jak w innych państwach, w kraju możliwym jest wtórne wykorzystanie ścieków do nawodnień rolniczych, do celów przemysłowych i celów komunalnych. Istnieje w tym zakresie szereg doświadczeń krajowych. Przykładowo, rozpoczęto prace wdrożeniowe nad wykorzystaniem oczyszczonych ścieków szarych (z umywalek, wanien, natrysków i pralek) w instalacjach budynków i otoczeniu, mimo braku regulacji prawnych w tym zakresie.

**Odnowa wody ze ścieków dla nawodnień rolniczych.** Wtórne wykorzystanie ścieków komunalnych do nawodnień rolniczych na świecie jest najstarszym sposobem ich wykorzystania. W XX wieku pionierem w systematycznym podejściem do problemu wtórnego wykorzystaniu ścieków do celów rolniczych były USA , co było ściśle związane z rozwojem metod ich oczyszczania. Od lat sześćdziesiątych, prowadzona jest tam aktywna promocja wykorzystania odnowionej wody. Od początku lat dziewięćdziesiątych, w Europie, miało miejsce wiele okresów suszy, które najbardziej dotkliwe były prawdopodobnie w Hiszpanii.

W tym kontekście, a także z uwagi na prognozowane zmiany klimatu, wykorzystanie odnowionej wody do nawodnień rolniczych stało się atrakcyjnym źródłem dodatkowej wody, głównie w państwach Europy Południowej. Obecnie, wtórne wykorzystanie odnowionej wody w rolnictwie, zastosowane do nawodnień rolniczych, jest najczęstszym sposobem jej wykorzystywania, szczególnie w regionach/zlewniach gdzie występują niedobory zasobów wodnych. Jednakże, użyteczność tych nawodnień zależy od różnych wskaźników jakościowych.

Przy podjęciu decyzji o praktycznej realizacji ponownego wykorzystania odnowionej wody należy uwzględnić szereg czynników, w tym: aspekty prawne i przyjęte standardy, dostępne technologie i ekonomikę zastosowania. Upowszechnianie przedsięwzięć wykorzystania odnowionej wody wymaga stosowania uregulowań prawnych i zaleceń pozwalających na wprowadzenie tych przedsięwzięć w sposób bezpieczny. WHO opracowała wytyczne dotyczące zaleceń zdrowotnych dla wtórnego wykorzystania ścieków w rolnictwie, oparte o kryterium mikrobiologiczne (zawartość bakterii grupy Coli i nicieni).

W dniu 28 maja 2018 roku, wydany został przez Komisję Europejską, wniosek rozporządzenia Parlamentu Europejskiego i Rady w sprawie minimalnych wymogów dotyczących ponownego wykorzystania wody (COM 2018 337 final). Ogólnym celem dokumentu jest „przyczynienie się do zmniejszenia niedoboru wody w całej UE, w ramach się przystosowywania do zmiany klimatu, przede wszystkim przez zwiększenie wykorzystania wody odzyskiwanej, w szczególności do nawadniania w rolnictwie, zwłaszcza jeżeli jest to właściwe i racjonalne pod względem kosztów, przy jednoczesnym zapewnieniu wysokiego poziomu ochrony zdrowia publicznego i środowiska”.

Wniosek składa się z 17 artykułów, które przedstawiają: przedmiot i cel rozporządzenia oraz następujące sprawy: zakres stosowania, definicje, obowiązki operatorów zakładów oczyszczania w odniesieniu do jakości odzyskiwanej wody, zarządzanie ryzykiem, wniosek o wydanie zezwolenia na dostarczanie odzyskanej wody i udzielanie zezwoleń, kontrolę zgodności, współpracę pomiędzy państwami członkowskimi, informowanie społeczeństwa, informacje o monitorowaniu procesu wdrażania, dostęp do wymiaru sprawiedliwości, ocenę rozporządzenia przez Komisję i wykonywanie przekazanych uprawnień, procedurę komitetową, sankcje, wejście w życie rozporządzenia i jego stosowanie.

W skład wniosku rozporządzenia wchodzi: załącznik pierwszy (sekcja pierwsza), który podaje rodzaje upraw objętych zastosowaniem odzyskanej wody do nawadniania w rolnictwie; natomiast sekcja druga przedstawia minimalne wymogi przyjęte dla zastosowania wody przeznaczonej do nawadniania w rolnictwie. Podane są one w formie tabelarycznej i prezentują: klasy odzyskanej, dopuszczalne zastosowania w rolnictwie (kategorie upraw) i metody nawadniania; wymogi dotyczące jakości odzyskanej wody wykorzystywanej do nawadniania w rolnictwie; minimalne częstotliwości rutynowego monitorowania odzyskanej wody wykorzystywanej do nawadniania w rolnictwie; monitorowanie walidujące odzyskanej wody wykorzystywanej do nawadniania w rolnictwie. Załącznik drugi, podaje kluczowe zadania w zakresie zarządzania ryzykiem obejmujące: przygotowanie opisu systemu odzyskiwania wody; identyfikacja potencjalnych zagrożeń; identyfikacja środowisk, populacji jednostek bezpośrednia lub pośrednio zagrożonych; przeprowadzenie oceny ryzyka obejmującej zagrożenie dla środowiska, jak i zagrożenie dla zdrowia ludzi i zwierząt; określenie wymogów dotyczących jakości wody dodatkowych w stosunku do wymogów określonych w załączniku pierwszym lub bardziej rygorystyczne niż te wymogi; określenie środków zapobiegawczych w celu ograniczenia

ryzyka; zapewnienie wprowadzenia systemów i procedur kontroli jakości; zapewnienie wprowadzenia systemów monitorowania środowiska umożliwiających wykrywanie wszelkich negatywnych skutków ponownego wykorzystania wody, zapewnienie wprowadzenia odpowiedniego systemu w celu zarządzania incydentami i sytuacjami kryzysowymi. W załączniku drugim, podane zostały w układzie tabelarycznym szczególne środki zapobiegawcze.

W dniu 4 kwietnia 2019 roku, wniosek był oceniany przez Państwową Radę Gospodarki Wodnej (PRGW), która w swoim Stanowisku stwierdziła między innymi, że wniosek wpisuje się zarówno w światowe trendy odnowy wody, jak i koncepcję unijnej gospodarki cyrkulacyjnej, zastosowanej w tym przypadku do najcenniejszego zasobu jakim jest woda. PROW zaopiniowała wniosek rozporządzenia pozytywnie i wniosła szereg uwag związanych z zastosowaniem odnowionej wody do nawadniania w rolnictwie [9]:

- w planowaniu przedsięwzięć odnowy wody i jej wykorzystaniu w rolnictwie do nawadniania, powinno się dokonać oszacowania popytu na wykorzystanie odnowionej wody ze ścieków komunalnych; we współpracy z Ministerstwem Rolnictwa, należy wykonać zbilansowanie potencjalnych potrzeb w ujęciu terytorialnym, z możliwościami ich zaspokojenia;
- należy wziąć pod uwagę dużą zmienność czasową potrzeb użytkowników w naszym kraju, co ściśle związane jest ze zmiennością sezonową zapotrzebowania wody do nawodnień, ponieważ okres wegetacyjny i związane z nim okresy nawadniania upraw trwają stosunkowo krótko, w porównaniu do innych państw UE;
- planowanie przedsięwzięć związanych z odnową wody powinno być oparte na analizach ekonomicznych, pozwalających na wybór optymalnych rozwiązań technicznych;
- należy wziąć pod uwagę, że wniosek rozporządzenie dotyczy minimalnych wymogów dla ponownego wykorzystania odnowionej wody ze ścieków komunalnych, należy stworzyć możliwość rozszerzenia wymogów dla warunków lokalnych, które będą tego wymagać dla ochrony przed niebezpieczeństwem dla zdrowia ludzi i możliwości skażenia wytwarzanych produktów i środowiska;
- praktyczna realizacja ponownego wykorzystania odnowionej wody ze ścieków komunalnych w kraju, wymagać będzie przeanalizowania szeregu rozwiązań dla rozstrzygnięcia nie tylko spraw o charakterze inżynierskim, ale również spraw ekonomicznych oraz instytucjonalnych;
- zagadnienia o charakterze inżynierskim, dotyczyć będą nie tylko zagadnień związanych z jakością odzyskanej wody i ochroną zdrowia, ale również innych zagadnień technicznych obejmujących, w szczególności systemów dystrybucji odnowionej wody;
- skuteczność zapewnienia odpowiedniej jakości odzyskanej wody może wymagać, oprócz klasycznej filtracji i dezynfekcji, również zastosowanie wysokoefektywnych procesów oczyszczania, usuwających przykładowo zanieczyszczenia toksyczne i organizmy patogenne (szczególnie wirusy).

Zmiany klimatyczne oraz dalsza implementacja koncepcji gospodarki cyrkulacyjnej mogą, już w niedalekiej przyszłości, spowodować wzrost roli odnowy wody również do celów przemysłowych i komunalnych. W kraju, powinno się w większym stopniu wykorzystywać, procesy filtracji ścieków i/lub dezynfekcji ścieków po oczyszczeniu biologicznym, w celu spełnienia zaostrzających się standardów oraz większego stopnia ochrony środowiska wodnego cennych akwenów.

Należą do nich przykładowo: wysokoefektywna filtracja, proces adsorpcji na węglu aktywnym, dezynfekcja promieniami UV, czy procesy membranowe.

Należy przeanalizować możliwości techniczne i ekonomiczne, jak też przeprowadzić badania pilotowe, nad wykorzystaniem odnowionej wody ze ścieków do celów komunalnych i przemysłowych, w szczególności w dużych aglomeracjach, takich jak: Warszawa, Wrocław, Łódź, Szczecin, Trójmiasto, Lublin, czy region Warmińsko-Mazurski, gdzie braki wody są, lub mogą być w przyszłości, wyjątkowo odczuwalne.

We wszystkich wykorzystaniach wody odnowionej ze ścieków, analiza ryzyka i analiza ekonomiczna winny stanowić ważne elementy decyzji związanych z zastosowaniem w praktyce odnowionej wody, co jest szczególnie istotne w przypadku nawodnień rolniczych. Trudno obecnie przesądzić jaka będzie ostateczna decyzja nowych organów UE, dotycząca powyższego projektu wniosku.

### **Podsumowanie**

Obecna polityka wodna Unii Europejskiej, oparta głównie o zarządzanie wodą w zlewniach rzek, dotyczy przede wszystkim ochrony wód śródlądowych oraz wód morskich. Ochrona zasobów wodnych przed zanieczyszczeniami, w swoich działaniach przesunęła się ze źródła punktowego zanieczyszczeń danego odbiornika wodnego na źródła wielopunktowe i obszarowe w zlewniach rzek i dorzeczy, a nawet na całych obszarach zlewisk morskich. Istotą polityki wodnej staje się za tym osiągnięcie dobrego stanu ekologicznego wód powierzchniowych, zabezpieczającego wody śródlądowe i morskie między innymi przed eutrofizacją i substancjami toksycznymi, przy najmniejszych kosztach społecznych. Skutki zmian klimatycznych i rozwój cywilizacji, w tym szybka urbanizacja, powodują ciągłe powstawanie nowych zagrożeń związanych z jakością wody. Zmiany cywilizacyjne powodują znaczne zmiany jakościowe powstających ścieków, co związane jest między innymi z nowymi formami zanieczyszczeń, stanowiących zagrożenia dla zdrowia i życia ludzi oraz dla biocenozy wód.

Nowe technologie muszą nadążać za powstawaniem coraz to nowych zanieczyszczeń i nowymi strategiami ochrony zasobów wodnych. Potrzebne są zrównoważone rozwiązania dla gospodarki wodno – ściekowej - osadowej, w zakresie: efektywnego uzdatniania wody, oczyszczania ścieków oraz zagospodarowania osadów. Istnieje za tym konieczność dalszego rozwoju innowacyjnych technologii uzdatniania wody, oczyszczania ścieków i przeróbki osadów ściekowych. Dodatkowo, planowane systemy odnowy i wtórnego wykorzystania ścieków winny obejmować schematy technologiczne, które zapewnią osiągnięcie wymaganej jakości uzyskiwanej wody.

Nową rolę systemów ściekowych i osadowych staje się produkcja zasobów oraz energii. Produkcja zasobów dotyczy aktualnie głównie odnowy wody oraz odzysku substancji biogennej. Powoduje to konieczność uwzględniania spójności i integracji powyższych elementów już na poziomie koncepcji ogólnych, co może odegrać istotną rolę w zrównoważonym rozwoju miast i w ograniczaniu zmian klimatycznych. Działania te przyniosą korzyści o charakterze ekonomicznym i środowiskowym, w tym możliwy spadek zanieczyszczenia powietrza związanego ze zmniejszeniem zużycia paliw konwencjonalnych.

Nakłady inwestycyjne i koszty eksploatacyjne ochrony wód przed zanieczyszczeniami będą rosły, co związane jest z próbami nadążania za wprowadzanymi nowymi strategiami ochrony wód, zaostreniem wymogów oczyszczania ścieków i standardów jakości ujmowanej i uzdatnianej wody. Nowe formy zanieczyszczeń, w tym refrakcyjnych i związanych z substancjami farmakologicznymi, między innymi z antybiotykami, estrogenami, chemioterapeutykami, jak też przykładowo z zawartością cząsteczek plastyku w wodach, w tym w wodzie do picia, wymagają innowacyjnych rozwiązań technicznych oraz technologicznych, co związane będzie z koniecznością dodatkowych nakładów.

Wymagać to będzie zastosowania kombinacji procesów i metod fizycznych, chemicznych oraz biologicznych dla usunięcia różnego rodzaju zanieczyszczeń. W tradycyjnym ujęciu, w uzdatnianiu wody dominują procesy fizyczno-chemiczne, natomiast w oczyszczaniu ścieków – metody biologiczne. Metody biologicznego oczyszczania ścieków ciągle się rozwijają, szczególnie w zakresie usuwania substancji biogennych, również następuje ciągły postęp w rozwoju metod fizyczno-chemicznych. Odnowa wody i wtórne wykorzystanie ścieków niewątpliwie przyczyniają się do rozwoju rozwiązań innowacyjnych i wykorzystują w praktyce powyższe rozwiązania. Powyższe powoduje, że zaawansowane systemy biologicznego oczyszczania ścieków komunalnych i przemysłowych, rozszerzone o stosowne metody i procesy fizyczno-chemiczne, pozwalają na efektywne usuwanie: stałych i rozpuszczonych zanieczyszczeń, zanieczyszczeń organicznych i biogennych, metali oraz zanieczyszczeń toksycznych, organizmów chorobotwórczych (bakterii, wirusów, pierwotniaków i innych). Do tych procesów i metod można zaliczyć między innymi: koagulację, flokulację, filtrację, adsorpcję, wymianę jonową, mikrofiltrację, ultrafiltrację, nanofiltrację, odwróconą osmozę, elektrodializę, ozonowanie, dezynfekcję chemiczną i dezynfekcję promieniami ultrafioletowymi (UV). Należy dodać, że również odsalanie różnego rodzaju wód, w tym wód morskich, staje się jednym z ważnych komponentów przyszłych zasobów wody, bowiem nastąpił istotny postęp w sprawności i ekonomice technologii membranowych. W tym zakresie, produkowane są na świecie nowe, tańsze membrany, umożliwiające znaczne zmniejszenie kosztów ich zastosowania w praktyce.

Innowacyjne rozwiązania winny być opracowywane i wspomagane regulacjami prawnymi, ale też należy również poszukiwać i wdrażać nowe koncepcje dotyczących gospodarki wodno-ściekowej, pozwalających na obniżanie kosztów ochrony wód. Na takie możliwości wskazuje nowy paradygmat ściekowy w zakresie produkcji przykładowo: wodoru, bioplastyków, substancji biogennych i energii. Takie możliwości stwarza również obecnie gospodarka cyrkulacyjna, szczególnie w stosunku do odzysku wody ze ścieków i zagospodarowania osadów ściekowych, w aspekcie energetycznym.

W produkcji zasobów na oczyszczalniach ścieków, podstawową rolę zaczyna odgrywać odzyskiwana woda. Idea tworzenia zakładów produkcji wody ze ścieków jest obecnie na świecie wprowadzona w życie. Stosunkowo jednolity skład ścieków komunalnych i rozwinięte technologie ich oczyszczania pozwalają na ich powtórne wykorzystanie jako źródła wody przez określone grupy użytkowników. Unia Europejska, planuje wprowadzenie regulacji prawnych związanych z zastosowaniem odnowionej wody ze ścieków dla potrzeb rolnictwa.

Podwyższanie wymogów środowiskowych, w tym standardów oczyszczania ścieków, powoduje wzrost zapotrzebowania na energię elektryczną. Koszty energii elektrycznej zużywanej w systemach ściekowych są znaczące.

Dlatego powstają innowacyjne rozwiązania dla biologicznego oczyszczania ścieków, które charakteryzują się mniejszym zapotrzebowaniem na energię elektryczną. Systemy wodno-ściekowe mogą nie tylko być konsumentem dużych ilości energii, ale również produkować energię na potrzeby własne, a nawet dla użytkowników zewnętrznych, czego przykładem może być miasto Tychy. Osady ściekowe mogą być bowiem źródłem energii elektrycznej i ciepłej. W Polsce, brak kompleksowego rozwiązania problemu osadów ściekowych może grozić wieloma konsekwencjami, w tym nawet wybuchami lokalnych epidemii. Konieczność opracowania programu ich zagospodarowania jest bezwzględnie konieczna ze względów sanitarnych, ale winna również z punktu widzenia pozyskiwania energii z osadów ściekowych [10]. Należy dodać, że Federacja Środowiska Wodnego (WEF) uznała w USA ścieki i osady ściekowe za nowe źródła energii odnawialnej, co stworzyło nowe perspektywy ekonomiczne i stało się bodźcem dla opracowania i wdrożenia wielu rozwiązań innowacyjnych.

W Polsce, istnieją tysiące oczyszczalni ścieków komunalnych i przemysłowych, zasilanych głównie energią pochodzącą z paliw kopalnianych, w tym z węgla. Koszty energii elektrycznej zużywanej w systemach ściekowych są znaczące. Mogą stanowić nawet 30% kosztów eksploatacji i utrzymania w ruchu systemów oczyszczania ścieków. Istotne jest sporządzenie w Polsce bilansu energetycznego dla oczyszczalni ścieków i oszacowanie potencjalnych korzyści poprzez wprowadzone działań optymalizacyjnych i innowacyjnych, tym bardziej, że zużycie energii przez branżę wodno-kanalizacyjną będzie rosło. Stosunkowo niewiele jeszcze systemów wodnych i ściekowych korzysta z alternatywnych źródeł energii, chociaż ostatnio i na świecie i w kraju sytuacja ulega zmianie.

Niewłaściwe zagospodarowanie dużych ilości osadów ściekowych, powstających w wyniku biologicznego oczyszczania ścieków, zagraża życiu ludzi i zwierząt w związku z zagrożeniami chorobotwórczymi oraz możliwościami skażenia gleb metalami ciężkimi i substancjami toksycznymi. Zdaniem Komisji Środowiska Senatu RP optymalne rozwiązania w tym zakresie winny być wsparte w ramach Programu Operacyjnego Infrastruktura i Środowisko. Przedstawione w niniejszym rozdziale stanowiska Komisji, dotyczące ścieków i osadów, zasługują na uznanie społeczeństwa i uwagę władz,

Ważnym elementem udanej inwestycji wodno-ściekowej-osadowej jest wybór rozwiązania posiadającego sprawdzone w praktyce referencje. Instalacje prototypowe, należy stosować tylko do testów, a nie w skali pełnej technicznej. Należy również wspierać rozwój krajowych urządzeń do oczyszczania ścieków i przeróbki osadów ściekowych, jak też śledzić postęp w ich rozwoju na świecie. Polska nie posiada dotychczas regulacji prawnych dotyczących systemów odnowy wody i wtórnego wykorzystania ścieków, dlatego ich efektywne wdrażanie wymaga opracowania i wprowadzenia w życie stosownych przepisów, zabezpieczających zdrowie ludzi i chroniących środowisko. Należy również przeanalizować celowość stworzenia oddzielnej ustawy o ochronie wód śródlądowych i morskich przed zanieczyszczeniami, odciążając tym samym zbyt obszerne obecnie nowe Prawo wodne. Problemu ilości i jakości wody, w skali globalnej i krajowej, nie rozwiąże się jednak bez zmiany stylu życia ludzi i włączenia się całych społeczeństw w walkę o czystą wodę i w tej sprawie jest w Polsce wiele do zrobienia.

### Literatura

1. Gromiec M.: Wpływ regulacji prawnych na rozwój technologii oczyszczania ścieków I zagospodarowania osadów ściekowych. Narodziny nowoczesnej ochrony wód w Europie i USA. *Gospodarka Wodna* 3,72–75, 2018.
2. Gromiec M.: Nowy paradygmat „Nutrienty-Energia-Woda” (NEW) dla przedsiębiorstw wodociągowo-kanalizacyjnych. W: *Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód*, red. Dymaczewski Z., Jeż-Walkowiak J., Urbaniaka A. Wyd. PZITS – Oddział Wielkopolski, Poznań 2016.
3. Gromiec M.: Nowa rola systemów wodno-ściekowych: produkcja zasobów i energii. *Kierunek Wod-Kan* 4, 76–81, 2015.
4. Gromiec M.: Wpływ koncepcji gospodarki cyrkulacyjnej i nowego paradygmatu wodnego na odzysk wody. *Kierunek Wod-Kan* 4.10–14, 2018.
5. Gromiec T., Gromiec M.: Postęp w odzysku fosforu z odcieków z przeróbki osadów ściekowych za pomocą technologii krystalizacji struwitu w Ameryce Północnej i Europie - wybrane przykłady. *Gospodarka Wodna* 8, 27–31, 2019.
6. Gromiec M.: Zlewniowa ochrona wód przed eutrofizacją w Metropolii Chcago. *Technologia Wody* 5,12–14, 2019.
7. Miller G.W.: Integrated concepts in water reuse managing global water needs. *Desalination* 187,65–73, 2006.
8. Gromiec M.: Using reclaimed water. Technology Foresight Summit, Main Report. United Nations Industrial Development Organization (UNIDO), Vienna, Austria 2007.
9. Gromiec M.: Odnowa wody ze ścieków do nawodnień rolniczych w świetle planowanych uregulowań prawnych UE. *Gospodarka Wodna* 11,1719, 2019.
10. Gromiec M.: Osady ściekowe w gospodarce cyrkulacyjnej. *Wodociągi i Kanalizacja* 4,10–13, 2018.



## Wdrażanie Krajowego Programu Oczyszczania Ścieków Komunalnych w Polsce w latach 2003-2017 – realizacja założeń Traktatu Akcesyjnego

*Joanna Kopczyńska*

*Zastępca Prezesa PGW Wody Polskie ds. Zarządzania Środowiskiem Wodnym  
Dyrektor Wodny oraz Dyrektor Morski*

### Wstęp

Problem oczyszczania ścieków komunalnych i redukcji biogenów w Polsce to kwestia, która jest podejmowana od ponad stu lat. Na świecie, oczyszczalnie ścieków i systemy kanalizacyjne powstawały zasadniczo (nie licząc np. Mezopotamii, w której rury kanalizacyjne wynaleziono 4000 lat przed naszą erą) w latach 20-tych XIX wieku, przykładowo oczyszczalnia używająca chemicznej precypitacji powstała w Worcester, Massachusetts. [1]

Trzeba przyznać, że w Polsce działaniem tym zajęto się stosunkowo późno, najtrudniej sytuacja wyglądała w zaborze rosyjskim. Spadek po zaborcach, a bardziej jego brak w postaci infrastruktury, spowodował, że takie instalacje z trudem powstawały w dwudziestoleciu międzywojennym, a czasem i później, dość powiedzieć, że w Warszawie w 1961 roku zbudowano jedynie Kolektor Burakowski, który przesyłał tranzytem ścieki z lewobrzeżnego systemu kanalizacji do Wisły bez ich oczyszczania. Oczyszczalnia ścieków, oczyszczająca ścieki z aglomeracji warszawskiej, rozpoczęła swoją działalność (Czajka) dopiero w roku 1991. Ścieki z lewego brzegu miasta zostały przyjęte do niej dopiero w 2013 roku.

Nieco inną historię ma Łódź, w której dostrzeżono problem już w połowie XIX wieku jednak działania zmierzające do oczyszczania ścieków komunalnych podjęto dopiero w 1927 roku. Pierwsze ścieki do oczyszczalni popłynęły 18 grudnia 1930 roku. Zgodnie z projektem stacja oczyszczania ścieków miała składać się z części mechanicznej i biologicznej oczyszczania ścieków, a została wyposażona jedynie w piaskowniki i w sita taśmowe Geiger'a. Zatrzymywała najgrubsze zawiesiny znajdujące się w ściekach. Kryzys lat 30-tych XX wieku a potem wybuch II Wojny Światowej uniemożliwiły wybudowanie części biologicznego oczyszczania ścieków. Stacja Oczyszczania Ścieków była eksploatowana do 1994 roku. Następnie w 1975 roku podjęto decyzję o budowie Grupowej Oczyszczalni Ścieków Łódzkiej Aglomeracji Miejskiej – zakończenie tego projektu (zakończenie zadania III) nastąpiło w 2002 roku. [2]

W Krakowie pierwszą oczyszczalnię ścieków oddano do użytku w 1974, natomiast we Wrocławiu pierwszą oczyszczalnię ścieków zaczęto budować jeszcze w XIX wieku tj. pola irygacyjne zapewniające oczyszczanie mechaniczno-biologiczne. W latach siedemdziesiątych i osiemdziesiątych zostały one przeciążone wielkością ścieków i część

1 [https://en.wikipedia.org/wiki/History\\_of\\_water\\_supply\\_and\\_sanitation#cite\\_note-Metcalf\\_19142-51](https://en.wikipedia.org/wiki/History_of_water_supply_and_sanitation#cite_note-Metcalf_19142-51)

2 Na podstawie <http://www.gos.lodz.pl/oczyszczalnia/odrobina-historii/>

zanieczyszczeń była odprowadzana bezpośrednio do Odry. W 2001 roku oddano oczyszczalnię w Janówku.

Dziś, zgodnie z uszeregowaniem, według maksymalnej, dobowej przepustowości do największych w Polsce należą: [3]

1. Oczyszczalnia Ścieków „Czajka” – Warszawa: przepustowość 515 000 m<sup>3</sup>/d
2. Grupowa Oczyszczalnia Ścieków Łódzkiej Aglomeracji Miejskiej (GOŚ-ŁAM): przepustowość 332 000 m<sup>3</sup>/d
3. Zakład Oczyszczania Ścieków Płaszów – Kraków: przepustowość 328 000 m<sup>3</sup>/d
4. Centralna Oczyszczalnia Ścieków w Koziegłowach – Poznań: przepustowość 260 000 m<sup>3</sup>/d
5. Oczyszczalnia Ścieków Janówek – Wrocław: przepustowość 170 000 m<sup>3</sup>/d

Należy podkreślić, że oczyszczalnie te, w ostatnich 15 latach, przeszły gruntowną modernizację i rozbudowę wraz z rozbudową sieci kanalizacyjnej doprowadzającej zanieczyszczenia.

### Działania podejmowane po 1989 roku

Historia inwentaryzacji niesprawnych oczyszczalni ścieków jest długa – po raz pierwszy nieefektywne instalacje (bądź też ich brak) mające wpływ na stan środowiska Bałtyku, zostały wskazane w ramach programu zainicjowanego przez HELCOM. [4]

W roku 1992, Państwa-Strony Konwencji przyjęły i uzgodniły wdrażanie Wspólnego Kompleksowego Programu Działań na rzecz Środowiska Morza Bałtyckiego (JCP), a celem nadrzędnym programu było długoterminowe przywrócenie równowagi ekologicznej Morza Bałtyckiego. Przyjęty program określał szereg zadań, jakie należało zrealizować w miejscach wskazanych jako tzw. „hot spot-y” czyli miejscach uwalniania się skumulowanej ilości zanieczyszczeń do zlewni Morza Bałtyckiego. Najbardziej znane „hot spoty” to źródła punktowe, takie jak obiekty komunalne i zakłady przemysłowe, ale program obejmował także zanieczyszczenia rozproszone z obszarów rolniczych i terenów wiejskich oraz obszary wrażliwe, takie jak tereny przybrzeżne i tereny podmokłe. Powyższa inwentaryzacja dotyczyła wszystkich państw Stron Konwencji – warto podkreślić, że na pierwotne 53 miejsca wskazane w Polsce na dziś na liście pozostaje 13 hot-spotów, z tymże postępująca realizacja modernizacji i budowy oczyszczalni ścieków oraz przyjęcie przez Radę Ministrów w czerwcu 2018 roku „Programu działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu” [5] dają podstawy do stwierdzenia, że w ciągu najbliższych kilku lat Polska zakończy wdrażanie programu. Warto pamiętać, że Polsce przypisano największą liczbę zadań do wykonania, ze względu na fakt, że choć linia brzegowa nie jest najdłuższa, to ładunek biogenów pochodzących z naszego kraju jest największy, pamiętając, że per capita niższy niż w pozostałych państwach.

3 [https://inzynieria.com/wodkan/oczyszczalnie\\_sciekow\\_w\\_polsce/rankingi/53136,najwieksze-oczyszczalnie-sciekow-w-polsce-ranking,pozycja-rankingu-grupowa-oczyszczalnia-sciekow-lodzkiej-aglomeracji-miejskiej-gos-lam-332-000-md](https://inzynieria.com/wodkan/oczyszczalnie_sciekow_w_polsce/rankingi/53136,najwieksze-oczyszczalnie-sciekow-w-polsce-ranking,pozycja-rankingu-grupowa-oczyszczalnia-sciekow-lodzkiej-aglomeracji-miejskiej-gos-lam-332-000-md)

4 Komisja Ochrony Środowiska Morskiego Bałtyku – organ wykonawczy organizacji międzynarodowej proklamowanej przez tzw. konwencję helsińską z 1974 roku ([www.helcom.fi](http://www.helcom.fi));

5 Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 5 czerwca 2018 r. w sprawie przyjęcia „Programu działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu” Dz.U. 2018 poz. 1339

Dyskusja dotycząca wielkości ładunku biogenów odprowadzanych do Morza Bałtyckiego wg. modelu HELCOM jest przez Polskę mocno krytykowana, ze względu na propozycje wyznaczonych pułapów wielkości redukcji – dlatego też PL jako jedyny kraj z pośród sygnatariuszy nie zaakceptowała zaproponowanych przez Strony Konwencji zobowiązań redukcyjnych w Deklaracji Ministerialnej z 2007 roku. Co nie oznacza, że jako kraj nie realizujemy działań zmierzających do znacznego ograniczenia zrzutu tych substancji. Od 2018 roku, NFOŚiGW finansuje program priorytetowy pn. „Inwestycje w gospodarce ściekowej poza granicami kraju, w zlewni rzeki Bug”, którego celem jest poprawa lub ochrona stanu wód powierzchniowych i podziemnych na terenie Polski, poprzez inwestycje wodno-ściekowe poza granicami kraju [6].

### Negocjacje dotyczące wejścia RP do Unii Europejskiej- rozdział środowisko

Jeszcze przed akcesją Polski do UE, w ramach dostosowania prawa, zostały wprowadzone odpowiednie przepisy regulujące kwestie związane z Dyrektywą Rady z dnia 21 maja 1991 r. dotyczącą oczyszczania ścieków komunalnych (91/271/EWG). Ustawa z dnia 18 lipca 2001r. - Prawo wodne w art. 43 ust. 3 i art. 208 ust. 2 zobowiązała Ministra Środowiska do sporządzenia i przedłożenia do zatwierdzenia Radzie Ministrów „Krajowego programu oczyszczania ścieków komunalnych” do końca 2003r. Zgodnie z zapisami art. 43 ust. 3 ustawy z dnia 18 lipca 2001r. - Prawo wodne, program miał określić wykazy:

- aglomeracji, które powinny być wyposażone, w terminach ustalonych w art. 208, w systemy kanalizacji zbiorczej i oczyszczalnie ścieków oraz wielkość ładunków zanieczyszczeń biodegradowalnych z tych aglomeracji koniecznych do usunięcia,
- przedsięwzięć w zakresie budowy i modernizacji zbiorczych sieci kanalizacyjnych oraz oczyszczalni ścieków komunalnych a także terminy ich realizacji.

Warto pamiętać, że ustawa Prawo wodne z dnia 18 lipca 2001r. zdefiniowała po raz pierwszy pojęcie aglomeracji. Warto pamiętać, że aglomeracja wodno-ściekowa:

- nie ma osobowości prawnej,
- jej granice nie są tożsame z granicami administracyjnymi danej jednostki samorządu terytorialnego,
- może obejmować jedną lub więcej jednostek osadniczych.

Jednocześnie wprowadzono nomenklaturę związaną z dyrektywą, w tym pojęcie RLM: Równoważna liczba mieszkańców (RLM) – oznacza ładunek organiczny ulegający biodegradacji wyrażony pięciodobowym biochemicznym zapotrzebowaniem tlenu (BZT5), w ilości 60g tlenu na dobę.

Aglomeracja – oznacza teren, na którym zaludnienie lub działalność gospodarcza są wystarczająco skoncentrowane, aby ścieki komunalne były zbierane i przekazywane do oczyszczalni ścieków albo *końcowego punktu zrzutu tych ścieków*. [7]

6 (Dz.U. Nr 115, poz. 1229 z późn. zm.)

7 Dodanie do definicji aglomeracji końcowego punktu zrzutu ścieków zniósło wymóg wybudowania oczyszczalni ścieków w każdej aglomeracji, ale pod warunkiem, że jej system jest podłączony do innej aglomeracji, w której funkcjonuje oczyszczalnia zdolna przyjąć i właściwie oczyścić ścieki pochodzące z jej terenu.

Artykuł 43 ówczesnej ustawy wskazywał również warunki dla wykonania programu:

- budowę urządzeń służących do zaopatrzenia w wodę realizuje się jednocześnie z rozwiązaniem spraw gospodarki ściekowej, w szczególności przez budowę systemów kanalizacyjnych
- i oczyszczalni ścieków,
- w miejscach, gdzie budowa systemów kanalizacyjnych nie przyniosłaby korzyści dla środowiska lub powodowałaby nadmierne koszty, należy stosować systemy indywidualne,
- wprowadzający ścieki do wód lub do ziemi są obowiązani zapewnić ochronę wód przed zanieczyszczeniem, w szczególności poprzez budowę i eksploatację urządzeń służących tej ochronie.

Zapisy te, mimo, że wprost transponowały przepisy dyrektywy i odnosiły się do aspektów ekonomicznych, w przyszłości miały okazać się problematyczne w odniesieniu do jednoczesnej budowy sieci wodociągowych i odprowadzania ścieków – nie zawsze zachodzi taka konieczność, w niektórych, uzasadnionych przypadkach, lepszym rozwiązaniem jest zastosowanie tańszych systemów indywidualnych. Niestety odwołanie się do tego zapisu wciąż jest popularne i rozumiane jako konieczność „dogonienia” długości sieci wodociągowej przez sieć kanalizacyjną, nawet jeśli koszt korzystania później z takiej infrastruktury jest bardzo wysoki. W Polsce wpływ na to ma przede wszystkim jakość planowania przestrzennego realizowanego przez gminy – a bardziej jego brak w postaci uchwalonych planów zagospodarowania przestrzennego i związany z tym systemowy brak zapobiegania budowie rozproszonej. W sytuacji braku planów, gminy uzgadniają inwestycje na podstawie decyzji o warunkach zabudowy. Rozproszona zabudowa powoduje, że sieć jest utrzymywana przez opłaty wnoszone przez relatywnie małą grupę użytkowników. W przypadku tego typu instalacji ekonomia skali ma znaczenie, im więcej osób jest podłączonych do sieci, tym niższa jest opłata za usługę. Prawidłowość ta dotyczy wszystkich usług świadczonych w systemie sieciowym. Niestety nie jest to kwestia, która jest brana pod uwagę przez wszystkie samorządy, co zostało zauważone w raporcie Komitetu Przestrzennego Zagospodarowania Kraju przy Prezydium PAN. [8] Zgodnie ze stanowiskiem jego twórców wszystkie koszty, związane z osadnictwem i infrastrukturą techniczną, transportem i mobilnością, rolnictwem czy rynkiem nieruchomości, koszty związane z błędami w zagospodarowaniu przestrzennym, wynoszą ok. 84,3 mld zł rocznie. Podobne stanowisko zajmowała wielokrotnie Najwyższa Izba Kontroli określając działania gmin mianem „chaosu przestrzennego” [9].

Gminy, planując przewymiarowane inwestycje [10], nie zawsze biorą pod uwagę, że będzie to generować w następstwie bardzo wysokie koszty eksploatacyjne sieci (w tym koszty amortyzacji stanowiące, zgodnie z danymi PGW WP średnio 30% ogółu kosztów ponoszonych przez przedsiębiorstwo), które musi ponosić stosunkowo niewielka grupa użytkowników systemu. Jak bardzo wysoki może być to czasem koszt świadczą przede wszystkim wnioski taryfowe dotyczące usług zbiorowego odprowadzania ścieków

---

8 Stanowisko Prezydium Polskiej Akademii Nauk z dnia 20 listopada 2018 r. w sprawie uwzględnienia w polityce rozwoju i przepisach prawa wyników badań naukowych dotyczących potrzeb kształtowania przestrzennego rozwoju Polski

9 <https://www.nik.gov.pl/aktualnosci/nik-o-systemie-gospodarowania-przestrzenia-gmin.html> oraz <https://www.nik.gov.pl/aktualnosci/kryzys-gospodarowania-przestrzenia-debata.html>

10 Tj. takie w których przyjęto zbyt optymistyczne założenia co liczby przyszłych użytkowników;

przedkładane do akceptacji przez PGW Wody Polskie, w których opłata za odbiór 1 m<sup>3</sup> oczyszczonych ścieków wynosiła pomiędzy 2,2 a 52,3 PLN.

Ustawa Prawo wodne z 2001 roku [11] wskazywała zobowiązania dla samorządów, wynikające z przystąpienia Polski do struktur UE. Jej zapisy zobowiązały ona gminy [12] do realizacji zadań w zakresie usuwania i oczyszczania ścieków [13] na obszarach aglomeracji wyznaczonych na ich terenie w terminach:

- do 31 grudnia 2015 r. w przypadku aglomeracji o równoważnej liczbie mieszkańców (RLM) wynoszącej od 2000 do 15 000,
- do 31 grudnia 2010 r. w przypadku aglomeracji o RLM wynoszącej powyżej 15 000.

Granice dla wielkości aglomeracji zostały określone odmiennie niż w dyrektywie – podział w dyrektywie wskazywał na następujące przedziały zgodności : 2000-10 000 RLM, 10 000 do 100 000 RLM. Ten podział okazała się później źródłem problemów interpretacyjnych dotyczących realizacji programu i uzyskania pełnej zgodności z dyrektywą 91/271/EWG. Inwentaryzacja potrzeb i plan dojścia do realizacji postanowień Traktatu Akcesyjnego zostały zebrane i przyjęte przez Radę Ministrów w 2003 roku, w ramach Krajowego Programu Oczyszczania Ścieków Komunalnych (KPOŚK).

### **Traktat Akcesyjny i założenia jego realizacji**

Wypełnienie zobowiązań Rządu Rzeczypospolitej Polskiej, przyjętych w Traktacie Akcesyjnym [14] Polski do Unii Europejskiej, podpisanym 16 kwietnia 2003r. i ratyfikowanym 7 przez Polskę 23 lipca 2003r., (w części dotyczącej wyposażenia aglomeracji w systemy kanalizacji zbiorczej i oczyszczalnie ścieków odwołuje się do dyrektywy 91/271/EWG) , określono, że realizacja postanowień dyrektywy wymagać będzie w horyzoncie czasowym do 2015r. budowy, rozbudowy i/lub modernizacji oczyszczalni ścieków komunalnych i systemów kanalizacji zbiorczej w aglomeracjach. W trakcie negocjacji sektora Środowisko Polska uzyskała zgodę państw członkowskich Unii na okres dostosowawczy w zakresie wyposażenia aglomeracji w systemy kanalizacji zbiorczej i oczyszczalnie ścieków sięgający 2015r.: *Wymagania dotyczące systemów kanalizacji zbiorczej i oczyszczania ścieków komunalnych wynikające z art. 3,4,5 (2) i 7 dyrektywy 91/271/EWG nie będą w Polsce w pełni zastosowane do 31 grudnia 2015 r.*

Sformułowane zostały również cele pośrednie, które znalazły swój zapis w Traktacie Akcesyjnym:

- do 31 grudnia 2005r. zgodność z Dyrektywą powinna być osiągnięta w 674 aglomeracjach, z których ładunki zanieczyszczeń biodegradowalnych stanowią 69% całkowitego ładunku tych zanieczyszczeń pochodzącego z aglomeracji,
- do 31 grudnia 2010 r. zgodność z Dyrektywą powinna być osiągnięta w 1069 aglomeracjach, których ładunki zanieczyszczeń im przypisywane stanowią 86% całkowitego ładunku tych zanieczyszczeń pochodzącego z aglomeracji

---

11 art. 208, ust.1

12 Także zapisy ustawy o samorządzie gminnym

13 Prawo wodne: art. 43, ust. 5

14 Traktat o przystąpieniu do Unii Europejskiej, Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej 23.9.2003 s. 893

- do 31 grudnia 2013 r. zgodność z Dyrektywą powinna być osiągnięta w 1165 aglomeracjach, z których ładunki zanieczyszczeń stanowią 91% całkowitego ładunku tych zanieczyszczeń pochodzących z aglomeracji.

Jak pokazała historia wdrażania KPOŚK potrzeby, rozumiane jako długość zbiorczej sieci kanalizacyjnej, wielkość ładunku, oraz liczba aglomeracji, w których niezbędne jest przeprowadzenie inwestycji, zmieniały się bardzo dynamicznie.

Zgodnie z zał. II dyrektywy, tj. określonym w nim kryteriami, całość terytorium Polski została uznana za teren wrażliwy, co w konsekwencji oznaczało, że realizacja postanowień traktowych będzie wymagała zastosowania bardziej rygorystycznych metod oczyszczania ścieków tj. oczyszczania z podwyższonym usuwaniem azotu i fosforu [15].

### **Problemy związane z interpretacją sposobu realizacji postanowień Traktatu przez Polskę**

Kolejnym problemem, był sposób rozumienia przez Polskę wdrażania dyrektywy, która przewidywała dwa odmienne podejścia zawarte w zapisach art. 5.2 oraz 5.4. Od początku realizacji KPOŚK w Polsce przyjęto, że wdrażanie programu będzie się opierać na art.5.4 tj.:

*Alternatywnie wymagania wobec poszczególnych oczyszczalni określone w ust. 2 i 3 mogą nie mieć zastosowania do obszarów wrażliwych w przypadkach gdy można wykazać, że minimalne zmniejszenie całkowitego ładunku ścieków doprowadzanych do wszystkich oczyszczalni ścieków komunalnych na tym obszarze wynosi co najmniej 75% w odniesieniu do fosforu ogólnego i co najmniej 75% w odniesieniu do azotu ogólnego.*

W związku z tym podejściem w I KPOŚK przyjęto, tak jak w ustawie, że do spełnienia tego warunku wystarczy, aby wszystkie aglomeracje powyżej 15 tys. RLM zostały wyposażone w systemy oczyszczania gwarantujące podwyższone usuwanie biogenów. Zakładano wówczas, że realizacja programu zakończy się w terminach przewidzianych w Traktacie. [16] Wyznaczanie aglomeracji (jej wielkość, zasięg, określenie potrzeb inwestycyjnych) zostało powierzone jednostkom samorządu terytorialnego – w związku również z ich obowiązkami wynikającymi z ustawy o samorządzie gminnym (jest to zadanie własne gmin).

W tamtym okresie podjęto również kroki legislacyjne zmierzające do zmobilizowania samorządów do podjęcia działań inwestycyjnych. Z jednej strony możliwość uzyskania dofinansowania ze środków budżetu unijnego (polityka spójności) była obwarowana koniecznością uwzględnienia danej aglomeracji w KPOŚK, z drugiej zaś, za brak podejmowania działań ustanowiono sankcje karne (tj. administracyjne kary pieniężne).

Zgodnie z ówczesnym art. 292 ustawy z 27 kwietnia 2001 r. – Prawo ochrony środowiska [17] gminy, które nie będą oczyszczać ścieków zgodnie z dyrektywą UE, od

15 Oczyszczanie jest prowadzone w biologicznej oczyszczalni ścieków, w której stosuje się dedykowane procesy usuwania związków biogenych. Azot usuwany jest w procesach nityfikacji (utlenienie do azotanów) i denityfikacji (redukcja powstałych azotanów do azotu atmosferycznego). Fosfor usuwa się w procesach biologicznych (przyswajany przez mikroorganizmy) oraz poprzez chemiczne strącanie.

16 W ten sposób do roku 2010 Polska sporządzała i przekazywała Komisji Europejskiej sprawozdania, które nie były kwestionowane.

17 Dz.U. 2013 r. poz. 1232 ze zm.

1 stycznia 2016 r. miały być zobowiązane do zapłacenia pięciokrotności opłaty za korzystanie ze środowiska. Przy czym musiałyby one wносить opłaty w podwyższonej kwocie wraz z odsetkami, bo termin wskazany w przepisach *de facto* oznaczał odroczenie. Przepis wprowadzający odroczenie terminu uiszczania podwyższonych opłat za korzystanie ze środowiska został po raz pierwszy wprowadzony przed wejściem Polski do UE (termin graniczny 2010), a następnie przesunięto do roku 2015 pod następującymi warunkami:

*„1a. Termin płatności opłaty za korzystanie ze środowiska oraz administracyjnej kary pieniężnej odracza się także na wniosek podmiotu korzystającego ze środowiska obowiązującego do ich uiszczenia, jeżeli przedsięwzięcie, którego wykonanie zapewni usunięcie przyczyn ponoszenia podwyższonych opłat lub kar, jest ujęte w krajowym programie oczyszczania ścieków komunalnych, o którym mowa w art. 43 ust. 3 ustawy z dnia 18 lipca 2001 r. – Prawo wodne, i zostanie zrealizowane w terminie do dnia 31 grudnia 2015 r.” [18].*

Kolejne odroczenie zostało przyznane w nowelizacji ustawy w roku 2015, natomiast kary zostały zniesione całkowicie po uchwaleniu ustawy Prawo wodne w 2017 roku, która to ustawa kompleksowo zreformowała gospodarkę wodną.

### **Realizacja Krajowego Programu Oczyszczania Ścieków Komunalnych**

Od roku 2003 do roku 2017 nastąpiło 5 aktualizacji programu. Za każdym razem zmieniały się zakresy zadań niezbędnych do realizacji, ich koszt oraz liczba samych aglomeracji a także ich wielkość. Wynikało to z działań prowadzonych przez gminy – zmian wielkości istniejących, utworzenia nowych aglomeracji oraz związanych z tym zmian kosztów realizacji zadań.

Poniższe, cytowane dane, a także część wniosków pochodzą z kolejnych, zaakceptowanych przez Radę Ministrów, wersji programu oraz jego aktualizacji w latach: 2005, 2009, 2010, 2015 i 2017.

#### **Określenie potrzeb (liczba aglomeracji, zakres zadań)**

W ramach ustawy Prawo wodne już w 2001 roku ustalono, że zakres aglomeracji będzie ustanawiany przez gminę i uchwalany przez sejmiki wojewódzkie. Sam jednak proces uchwalania zakresów aglomeracji nie był poddawany szczegółowej weryfikacji (brak jednoznacznych podstaw prawnych), dlatego też gminy dysponowały dużą swobodą w określaniu jej wielkości jak i określaniu ładunku generowanego przez nią – dopiero na późniejszym etapie wprowadzono jednolitą metodykę określania wielkości ładunku, tzw. RLM rzeczywisty.

W rozporządzeniu z 2004 roku [19] określono wskaźnik długości sieci wskazujący na zasadność techniczną i ekonomiczną wyznaczania zasięgu systemu kanalizacji zbiorczej:

---

18 Ustawa z dnia 3 grudnia 2010 r. o zmianie ustawy – Prawo ochrony środowiska oraz ustawy o systemie zarządzania emisjami gazów cieplarnianych i innych substancji Dz. U. z 2010 r. Nr 249, poz. 1657;  
19 § 3. 1. Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 22 grudnia 2004 r. w sprawie sposobu wyznaczania obszaru i granic aglomeracji, Dz.U. 2004 nr 283 poz. 2841;

*Przy wyznaczaniu obszaru aglomeracji bierze się pod uwagę, że realizacja sieci kanalizacyjnej na obszarze aglomeracji z doprowadzeniem do oczyszczalni ścieków powinna być uzasadniona finansowo i technicznie, przy czym wskaźnik długości sieci obliczany jako stosunek przewidywanej do obsługi przez system kanalizacji zbiorczej liczby mieszkańców aglomeracji i niezbędnej do realizacji długości sieci kanalizacyjnej (łącznie z kolektorami i przewodami tłoczonymi doprowadzającymi ścieki do oczyszczalni) **nie może być mniejszy od 120 mieszkańców na 1 km sieci.***

Następnie zapisy tego rozporządzenia zostały nieco złagodzone. W kolejnej nowelizacji, z lipca 2010 roku [20] złagodzone wymagany wskaźnik długości sieci dla terenów stref ochronnych i obszarów objętych różnymi formami ochrony przyrody wskazując jednocześnie na konieczność ponoszenia przez administratorów tych stref i obszarów części kosztów funkcjonowania systemów kanalizacyjnych i oczyszczalni ścieków.

Warto pamiętać, że już w okresie przedakcesyjnym podejmowano próby określenia wykonalności ekonomicznej planowanych, nowych projektów w tym zakresie. Jedną z takich prób było wprowadzenie do zasad oceny efektywności kosztowej udzielania wsparcia (Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej) metody tzw. dynamicznego kosztu jednostkowego (DGC). DGC był równy cenie, która pozwala na uzyskanie zdyskontowanych przychodów równych zdyskontowanym kosztom, czyli pokazuje, jaki jest techniczny koszt uzyskania jednostki efektu ekologicznego. Koszt ten jest wyrażony w złotych na jednostkę efektu ekologicznego. W przypadku gospodarki ściekowej, gdzie miarą efektu ekologicznego może być ilość oczyszczonych ścieków, wskaźnik ten miał miano: zł/m<sup>3</sup>.

Podejście to, w nieco zmodyfikowanej wersji, było stosowane także w okresie 2007–2013 na podstawie – *Wytycznych (JASPERS) do przygotowania inwestycji w zakresie środowiska współfinansowanych przez Fundusz Spójności i Europejski Fundusz Rozwoju Regionalnego w latach 2007–2013*. NFOŚiGW wypracował i stosował także własne wytyczne dotyczące wyznaczania aglomeracji w projektach współfinansowanych ze środków UE.

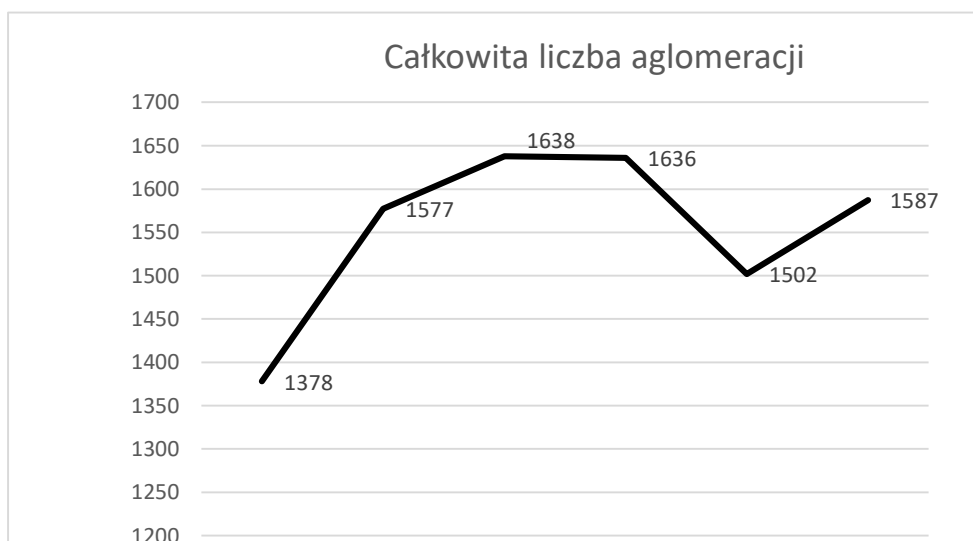
Obecnie nadal są stosowane m.in. wytyczne dla wskaźnika koncentracji aglomeracji. Jednocześnie dostępne były wytyczne przygotowane w przeszłości przez KZGW, a obecnie PGW Wody Polskie, służące prawidłowemu przygotowaniu uchwały.

Wszystkie te działania miały na celu wsparcie jednostki samorządu terytorialnego (jest) we właściwym ustanowieniu granic aglomeracji, która będzie wymagała odprowadzania ścieków zbiorczym systemem kanalizacyjnym i zapobieganie realizacji inwestycji nieefektywnych kosztowo. W większości projektów metoda ta okazała się bardzo pomocna, projekty często były modyfikowane (zakres inwestycji) do wielkości zgodnej z założeniami dyrektywy oraz KPOŚK. Natomiast wytyczenie aglomeracji w ramach projektu nie przekładało się często na zmiany zakresu planowanych inwestycji zgłaszanych do KPOŚK. Rezultatem tej sytuacji była realizacja projektów, które nie kończyły się efektem uzyskania pełnej zgodności z postanowieniami Traktatu Akcesyjnego.

---

20 Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 lipca 2010 r. w sprawie sposobu wyznaczania obszaru i granic aglomeracji Dz.U. z 2010 r, Nr 137, poz. 922.





Rys. 1. Dynamika zmian w czasie liczby aglomeracji

Wy wpływ na liczbę aglomeracji, niezbędnych do skanalizowania oraz wybudowania/bądź modernizacji oczyszczalni ścieków, miały kwestie związane z podejściem do wypełnienia przez Polskę zobowiązań Traktatu Akcesyjnego. Jak zostało to opisane wcześniej, sposobem przyjętym była realizacja zgodnie z art. 5.4 dyrektywy Rady 91/271/EWG – czyli realizacja postanowień traktatowych miała być oparta o oczyszczalnie ścieków z podwyższonym usuwaniem azotu i fosforu – w aglomeracjach powyżej 15 tys. RLM, w których sumaryczny wynik redukcji miał skutkować ogólnym zmniejszeniem ładunku biogenów pochodzących ze ścieków o 75%. Zgodnie z przeprowadzonymi w roku 2003 analizami wybrano ten wariant jako efektywniejszy – poprzez wskazanie bardziej restrykcyjnych wymogów dla dużych oczyszczalni ścieków i odciążając finansowo mniejsze jednostki samorządu terytorialnego. W celu realizacji tego założenia ustalono standardy emisji dla obiektów z przedziału 15–100 tys. RLM na bardziej wymagającym poziomie, niż wymogi określone w dyrektywie, licząc na to, że realizacja prac w tych aglomeracjach faktycznie spełni wymagania dyrektywy w zakresie ograniczenia zrzutu ładunków en gros, bez stosowania progów dla metod oczyszczania ścieków.

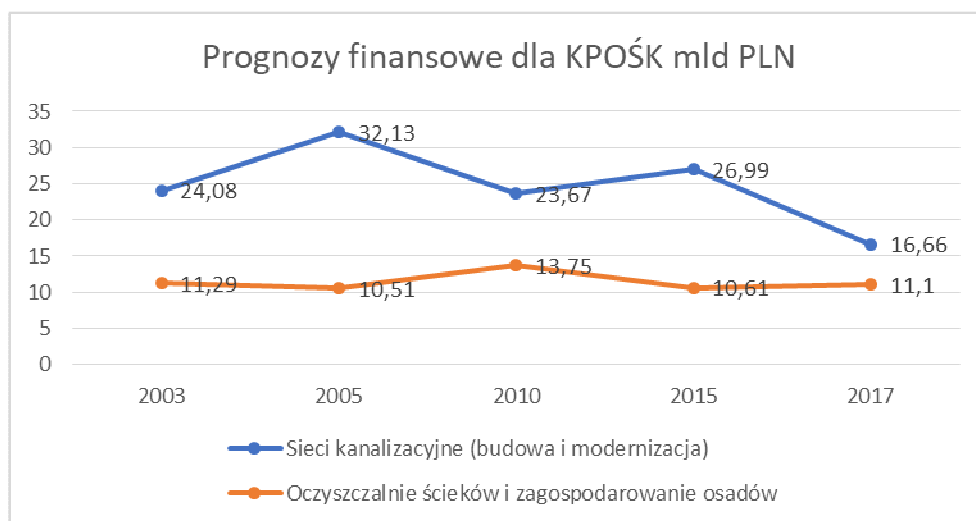
W roku 2011 Komisja Europejska wszczęła postępowanie administracyjne wobec Polski związane z niewłaściwą transpozycją zapisów dyrektywy. Działanie takie, zostało uzasadnione tym, że dla wdrażania art. 5.4 nie byłoby możliwe przyznanie okresów przejściowych, bo takie postanowienia nie znalazły się w treści Traktatu Akcesyjnego, a warunek ten musiałby być spełniony w dniu przystąpienia przez Polskę do UE. Tymczasem wskazanie okresów przejściowych, w Traktacie, dla określonych typów aglomeracji (tj. przedziałów wielkości) jest jednoznacznie związany ze stosowaniem art. 5.2. dyrektywy 91/271/EWG.

**Art. 5.2:** *zapewnienie oczyszczania ścieków z podwyższonym standardem usuwania biogenów w aglomeracjach powyżej 10 000 RLM;*

Co oznaczało, że efekt ekologiczny uzyskany na terenie aglomeracji zostanie spełniony przez aglomerację, jeżeli zostaną spełnione jednocześnie 2 warunki:

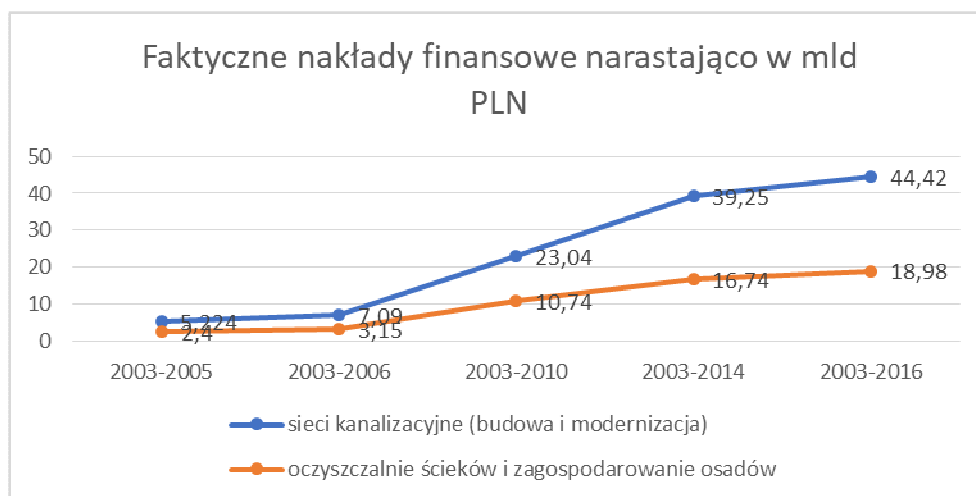
- wydajność oczyszczalni ścieków odpowiada ładunkowi generowanemu przez całą aglomerację;
- liczba podłączeń do sieci zbiorczej na terenie aglomeracji obejmuje prawie 100% ludności.

Ta zmiana w sposób istotny zaważyła nie tylko na liczbie aglomeracji, ale i zmianie wysokości niezbędnych nakładów inwestycyjnych.



Rys. 2. Nakłady inwestycyjne, niezbędne do poniesienia, celem uzyskania pełnej zgodności z dyrektywą, według prognoz zawartych w kolejnych KPOŚK i kolejnych aKPOŚK

W przypadku osadów ściekowych koszty ich zagospodarowania są ujmowane od 2006 roku. Należy wziąć pod uwagę, że w każdej z aktualizacji zamieszczano nową informację odnośnie prognozy niezbędnych wydatków, uwzględniając jednocześnie już zakończone inwestycje.



Rys. 3. Faktycznie poniesione nakłady inwestycyjne, nadal nie spełnione warunki dyrektywy

Porównując pomiędzy założeniami dla KPOŚK w 2003 roku, a faktycznym wykonaniem finansowym widoczna staje się skala niedoszacowania niezbędnych do poniesienia wydatków.

Prognoza w roku 2003 wskazywała, że realizacja programu do końca 2015 roku będzie wymagała odpowiednio:

- sieci 24 mld PLN,
- oczyszczalnie ścieków 11,29 mld PLN

Analizując dane z 2016 roku, w sytuacji, w której nadal nie została osiągnięta zgodność z dyrektywą, nakłady poniesione wyniosły:

- sieci - 44,42 mld PLN;
- oczyszczalnie ścieków 18,98 mld PLN

Analizując dane wykresu 2 dotyczącego prognozy nakładów inwestycyjnych z poniesionym wydatkami w przypadku oczyszczalni ścieków widoczne jest, że pomimo poniesienia znaczących wydatków tj. prawie 19 mld PLN, nadal szacunkowe koszty osiągnięcia zgodności z dyrektywą są prawie na niezmiennym poziomie jak w roku 2003: 11,29 mld PLN, a w roku 2016: 11,1 mld PLN. Do przyczyn takiej zmiany faktycznego braku postępu finansowego w realizacji KPOŚK w odniesieniu do oczyszczalni ścieków, należy zaliczyć m.in.:

- oparcie pierwszej wersji programu (2003) na danych szacunkowych, nieprecyzyjnych obliczeń;
- różnice pomiędzy prognozowanymi kosztami a faktycznie koniecznymi do poniesienia, aby zrealizować cel (np. zmiany warunków na rynku budowlanym, podwyżki cen materiałów i robocizny);
- brak w wersji z 2003 r. szacunkowego kosztu dla uporządkowania gospodarki osadowej;
- zmiany w zasadach określania wielkości RLM – obliczanie RLM rzeczywistego (od 2010 roku);

- zmianę podejścia dotyczącego realizacji postanowień Traktatu Akcesyjnego tj. przejście na realizację postanowień dyrektywy w oparciu o zapisy art. 5.2 i tym samym objęcie większej liczby instalacji bardziej rygorystycznymi przepisami;
- przyrost liczby aglomeracji oraz zmiany w zakresie liczby RLM, które jednocześnie zwiększały wielkość nakładów inwestycyjnych niezbędnych do poniesienia celem uzyskania zgodności oczyszczalni – w tym przede wszystkim przejście na bardziej rygorystyczne oczyszczanie w aglomeracjach  $\geq 10\ 000$  RLM co miało wpływ na zwiększenie kosztów inwestycji (jak i później na koszty związane z ich eksploatacją, mające swoje odzwierciedlenie w taryfach).

Uwzględniając wszystkie powyższe czynniki nadal należy przyjąć, że różnica ta jest zbyt duża, a przyczyny tej rozbieżności warto zestawzić z danymi dotyczącymi redukcji ładunków.

### Faktyczna realizacja programu

W 2003 roku, całkowita ilość ładunku, który był wytwarzany w Polsce i wymagał oczyszczania zgodnie z dyrektywą, została oszacowana na 42 966 816 RLM, natomiast ładunek oszacowany w roku 2016 wielkość rzeczywista RLM wynosiła 38 793 049 RLM. Całkowita przepustowość oczyszczalni ścieków, zgodnie z aKPOŚK w 2017 roku wynosiła 62 037 819 RLM.

Ten stan rzeczy wskazywałby jednoznacznie, że Polska w zakresie przepustowości całkowitej oczyszczalni spełnia już wymogi dyrektywy – natomiast patrząc z perspektywy wciąż zgłaszanych przez jednostki samorządu terytorialnego prognoz finansowych, odnośnie do niezbędnych nakładów inwestycyjnych (zarówno na oczyszczalnie jak i rozbudowę sieci) oraz biorąc pod uwagę całkowitą liczbę aglomeracji, zgodnych z dyrektywą (stan na 2017 rok), możemy stwierdzić, że nie wszystkie gminy poradziły sobie z realizacją programu.

Do najczęściej wymienianych przyczyn braku zgodności zalicza się m.in.:

- niewłaściwe zaplanowanie wydajności oczyszczalni (np. nie uwzględniająca zmian demograficznych, liczby faktycznych połączeń, a co za tym idzie obciążenia ściekami),
- niewłaściwe zaplanowanie długości sieci kanalizacyjnych, wynikające ze złego wyznaczenia granic aglomeracji (tj. przewymiarowanie długości sieci i kanalizowanie terenów dla których kanalizowanie nie jest uzasadnione ekonomicznie),
- brak weryfikacji RLM aglomeracji – akty prawa miejscowego, które nie gwarantują zgodności RLM rzeczywistego z RLM w rozporządzeniu/uchwale,
- brak środków finansowych na realizację działań.

Oprócz powyższych przyczyn warto również wskazać inne czynniki mające wpływ na kształtowanie się potrzeb.

Realizując programy wspierane ze środków UE instytucja koordynująca zarządzanie środkami UE (MRR, MIiR) ustanowiła przedziały finansowania (tzw. linia demarkacyjna), które były często przyczyną zmiany kwalifikacji wielkości aglomeracji – resort rozwoju ustanawiał progi dostępności środków UE w zależności od wielkości projektów:

- i. w latach 2004-2006 finansowanie projektów odbywało się na następującej zasadzie:  
Fundusz Spójności  $\geq$  wartość projektu 10 mln € > Europejski Fundusz Rozwoju Regionalnego;
- ii. w latach 2007-2013 oraz obecnie dostępność środków została ustanowiona w oparciu o zapisy KPOŚK tj.  
Fundusz Spójności  $\geq$  10 000 RLM > Europejski Fundusz Rozwoju Regionalnego > 2000 RLM

Projekty poniżej 2000 RLM nie miały zapewnionego finansowania ze środków polityki spójności i w większości przypadków korzystały one ze wsparcia w ramach Europejskiego Funduszu Rolnego na rzecz Rozwoju Obszarów Wiejskich – tam jednak granica tzw. linii demarkacyjnej była ustanowiona na poziomie gminy, która ma nie więcej niż 5000 mieszkańców, a także wskazano granicę kwotową. Przyjęte podejście sprawiło, że liczba aglomeracji powyżej 10 tys. RLM zaczęła znacznie fluktuować, zgodnie z rytmem finansowania programów operacyjnych. Środki przeznaczane na finansowanie tych działań z budżetu Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego (w ramach 16 regionalnych programów operacyjnych – RPO) były znacznie skromniejsze od środków w kopercie Funduszu Spójności. Wobec powyższego, gminy, które nie otrzymały dofinansowania w RPO, dokonywały zmian granic aglomeracji a co za tym idzie jej wielkości, tak aby starać się o środki z Funduszu Spójności (PO Infrastruktura i Środowisko 2007–2013, 2014–2020). Ma to swoje odzwierciedlenie w zmieniającej się liczbie aglomeracji (dzielenie się bądź łączenie w większe), zmiany uchwał, w ramach których zawyżano liczbę ładunku w danej aglomeracji celem przekroczenia progu linii demarkacyjnej. Należy podkreślić, że wiele gmin nie brało pod uwagę następującej kwestii:

- przekroczenie programu 10 tys. RLM nie oznaczało jedynie możliwości uzyskania dofinansowania z innego źródła, ale również konieczność zastosowania bardziej rygorystycznych norm oczyszczania ścieków (podwyższone usuwanie biogenów) co znacznie podnosiło koszty projektu oraz przyszłej eksploatacji. Jak wskazują kolejne sprawozdania składane do KPOŚK przez gminy, często błędnie wskazywano na zgodność z dyrektywą mając jedynie zgodność z zapisami dla instalacji obsługujących poniżej 10 tys. RLM podczas gdy de facto gmina wraz z sejmikiem sama ustaliła sobie nowe, bardziej rygorystyczne cele oczyszczania;
- nie do końca rozumiano jak wysokie będzie dofinansowanie projektu ze środków UE – podstawową stopę dofinansowania w wysokości 85% uznawano za poziom współfinansowania podczas, gdy w tym przypadku mamy do czynienia z tzw. projektem generującym dochód, którego dofinansowanie jest pomniejszane o przyszłe dochody i obejmuje tylko część kosztów projektu (tzw. katalog kosztów kwalifikowanych). W rezultacie, jak pokazują sprawozdania gmin z realizacji KPOŚK, rzeczywisty udział środków unijnych, w całości kosztów projektów, nie przekraczał 30%;
- niewłaściwe określanie wartości RLM – kwestia prawidłowego wyznaczenia aglomeracji była również przedmiotem dyskusji z Komisją Europejską, ze względu na rozbieżności pomiędzy RLM w uchwale/rozporządzeniem a faktyczną wartością RLM. W związku z tym od IV aktualizacji programu (AKPOŚK 2015) Polska uwzględniła powyższe zalecenia i ujednoliciła metodykę obliczania RLM. Obecnie jest to obliczane na podstawie sumy liczby mieszkańców aglomeracji, wartości RLM pochodzącej od osób czasowo przebywających na jej terenie (na podstawie zarejestrowanych miejsc noclegowych) oraz wartości RLM pochodzącej z przemysłu.

### Wpływ przyjętego podejścia do wdrażania dyrektywy na stawki taryfowe odbioru i oczyszczania ścieków

Przyjęty w Polsce model kalkulowania taryfy za ścieki tzw. cost-plus, w którym cena dla odbiorcy końcowego jest wynikiem efektywności finansowej podmiotu prowadzącego tę działalność w gminie. W tym przypadku wszystkie koszty prowadzenia działalności są wliczane w niezbędne przychody, dla których później jest prognozowana wartość przychodów i w efekcie wysokość taryf (katalog kosztów jest jednak zamknięty). Podejście to okazało się jednak niezbyt korzystne dla wielu użytkowników sieci. Systemowo, na początku lat dwutysięcznych, zakładano, że dając gminie wszelkie uprawnienia do kontroli podmiotów świadczących usługę zbiorowego odbioru ścieków, gminy będą w pełni kontrolować ich koszty, a konieczność zatwierdzenia przez rady gmin, zarówno planowanych inwestycji (*Wieloletni plan rozwoju i modernizacji sieci kanalizacyjnej*) oraz taryf za świadczenie usług sprawi, że ceny te nie będą przekraczały poziomów dostępności cenowej. Doświadczenie regulatora cen za wodę i ścieki w Polsce (PGW Wody Polskie) pokazuje, że nie wszystkie samorzady potrafiły sprostać temu zadaniu, co w konsekwencji, w skrajnych przypadkach, spowodowało bardzo wysokie ceny za odbiór ścieków.

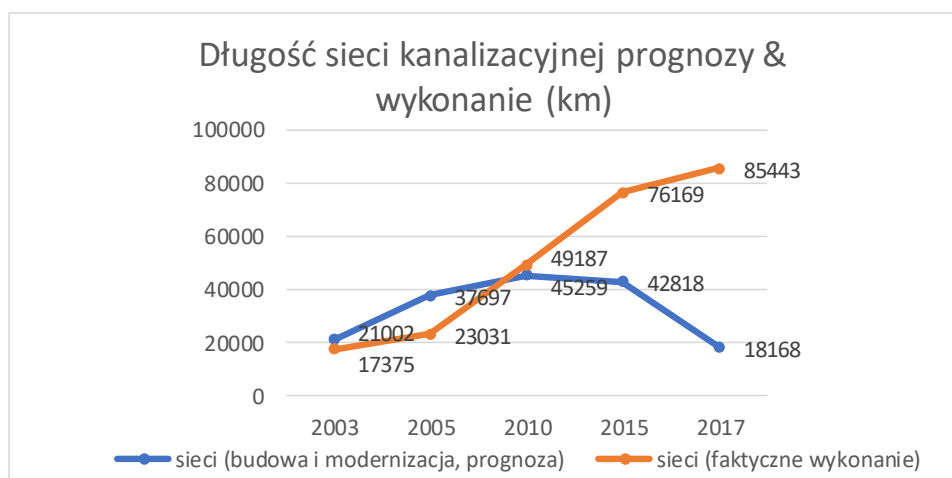
W przyjętym modelu konstruowania taryfy w Polsce, zgodnie z opracowaniami branżowymi [21] oraz doświadczeniami polskiego regulatora cen, bez prawidłowej kontroli właścicielskiej (samorząd) nie istnieją zachęty do optymalizacji wydatków, a częstym zjawiskiem jest także przeinwestowanie.

W najbardziej skrajnych przypadkach skutkuje to cenami powyżej 50 PLN za 1m<sup>3</sup> odbioru ścieków. Tutaj należy bowiem wziąć pod uwagę, że na późniejszy koszt eksploatacji ogromny wpływ ma amortyzacja wydatków, a ta, w przypadku przeinwestowania, może stanowić bardzo wysoką część kwotową niezbędnych do osiągnięcia przychodów i znacznie podwyższać stawki opłat. To podejście skutkuje również tym, że po wybudowaniu sieci, mieszkańcy, mając na uwadze wysokie ceny za usługę, nie są skłonni podłączać się do systemu.

Powyższe sytuacje są charakterystyczne dla mniejszych aglomeracji – tam gdzie efektywność kosztowa realizowanych projektów nie została właściwie skalkulowana, a także nieprawidłowo został obliczony wskaźnik koncentracji lub też wskaźnik podłączeń dla nowo wybudowanej sieci był zbyt niski, aby inwestycja nie powodowała w następstwie wysokich kosztów eksploatacyjnych.

---

21 Tariff regulatory Frameworks among WAREG members, 2019; WAREG- European Water Regulators



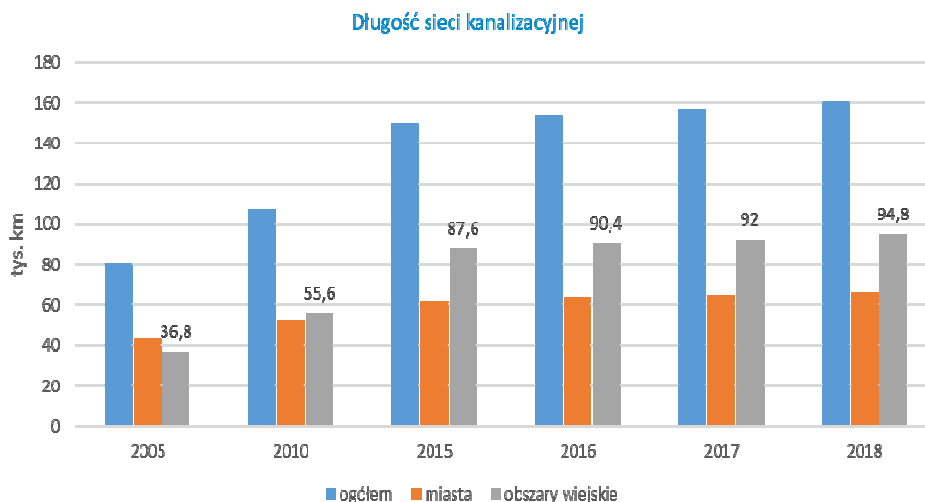
*\*wykonanie(wybudowanie sieci jest pokazane narastająco)*

Rys. 4. Zmiany zakresów rzeczowych inwestycji, niezbędnych do osiągnięcia zgodności, zgłaszanych przez samorządy, w kolejnych aktualizacjach KPOŚK

Powyższy wykres pokazuje, że w początkowym okresie przyrost sieci w prognozach był znacząco wyższy niż przyrost faktycznie wybudowanych, a następnie plany co do budowy nowej sieci ulegają zmniejszeniu – nadal jednak widzimy, że zgodnie z aktualizacją KPOŚK z 2017 roku do osiągnięcia pełnej zgodności niezbędne jest wybudowanie jeszcze ponad 18 tys. km kanalizacji czyli z perspektywy roku 2017, pełną zgodność uzyskamy mając w Polsce ponad 100 tys. km nowo wybudowanej sieci. To wskazywałoby, że potrzeby, zgłoszone w tym obszarze do Traktatu Akcesyjnego, zostały niedoszacowane ponad 5-krotnie. Niewątpliwie ma tutaj znaczenie jeszcze jedna kwestia – przyrost sieci był największy na terenach słabiej zurbanizowanych.

Zgodnie z danymi Ministerstwa Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej: [22]

- Całkowita długość sieci kanalizacyjnej w 2018 r.: 160,7 tys. km (z czego 59,0% na obszarach wiejskich)
- 1. przyłączy do budynków mieszkalnych: 3,4 mln sztuk (45,4% na obszarach wiejskich)
- 3,9 tys. km – wybudowanej sieci kanalizacyjnej w 2018 r. (2,8 tys. km na terenach wiejskich)



Rys. 5. Długość sieci kanalizacyjnej w Polsce (ogółem KPOŚK oraz nieobjęte programem) [23]

Wykres ten pokazuje, że najdłuższe odcinki sieci powstają obecnie na terenach wiejskich. Część tych inwestycji jest wpisana do KPOŚK (w ramach programu takie gminy także zgłaszały wielkość generowanego ładunku na ponad 10 tys. RLM). Czy jednak faktycznie potrzeby te są uzasadnione i czy mamy do czynienia z efektywnością kosztową? Na to pytanie mogą odpowiedzieć jedynie poszczególne samorządy. W toku zatwierdzania taryf wodno-ściekowych (2018r.) wielokrotnie występowała, w przypadku wysokich cen za 1m<sup>3</sup> na takich terenach, konieczność dopłacania z budżetu gminy do taryfy, tak aby usługa była dostępna cenowo dla mieszkańców. Długoterminowo takie podejście może okazać się bardzo niekorzystne dla gminy, poprzez obciążenie jej budżetu tzw. wydatkiem sztywnym. [24] Problem ten oczywiście nie dotyczy jedynie terenów gmin wiejskich, ale również miejsko-wiejskich. W tych przypadkach, zgodnie z dyrektywą, prawem krajowym oraz zaleceniami OECD, należy jednak zastanowić się, czy bardziej ekonomicznym (tańszym) rozwiązaniem nie okazałoby się stosowanie indywidualnych systemów oczyszczania lub wzmocnienie, w ramach już przyznanych ustawowo gminom praw, kontroli zbiorników bezodpływowych oraz przydomowych oczyszczalni ścieków, użytkowanie taboru asenizacyjnego.

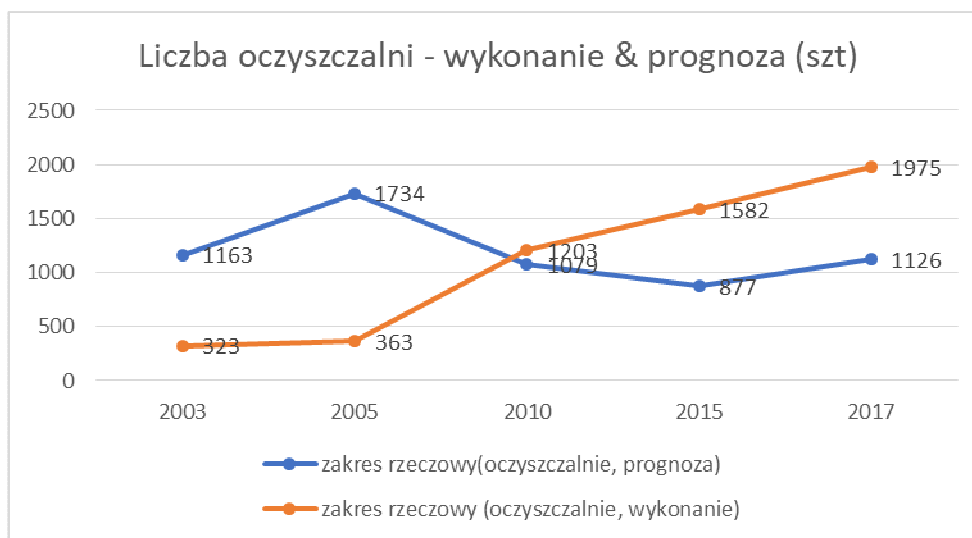
23 ibidem

24 IERiGŻ – PIB w Warszawie przygotował na zlecenie MRiRW ekspertyzę pn.: „Ocena zapotrzebowania obszarów wiejskich w niezbędną rozbudowę sieci kanalizacyjnej i oczyszczalnie ścieków” (grudzień 2018) Zgodnie z tą ekspertyzą długość koniecznej do wybudowania sieci kanalizacyjnej – ponad 30 tys. km; Łączny szacowany koszt inwestycji w zakresie dostępu do sieci kanalizacyjnej – 19,1 mld zł; Gminy gotowe są zainwestować ok. 4,5 mld zł; Zapotrzebowanie na środki zewnętrzne – 14,6 mld zł



## Realizacja postanowień Traktatu Akcesyjnego – weryfikacja przez Komisję Europejską

W roku 2018 KE wszczęła oficjalnie postępowanie administracyjne związane z wypełnieniem przez Polskę zobowiązań akcesyjnych. Kontroli podlegają wszystkie aglomeracje zgłoszone do Krajowego Programu Oczyszczania Ścieków Komunalnych. Polska przekazała Komisji dane dla każdej z nich, na podstawie informacji przekazanej przez gminy. Dane te dotyczą m.in. wielkości aglomeracji, udziału % podłączeń do sieci, częstotliwości poboru próbek oraz stopnia redukcji zanieczyszczeń (w odniesieniu do odpowiedniego przedziału wielkości aglomeracji). W przypadku nowo zakwalifikowanych aglomeracji powyżej 10 tys. RLM uzyskanie pełnej zgodności będzie wymagało inwestycji w bardziej rygorystyczne metody oczyszczania ścieków.



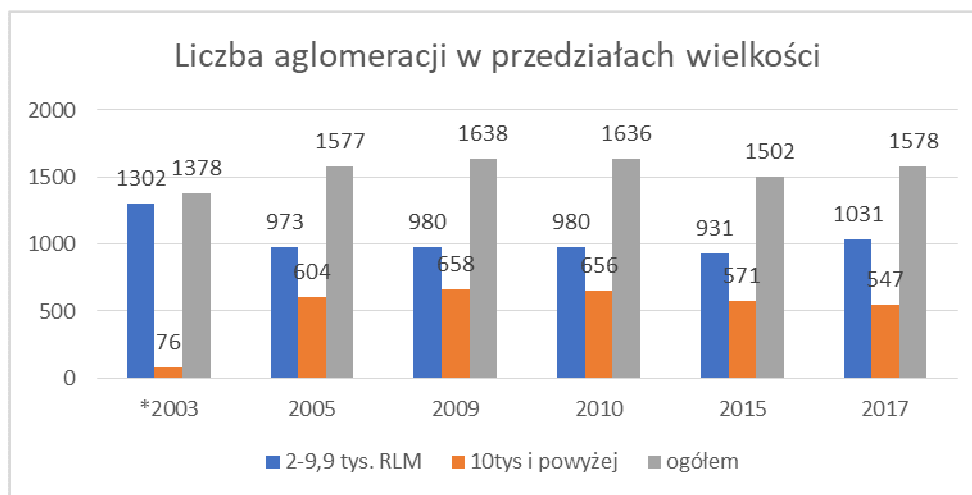
*\*liczba wykonanych prac jest pokazana narastająco*

Rys. 6. Zmiany zakresów rzeczowych inwestycji, niezbędnych do osiągnięcia zgodności, zgłaszanych przez samorządy, w kolejnych aktualizacjach KPOŚK (oczyszczalnie ścieków)

Jak widać na powyższym wykresie, pomimo wykonania wielu projektów, nadal niezbędne jest ponoszenie nakładów inwestycyjnych na oczyszczalnie ścieków, a prognozowana liczba instalacji do zmodernizowania bądź wybudowania jest była w roku 2016 3,5 razy większa niż w roku 2005. Przyczynami tego zjawiska są wymienione wcześniej kwestie związane z przejściem z wdrażania art. 5.4 na art. 5.2 dyrektywy i związana z tym konieczność dodatkowych nakładów w oczyszczalniach z przedziału 10–15 tys. RLM, ale również „przekwalifikowanie” w uchwałach gmin instalacji ze względu na progi dostępności środków UE (ww. linia demarkacyjna).

Swobodne traktowanie określania potrzeb, nie liczenie się ze zobowiązaniami wynikającymi z Traktatu Akcesyjnego przez niektóre gminy, sprawiły, że dziś trudno jest nadal oszacować rzeczywisty dystans do osiągnięcia celów z dyrektywy. O ile w przypadku kanalizacji, dynamiczne procesy osadnicze mogą wpływać na konieczność rozbudowywania sieci (i tu pojawia się pytanie o rozproszenie nowej zabudowy), o tyle nieustająca zmiana liczby aglomeracji wymagających inwestycji jest trudna do kontrolowania.

Swobodne traktowanie obliczania RLM, w przypadku jego podwyższenia ponad 10 tys., nie bierze pod uwagę, że tym samym gmina nakłada na siebie znacznie bardziej rygorystyczne wymogi co do oczyszczania, nie wspominając o kosztach takiej decyzji, które będą ponosić jej mieszkańcy. Część gmin prawdopodobnie nie ma także świadomości, że w przypadku niekorzystnego orzeczenia Trybunału Sprawiedliwości UE, aglomeracje nie spełniające warunków dyrektywy, będą wymienione w wyroku imiennie.



\*w 2003 roku nie istniał podział pomiędzy 2 a 10 tys. RLM a jedynie 2-14,99 tys. RLM

Rys.6. Zmiana liczby aglomeracji, wymagających odpowiedniego oczyszczania ścieków

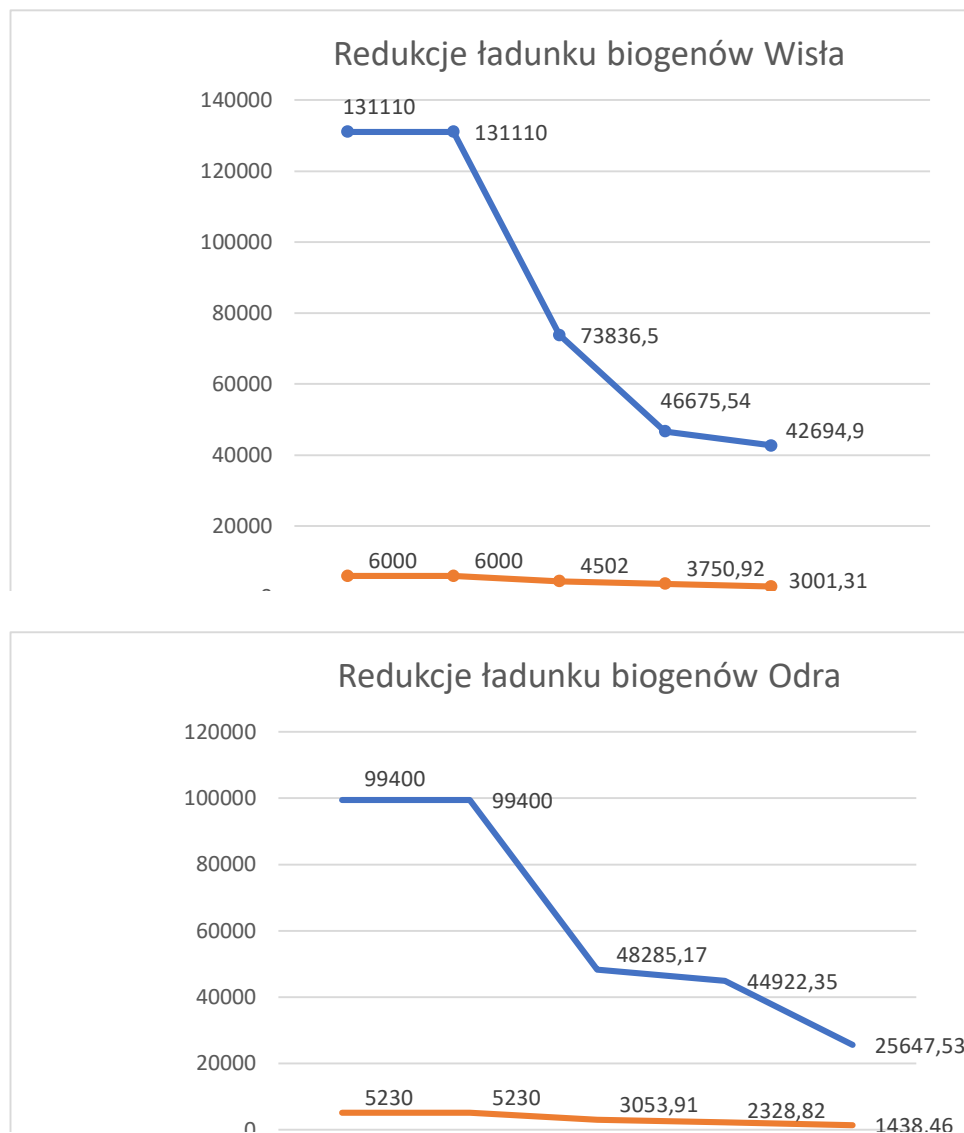
Powyższy wykres pokazuje ogólną liczbę aglomeracji, które muszą spełniać jej warunki, wliczając w to te aglomeracje, które już mają pełną zgodność.

W czasie wdrażania KPOŚK Komisja Europejska zobowiązała Polskę do sporządzenia tzw. Master Planu dla gospodarki wodno-ściekowej. Plan ten miał określać i uszeregować w kolejności inwestycje zapewniające zgodność z wymogami dyrektywy. Plan ten został przyjęty przez resort środowiska 15 maja 2015 roku. Kolejna aktualizacja aKPOŚK z 2017 roku została już przygotowana zgodnie z zaleceniami KE tj. inwestycje zostały uszeregowane według ważności ich realizacji, ustalono IV grupy priorytetowe

### **Faktyczna realizacja założeń dyrektywy w odniesieniu do poprawy jakości środowiska wodnego**

Zgodnie z artykułem 3 i art. 16 Konwencji o ochronie środowiska morskiego obszaru Morza Bałtyckiego, 1992, Państwa – Strony Konwencji, zobowiązały się do podjęcia działań w celu zapobiegania i eliminacji zanieczyszczenia środowiska morskiego oraz zapewnienia danych, dotyczących obciążenia zanieczyszczeniem, o ile są dostępne. Kompilacje danych dotyczących obciążenia zanieczyszczeniami (PLC – Pollution Load Data/Compilation) są integralną częścią systemu oceny HELCOM od 1987 roku, a koncentrują się na rocznych i okresowych ocenach ilości biogenów i wybranych substancji niebezpiecznych. Zgodnie z tym danymi, dostępnymi w ramach prowadzonego monitoringu (dane o stężeniach z monitoringu rzecznoego prowadzonego przez GIOŚ oraz dane

o przepływach ze stacji wodowskazowych IMGW-PIB), w ostatnich latach nastąpiła znaczna redukcja ładunku zrzucanego do Odry i Wisły. [25]



Rys. 7. Redukcje ładunku biogenów w latach 1994–2015 [26]

Zgodnie z powyższymi danymi, wyraźna jest tendencja spadkowa co można w dużej mierze przypisać realizacji wielu inwestycji i znaczącej redukcji zrzutu ścieków nieoczyszczonych. Zgodnie z AKPOŚK 2017 na terenie Polski wyznaczono 1502 aglomeracje o łącznym RLM

25 Warto pamiętać, że punkty pomiarowe dla tych rzek zostały zapisane imiennie w treści Traktatu Akcesyjnego (Kieźmark i Krajnik)

26 Dane Polski przekazane na potrzeby HELCOM PLC

rzeczywistym 38 007 996 RLM, w tym 39 aglomeracji powyżej 150 tys. RLM, stanowiących 41,3% ścieków wytwarzanych w Polsce. Przepustowość oczyszczalni ścieków wynosi 62 037 819 RLM. Ten niewątpliw sukces jest ogromnym osiągnięciem polskich samorządów i warto to podkreślać.

#### **Skoro jest tak dobrze to dlaczego wciąż nie osiągamy pełnej zgodności z dyrektywą ?**

Odpowiedź na to pytanie nie jest łatwa, z pewnością jednak, jak wynika z danych, problemem obecnie jest właściwe określenie potrzeb i kierowanie się faktycznymi przesłankami ustawowymi oraz koniecznością realizacji zobowiązań traktatowych, a nie dostępnością środków na inwestycje (np. fundusze UE). Wójtowie, burmistrzowie i prezydenci i rady gmin/miast powinni zwrócić szczególną uwagę na koszty funkcjonowania przedsiębiorstw wodno-kanalizacyjnych i w ramach swoich uprawnień stymulować optymalizację kosztów, a co za tym idzie urealnianie potrzeby inwestycyjne. Do KPOŚK zgłoszono szereg planów inwestycyjnych, często w gminach, w których stawka za odprowadzanie 1 m<sup>3</sup> ścieków (w wyniku wcześniejszych inwestycji) wynosi ponad 15 zł. Dlatego należy zastanowić się czy taka gmina ma jeszcze możliwości zaciągania pożyczek – pamiętajmy finansowanie z UE to ok. 30 % wartości projektu, reszta to tzw. wkład własny, pozyskiwany z instytucji finansowych. Gminy powinny także przemyśleć technologie oczyszczania stosowane na ich terenie – nie zawsze najnowsze, drogie technologie są najlepszym rozwiązaniem, czasem wystarczy dobra, sprawdzona technologia o relatywnie niskim koszcie eksploatacji. Jak wynika z doświadczeń rynku, przejście na technologię podwyższonego usuwania biogenów oznacza średnio wzrost o 30% ceny za odbiór 1m<sup>3</sup> ścieków. Ważne jest również, aby samorządowcy informowali lokalne społeczności, że w przypadku silnie rozproszonej zabudowy, koszt utrzymania sieci kanalizacyjnej rozkłada się na stosunkowo niewielką liczbę użytkowników i tym samym mieszkańcy mniejszych aglomeracji (w tym wsi) będą płacić za odprowadzanie 1m<sup>3</sup> ścieków znacznie wyższą stawkę niż mieszkańcy miast, gdzie liczba korzystających z km sieci jest wysoka.

Należy wskazać, że uchwalona w 2017 roku ustawa Prawo wodne zajęła się problemem wielkości aglomeracji – tj. gminy są zobligowane do przeglądu granic aglomeracji co dwa lata, a także w przypadku zmiany wielkości aglomeracji, opinii właściwego organu PGW Wody Polskie co do jej zakresu. Ponadto, w ramach działań edukacyjnych, Wody Polskie w 2019 roku przygotowały broszurę informacyjną dla radnych i mieszkańców, która w sposób przystępny wyjaśnia zasady kalkulowania taryfy oraz rolę samorządu w tym zakresie (*Taryfy wodno -ściekowe: Co wpływa na ceny ?*) [27].

Jako kolejną, pozytywną inicjatywę, należy wskazać uruchomienie przez NFOŚiGW programu priorytetowego pn. „Ogólnopolski program gospodarki wodno-ściekowej poza granicami aglomeracji ujętych w KPOŚK”, który z jednej strony wypełni lukę na rynku finansowym dla mniejszych aglomeracji a jednocześnie, w związku z wyczerpaniem środków UE z perspektywy 2014–2020, skłoni te gminy, które przeszacowały swój ładunek, do przynajmniej częściowej rewizji swoich planów inwestycyjnych. Warto podkreślić również, że Komisja Europejska w swoich założeniach dla następnej perspektywy finansowej (2021–2027) powoli zaczyna odchodzić od tradycyjnej polityki przyznawania pomocy bezzwrotnej na rzecz instrumentów finansowych czyli korzystnie oprocentowanych pożyczek. Należy również pamiętać, że dla dyrektywy 91/271/EWG został zakończony w grudniu 2019 roku przegląd skuteczności dyrektywy (tzw. fitness check) i w efekcie jest

27 <http://wody.gov.pl/images/dokumenty/broszura-taryfy.pdf>

wysoce prawdopodobne, że KE, w ciągu najbliższych kilku lat. przedstawi nową propozycję wniosku legislacyjnego. We wnioskach z przeglądu dyrektywy [28] zostało podkreślone, że pomimo znaczącej poprawy środowiska w wyniku jej wdrażania przez państwa członkowskie, spójności jej celów z pozostałymi dyrektywami wodnymi (kąpieliskowa, ramowa, wody pitnej), nadal niezbędne jest wprowadzenie nowych kwestii do jej treści związanych z klimatem oraz energią, a także efektywnością energetyczną. Raport podnosi również kwestię ważnych presji na wody, które to presje nie zostały właściwie zaadresowane w jej tekście, m.in. dotyczy to przelewów z wód burzowych, wód opadowych, używania źle funkcjonujących indywidualnych systemów oczyszczania ścieków (wskazuje na brak jednoznacznych przepisów dotyczących ich monitorowania), ścieki w małych aglomeracjach oraz pochodzące z rozproszonej zabudowy (domy nie podłączone do sieci).

Dodatkowo wskazano:

- konieczność zajęcia się nowymi zanieczyszczeniami tj.: eliminowanie farmaceutyków oraz mikroplastików obecnych w środowisku wodnym – niektóre z państw w UE już prowadzą działania w tym zakresie.
- wprowadzenie działań związanych z gospodarką w obiegu zamkniętym – w to wpisują się np. działania dotyczące odzysku fosforu z osadów ściekowych.
- potrzebę zmian w sposobie zagospodarowania osadów ściekowych, ze względu na fakt, że obecnie, w przypadku wykorzystywania ich na cele rolnicze, są one uważane za jedno ze źródeł przedostawania się do środowiska skoncentrowanych zanieczyszczeń. Kontrola zanieczyszczeń u źródła – podejmowanie działań związanych z celowanymi rozwiązaniami dla konkretnych typów substancji, badanie wpływu na środowisko wodne mieszanin różnych związków.
- roczne zapotrzebowanie na energię elektryczną oczyszczalni ścieków jest szacowane na 0,8 % całkowitego zużycia energii w Unii Europejskiej, podczas gdy już dziś część oczyszczalni stara się uzyskać co najmniej neutralność energetyczną lub nawet stać się producentem energii, w opinii KE niezbędne jest stymulowanie większej efektywności energetycznej pośród już funkcjonujących instalacji;
- zdolność do ponoszenia wydatków za wodę i ścieki (ang. affordability rate) – jako taka nie była dotychczas uregulowana jednoznacznie, niemniej jednak przegląd wskazuje na konieczność regulacji także w tym zakresie (taryfy socjalne).

Wszystkie powyższe kwestie mogą, w ciągu najbliższej dekady, skończyć się nowymi celami i koniecznością ponoszenia nowych wydatków, dlatego już dziś samorzady powinny się przygotować na te zmiany i urealnić swoje wieloletnie plany inwestycyjne dotyczące sieci kanalizacyjnej, tak a by w przyszłości były w stanie finansowo sprostać nowym zadaniom.

## **Rola i udział Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej (NFOŚiGW) w budowie krajowego systemu oczyszczania ścieków komunalnych**

*Ewa Kamieńska*

*Dyrektor Departamentu Ochrony Wód*

*Adam Zakrzewski*

*Doradca Departamentu Ochrony Wód*

*Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej, Warszawa*

### **Wstęp**

Woda to jeden z najważniejszych, jeśli nie najważniejszy, surowiec strategiczny. Od jej zasobów zależy tempo rozwoju każdej gospodarki, a w konsekwencji stopa życiowa obywateli. W przypadku Polski dostępne zasoby wody należy uznać za bardzo ograniczone. W przeliczeniu na jednego mieszkańca sięgają one nieco ponad 1 600 m<sup>3</sup>/rok, przy średniej europejskiej wynoszącej niemal trzy razy więcej. Mniejszymi niż nasze zasobami dysponują tylko trzy europejskie państwa.

Dwie trzecie dostępnych zasobów to wody powierzchniowe, wykorzystywane w głównej mierze przez przemysł i rolnictwo. Do zaopatrzenia w wodę do picia wykorzystywane są głównie wody podziemne.

Drugim, obok wielkości zasobów, czynnikiem kluczowym jest jakość wód, przekładająca się bezpośrednio na stan środowiska przyrodniczego, zdrowie obywateli czy koszt dostępu do wody rozumiany, jako koszty jej uzdatniania do wymaganego poziomu czystości.

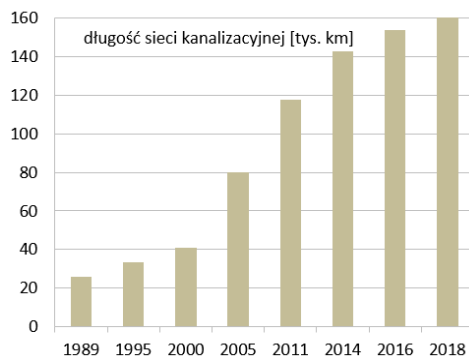
Na czystość wód powierzchniowych i podziemnych największy wpływ mają naturalne warunki panujące w środowisku oraz antropopresja. Na potrzeby bytowe mieszkańców, do nawadniania upraw rolnych czy na potrzeby technologiczne przy produkcji przemysłowej Polska czerpie ze środowiska ok. 10,1 km<sup>3</sup> wody rocznie. Znaczna jej część, po zużyciu trafia z powrotem do środowiska, przeważnie do wód powierzchniowych. Prawie 85% ścieków to ścieki pochodzące z przemysłu, przy czym prawie 90% ścieków przemysłowych to „czyste” ścieki chłodnicze. Dlatego, mimo że stanowią tylko 15% ogólnej ilości, za największe zagrożenie dla środowiska uważa się ścieki pochodzące ze źródeł komunalnych, wraz z którymi do wód trafiają znaczne ilości zanieczyszczeń organicznych oraz substancji nawozowych, powodujących niekorzystne zmiany w środowisku naturalnym.

### **Aktualny poziom ochrony oraz stan środowiska wodnego w Polsce**

Analiza danych monitoringowych gromadzonych w ramach państwowego monitoringu środowiska wskazuje, że stan środowiska wodnego w Polsce ulega systematycznej poprawie. Notowane zmniejszenie presji na środowisko jest wynikiem prowadzonych przez ostatnie dziesięciolecie szeroko zakrojonych i niezwykle kosztownych działań inwestycyjnych.

Obecnie dysponujemy dobrze zorganizowanym systemem gospodarki ściekowej opartym na ponad trzech tysiącach biologicznych oczyszczalni ścieków komunalnych, z których największe przystosowane zostały do usuwania zanieczyszczeń biogennych.

Równie dynamiczny był w ostatnich dziesięcioleciach rozwój systemów zbierania ścieków, bez których same oczyszczalnie ścieków byłyby bezużyteczne. Sumaryczna długość sieci kanalizacyjnych w Polsce w roku 2016 przekroczyła 150 tysięcy kilometrów. To sześciokrotnie więcej niż mieliśmy na początku przemian ustrojowych (rys.1).



Rys. 1. Rozwój sieci kanalizacyjnych

Dzięki obecnie użytkowanym oczyszczalniom i systemom kanalizacyjnym w ciągu ostatnich kilkunastu lat o prawie 250 mln m<sup>3</sup> zredukowano ilość ścieków komunalnych odprowadzanych wcześniej do środowiska bez oczyszczania.

Tabela 1. Ścieki odprowadzane siecią kanalizacyjną oczyszczane i nie oczyszczane

rok	ogółem	oczyszczane			nieoczyszczane
		razem	mechaniczne	biologiczne z podwyższonym usuwaniem biogenów	
mln m <sup>3</sup>					
2000	1 491,0	1 241,1	84,8	705,8	250,0
2005	1 273,7	1 140,1	49,9	367,2	133,6
2011	1 258,8	1 203,1	1,4	188,5	55,7
2012	1 248,8	1 220,0	1,9	195,8	28,0
2013	1 246,6	1 244,3	1,5	201,7	2,3
2014	1 238,0	1 236,5	0,4	187,8	1,5
2016	1 289,8	1 288,7	0,4	197,1	1,2

Liczba osób korzystających z sieci kanalizacyjnej i oczyszczalni ścieków sięgnęła 28 mln. Szczególny postęp dotyczy liczby mieszkańców obsługiwanych przez oczyszczalnie przystosowane do usuwania ze ścieków zanieczyszczeń biogenych. Dzięki tym oczyszczalniom o ok. 42% zredukowano ładunek związków azotu i o ok. 76% ładunek związków fosforu odprowadzanych do środowiska w oczyszczonych ściekach komunalnych.

Rys. 2 i tabela 2 - przedstawiają ludność korzystającą z oczyszczalni ścieków.

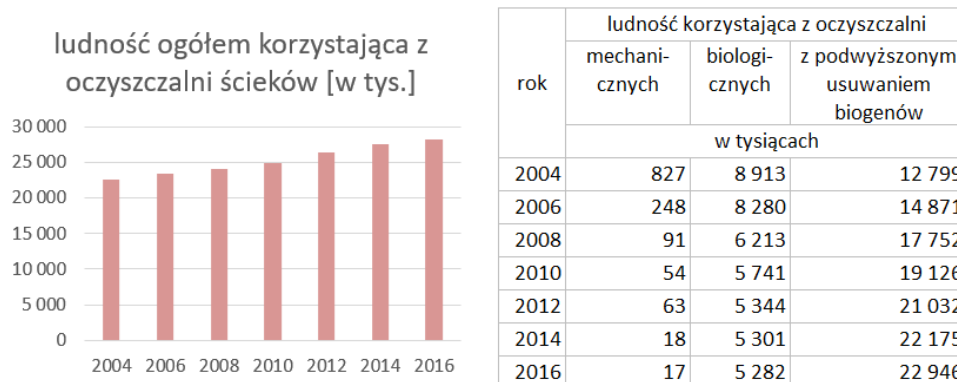


Tabela 3. Ładunki zanieczyszczeń w ściekach komunalnych odprowadzanych po oczyszczeniu do wód lub ziemi

Rok	BZT <sub>5</sub>	ChZT	Zawiesina	Azot ogólny	Fosfor ogólny
	tys. Mg/rok				
2000	57,7	149,9	60,0	36,8	5,1
2005	27,2	101,5	36,1	28,2	2,7
2010	12,6	80,2	19,0	22,4	1,2
2013	15,3	101,9	27,6	24,0	1,3
2014	15,2	103,1	26,7	22,2	1,3
2015	13,2	94,9	23,6	21,3	1,2
2016	13,7	97,8	26,7	21,5	1,2

Przedstawione powyżej dane pokazują jak ogromny wysiłek włożono w naszym kraju w budowę systemów gospodarki ściekami komunalnymi. Jednak mimo wytężonych działań obecny stan środowiska nadal nie może być uznany za zadowalający.

Kondycja środowiska wodnego oceniana jest na podstawie wskaźników stanu jednolitych części wód (JCWP). W roku 2017 pełną ocenę stanu wykonano dla 1 159 JCWP rzecznych i 860 JCWP jeziornych stwierdzając dobry stan ogólny tylko w 4 rzecznych i 126 jeziornych. W wielu przypadkach przyczyną uznania stanu wód za zły był umiarkowany lub słaby stan ekologiczny wód spowodowany m.in. w 14% przypadków nadmierną zawartością łatwo rozkładalnych związków organicznych, w 22% przypadków nadmiernym stężeniem związków azotu, a w 36% przypadków (największy udział) zbyt dużym stężeniem związków fosforu. Wskazuje to na dalsze negatywne oddziaływanie ścieków komunalnych oraz spływów powierzchniowych z terenów upraw rolnych. Oznacza to jednocześnie, że dotychczasowe wysiłki w tworzeniu komunalnych systemów gospodarki ściekowej są niewystarczające. Istnieje więc potrzeba dalszej budowy i modernizacji oczyszczalni ścieków oraz rozbudowy sieci kanalizacyjnych.



Aktualnie obowiązujący system oceny stanu wód opiera się na bardzo znacznej liczbie wskaźników. Przekroczenie choćby jednego z nich oznacza, że stan wód uznaje się za zły. Dlatego statystyki dotyczące liczby JCWP o dobrym, czy o złym stanie mają ograniczoną wartość praktyczną. Żeby właściwie ocenić określoną JCWP oraz wskazać konkretne przyczyny złego stanu jej wód należy przeanalizować wielkości każdego z ocenianych wskaźników. Z takiej oceny JCWP stanowiących bezpośrednio odbiorniki ścieków oczyszczonych oraz JCWP położonych poniżej zrzutów ścieków z oczyszczalni wynika, że w wielu przypadkach nie będzie możliwe uzyskanie dobrego stanu wód bez dalszego zwiększania stopnia oczyszczania ścieków. Osiągnięcie standardów oczyszczania jedynie na poziomie wymaganym przez dyrektywę 91/2017/EWG jest w takich wypadkach niewystarczające. Wydaje się więc, że w najbliższej perspektywie konieczne okaże się wprowadzenie dla niektórych oczyszczalni indywidualnych wymogów oczyszczania ścieków skalkulowanych odpowiednio do chłonności odbiorników. Wymagałoby to jednak wcześniejszego wprowadzenia istotnych zmian w przepisach prawnych.

### **Budowa systemów zagospodarowania ścieków komunalnych**

Niemal wszystko, co dzieje się obecnie w gospodarce ściekami komunalnymi to w praktyce odrabianie zaległości po poprzednim ustroju, czyli cena płacona za rozwój produkcji przemysłowej i rolniczej oraz urbanizację bez należytej troski o środowisko. Praktyka niedostrzegania zewnętrznych kosztów działalności gospodarczej była wówczas powszechna i sprzyjała rozprzestrzenianiu i kumulowaniu zanieczyszczeń w środowisku.

Trudno jest szczegółowo opisać skalę odziedziczonych zaległości. Niewiele jest dostępnych materiałów zawierających wiarygodne dane z tamtych czasów. Poniżej przedstawiono dane zaczerpnięte z opracowanego w 1995 roku Krajowego Planu Ochrony Środowiska Morza Bałtyckiego, który zawiera m.in. zestawienie podstawowych danych wszystkich oczyszczalni przyjmujących ścieki komunalne w roku 1987.

Kanalizacją miejską zbierane było wówczas 2 589 mln m<sup>3</sup> ścieków, z czego 1 376 mln m<sup>3</sup> trafiało do mechanicznych i biologicznych oczyszczalni, a pozostałe 1 213 mln m<sup>3</sup> bez oczyszczenia prosto do środowiska.

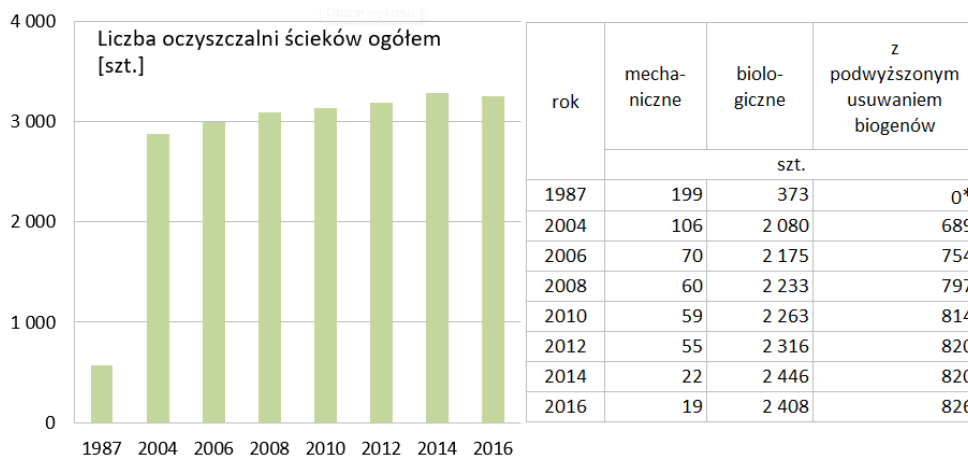
Oczyszczalnie były 572, z czego 199 to oczyszczalnie mechaniczne. Średnią sprawność usuwania zanieczyszczeń organicznych przez wszystkie działające oczyszczalnie ścieków szacowano na 64,5%. Dziś oczyszczalni komunalnych mamy 3 253, w tym 3 234 z nich to oczyszczalnie biologiczne, z których 826 to oczyszczalnie biologiczne z podwyższonym usuwaniem związków azotu i fosforu. Sprawność dzisiejszego systemu w usuwaniu zanieczyszczeń organicznych przekracza 96 %.

Sumaryczna wydajność oczyszczalni w 1987 roku wynosiła 21,5 mln RLM. Niemal taki sam był łączny ładunek zanieczyszczeń do nich doprowadzany. Nie oznaczało to jednak zrównoważenia ww. ładunków ponieważ wiele spośród oczyszczalni, w tym zwłaszcza obiekty stare było przeciążone (318 szt.) lub niedociążone (głównie obiekty nowe). Obecna przepustowość wszystkich komunalnych oczyszczalni sięga prawie 49 mln RLM.

Żeby oddać sprawiedliwość trzeba przy tym dodać, że wg tego samego źródła niewiele później, bo w roku 1990 trwała budowa 400 nowych oczyszczalni (m.in. Radom, Białystok, Łódź, Warszawa (Czajka), Wrocław, Poznań) o przepustowości sumarycznej 22,3 mln RLM oraz modernizacja 157 oczyszczalni (m.in. Kołobrzeg, Koszalin, Lublin, Elbląg, Włocławek), których przepustowości po modernizacji miała osiągnąć w sumie 18,9 mln RLM. Problem polegał jednak na tym, że wiele z tych niezwykle potrzebnych obiektów budowane było przez całe dziesięciolecie.

Obecnie instalacje gospodarki ściekowej powstają nieporównywalnie szybciej, jednak koszty niektórych z nich są nadal determinowane zaległościami z przeszłości. Dotyczy to w szczególności kosztów budowy sieci kanalizacyjnych. W normalnych warunkach powstają one na urbanizowanym obszarze w pierwszej kolejności, bo układa się je najgłębiej, mają największe średnice, wymagają układania z odpowiednim spadkami, itd.

Poniższy rysunek 3 i tabela 4 – podają liczbę komunalnych oczyszczalni ścieków.



\* - pierwsze przepisy określające wymagany stopień usuwania biogenów wprowadzono w 1991 roku.

W większości przypadków sieci kanalizacyjne budowane są obecnie jako ostatnie. Wcześniej położono wodociągi, gaz, sieci ciepłownicze, przewody energetyczne i telekomunikacyjne. Następnie wykonano podbudowy dróg i ich nawierzchnie. Żeby wykonać sieć kanalizacyjną trzeba więc rozebrać nawierzchnie i ich podbudowy, wykonać wykopy uprzednio lokalizując i omijając kolizje z istniejącymi sieciami, ułożyć rurociągi kanalizacyjne, zasypać je niejednokrotnie wymieniając uprzednio grunt, odtworzyć podbudowy oraz nawierzchnie dróg. Z powyższych względów obecny koszt budowy jednego metra bieżącego nowej sieci potrafi sięgnąć nawet 2 tysięcy zł, a koszt podłączenia jednej posesji do sieci kanalizacyjnej w zabudowie jednorodzinnej może znacznie przekroczyć 60 tysięcy złotych.

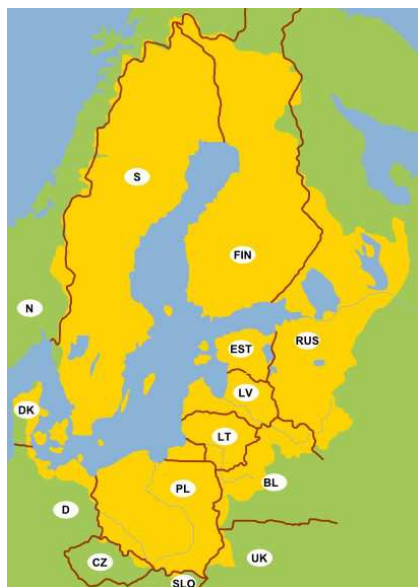
### Zobowiązania międzynarodowe

Prowadzone w Polsce działania w dziedzinie gospodarki ściekowej, poza aspektem związanym bezpośrednio z ochroną środowiska, mają ścisły związek z wypełnianiem zobowiązań międzynarodowych. Znajduje to odzwierciedlenie w przepisach prawnych, które obecnie w części dotyczącej ochrony wód są w pełni zgodne z przepisami obowiązującymi w krajach członkowskich Unii Europejskiej. Kwestie związane z ochroną i gospodarowaniem środowiskiem wodnym reguluje Ramowa Dyrektywa Wodna 2000/60/WE, która określa ramy i cele zrównoważonej polityki wodnej w Unii, za jeden z celów nadrzędnych wyznaczając osiągnięcie dobrego stanu wód. Dyrektywa Ramowa jest aktem nadrzędnym nad wszystkimi dyrektywami związanymi z gospodarką zasobami wodnymi. Jedną z nich jest już wcześniej wspomniana dyrektywa Rady 91/271/EWG określająca warunki wprowadzenia ścieków do wód. Wymogi zawarte w wymienionych aktach prawnych zostały przetransponowane do prawa krajowego i są ściśle przestrzegane

przy projektowaniu, wykonawstwie i eksploatacji systemów gospodarki ściekowej realizowanych w ramach *Krajowego programu oczyszczania ścieków komunalnych*.

Wymienione przepisy prawne mają na celu osiągnięcie dobrego stanu wód odrębnie przez każdego z członków Unii oraz wspólnym wysiłkiem w przypadku akwenów międzynarodowych, w tym także Morza Bałtyckiego. Obowiązki z tym związane Polska przyjęła na siebie jeszcze przed przystąpieniem do Unii stając się w 1999 roku sygnatariuszem *Konwencji o ochronie środowiska morskiego obszaru Morza Bałtyckiego*. Wszelkie działania dotyczące oczyszczania ścieków komunalnych odbywają się w naszym kraju właśnie pod hasłem ochrony Bałtyku. Bałtyckie wybrzeża należą do dziewięciu państw. W zlewni Bałtyku mieszka obecnie ok. 85 mln obywateli czternastu państw z czego ok. 15 mln w pobliżu wybrzeży morskich.

Rys. 4. Zasięg zlewni Bałtyku.  
Obszar zlewni oznaczono kolorem żółtym.



#### BAŁTYK:

- charakterystyka: polodowcowe, śródlądowe
- powierzchnia wód morskich – 393 tys. km<sup>2</sup>
- długość podstawowej linii brzegowej – 8 000 km
- średnia głębokość – 52 m
- maksymalna głębokość – 459 m
- średnie zasolenie 7 ‰
- liczba uchodzących rzek – 250
- największe uchodzące rzeki: Niemen, Newa, Wisła, Odra, Dźwina, Kemi, Lule, Gota
- liczba osób zamieszkujących obszar zlewni – 88 mln

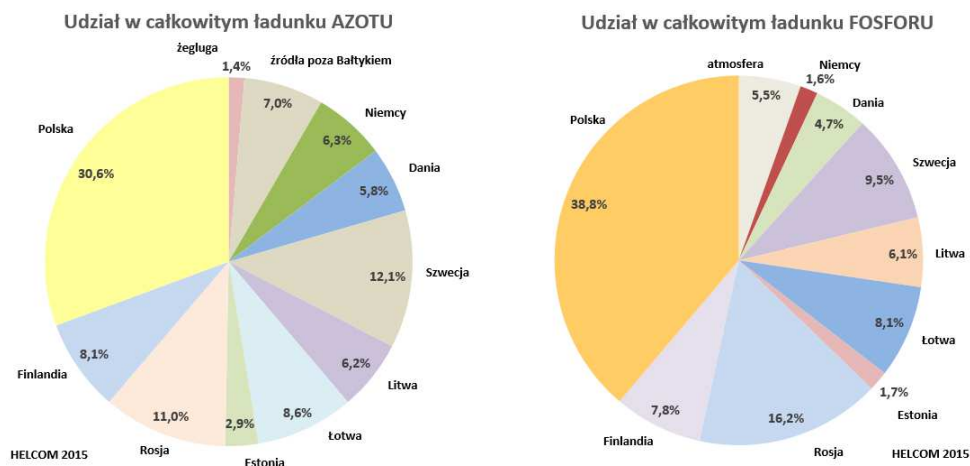
Morze Bałtyckie jest akwenem bardzo specyficznym, o którego kondycji decyduje kilka wyjątkowo niekorzystnych czynników. Do najważniejszych należy ograniczona możliwość mieszania wód Bałtyku z wodami oceanicznymi, duży spływ wód rzecznych oraz wielkość naturalnego zlewiska, którego powierzchnia jest prawie cztery razy większa od powierzchni zajmowanej przez wody morskie. Wymienione cechy decydują o niskiej odporności Bałtyku na trafiające do niego zanieczyszczenia.

Niekorzystne cechy Bałtyku z jednej strony, z drugiej zaś odprowadzanie nie oczyszczonych lub niedostatecznie oczyszczonych ścieków komunalnych i przemysłowych, intensywne nawożenie upraw rolnych, zanieczyszczenie atmosfery, czyli skutki uboczne przypadającego zwłaszcza na lata 70-te i 80-te burzliwego rozwoju państw bałtyckich, spowodowały znaczną degradację wód morskich. Największe spustoszenie pośród wielu gatunków flory i fauny morskiej powstało w strefie brzegowej.

O jakości wód, w tym także wód morskich decydują ilości wprowadzanych do nich zanieczyszczeń takich jak: substancje organiczne, związki biogenne, substancje toksyczne, zanieczyszczenia bakteryjne itp. Szczególnie niekorzystny wpływ przypisuje się substancjom biogennym (użyźniającym) takim jak związki azotu, fosforu i potasu. Wymienione pierwiastki są, co prawda, niezbędne do rozwoju flory i fauny, jednak w nadmiarze powodują poważne zmiany w biocenozie.

Trafiając do wód morskich, powodują ich przeżyźnienie, co w konsekwencji prowadzi m.in. do bardzo intensywnego rozwoju glonów, czyli biomasy organicznej, która po obumarciu ulega rozkładowi. Proces ten jest stosunkowo mało szkodliwy aż do czasu wyczerpania rozpuszczonego w wodzie tlenu. Dalszy rozkład przebiega w warunkach beztlenowych, a w jego konsekwencji powstają związki toksyczne. Przynosi to szereg negatywnych skutków, takich jak niszczenie łąk, powstawanie stref martwych wód, a w konsekwencji wymieranie roślin i zwierząt.

Udział Polski w ładunku związków azotu i fosforu corocznie trafiających do Bałtyku wynosi odpowiednio 30% i 38%. Wskazuje to niezbicie, że w dziedzinie ochrony Bałtyku Polska ma do odegrania znaczącą rolę.



Mimo już osiągniętej znacznej redukcji ładunków biogenów oczekiwania Komisji Helsińskiej wobec naszego kraju są nadal bardzo duże. Komisja oczekuje docelowej redukcji na poziomie prawie 30% związków azotu i ponad 60% związków fosforu w odniesieniu do średnich ładunków znormalizowanych względem przepływu wody w latach 1997-2003. Oznaczałoby to konieczność m.in. zmniejszenia o połowę obecnego stężenia związków fosforu w rzekach uchodzących do Bałtyku, co zdaniem części specjalistów jest żądaniem nadmiernym, nie do końca uzasadnionym, niezwykle drogim, być może nieosiągalnym, a nawet szkodliwym dla ekosystemów łądowych.

Na pewno należy wziąć pod rozwagę rodzące się wątpliwości. Wskazane byłoby przy tym przyrzeć się pozostałym krajom bałtyckim w celu upewnienia, że działania przez nie prowadzone są proporcjonalne do wysiłków wkładanych przez Polskę. Należy jednak pamiętać, że dalsze działania ochronne to jedyna nadzieja na odzyskanie choćby części utraconych wartości przyrodniczych i gospodarczych Bałtyku.

## Krajowy Program Oczyszczania Ścieków Komunalnych

Podstawą niemal wszystkich działań związanych z porządkowaniem gospodarki ściekowej na terenie Polski jest *Krajowy program oczyszczania ścieków komunalnych* (KPOŚK) zatwierdzony przez Radę Ministrów w 2003 r. Jest to dokument, w którym ujęto i oszacowano potrzeby dotyczące gospodarki ściekowej, w tym zagospodarowanie osadów ściekowych, we wszystkich aglomeracjach liczących więcej niż 2 tys. równoważnych mieszkańców.

Dokument jest systematycznie aktualizowany. Obecnie obowiązuje jego przyjęta w 2017 roku V aktualizacja. Obejmuje ona 1 587 aglomeracji liczących w sumie 29,2 mln mieszkańców (w tym 26,9 mln korzystających z sieci kanalizacyjnej w chwili opracowywania AKPOŚK 2017) i generujących rzeczywisty ładunek zanieczyszczeń równy 38,8 mln RLM, wyposażonych w 1 769 oczyszczalni ścieków.

Zgodnie z zapisami Traktatu akcesyjnego Polski do Unii Europejskiej wymagania dotyczące systemów kanalizacji i oczyszczalni ścieków komunalnych wynikające z dyrektywy Rady 91/271/EWG miały zacząć w pełni obowiązywać od 1 stycznia 2016 r. Spełnienie wszystkich wymogów określonych w dyrektywie w wyznaczonym terminie okazało się w praktyce niemożliwe. Bieżąca aktualizacja KPOŚK przewiduje, że Polska osiągnie wymagany stopień wyposażenia w sieci kanalizacyjne i oczyszczalnie posiadające instalacje do utylizacji osadów ściekowych z opóźnieniem.

W latach 2003- 2015, w ramach zadań objętych KPOŚK, wybudowano 396 nowych oczyszczalni ścieków oraz zmodernizowano dalszych 1 470 obiektów. Wybudowano jednocześnie prawie 83 tys. km sieci kanalizacyjnych. Szacuje się, że koszty wszystkich dotąd zrealizowanych inwestycji pochłonęły kwotę 61,4 mld zł (18,1 mld zł – oczyszczanie ścieków i zagospodarowanie osadów ściekowych, 43,3 mld zł – budowa sieci kanalizacyjnych).

Według danych zawartych w AKPOŚK 2017, żeby osiągnąć poziom ochrony wód określony w dyrektywie 91/271/EWG należy wybudować kolejne 14,6 tys. km sieci kanalizacyjnych, co w efekcie zwiększy liczbę korzystających z nich RLM o 1,5 mln. Dodatkowo konieczna jest budowa 116 nowych oczyszczalni oraz modernizacja 692 obiektów (z uwagi na zbyt małą przepustowość, niewystarczającą sprawność usuwania zanieczyszczeń lub zużycie instalacji oraz w celu wypełnienia wymogów art. 5.2 dyrektywy ściekowej). Zaplanowano również w 318 oczyszczalniach budowę lub rozbudowę instalacji do przetwarzania osadów ściekowych. Planowany koszt inwestycji przewidzianych do realizacji w ramach AKPOŚK 2017 to 27,8 mld zł (11,1 mld zł – oczyszczanie ścieków i zagospodarowanie osadów, 16,7 mld zł – budowa sieci kanalizacyjnych).

Zgodnie z zapisami zawartymi w KPOŚK każda aglomeracja, aby uznana została za zgodną z dyrektywą 91/271/EWG musi spełnić trzy podstawowe wymogi:

- 1) musi posiadać oczyszczalnię (lub kilka oczyszczalni) o wydajności nie mniejszej niż wielkość aglomeracji;
- 2) jakość ścieków oczyszczonych w każdej oczyszczalni obsługującej aglomerację musi być zgodna z wymogami prawa unijnego i krajowego, przy czym wymogi te uzależnione są od wielkości aglomeracji. W każdej oczyszczalni obsługującej aglomerację liczącą ponad 10 000 RLM wymagane jest podwyższone usuwanie biogenów;
- 3) aglomeracja musi być wyposażona w system zbierania ścieków komunalnych gwarantujący blisko 100% poziom obsługi, w tym:
  - 95% dla aglomeracji o RLM < 100 000,
  - 98% dla aglomeracji o RLM ≥ 100 000,

Pozostały ładunek zanieczyszczeń musi być usuwany w innych systemach oczyszczania ścieków (pojedyncze systemy lub inne właściwe systemy), zapewniających ten sam poziom ochrony środowiska jak dla całej aglomeracji.

Należy przy tym dodać, że wymogi określone w pkt. 3 nie są w pełni zgodne z dyrektywą 91/271/EWG, która wymaga zebrania i skierowania do oczyszczalni ścieków całego ładunku zanieczyszczeń powstających na terenie aglomeracji.

Tabela 5. Wypełnienie wymagań dyrektywy 91/271/EWG do roku 2016 i prognoza na rok 2021

rok	Liczba aglomeracji spełniających wszystkie warunki dyrektywy 91/271/EWG [szt.]			
	Warunek			Wszystkie trzy warunki
	1	2	3	
2014	914	1 371	364	272
2015	981	1 464	450	370
2016	1 089	1 444	693	525
2021	1 333	1 574	1 187	1 036

Z analiz prowadzonych na etapie aktualizacji AKPOŚK 2017 wynika, że do końca 2016 r. 525 aglomeracji wypełniło wszystkie wymogi dyrektywy. Sumaryczna wielkość ww. aglomeracji wyrażona w RLM rzeczywistym wyniosła 19,2 mln, co stanowi 49,5% wszystkich aglomeracji ujętych w AKPOŚK 2017.

Prognozuje się przy tym, że do końca 2021 roku liczba aglomeracji spełniających wszystkie wymogi wzrośnie do 1 036. Sumaryczna wielkość ww. aglomeracji wyrażona w RLM rzeczywistym wyniesie 31,0 mln, co stanowić będzie 80,0% wszystkich aglomeracji ujętych w AKPOŚK 2017.

Z analizy przedstawionych danych wynika, że najmniejszym problemem dla aglomeracji jest uzyskanie wymaganego stopnia oczyszczania ścieków. Widać również wyraźnie, że najtrudniejsze będzie uzyskanie odpowiedniego stopnia skanalizowania obszarów aglomeracji. Istnieje co najmniej kilka przyczyn decydujących o tym, że zaległości w budowie sieci kanalizacyjnych są największe. Koszt budowy sieci jest znacząco wyższy niż budowy, czy modernizacji oczyszczalni ścieków. Budowa sieci jest również znacznie bardziej skomplikowana logistycznie. Budowę prowadzi się zwykle w etapach, co wydłuża czas realizacji. Należy również stwierdzić, że w niemałej liczbie przypadków w sposób niepoprawny i zwykle nadmierny wyznaczone zostały obszary przeznaczone do skanalizowania.

Wg polskiego prawa ekonomicznie uzasadniona jest budowa sieci kanalizacyjnych na obszarach, na których na każdy kilometr wybudowanej sieci przypadają będzie co najmniej 120 osób. *Kwestię tę reguluje rozporządzenie w sprawie sposobu wyznaczania obszarów i granic aglomeracji.*

Zapisy rozporządzenia wskazują w sposób jednoznaczny, że budowa zbiorczych systemów kanalizacyjnych powinna być uzasadniona finansowo i technicznie. Zasady te są często bagatelizowane. Możliwość pozyskania dotacji, szansa na uzbrojenie terenów przeznaczonych pod budownictwo, czy chęć uniknięcia odpowiedzialności za podział mieszkańców na tych, co korzystają z sieci i tych, którzy dostępu do niej nie mają, skłania nieraz władze samorządowe do rozszerzania zasięgu planowanych sieci na obszary, które wymogów rozporządzenia nie spełniają. Efektem takich działań jest, albo brak możliwości wykonania takich sieci, co oznacza niezrealizowanie wymogów dyrektywy 91/271/EWG lub, w przypadku wykonania zbyt dużego zakresu sieci, wzrost taryf za oczyszczanie ścieków, przy czym znane są przypadki wzrostu taryf do poziomu niemożliwego do udźwignięcia przez mieszkańców.

Odrębnym problemem związanym ze zbiorczymi systemami gospodarki ściekowej, o którym warto w tym miejscu przypomnieć jest stopień ich wykorzystania, czyli faktycznej liczby korzystających z nich użytkowników. Zgodnie z przepisami prawnymi za podłączenie do sieci kanalizacyjnych odpowiadają właściciele posesji położonych w zasięgu sieci. Często nie egzekwuje się jednak obowiązku podłączania. Problem powinien zostać rozwiązany poprzez odpowiednie zapisy prawne oraz systemy zachęt, w tym dofinansowywanie kosztów przyłączy.

Należy również pamiętać, że powyżej opisane działania nie zaspokoją wszystkich krajowych potrzeb dotyczących zagospodarowania ścieków komunalnych, a tym samym nie wystarczą, żeby stworzyć system skutecznie zabezpieczający środowisko. Systemy uwzględnione w KPOŚK mają docelowo zaspokoić potrzeby 29,2 mln mieszkańców. Pozostałe 9,2 mln osób – mieszkańców obszarów, na których budowa zbiorczych systemów gospodarki ściekowej byłaby ekonomicznie nieuzasadniona lub mieszkańców aglomeracji mniejszych niż 2 tys. RLM – nie zostało objęte działaniami, które w usystematyzowany sposób pozwoliłyby na rozwiązanie problemu zagospodarowania wytwarzanych przez nie ścieków. Ze względu na skalę, problem ten powinien możliwie szybko doczekać się rozwiązania. Na obszarach, których problem ten dotyczy, powinny powstać zbiorcze systemy gospodarki ściekowej, gdy koncentracja zabudowy jest wystarczająco duża, by budowa sieci została uznana za opłacalną, lub systemy dedykowane obszarom o zabudowie rozproszonej, takie jak przydomowe oczyszczalnie ścieków lub szczelne zbiorniki bezodpływowe, z których ścieki wywozi się do oczyszczalni zbiorczych.

### **Rola NFOŚiGW w ochronie wód**

Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej (NFOŚiGW) został powołany w 1989 roku. Niedługo później powstało 49 wojewódzkich funduszy ochrony środowiska i gospodarki wodnej (obecnie jest ich 16). Można umownie przyjąć, że powołanie tych instytucji to początek okresu budowy nowoczesnego ogólnokrajowego systemu gospodarki ściekami komunalnymi. Powstało bowiem źródło pieniędzy, bez których nie da się sprawnie działać. Do dziś, stworzony 30 lat temu system finansowania ochrony środowiska w Polsce, uznawany jest za jeden z najlepszych na świecie. NFOŚiGW odgrywa w tym systemie rolę kluczową ponieważ zajmuje się finansowaniem największych, a tym samym najbardziej kosztownych przedsięwzięć o randze krajowej.

Dominującą rolę NFOŚiGW najlepiej ukazuje zaangażowanie w pierwszą perspektywę POIiŚ (2007–2013). Na finansowanie przedsięwzięć wodociągowo-kanalizacyjnych przeznaczona została w ramach pierwszej perspektywy kwota 12,9 mld zł. Narodowemu Funduszowi przypadło z tego 7,8 mld zł, którą to kwotę wykorzystano do sfinansowania 91 umów z 538 zrealizowanych w ramach całej pierwszej perspektywy.

W ramach projektów finansowanych przez Narodowy Fundusz wybudowano lub zmodernizowano 74 największe oczyszczalnie ścieków. Równie znaczący był udział w budowie sieci kanalizacyjnych, bo z zaplanowanych 15 tys. kilometrów 8 tys. powstało w ramach umów prowadzonych przez Narodowy Fundusz.

Na uwagę zasługuje również fakt, że z zaplanowanych w pierwszej perspektywie 1,3 mln nowych użytkowników sieci kanalizacyjnych prawie 800 tys. uzyskało dostęp do sieci w ramach projektów, za które odpowiadał Narodowy Fundusz.

Środki, które można było pozyskać w ramach POIiŚ mogły pokryć jedynie w części koszty zaplanowanych przedsięwzięć. Wielkość dofinansowania w poszczególnych przypadkach uzależniona była od wyników analizy finansowej i wahała się w granicach 60 – 70% kosztów całkowitych. Z tego względu oraz z uwagi na niejednokrotnie ograniczone możliwości finansowe beneficjentów, Narodowy Fundusz oferował pomoc finansową w formie niskooprocentowanych pożyczek w wysokości umożliwiającej pełne pokrycie kosztów.

Warunkiem uznania przedsięwzięcia za zrealizowane było wykazanie, że osiągnięte zostały efekty ekologiczne zadeklarowane we wnioskach o dofinansowanie. Nie wystarczyło wykazać, że dzięki konkretnemu przedsięwzięciu stworzono warunki do ochrony środowiska lecz, że środowisko jest w rzeczywistości chronione. Takie podejście stało się szczególnie dużym wyzwaniem dla beneficjentów budujących sieci kanalizacyjne. Uzyskanie efektów było w takich przypadkach uzależnione od działań, które nie wchodziły w zakres przedsięwzięć finansowanych ze środków POIiŚ. Dlatego, w 2011 roku uruchomiony został program finansowania podłączeń kanalizacyjnych umożliwiających fizyczne korzystanie z wybudowanych sieci. W latach 2011–2013 Narodowy Fundusz przeznaczył na ten cel 86 mln zł dotacji i 56 mln zł pożyczki. Dzięki temu powstało 50 tys. podłączeń, z których korzysta dziś ok. 210 tys. osób. Można więc w uproszczeniu przyjąć, że co czwarte podłączenie do sieci współfinansowanych ze środków POIiŚ powstało dzięki pomocy finansowej Narodowego Funduszu.

Tabela 6. Wybrane projekty zrealizowane w pierwszej perspektywie POIiŚ (2007 - 2013)

L.p.	Nazwa projektu	Ostateczne koszty inwestycji	Wsparcie UE	Zrealizowany zakres (podstawowe elementy)
1.	Zaopatrzenie w wodę i oczyszczanie ścieków w Warszawie - faza IV	430 546 040,84	209 918 853,18	Modernizacja oczyszczalni ścieków, budowa i modernizacja sieci kanalizacji sanitarnej - 89,6 km, modernizacja sieci wodociągowych - 4,5 km
2.	Uporządkowanie gospodarki wodno-ściekowej dla ochrony zasobów wodnych w Poznaniu i okolicach. Etap I.	144 336 636,17	56 216 870,99	Budowa linii do przetwarzania osadów, budowa i modernizacja sieci kanalizacji sanitarnej - 100,6 km, modernizacja SUW, modernizacja sieci wodociągowych - 7,8 km



L.p.	Nazwa projektu	Ostateczne koszty inwestycji	Wsparcie UE	Zrealizowany zakres (podstawowe elementy)
3.	Uporządkowanie gospodarki wodno-ściekowej w gminie Dąbrowa Górnicza - etap I	120 386 611,84	58 532 000,45	Budowa sieci kanalizacji sanitarnej - 126,1 km, modernizacja sieci wodociągowych - 65,5 km
4.	Kanalizacja obszaru Parku Krajobrazowego „Puszcza Zielonka” i okolic	94 921 488,26	47 509 088,05	Budowa sieci kanalizacji sanitarnej - 370,2 km
5.	Zapewnienie prawidłowej gospodarki wodno-ściekowej miasta Mikołów	84 889 796,59	50 764 761,66	Budowa i modernizacja sieci kanalizacji sanitarnej - 162,5 km, modernizacja sieci wodociągowych - 29,2 km
6.	"Czysta woda dla Krakowa"- uporządkowanie gospodarki wodno-ściekowej na terenie Gminy Myślenice	74 980 316,23	38 415 707,51	Budowa oczyszczalni ścieków, budowa i modernizacja sieci kanalizacji sanitarnej - 302,5 km, modernizacja sieci wodociągowych - 139,8 km
7.	Rozbudowa i modernizacja systemu zaopatrzenia w wodę i odprowadzania ścieków w Lublinie	74 016 419,24	34 980 941,22	Modernizacja oczyszczalni ścieków, budowa i modernizacja sieci kanalizacji sanitarnej - 98,2 km, modernizacja sieci wodociągowej - 53,4 km
8.	Modernizacja i rozbudowa systemu gospodarki wodno-ściekowej miasta Nowego Sącza z przyległymi terenami gmin sąsiednich	73 605 954,18	40 568 551,06	Budowa i modernizacja sieci kanalizacji sanitarnej - 192,3 km, modernizacja SUW, budowa i modernizacja sieci wodociągowej - 74,6 km
9.	Modernizacja i rozbudowa gospodarki wodno-ściekowej na terenie aglomeracji Radom - II etap	72 553 320,17	34 838 684,99	Budowa i modernizacja sieci kanalizacji sanitarnej - 89,7 km, budowa i modernizacja sieci wodociągowych - 64,7 km
10.	Uporządkowanie gospodarki ściekowej w mieście Katowice – etap II	65 870 840,05	29 483 951,36	Modernizacja oczyszczalni ścieków, budowa i modernizacja sieci kanalizacji sanitarnej - 86,2 km

L.p.	Nazwa projektu	Ostateczne koszty inwestycji	Wsparcie UE	Zrealizowany zakres (podstawowe elementy)
11.	Gdański projekt wodno-ściekowy - etap II	63 766 938,15	31 058 329,68	Modernizacja oczyszczalni ścieków, budowa i modernizacja sieci kanalizacji sanitarnej - 37,2 km, modernizacja sieci wodociągowych - 17,5 km
12.	Modernizacja i rozbudowa oczyszczalni ścieków w Piotrkowie Trybunalskim	58 592 707,61	30 436 072,04	Modernizacja oczyszczalni ścieków, budowa i modernizacja sieci kanalizacji sanitarnej - 37,8 km, modernizacja SUW, budowa i modernizacja sieci wodociągowej - 7,0 km
13.	Uporządkowanie gospodarki wodno-ściekowej na obszarze Związku Celowego Gmin MG-6	50 739 956,81	26 532 899,22	Rozbudowa i modernizacja oczyszczalni ścieków, budowa i modernizacja sieci kanalizacji sanitarnej - 165,2 km, modernizacja SUW, modernizacja sieci wodociągowych - 74,5 km
14.	Kompleksowa ochrona wód podziemnych aglomeracji kieleckiej	47 182 956,81	22 411 788,82	Budowa i modernizacja sieci kanalizacji sanitarnej - 189,8 km, modernizacja sieci wodociągowych - 23,4 km
15.	Uporządkowanie gospodarki wodno-ściekowej dla ochrony zasobów wodnych w Poznaniu i okolicach - Etap III	46 370 667,39	16 439 430,79	Modernizacja oczyszczalni ścieków, budowa sieci kanalizacji sanitarnej - 88,0 km

Poniżej przedstawiono opis kilku z kilkudziesięciu projektów, dla których Narodowy Fundusz był Instytucją Wdrażającą w perspektywie POIiŚ 2007 - 2013.

### Warszawa

Najbardziej spektakularnym przykładem rozbudowy i modernizacji systemu gospodarki ściekowej jest projekt realizowany w liczącej 2,5 mln RLM aglomeracji Warszawa. Wyjątkowość przedsięwzięcia wynika nie tylko z tego, że był to największy i najdroższy projekt lecz również z uwarunkowań, w jakich był realizowany bowiem do 2006 roku oczyszczane były jedynie ścieki z prawobrzeżnej części Warszawy. Ścieki z części lewobrzeżnej zrzucane były bezpośrednio do Wisły bez uprzedniego oczyszczenia.

Celem zaplanowanego na lata 2004–2023 projektu *Zaopatrzenie w wodę i oczyszczanie ścieków w Warszawie* jest modernizacja i uporządkowanie stanu gospodarki wodno-ściekowej, w tym:

- zwiększenie dostępu do sieci wodociągowo-kanalizacyjnej,
- zapewnienie dostaw wody o jakości spełniającej wszelkie wymagane prawem normy,
- oczyszczanie wszystkich odprowadzanych do Wisły ścieków w stopniu zgodnym z obowiązującymi przepisami,
- optymalizacja i zwiększenie niezawodności systemu wodno-kanalizacyjnego miasta.

Założone cele mają zostać osiągnięte dzięki:

- budowie lub modernizacji 260 km sieci kanalizacji sanitarnej,
- budowie lub modernizacji 180 km sieci wodociągowej,
- modernizacji i rozbudowie oczyszczalni ścieków: „Czajka” (2 100 000 RLM) i „Południe” (580 000 RLM) w Warszawie,
- modernizacji i rozbudowie trzech zakładów uzdatniania wody: Zakładu Wodociągu Północnego (240 000 m<sup>3</sup>/d), Zakładu Wodociągu Praskiego (100 000 m<sup>3</sup>/d) oraz Zakładu Wodociągu Centralnego „Filtry” (290 000 m<sup>3</sup>/d),
- wdrożeniu inteligentnego systemu zarządzania siecią wodociągowo-kanalizacyjną.

Ze względu na stopień skomplikowania przedsięwzięcia oraz niezwykle wysokie koszty jego realizację podzielono na sześć faz, z których cztery zostały już zakończone. Pozostałe dwie podlegają finansowaniu w bieżącej perspektywie POIiŚ 2013 – 2020.

Faza I i II (zakończone) obejmowały:

- budowę układu przesyłowego (20 km) dla Oczyszczalni ścieków Południe,
- modernizację technologii uzdatniania wody w Zakładzie Wodociągu Północnego w Wieliszewie – budowa instalacji flotacji ciśnieniowej,
- modernizację technologii uzdatniania wody w Zakładzie Wodociągu Centralnego – budowa instalacji ozonowania i filtracji na węglu aktywnym,
- budowę oraz modernizację ok. 157 km sieci i magistral wodociągowych.

Faza III (zakończona) obejmowała:

- modernizację i rozbudowę Oczyszczalni Ścieków „Czajka” – zwiększenie przepustowości części ściekowej z 240 000 m<sup>3</sup>/d do 435 300 m<sup>3</sup>/d i 2 100 000 RLM,
- budowę układu przesyłowego ścieków z Warszawy lewobrzeżnej do Oczyszczalni Ścieków „Czajka”; ok. 10,5 km,
- renowację 30 km sieci kanalizacyjnej,
- budowę 10,6 km sieci kanalizacyjnej.

Faza IV (zakończona) obejmowała:

- budowę stacji termicznej utylizacji osadów ściekowych na Oczyszczalni Ścieków „Czajka”,
- modernizację Zakładu Wodociągu Praskiego (budowa instalacji ozonowania i filtracji na węglu aktywnym),
- budowę ok. 62 km i modernizację ok. 25 km sieci kanalizacyjnej.

System gospodarki ściekowej na terenie aglomeracji Warszawa podlega dalszej rozbudowie również w obecnej perspektywie POIiŚ 2014 – 2020. Wykonywane są zadania objęte fazą V i VI.

Faza V obejmuje:

- budowę ok. 30,5 km oraz remont ok. 4 km kanalizacji sanitarnej,
- budowę sieci wodociągowej ok. 23 km,
- rozbudowę Zakładu Wodociągu Północnego w Wieliszewie k. Serocka (budowa instalacji filtrów węglowych i ozonowania pośredniego),
- modernizację Oczyszczalni Ścieków „Południe” w zakresie gospodarki osadowej, w tym optymalizację instalacji wywarzania biogazu,
- wdrożenie inteligentnego systemu zarządzania sieciami wodno-kanalizacyjnymi.

Całkowity koszt projektu wynosi 7 372,8 mln zł. Składa się na niego 3 398,9 mln zł środki z Unii Europejskiej, 468,8 mln zł pożyczka NFOŚiGW oraz 3 505,1 mln zł środków własnych MPWiK Warszawa.

### **Płock**

Innym przykładem projektu wykonywanego na terenie dużej aglomeracji jest realizowany przez „Wodociągi Płockie” Sp. z o. o. projekt „Uporządkowanie gospodarki ściekowej na terenie Miasta Płocka”.

Celem projektu jest:

- objęcie siecią kanalizacji sanitarnej dotąd nie skanalizowanych terenów miasta,
- osiągnięcie polskich i europejskich standardów oraz norm odnoszących się do gospodarki ściekowej na obszarze aglomeracji,
- zniwelowanie zagrożenia dla środowiska naturalnego wynikającego z odprowadzania do Wisły ścieków o parametrach niezgodnych z przepisami,
- poprawa stanu środowiska naturalnego, czystości wód i gleby,
- podniesienie standardów sanitarnych mieszkańców Płocka,
- wzrost świadomości opinii publicznej w zakresie wykorzystania środków unijnych w projektach realizowanych przez POiS.

Również w przypadku tego projektu konieczny był podział zaplanowanych zadań na etapy.

ETAP I obejmował:

- przebudowę i rozbudowę oczyszczalni ścieków w Maszewie,
- przebudowę i rozbudowę przepompowni ścieków przy ul. Jasnej w Płocku,
- budowę przepompowni ścieków P5 i trafostacji wraz z pomieszczeniem agregatu przy ul. Mazura w Płocku,
- budowę rurociągów tłocznych do współpracy z przepompownią P5,
- renowację dwóch równoległych stalowych rurociągów tłocznych do współpracy z przepompownią przy ul. Jasnej,
- rozdział kanalizacji ogólnospławnej na kanalizację sanitarną i deszczową w centrum miasta Płocka, etap 2.
- przebudowę przepompowni wody II stopnia na Stacji Uzdatniania Wody w Płocku.

Bardzo ważnym dla aglomeracji Płock była ujęta w I etapie rozbudowa i modernizacja oczyszczalni ścieków. W pierwszej kolejności rozbudowano jej część biologiczną. Dzięki osiągnięciu przez oczyszczalnię stopnia redukcji zanieczyszczeń zgodnego z wymogami prawnymi Mazowiecki Wojewódzki Inspektor Sanitarny anulował kary naliczone „Wodociągom Płockim” w latach 2002 – 2004 (ponad 10 mln zł). Następnie zmodernizowano pozostałe obiekty ciągu oczyszczania ścieków oraz przeprowadzono

rozbudowę i modernizację ciągu przetwarzania osadów ściekowych, w której skład weszła suszarnia osadów.

ETAP II obejmował:

- budowę kanalizacji sanitarnej na terenie osiedli Góry-Ciechomice (18 km sieci sanitarnej, 11 pompowni),
- modernizację systemu gospodarki ściekowej lewobrzeżnej części Płocka poprzez likwidację oczyszczalni ścieków Radziwie i Góry, budowę przepompowni ścieków na osiedlu Góry wraz z przewodem tłocznym do przepompowni Radziwie, budowę przepompowni ścieków na osiedlu Radziwie z przewodem tłocznym pod dnem Wisły do oczyszczalni Maszewo (ok. 7 km przewodu tłocznego),
- odbudowę i rozbudowę kolektora zrzutowego odprowadzającego ścieki z oczyszczalni w Maszewie do Wisły,
- budowę stacji odbioru i magazynowania odpadów technologicznych na oczyszczalni ścieków w Maszewie
- zakup sprzętu do eksploatacji sieci kanalizacyjnej i oczyszczalni ścieków.

ETAP III obejmował:

- budowę kanalizacji sanitarnej na terenie osiedli Borowiczki i Parcele (22,4 km kanalizacji sanitarnej, 7 pompowni),
- budowę oczyszczalni wód opadowych z wylotem do rzeki Brzeźnicy,
- przebudowę kolektora ściekowego „F” metodą bezwykopową,
- dostawę rur dla zadania: Modernizacja sieci wodociągowych na terenie Stacji Uzdatniania Wody przy ul. Górnej (DN 400–600),
- dostawę wielofunkcyjnego samochodu do czyszczenia sieci kanalizacyjnej z systemem recyklingu wody

System gospodarki ściekowej na terenie aglomeracji Płock podlega dalszej rozbudowie, również w obecnej perspektywie POIiŚ 2014–2020. Wykonywane są zadania objęte etapem IV.

ETAP IV obejmuje:

- rozdział kanalizacji ogólnospławnej na kanalizację sanitarną i deszczową w centrum miasta Płocka,
- budowę kanalizacji sanitarnej na obszarze osiedla Borowiczki wraz z modernizacją przepompowni ścieków „Andoria”,
- przebudowę – renowację głównych kolektorów sanitarnych/ogólnospławnych w Płocku wraz z renowacją – odbudową studni,
- modernizację infrastruktury wodociągowej: modernizację ujęcia powierzchniowego „Grabówka” wraz z przebudową rurociągu wody surowej, przebudowę wodociągu magistralnego DN 600 do osiedla „Podolszyce”, budowę wodociągu przy ul. Wyszogrodzkiej i Al. Piłsudskiego,
- likwidację lagun osadowych na oczyszczalni ścieków w Maszewie.

Całkowity koszt projektu wynosi 422,5 mln zł. Kwota dotacji przyznanej w ramach POIiŚ wynosi 204,9 mln zł.

## Marki

Znaczący postęp w budowie systemów gospodarki ściekowej odnotowano nie tylko w wielkich miastach. W ramach POIiŚ zrealizowano szereg projektów również w mniejszych miejscowościach. Niektóre z nich całkowicie odmieniły oblicza tych miejsc. Przykładem takiego projektu była budowa sieci kanalizacyjnych w należących do aglomeracji Warszawa podwarszawskich Markach.

Do chwili rozpoczęcia projektu w prawie 30-tysięcznych Markach istniało zaledwie 12 km sieci kanalizacyjnej. W latach 2010–2015 na terenie miasta wybudowano ponad sto osiemdziesiąt kilometrów grawitacyjnych, ciśnieniowych i podciśnieniowych kolektorów kanalizacyjnych. Dzięki temu z sieci kanalizacyjnej mogło skorzystać prawie 23 tys. mieszkańców Marek, a wytwarzane przez nich ścieki skierowane mogły zostać do oczyszczalni ścieków „Czajka”. Koszt całości wykonanych robót sięgnął prawie 169 mln zł, z czego 87 mln pokryto ze środków POIiŚ.

Władze miasta oraz kierownictwo „Wodociągu Mareckiego” w publikacjach oraz podczas różnego rodzaju konferencji jednoznacznie podkreślają, że wykonane przedsięwzięcia to najważniejsze inwestycje w historii miasta, które stanowią skok cywilizacyjny stwarzający znakomite perspektywy do dalszego rozwoju.

Projekt może być traktowany również jako przykład optymalnego wykorzystania dostępnych źródeł finansowania projektów związanych z gospodarką ściekową. Wodociąg Marecki Sp. z o.o., w celu sprawnej realizacji bardzo kosztownego i skomplikowanego przedsięwzięcia, wykorzystał wszystkie oferowane przez NFOŚiGW formy dofinansowania, w tym dopłaty do kredytu komercyjnego, niskooprocentowaną pożyczkę oraz dotacje i pożyczki, które Narodowy Fundusz udostępnił w celu usprawnienia procesu podłączania nowych użytkowników do budowanych sieci. Na budowę połączeń kanalizacyjnych Narodowy Fundusz przyznał Wodociągowi Mareckiemu w sumie 6,8 mln zł dotacji i tyle samo pożyczki. Dzięki tym kwotom możliwe było wykonanie ok. 4,3 tys. połączeń dla 16,7 tys. mieszkańców Marek, co pozwoliło rozliczyć zadeklarowany w umowach POIiŚ efekt ekologiczny.

W bieżącej perspektywie POIiŚ, Marki pozyskały środki na kolejne działania, w tym na dalszą rozbudowę sieci kanalizacyjnych, budowę nowej stacji uzdatniania wody oraz na budowę stacji obsługi samochodu specjalistycznego, na terenie której zlokalizowane zostaną obiekty służące do prowadzenia gospodarki osadami usuwanymi z sieci kanalizacyjnej oraz obiekty administracyjne.

## Podsumowanie realizacji

Wyżej opisane projekty to tylko niewielki fragment działalności Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w dziedzinie ochrony wód. W ciągu 30 lat działalności Fundusz zawarł 3 800 umów o dofinansowanie ze środków krajowych i ponad 500 umów finansowanych ze środków zagranicznych (ISPA/Fundusz Spójności, POIiŚ 2007–2013 i 2014–2020). Sumaryczna kwota przyznana na podstawie podpisanych umów sięgnęła 38 mld zł, z czego 12 mld zł stanowiły środki krajowe. Całkowita wartość obiektów wybudowanych z udziałem rozdysponowanych kwot sięgnie 104 mld zł.

Dzięki przyznanym środkom możliwa będzie budowa lub modernizacja ponad 1 600 oczyszczalni ścieków oraz budowa 83 tys. km sieci kanalizacyjnych. Wielkość ładunku zanieczyszczeń, który dzięki tym obiektom będzie usuwany szacuje się na 20 mln RLM. Wiele z inwestycji objętych dofinansowaniem przynosi już korzyści środowisku. Pozostałe powinny zostać oddane do użytkowania najpóźniej w 2023 roku.

W chwili obecnej Narodowy Fundusz zaangażowany jest głównie w realizację zadań finansowanych w ramach drugiej perspektywy POIiŚ 2014-2020. Obecna perspektywa w gospodarce wodno-ściekowej to przede wszystkim rozbudowy i modernizacje oczyszczalni ścieków, gospodarka osadami ściekowymi wraz z wykorzystaniem biogazu do celów energetycznych oraz budowa inteligentnych systemów sterowania i nadzoru nad systemami wodociągowymi i kanalizacyjnymi. Ostatnie z wymienionych działań ma na celu m.in. optymalizację systemów, w tym ograniczenie zużycia energii i zmniejszenie presji na środowisko, co jest mottem przewodnim drugiej perspektywy.

Należy dodać, że obecna perspektywa jest dla Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i gospodarki Wodnej całkiem odmienna od poprzedniej również ze względów organizacyjnych. Wcześniej Narodowy Fundusz realizował głównie duże i kosztowne przedsięwzięcia, których wykonanie przynosiło znaczące efekty ekologiczne. W perspektywie finansowej 2014–2020 Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej jest jedyną Instytucją Wdrażającą przedsięwzięcia i odpowiada za plany obejmujące budowę i modernizację 208 oczyszczalni ścieków oraz budowę 5,2 tys. kilometrów sieci kanalizacyjnych. Rezultatem ma być zwiększenie o 2,8 miliony liczby osób korzystających z ulepszanego oczyszczania ścieków. Zadania realizowane są w ramach 357 umów o dofinansowanie o wartości 15,6 mld zł i dofinansowaniu ze środków unijnych sięgającym 8 mld zł. Wykaz wybranych projektów zrealizowanych w drugiej perspektywie POIiŚ przedstawiono w poniżej (tabela 7).

Tabela 7. Wybrane projekty realizowane w drugiej perspektywie POIiŚ (2014-2020)

L.p.	Tytuł projektu	Koszt	Wkład UE	Zaplanowany zakres (podstawowe elementy)
1.	Zaopatrzenie w wodę i oczyszczanie ścieków w Warszawie – Faza VI	1 230 000 000,00	637 500 000,00	Budowa 30,4 km kanalizacji sanitarnej, budowa 23,1 km sieci wodociągowej, modernizacja SUW Wieliszew, modernizacja oczyszczalni ścieków "Czajka" i "Południe", m.in. w zakresie gospodarki osadowej (Południe), modernizacja 4,0 km sieci kanalizacyjnej, rozbudowa inteligentnego systemu zarządzania siecią kanalizacyjną.
2.	Zaopatrzenie w wodę i oczyszczanie ścieków w Warszawie – Faza V	1 045 500 000,00	541 871 812,50	Projekt obejmuje 59 zadań związanych z gospodarką ściekową, 8 zadań związanych z zaopatrzeniem w wodę, 2 zadania dotyczące centralnego systemu sterowania siecią kanalizacyjną oraz 17 zadań związanych z rozbudową systemu GIS i modeli sieci wod.-kan.

L.p.	Tytuł projektu	Koszt	Wkład UE	Zaplanowany zakres (podstawowe elementy)
3.	Uporządkowanie gospodarki wodno-ściekowej dla ochrony zasobów wodnych w Poznaniu i okolicach – Etap VI	472 782 284,10	241 201 047,18	Modernizacja SUW „Wiśniowa”, optymalizacja pracy węzła osadowego, zarządzania energią, modernizacja układu cieplnego oraz modernizacja wybranych obiektów COŚ, budowa 126 km kanalizacji sanitarnej, budowa 2,7 km sieci wodociągowej, renowacja kanalizacji sanitarnej o długości 6,7 km, inteligentny system zarządzania, komputerowy system nadzoru, model matematyczny sieci kanalizacyjnej i rozbudowa punktów pomiarowych, rozbudowa systemu cyfrowej archiwizacji dokumentów.
4.	Modernizacja i rozbudowa gospodarki wodno-ściekowej na terenie aglomeracji Radom – III etap	363 256 723,00	188 266 557,37	Budowa kanalizacji sanitarnej o długości 32,1 km, modernizacja kanalizacji sanitarnej o długości 68,5 km, budowa kanalizacji deszczowej o długości 13,1 km, modernizacja oczyszczalni ścieków w zakresie osadowym, budowa sieci wodociągowej o długości 32,9 km, modernizacja sieci wodociągowej o długości 26,7 km, inteligentne systemy zarządzania sieciami, modernizacja SUW.
5.	Uporządkowanie gospodarki ściekowej w mieście Katowice – Etap III"	345 235 154,06	175 461 515,62	Modernizacja oczyszczalni ścieków Podlesie i Panewniki. Budowa 6,0 km sieci kanalizacji sanitarnej, modernizacja 45,8 km kanalizacji sanitarnej.
6.	Gospodarka wodno-ściekowa w Gminie Jarocin	273 173 785,99	135 656 979,44	Modernizacja części osadowej oczyszczalni ścieków w Cielczy, rozdział kanalizacji ogólnospławnej i renowację kanału przesyłowego o łącznej długości 13,9 km, wdrożenie systemu klasy GIS do zarządzania majątkiem sieciowym oraz model hydrauliczny i hydrodynamiczny sieci, przebudowa sieci wodociągowej o długości 12,3 km, budowa SUW w m. Stefanów.



L.p.	Tytuł projektu	Koszt	Wkład UE	Zaplanowany zakres (podstawowe elementy)
7.	Rozbudowa i modernizacja systemu zaopatrzenia w wodę i odprowadzenia ścieków w Lublinie – etap III	267 216 989,29	138 421 895,30	Budowa 51,0 km sieci kanalizacji sanitarnej, modernizacja 10,1 km kanalizacji sanitarnej, budowa 19,5 km sieci wodociągowej, przebudowa 0,9 km sieci wodociągowej, modernizacja oczyszczalni ścieków (w tym gospodarka osadowa), inteligentny system zarządzania sieciami wodno-kanalizacyjnymi.
8.	Oczyszczanie ścieków na Żywiecczyźnie – Faza IIA	266 884 794,31	128 858 940,24	Budowa 111,9 km kanalizacji sanitarnej, modernizacja 119,6 km sieci kanalizacji sanitarnej, modernizacja oczyszczalni ścieków w Ciężynie, budowa 46,4 km sieci wodociągowej, budowa ujęcia, stacji uzdatniania wody i odcinka magistrali, systemem GIS sieci wod.-kan. na terenie gm. Węgierska Górka.
9.	Optymalizacja gospodarki wodno-ściekowej na terenie Miasta Białegostoku i Gminy Wasilków – I etap	209 008 482,95	108 699 239,31	Rozbudowa i przebudowa części biologicznej oczyszczalni ścieków - zwiększenie przepustowości oczyszczalni, hermetyzacja i dezodoryzacja wybranych obiektów oczyszczalni ścieków, budowa pulsatora na terenie SUW w Pietraszach, budowa, modernizacja i renowacja kanalizacji sanitarnej, w tym budowa ok. 3,9 km oraz modernizacja 9,9 km; budowa i modernizacja sieci wodociągowej, w tym budowa ok. 1,5 km oraz modernizacja ok. 4,9 km, budowa elektrowni fotowoltaicznej.
10.	Docelowe rozwiązanie gospodarki ściekowej dla miasta Wrocławia - Faza I	197 197 578,25	102 206 061,89	Budowa 22,3 km sieci kanalizacyjnej, przebudowa 4,0 km sieci kanalizacyjnej, budowa 4,6 km sieci wodociągowej, przebudowa 4,9 km sieci wodociągowej, budowa układu retencyjnego na sieci kanalizacyjnej na terenie Przepompowni Port Południe (4 zbiorniki retencyjne), układ kogeneracyjny CHP na WOŚ, opomiarowanie przelewów na sieci kanalizacyjnej w ramach rozbudowy systemu GIS, przebudowa instalacji w Zakładzie Produkcji Wody Mokry Dwór

Podobnie jak w poprzedniej perspektywie Narodowy Fundusz nie ogranicza się jedynie do zarządzania środkami POIiŚ. W ramach Programu Priorytetowego *Gospodarka wodno-ściekowa w aglomeracjach - Współfinansowanie projektów Programu Operacyjnego Infrastruktura i Środowisko* do dyspozycji postawiono kwotę pożyczek równą 2,8 mld zł. Mogą z nich korzystać wszyscy beneficjenci POIiŚ 2014-2020 oraz każdy podmiot realizujący zadania objęte KPOŚK bez udziału środków pomocowych.

Przez wiele lat główna część pomocy finansowej NFOŚiGW skoncentrowana była niemal wyłącznie na dużych przedsięwzięciach realizowanych w aglomeracjach liczących ponad 2 tysiące RLM. Mając tego świadomość oraz świadomość skali potrzeb obszarów o zabudowie rozproszonej Narodowy Fundusz przygotował *Ogólnopolski program gospodarki wodno-ściekowej poza granicami aglomeracji ujętych w KPOŚK*. W jego ramach udostępniono wojewódzkim funduszom 590 mln zł pożyczki, która może zostać przeznaczona na: budowę systemów przydomowych oczyszczalni ścieków, budowę lub modernizację lokalnych oczyszczalni ścieków, budowę lub modernizację sieci kanalizacyjnych, budowę połączeń kanalizacyjnych oraz na budowę wybranych elementów systemów produkcji i dystrybucji wody pitnej. Beneficjenci programu mogą uzyskać 30% lub 50% umorzenia pożyczki po terminowym uzyskaniu zadeklarowanych efektów ekologicznych.

### **Kierunki przyszłych działań**

Budowa systemów gospodarki ściekowej to proces, który nie ma końca. Żeby się o tym przekonać wystarczy pobeżna analiza kolejnych aktualizacji KPOŚK.

Postępująca urbanizacja wymusza budowę nowych sieci kanalizacyjnych, a w konsekwencji rozbudowę oraz modernizację oczyszczalni ścieków. Z roku na rok, rośnie masa wymagających utylizacji komunalnych osadów ściekowych – odpadu powstającego w trakcie mechanicznego, biologicznego i chemicznego oczyszczania ścieków. Dają o sobie znać nowe zagrożenia środowiska wodnego, takie jak zanieczyszczanie wód farmaceutykami i tworzywami sztucznymi, które wywierają negatywny wpływ na florę i faunę, a których usunięcie z wód wymaga zastosowania skomplikowanych i bardzo kosztownych procesów.

Mamy również coraz wyraźniej do czynienia z problemami, które są skutkiem zmian klimatycznych. Z analiz informacji na temat czekających nas zmian wynika, że w najbliższej perspektywie będą się nasilały problemy z zaopatrzeniem w wodę i oczyszczaniem ścieków. Trudniejszy będzie dostęp do zasobów wodnych i należy się również liczyć z pogorszeniem jakości ujmowanej wody.

W konsekwencji, żeby uzyskać wodę pitną o wymaganej jakości, konieczne będzie stosowanie skuteczniejszych niż obecnie technologii uzdatniania. Należy również liczyć się z koniecznością budowy nowych ujęć, czy transportowania wody na większe odległości. Można się również spodziewać, że woda czerpana ze środowiska będzie gorszej jakości niż obecnie, co utrudni jej uzdatnianie.

Konsekwencją zmian w środowisku będzie między innymi zwiększone zapotrzebowanie na energię niezbędną do pozyskania wody pitnej i oczyszczenia ścieków, a co za tym idzie zwiększona emisja gazów cieplarnianych, jeżeli wykorzystywana energia wytwarzana będzie z paliw konwencjonalnych.

Dlatego, jako jedno z najważniejszych działań na najbliższą przyszłość należy wskazać maksymalizację wykorzystania zasobów energetycznych zawartych w ściekach.

Gospodarka wodno-ściekowa jest największym odbiorcą energii elektrycznej produkowanej w Polsce.

Tym samym branża ma największy udział w emisji gazów uwalnianych do atmosfery podczas produkcji energii. Każde obniżenie zapotrzebowania sektora wodno-ściekowego na energię wytwarzaną z paliw kopalnych skutkować będzie ograniczeniem emisji szkodliwych zanieczyszczeń.

Możliwość ograniczenia zużycia energii ze źródeł konwencjonalnych daje przede wszystkim biogaz, który można wytwarzać z osadów ściekowych. Według danych z 2016 roku opublikowanych przez Urząd Regulacji Energetyki w polskich oczyszczalniach działa 107 elektrowni biogazowych o łącznej mocy 66 MW. Elektrownie te wg danych GUS produkują rocznie ok. 320 GWh energii elektrycznej.

Przyjmuje się, że przy obecnym poziomie techniki wytwarzanie biogazu jest opłacalne na oczyszczalniach, do których kierowany jest ładunek zanieczyszczeń przekraczający 30 tys. RLM. Analizując przykładowo dane zawarte w KPOŚK, można stwierdzić, że przy takim założeniu istnieje możliwość zwiększenia liczby elektrowni biogazowych na oczyszczalniach ścieków teoretycznie nawet o ok. 120 sztuk, co mogłoby podnieść produkcję energii elektrycznej z biogazu o ponad 220 GWh/rok. Produkcja energii elektrycznej przez nowe obiekty dałaby redukcję emisji CO<sub>2</sub> przekraczającą 190 tys. Mg/rok.

Biogaz to największe, ale nie jedyne źródło energii możliwej do pozyskania na oczyszczalniach ścieków. W grę wchodzi również fotowoltaika, pompy ciepła, czy turbiny wodne.

Z punktu widzenia NFOŚiGW, jako dysponenta znaczącej części środków unijnych i krajowych przeznaczonych na ochronę wód, odpowiedzią na powyższe problemy i wyzwania powinno być nadanie priorytetowego statusu takim działaniom, jak:

- wykorzystanie OZE na oczyszczalniach, ze szczególnym uwzględnieniem produkcji energii z biogazu,
- zwiększenie produkcji biogazu (np. poprzez wstępną wysokosprawną dezintegrację osadu),
- budowa instalacji umożliwiających zmniejszenie zużycia energii elektrycznej niezbędnej do oczyszczenia ścieków, np. poprzez wprowadzenie procesu deamonifikacji odcieków z fermentacji osadów,
- modernizacje oczyszczalni ścieków, które nie spełniają wymogów dyrektywy ściekowej i rozporządzenia Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej 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,
- rozbudowy oczyszczalni ścieków o zbyt małej wydajności w stosunku do wielkości obsługiwanych aglomeracji,
- budowa instalacji do wykorzystywania oczyszczonych ścieków do celów technologicznych oraz do gromadzenia ścieków oczyszczonych w celu wykorzystania ich w rolnictwie, w tym do produkcji roślin energetycznych,
- budowa instalacji do dezynfekcji ścieków oczyszczonych (w uzasadnionych przypadkach),
- budowa sieci kanalizacyjnych na obszarach spełniających wymogi rozporządzenia aglomeracyjnego,
- budowa instalacji umożliwiających zwiększenie stopnia mineralizacji wytwarzanych osadów ściekowych ich dezynfekcję, skuteczniejsze odwadnianie oraz odzysk przydatnych surowców.

Nie powinno się także zapominać o gospodarce ściekowej na obszarach o zabudowie rozproszonej. Skala potrzeb z tym związanych jest trudna do oszacowania. Zapewne zaległości są znaczne, co wynika głównie z faktu, że efektywność finansowa budowy systemów ściekowych na takich obszarach jest bardzo niska w stosunku do efektów, co skłania dysponentów środków pomocowych do lokowania ich w przedsięwzięciach o wyższej efektywności. Pamiętać jednak trzeba, że na obszarach tych powstaje ok. 24 % całkowitego ładunku zanieczyszczeń komunalnych.

### **Literatura**

1. Gospodarka ściekowa w Polsce w latach 2012–2014. KZGW, Warszawa.
2. Gospodarka ściekowa w Polsce w latach 2015–2016. PGW „Wody Polskie”, Warszawa.
3. Ochrona środowiska (2005–2018) Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.
4. Krajowy Plan Ochrony Środowiska Morza Bałtyckiego, Gdańsk 1991 r.
5. Krajowy Program Oczyszczania Ścieków Komunalnych (2003, 2005, 2010, 2015).
6. Sprawozdanie specjalne – Przeciwdziałanie eutrofizacji w Morzu Bałtyckim. Europejski Trybunał Obrachunkowy (2016).
7. Dane archiwalne NFOŚiGW.

## Gospodarka ściekowa na terenach wiejskich

*Ryszard Błażejowski, Sadżide Murat-Błażejowska*  
*Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu*

### Wstęp

Tereny wiejskie Polsce zamieszkiwało pod koniec 2018 roku 15,4 mln ludzi, co stanowiło ok. 40% ludności kraju. W ostatnich kilku latach obserwuje się nieznaczny trend rosnący odsetka ludności wiejskiej, a malejący odsetka ludności miejskiej, przy nieznacznie malejącej liczbie ludności ogółem. W związku z niewystarczająco rozwiniętą infrastrukturą kanalizacyjną, znaczna część mieszkańców wsi nadal korzysta z indywidualnych systemów odprowadzania ścieków. Należy zauważyć nierównomierny rozwój wsi: dynamicznie rozrastają się wsie w pobliżu dużych miast (tzw. sypialnie), a w niektórych rejonach, np. na tzw. ścianie wschodniej, liczne wsie wyludniają się. Zabudowa wsi polskich jest dość rozproszona i jest to jedna z głównych barier rozwoju zbiorczych systemów kanalizacyjnych.

Praca przedstawia rozwój gospodarki ściekowej na terenach wiejskich w Polsce w okresie ostatnich kilkunastu lat, ukazanie barier rozwojowych i możliwych sposobów przełamania tych barier.

### Stan gospodarki ściekowej na terenach wiejskich

Dostęp do sieci kanalizacyjnych i zbiorczych oczyszczalni ścieków pod koniec 2018 roku posiadało około 42% ludności wiejskiej, tj. 6,5 mln mieszkańców. W stosunku do 2000 r. jest to blisko czterokrotny wzrost, jednak nadal stan ten jest niezadowalający. W 2018 roku, eksploatowano w kraju 2,2 mln zbiorników bezodpływowych (GUS 2019c). Na jedno mieszkanie w miastach przypadało w 2018 r. przeciętnie 2,34 osoby, zaś na obszarach wiejskich 3,23, przy przeciętnej dla Polski 2,63 (GUS 2019b). Na obszarach wiejskich znajdowało się 85% ogółu liczby zbiorników bezodpływowych, z których korzystało  $0,25 \cdot 0,85 \cdot 3,23 = 0,7$  mln ludności na wsi. Ze zbiorników bezodpływowych, na wsi korzystało zatem  $15,4 - 6,5 - 0,7 = 8,2$  mln ludzi, tj. 53% ludności wiejskiej w Polsce. Portal geostatystyczny GUS pozwala przedstawić dane dotyczące liczby zbiorników bezodpływowych w latach 2008-2015 m. in. w postaci kartodiagramów (rys.1).



## Portal Geostatystyczny

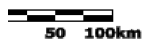
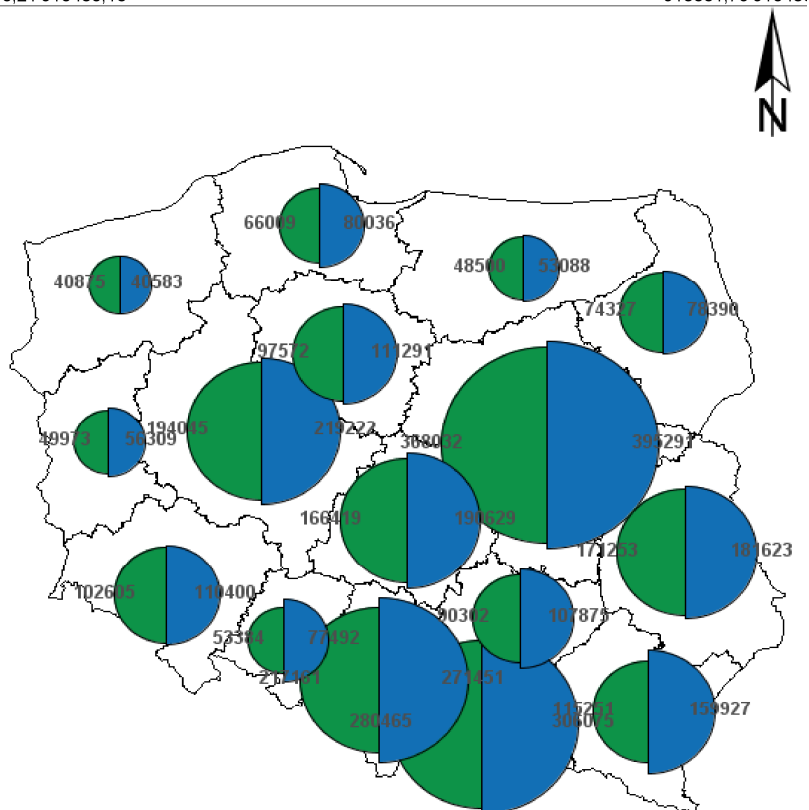


Kartodiagram: Gromadzenie i wywóz nieczystości ciekłych\*  
Gromadzenie i wywóz nieczystości ciekłych\*

g obszaru: 794x912km

10,21 910480,16

913661,79 910480



10,21 -2334,16

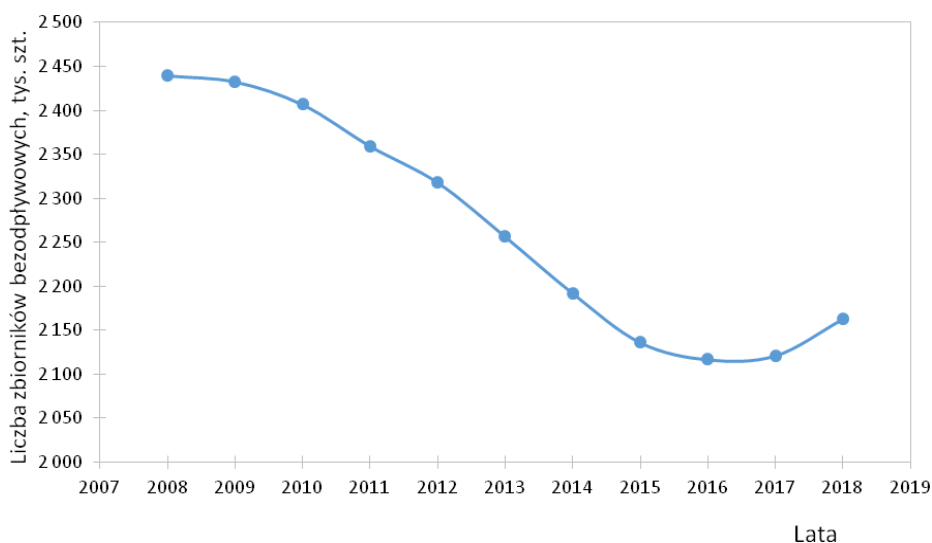
Skala 1:5000000

913661,79 -23

ten wydruk ma charakter wyłącznie poglądowy i w żadnym razie nie może być traktowany jako dokument oficjalny.

© 2016 GUS, Wszystkie prawa zastrzeżone.

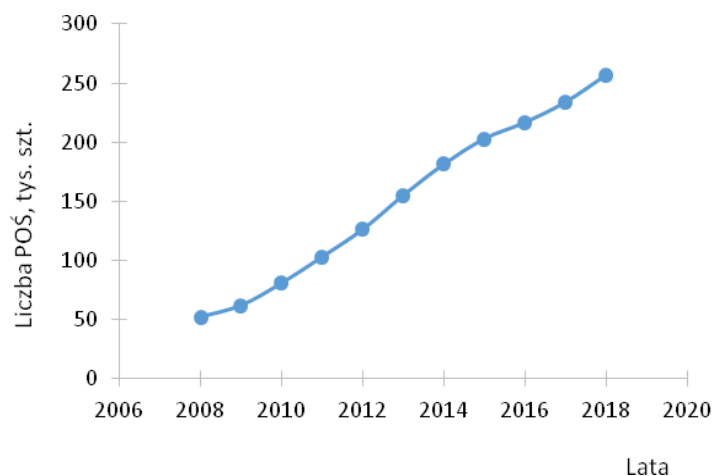
Rys. 1. Porównanie liczb zbiorników bezodpływowych w poszczególnych województwach w 2008 r. (półkole niebieskie) i w 2015 r. (półkole zielone)



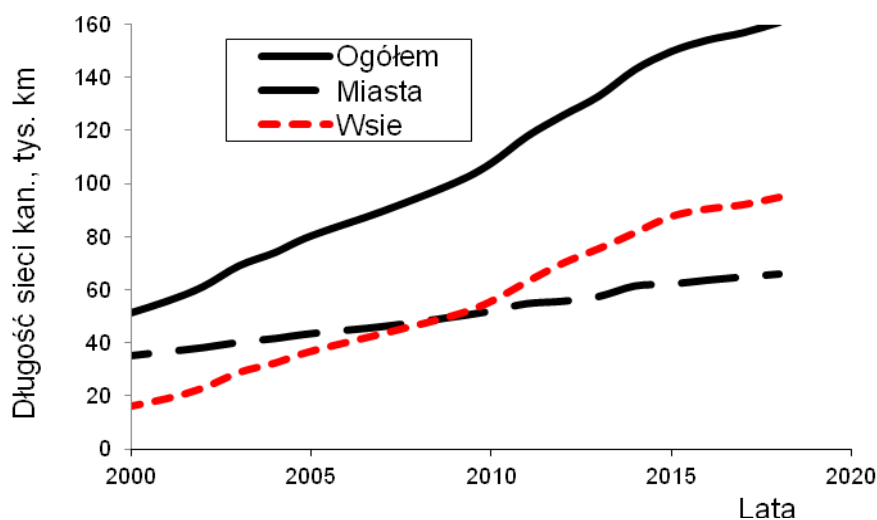
Rys. 2. Zbiorniki bezodpływowe w Polsce wg Banku Danych Lokalnych GUS

Wg danych Banku Danych Lokalnych GUS ciągu tych siedmiu lat liczba zbiorników bezodpływowych zmalała z 2 440 tys. do 2 136 tys. sztuk, tj. o 12%. Niestety, po osiągnięciu minimum (2 117 szt.) w 2016 r. liczba ta wzrosła w ciągu dwóch lat o 46 tys. sztuk w skali kraju (rys. 2), co wynika najprawdopodobniej z dynamicznego rozwoju mieszkalnictwa (tzw. deweloperki) na terenach nie skanalizowanych i korekt w sprawozdaniach po przeprowadzeniu kontroli.

W 2016 i 2018 r. ze zbiorników bezodpływowych odebrano i dostarczone do oczyszczalni ścieków lub stacji zlewnych odpowiednio 23,1 i 46,2 hm<sup>3</sup> nieczystości ciekłych (dwukrotny wzrost w ciągu dwóch lat). W przeliczeniu na jednego mieszkańca jednostkowa ilość ścieków wyniosła zatem zaledwie 6 i 12 dm<sup>3</sup>/M d. Przyczyn tak małych ilości zebranych ścieków może być kilka: nieszczelności zbiorników bezodpływowych, szara strefa gospodarki ściekowej w tym zakresie, wysokie ceny za odbiór nieczystości ciekłych, nierzetelna sprawozdawczość oraz brak dokumentowania odbioru i dowozu nieczystości ciekłych do punktów zlewnych i zbiorczych oczyszczalni ścieków. Na te problemy zwrócili uwagę już dekadę temu Błazejewski i Nawrot (2009), a potwierdziła je Najwyższa Izba Kontroli (NIK 2012, 2019). Około 250 tys. przydomowych oczyszczalni ścieków (rys. 3) obsługiwało 0,8 mln mieszkańców, tj. 1,7% ludności kraju, ale w stosunku do ludności wiejskiej było to blisko 5%. Choć nie są nam znane wyniki wiarygodnych badań ani opracowań statystycznych, to panuje opinia, że większość z tych oczyszczalni stanowią najprostsze i najtańsze układy zbudowane z osadnika gnilnego i drenażu rozsączającego. W 2002 r., w Niemczech, uruchomiono piętnastoletni program wyposażania tych najprostszycy oczyszczalni w dodatkowy, tlenowy stopień biologiczny, zakończony sukcesem. Zbiorniki bezodpływowe – podobnie jak w Szwajcarii – nie są dopuszczone tam do eksploatacji.



Rys. 3. Przydomowe oczyszczalnie ścieków w Polsce wg Banku Danych Lokalnych GUS



Rys. 4. Rozwój sieci kanalizacyjnej w Polsce w latach 2000-2018 wg GUS

Długość sieci kanalizacyjnej na wsi przekroczyła w 2008 r. długość 95 tys. km, zaś liczba przyłączy do budynków mieszkalnych – 1,5 mln sztuk. Jak to widać na rys. 4, tempo kanalizowania wsi polskiej wyraźnie osłabło po 2015 r. Wynikało to najprawdopodobniej z formalnego zakończenia Krajowego Programu Oczyszczania Ścieków Komunalnych (KPOŚK), zadłużenia gmin i inwestowania w oczyszczalnie ścieków, szczególnie te o przepustowości 10–15 tys. RLM, które wskutek zmiany interpretacji wymagań unijnych należało przystosować do podwyższonego usuwania substancji biogenych.



## Podstawy prawne

Art. 7 Ustawy o samorządzie gminnym (1990, 2019) stanowi, że do zadań własnych gminy należą m.in. sprawy wodociągów i zaopatrzenia w wodę, kanalizacji, usuwania i oczyszczania ścieków komunalnych, utrzymania czystości i porządku oraz urządzeń sanitarnych. Kluczowe znaczenie mają tutaj dwie ustawy: Ustawa o utrzymaniu czystości i porządku w gminach (1996) i Ustawa o zbiorowym zaopatrzeniu w wodę i zbiorowym odprowadzaniu ścieków (2001), które były wielokrotnie nowelizowane. Ostatnia nowelizacja Ustawy o utrzymaniu czystości i porządku w gminach z dnia 19 lipca 2019 wprowadziła m. in. następujące zmiany:

- upoważniła radę gminy, przy określaniu stawek opłat, do ich różnicowania w zależności od gęstości zaludnienia na danym obszarze gminy oraz odpowiednio odległości od miejsca przetwarzania odpadów komunalnych, stacji zlewnej, a także właściwości nieczystości ciekłych,
- na wójtów, burmistrzów i prezydentów miast nałożyła obowiązek kontroli posiadania umów i dowodów uiszczania opłat za usługi komunalne.

Sprawdzanie sposobu gromadzenia ścieków w zbiornikach bezodpływowych i ich opróżniania jest obowiązkiem gmin, który jednak nie zawsze jest realizowany prawidłowo.

## Kontrola stanu gospodarki ściekowej na wsi

Ważną rolę w zapewnieniu odpowiedniej jakości usług wodociągowo-kanalizacyjnych w kraju odgrywa Najwyższa Izba Kontroli (NIK). Wyniki przeprowadzonych badań przez NIK, w latach 2009–2011, wykazały, że udokumentowane jednostkowe roczne ilości nieczystości ciekłych wyniosły zaledwie 3–12 m<sup>3</sup>/M a, tj. 8–33 dm<sup>3</sup>/M d, podczas gdy ilości ścieków odprowadzanych zbiorczymi sieciami kanalizacyjnymi z tych samych gmin: 20–31 m<sup>3</sup>/M a, tj. 55–85 dm<sup>3</sup>/M d (nie licząc jednego przypadku gminy Kuślin, gdzie zanotowano 93 m<sup>3</sup>/M a, tj. 255 dm<sup>3</sup>/M d – prawdopodobnie z uwagi na duże ilości wód infiltracyjnych i przypadkowych) (NIK 2012). Działania w celu egzekwowania obowiązków właścicieli nieruchomości wyposażonych w zbiorniki bezodpływowe nie były podejmowane w 20 na 28 kontrolowanych gmin, zaś we wszystkich przypadkach brakowało tzw. kontroli zarządczej, tj. brakowało informacji zwrotnej o stopniu realizacji zadania. Ocena działalności wszystkich gmin była negatywna (wystarczyło jedno z 9 kryteriów ocenione negatywnie) z wyjątkiem jednej, warunkowo ocenionej pozytywnie.

Kolejne kontrole NIK w tym zakresie, przeprowadzone w 2017 r., objęły dziesięcioletni okres wstecz w 17 turystycznych gminach, położonych w górach na południu kraju (NIK 2018). Liczba turystów w Polsce i w woj. małopolskim w okresie letnim (lipiec, sierpień) jest około dwukrotnie wyższa niż w okresie zimowym, co generuje problemy zarówno z zaopatrzeniem w wodę, jak i odprowadzaniem ścieków. Wg sprawozdań WIOŚ, przytaczanych przez NIK (2018), w siedmiu gminach ilość odprowadzanych siecią kanalizacyjną ścieków zwiększała się w niektórych dniach miesięcy letnich nawet kilkukrotnie, lecz większość skontrolowanych obiektów była na to przygotowana. Z drugiej strony, spółki odpowiedzialne za gospodarkę wodno-ściekową w sześciu skontrolowanych gminach nie miały wieloletnich planów rozwoju i modernizacji urządzeń kanalizacyjnych, mimo iż sieci kanalizacyjne były rozbudowywane i modernizowane. Organy wykonawcze gmin, które nie otrzymały od spółek planów rozwoju i modernizacji urządzeń wodociągowych i urządzeń kanalizacyjnych, nie miały zatem możliwości weryfikacji, czy planowane inwestycje są zgodne z kierunkami rozwoju gminy określonymi w studium

uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy, z ustaleniami miejscowych planów zagospodarowania przestrzennego oraz ustaleniami zezwolenia wydanego przedsiębiorstwu na prowadzenie zbiorowego zaopatrzenia w wodę i zbiorowego odprowadzania ścieków. W czterech z 17 skontrolowanych przez NIK urzędów gmin w ogóle nie prowadzono ewidencji zbiorników bezodpływowych na nieczystości ciekłe, ani też przydomowych oczyszczalni ścieków lub prowadzono je nierzetelnie. Trzy gminy (Istebna, Karpacz i Solina) w ogóle nie kontrolowały sposobu gromadzenia ścieków w zbiornikach bezodpływowych, a pięć gmin objęło kontrolami mniej niż 2% nieruchomości. W Istebnej, w latach 2010–2017, nie przeprowadzono żadnej kontroli zbiorników bezodpływowych ani przydomowych oczyszczalni, pomimo że w gminie funkcjonowało aż 2100 takich zbiorników i 193 przydomowe oczyszczalnie. Trzy ze skontrolowanych gmin przekazywały do GUS inne dane o liczbie zbiorników bezodpływowych niż wynikające z prowadzonej w urzędzie ewidencji. Drastycznym przykładem jest UG Bukowina Tatrzańska, który w przekazanym do GUS sprawozdaniu za 2017 r. wykazał 540 zbiorników bezodpływowych oraz 26 przydomowych oczyszczalni ścieków, chociaż według prowadzonej w urzędzie ewidencji, na 31 grudnia 2017 r. zgłoszonych było 1876 zbiorników bezodpływowych i 29 przydomowych oczyszczalni. W raporcie NIK (2019) podkreślono, że nierzetelna ewidencja, a co za tym idzie – brak wiedzy urzędów gmin o sposobie gromadzenia nieczystości oraz częstotliwości ich usuwania, uniemożliwiała skuteczne kontrolowanie indywidualnych systemów zbierania i/lub unieszkodliwiania (neutralizacji) ścieków bytowych.

Najczęściej stwierdzane nieprawidłowości w odniesieniu do zbiorników bezodpływowych - to: brak umowy z uprawnionym podmiotem na wywóz nieczystości ciekłych, brak udokumentowania sposobu pozbywania się nieczystości ciekłych, zbyt rzadkie opróżnianie zbiorników, zamontowanie odpływów odprowadzających nieczystości do potoku lub rowu. Dlatego NIK złożyła wniosek do prezesa Rady Ministrów o przygotowanie zmian przepisów ustawy o utrzymaniu czystości i porządku w gminach, polegających na wprowadzeniu zapisów dotyczących kar pieniężnych dla gmin, które nie prowadzą kontroli częstotliwości opróżniania zbiorników bezodpływowych na nieczystości ciekłe oraz przydomowych oczyszczalni ścieków.

Widera i Pawęska (2018) przedstawili wyniki kilkuletnich (2013–2017) badań ilości ścieków dopływających siecią kanalizacyjną oraz ilości nieczystości ciekłych, dowożonych pojazdami asenizacyjnymi, do oczyszczalni ścieków w Sławie. Ocenie poddano wielkości dobowych dopływów ścieków do oczyszczalni ze skanalizowanych obszarów gminy Sława oraz miesięcznych objętości nieczystości ciekłych. Średni dobowy przepływ ścieków wyniósł 1971 m<sup>3</sup>/d, a współczynniki nierównomierności przepływu dobowego  $N_d = 1,5-1,76$ . Z uwagi na turystyczny charakter regionu, sezonowe zmiany skutkowały zwiększeniem udziału ścieków pochodzących ze zbiorników bezodpływowych w stosunku do ilości ścieków dopływających siecią kanalizacyjną. W miesiącach letnich (lipiec, sierpień) w analizowanym okresie badawczym udział ten wynosił od 17 do 20%, podczas gdy wartości zalecane nie przekraczają kilku procent. Tak duży udział ścieków dowożonych w miesiącach letnich w stosunku do ilości tzw. ścieków świeżych, dopływających siecią kanalizacyjną, mógł przyczynić się do zaburzeń procesów technologicznych i wpłynąć negatywnie na sprawność oczyszczania.

## Zbiorniki bezodpływowe i przydomowe oczyszczalnie ścieków w aglomeracjach KPOŚK

Część terenów wiejskich sąsiadujących z miastami znalazła się w granicach aglomeracji o równoważnej liczbie mieszkańców  $RLM \geq 2000$ .

Sekretariat Generalny Komisji Europejskiej wystosował 25 stycznia 2018 r. na ręce ministra spraw zagranicznych Uchybienie nr 2017/2183 C (2018) 358 z wezwaniem Polski do usunięcia uchybienia. Dotyczy ono naruszenia bądź nie wypełniania art. 3, 4 i 5 dyrektywy 91/271/EWG dotyczącej oczyszczania ścieków komunalnych. W swojej metodyce KE przyjęła zasadę hierarchiczności, tzn. aglomeracje nie spełniające art. 3, nie spełniają również art. 4 i 5. Założenie to wydaje się słuszne w kontekście wyroku Trybunału Sprawiedliwości Unii Europejskiej z dnia 25 października 2007 r. w sprawie C-440/06 KE przeciwko Grecji (Błażejowski 2012). Takie podejście nie pozwala jednak na identyfikację powodów nie spełniania art. 4 i 5 przez aglomeracje, gdyż może wynikać z nie spełniania wymogów art. 3, a ten jest naruszony głównie ze względu na zbyt duży udział zbiorników bezodpływowych w ogólnej RLM. Rozwiązanie problemu zbiorników bezodpływowych i przydomowych oczyszczalni o niskiej sprawności, poprzez ich likwidację lub wyłączenie z aglomeracji, może znacząco zmniejszyć liczbę aglomeracji nie spełniających wymagań dyrektywy 91/271/EWG.

Poważne zagrożenie dla jakości zasobów wód podziemnych stanowią zbyt gęsto budowane najprostsze oczyszczalnie przydomowe, składające się z osadnika gnilnego i drenażu rozsączającego. Układ taki niewiele różni się od nieszczelnego szamba. Badania interwencyjne pracowników Państwowego Instytutu Geologicznego (Kuczyńska i Janica 2017) w jednej z gmin woj. świętokrzyskiego, o dużym zagęszczeniu tego rodzaju oczyszczalni w liczbie 400, wykazały obecność zanieczyszczeń mikrobiologicznych i farmaceutyków w 7 z 9 pobranych próbek wody podziemnej. Mimo tego, iż na badanym obszarze poziom wód gruntowych z formalnego punktu widzenia nie spełniał warunków poziomu użytkowego, do którego stosuje się przepisy prawa warunkujące zasady posadowienia przydomowych oczyszczalni ścieków, to płytkie studnie kopane stanowią istotne źródło zaopatrzenia w wodę lokalnej ludności i trzody chlewnej. Autorzy postulują wprowadzenie przepisów uniemożliwiających nadmierną koncentrację tego typu instalacji i objęcie ich eksploatacji kontrolą, jak również zintegrowanie działań administracyjnych w celu zapewnienia bezpieczeństwa sanitarnego.

### Gospodarka osadowa

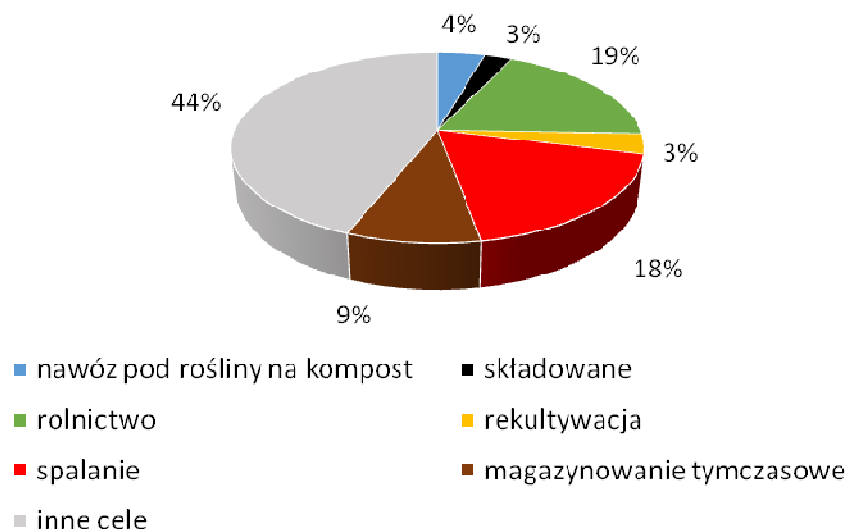
Ilość ścieków odprowadzonych z gospodarstw domowych siecią kanalizacyjną w 2018 r. wyniosła  $969,5 \text{ hm}^3$  (w miastach –  $845,5 \text{ hm}^3$ , a na obszarach wiejskich –  $124,0 \text{ hm}^3$ ) i wzrosła w porównaniu z 2017 r. o  $15 \text{ hm}^3$  (odpowiednio  $14,6 \text{ hm}^3$  i  $0,4 \text{ hm}^3$ ). Ok. 600 tys. Mg s.m. osadów w 2018 r., stanowiło blisko 60% wszystkich osadów wytworzonych na terenie kraju. Tylko  $18,6+3,4+4,4 = 26,4\%$  w 2017 r. było wykorzystanych jako nawóz (rys. 5). Z proporcji objętości ścieków na terenach wiejskich i ogółem można wnioskować, że na tych pierwszych w 2018 r. było generowanych około 88 tys. Mg s.m. osadów ściekowych.

W mniejszych oczyszczalniach osady być odpowiednio przetworzone i zagospodarowywane na cele rolnicze i rekultywacyjne. Pojawiły się ostatnio nowe, obiecujące technologie, dostosowane do skali małych i średnich oczyszczalni ścieków.

Można na przykład przekształcać osady w tzw. polepszacz glebowy – nawóz wapienny. Po uzyskaniu niezbędnych certyfikatów, nawóz taki może być sprzedawany, co nie tylko zmniejsza wydatki, ale nawet pozwala osiągnąć zysk. Polskie gleby są ubogie w próchnicę i często są zakwaszone – wymagają wapnowania (IUNG 2017). Próchnica – oprócz dostawy substancji nawozowych – jest ważna dla utrzymania wody w glebie, szczególnie w glebach lekkich.

### Koszty

Zgodnie z nowym prawem, począwszy od 2018 r. przedsiębiorstwo wodociągowo-kanalizacyjne określa taryfę za wodę i ścieki na okres 3 lat, na podstawie niezbędnych przychodów po dokonaniu ich alokacji na poszczególne taryfowe grupy odbiorców usług. W celu wyeliminowania finansowania skrośnego, ceny i stawki opłat określone w taryfie są różnicowane dla poszczególnych taryfowych grup odbiorców usług na podstawie udokumentowanych różnic kosztów zbiorowego zaopatrzenia w wodę i zbiorowego odprowadzania ścieków.



Rys. 5. Postępowanie z osadami z komunalnych oczyszczalni ścieków w 2017 r. (GUS 2018)

Taryfy zatwierdza nowy organ regulacyjny, jakim jest Regionalny Zarząd Gospodarki Wodnej PGW Wody Polskie na wniosek przedsiębiorstwa wodociągowo-kanalizacyjnego. Wyeliminowano tu zatem regulacyjną rolę rady gminy, w kompetencjach której pozostało jednak uchwalanie stawek za opróżnianie zbiorników bezodpływowych z nieczystości ciekłych.

Ceny za wodę i ścieki bytowe odprowadzane do kanalizacji zbiorczej w 2018 r. wahały się w granicach od 5 do 33 zł/m<sup>3</sup>, natomiast za odbiór nieczystości ciekłych w granicach od kilku do kilkudziesięciu zł/m<sup>3</sup> w zależności od warunków stawianych przez oczyszczalnię i odległości dowożenia pojazdami asenizacyjnymi. W niektórych miejscowościach wprowadzono opłaty zryczałtowane, zależne lub niezależne od liczby mieszkańców w gospodarstwie.

Przykładowo, opłata zryczałtowana za wywóz nieczystości ciekłych z terenu nieruchomości mieszczącej się na terenie miasta Nowego Sącza, nie podłączonej do sieci kanalizacyjnej oraz na której nie funkcjonuje przydomowa oczyszczalnia ścieków, wynosiła w 2018 roku 117 złotych miesięcznie. Wydaje się, że bardziej sprawiedliwe byłoby powiązanie tej opłaty ze zwrotnym zużyciem wody mierzonym za pomocą wodomierza. W gminie Ostrołęka ceny za odbiór nieczystości ciekłych w latach 2007–2018 utrzymywały się na stałym poziomie 22 zł/m<sup>3</sup>, lecz 2019 r. zostały drastycznie podniesione do 55–110 zł/m<sup>3</sup>. Górna stawka jest stosowana tylko wówczas, gdy dany mieszkaniec nie ma podpisanej umowy z przedsiębiorcą i nie przedstawi faktur za wywóz nieczystości.

Miesięczne opłaty za wodę i ścieki nie powinny przekraczać 3–5% średniego dochodu rozporządzalnego, gdyż w przeciwnym razie stanowią zbyt duże obciążenie dla budżetów domowych. Przyjmując wartość przeciętnego dochodu rozporządzalnego w wysokości 1693 zł, otrzymamy kwoty od 51 do 85 zł/M m-c, co przy zużyciu 3 m<sup>3</sup> wody na miesiąc przekłada się na maksymalne akceptowalne ceny w granicach 17 do 28 zł/m<sup>3</sup>. Stawka w wysokości 55 zł/m<sup>3</sup> nieczystości ciekłych – jak w gminie Ostrołęka – jest zatem zbyt wygórowana i nie akceptowalna społecznie. Należy przy tym brać pod uwagę fakt, że dochody najuboższych grup społecznych są znacznie mniejsze od przeciętnych. Niektóre przedsiębiorstwa wodociągowo-kanalizacyjne posiadają programy pomocowe, w ramach których pokrywają minimalne potrzeby najuboższych, na przykład do 50 dm<sup>3</sup>/M d.

### **Podsumowanie i wnioski**

W ostatnich latach tempo budowy zbiorowych systemów odprowadzania ścieków na terenach wiejskich spowalnia wskutek wzrostu jednostkowych nakładów inwestycyjnych, ograniczonych środków finansowych i koncentracji samorządów gminnych na finalizowaniu KPOŚK w aglomeracjach większych od 2 000 RLM.

Co drugi mieszkaniec wsi polskiej korzysta jeszcze ze zbiornika bezodpływowego na nieczystości ciekłe. Mimo postępu w uszczelnianiu zbiorników bezodpływowych i systemu dowożenia nieczystości ciekłych do punktów zlewnych i zbiorczych oczyszczalni ścieków, nadal gospodarka ściekowa w tym zakresie nie jest zadowalająca, zarówno dla Komisji Europejskiej, jak i NIK oraz władz samorządowych.

Zbiorniki bezodpływowe powinny być likwidowane w miarę zbiorczego kanalizowania wsi lub przerabiane na osadniki gnilne, a wstępnie oczyszczone ścieki mogą być transportowane przy pomocy mało średnicowej sieci grawitacyjnej lub tłocznej (ciśnieniowej).

Najprostsze oczyszczalnie przydomowe, składające się z osadnika gnilnego i drenażu rozsączającego, należy modernizować i zastępować wysokosprawnymi oczyszczalniami posiadającymi biologiczny stopień oczyszczania i zapewniającymi łatwą kontrolę jakości oczyszczonych ścieków.

## Literatura

1. Błażejowski R. (2012): Przydomowe oczyszczalnie ścieków – perspektywy rozwoju w kontekście realizacji KPOŚK. Materiały konferencyjne Envicon. Abrys, Poznań, 136–142.
2. Błażejowski R., Nawrot T. (2009) Jak uszczelnić system gromadzenia i dowożenia nieczystości ciekłych. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*. 9, 2–3
3. GUS (2018) Ochrona środowiska. Warszawa
4. GUS (2019a) Ochrona środowiska w 2018 roku. Warszawa
5. GUS (2019b) Gospodarka mieszkaniowa w 2018 roku. Warszawa
6. GUS (2019c) Infrastruktura komunalna w 2018 roku. Warszawa
7. IUNG (2017) Środowiskowe aspekty zakwaszenia gleb w Polsce. Instytut Uprawy, Nawożenia i Gleboznawstwa. Puławy
8. Komisja Europejska. Wezwanie do usunięcia uchybienia – Uchybienie nr 2017/2183. C(2018) 358 final
9. Kuczyńska A., Janica R. (2017) Analiza wpływu oddziaływania zanieczyszczeń bytowo-komunalnych ze źródeł rozproszonych na jakość wód podziemnych na przykładzie prac zespołu interwencyjnego państwowej służby hydrogeologicznej. *Przegląd Geologiczny*, 65, 11/2, 1312–1318
10. NIK (2012) Gospodarka ściekowa gmin na obszarach nieobjętych systemem kanalizacji zbiorczej w latach 2009–2011 (I półrocze). [www.nik.gov.pl/plik/id,3794,vp,4835.pdf](http://www.nik.gov.pl/plik/id,3794,vp,4835.pdf)
11. NIK (2019) Przestrzeganie zasady zrównoważonego rozwoju w gospodarowaniu zasobami wodnymi w gminach turystycznych. [www.nik.gov.pl/kontrola/P/18/076/](http://www.nik.gov.pl/kontrola/P/18/076/) Dostęp: 9. 11. 2019
12. Pawełek J., Bugajski P. (2017) Rozwój przydomowych oczyszczalni ścieków w Polsce – zalety i wady rozwiązań. *Acta Sci. Pol. Formatio Circumiectus*. 16 (2), 3–14
13. Ustawa z dnia 13 września 1996 r. o utrzymaniu czystości i porządku w gminach (Dz. U. z 2018 r. poz. 1454 i 1629 oraz z 2019 r. poz. 730 i 1403)
14. Ustawa z dnia 19 lipca 2019 r. o zmianie ustawy o utrzymaniu czystości i porządku w gminach oraz niektórych innych ustaw. Dz. U. RP, poz. 1579
15. Ustawa z dnia 7 czerwca 2001 r. o zbiorowym zaopatrzeniu w wodę i zbiorowym odprowadzaniu ścieków. Dz. U. RP, 2019.0.1437
16. Widera D., Pawęska K. (2018) Charakterystyka dopływu ścieków do oczyszczalni ścieków w miejscowości turystycznej. *Inż. Ekologiczna*. 1, 53–60.

## Mikrozanieczyszczenia organiczne (MPs) w ściekach – źródła, toksyczność, metody usuwania

*Maria Włodarczyk-Makuła*

*Politechnika Częstochowska*

*Ewa Wiśniowska*

*Politechnika Częstochowska*

### Wstęp

Obecnie wiele uwagi poświęca się zanieczyszczeniu wód toksycznymi związkami pochodzenia antropogenicznego. Wśród nich wymienia się mikrozanieczyszczenia organiczne i nieorganiczne. Do organicznych zanieczyszczeń, występujących często w małych stężeniach lub śladowych (na poziomie mikro-, nano- czy pikogramów w jednostce objętości lub masy) lecz wykazujących działanie toksyczne wobec organizmów, zaliczane są przede wszystkim takie związki, jak chlorowcopochodne organiczne (polichlorowane dibenzodiodksyny (PCDD), polichlorowane dibenzofurany (PCDF), polichlorowane bifenyle (PCB)), wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne WWA i związki oznaczane jako adsorbowane na węglu aktywnym halogenki organiczne (AOX), biologicznie aktywne składniki pestycydów, herbicydów i innych środków ochrony roślin), etyloksyloftalany DEHP, nonylofenole NPE i ich etoksylaty oraz niektóre surfaktanty (liniowe alkilowe sulfoniany LAS). Trzy grupy tych związków (PCDD/F, PCB) i dziewięć pojedynczych chlorowych pochodnych zaliczone zostały do trwałych związków organicznych TZO (z ang. *persistence organic pollutants* POPs) w konwencji Sztokholmskiej z 2001r [Dz. Urz.UE, 2004 ], a pozostałe zostały dołączone do tej listy podczas implementacji tej konwencji w różnych krajach europejskich, m.in. w Polsce [Dz.U. 2008 r. nr 138, poz. 864]. Ponadto w ostatnim czasie coraz częściej identyfikowane są problemy związane z zanieczyszczeniem wód związkami nowo-powstającymi zwanymi z ang. „*emerging contaminants*” czy edonkrynnie aktywnymi lub endokrynnie czynnymi (EAC/EDC) (z ang. „*endocrine active/disrupting compounds*). Grupy te, jak również wyżej wymienione POPs, nie są rozłączne i niektóre związki wymieniane są w ww. grupach. I tak oprócz chlorowcopochodnych i WWA do EDC zaliczane są farmaceutyki (Phs) (z ang. *pharmaceutics*) i metabolity przemian tych związków, jakie zachodzą w komórkach organizmów, naturalne i syntetyczne hormony, środki ochrony osobistej (PCP) (z ang. *personal care products*), związki utrudniające zapłon (FRs) (z ang. *flame retardants*), inhibitory korozji oraz wiele innych związków dodawanych do barwników, klejów, czy komponentów odladzających [Włodarczyk-Makuła M., 2013]. Specyficzną grupę mikrozanieczyszczeń stanowi mikroplastik, który w ostatnim czasie jest często identyfikowany nie tylko w wodach morskich, lecz także powierzchniowych. Jest to związane z obecnością tych zanieczyszczeń w ściekach. Do mikroplastików zaliczane są cząstki o wymiarach 1µm÷ 5mm występujące w ściekach w postaci włókien, skrawków, fragmentów folii, granulek i płatków, itp. Pod względem chemicznym są to składniki tworzyw sztucznych takie jak, m.in.: polietylen, polipropylen, polichlorek winylu, polistyren, poliuretan etylenu, poliamid, polietylen-co-octan etylu, kopolimer akrylowy [Wiśniowska E., 2018].

Jednym z głównych źródeł zanieczyszczenia wód wyżej wymienionymi związkami są ścieki komunalne, odpływy przemysłowe, spływy z pól użytkowanych rolniczo oraz odcieki składowiskowe. Ze względu na różnorodność tych związków obecnie obowiązujące przepisy prawne nie obejmują wielu z nich; nie nakłada się także obowiązku kontroli tych związków w ww. odpływach (pkt. 2 niniejszego opracowania) [Eggen T. i in., 2010; Kummerer K. i in., 2008; Miksch K. i in., 2016]. Uwzględniając fakt, że wody powierzchniowe stanowią niejednokrotnie źródło zaopatrzenia w wodę aglomeracji miejskich opracowanie skutecznych metod ich usuwania lub degradacji w ściekach jest sprawą priorytetową, zbieżną także z założeniami zrównoważonego rozwoju. Jest to także związane z tym, co wielokrotnie wykazano w badaniach toksykologicznych, że wiele z ww. mikrozanieczyszczeń organicznych wykazuje działanie rakotwórcze, mutagenne oraz teratogenne na organizmy testowe i potencjalnie dla człowieka (pkt.3 niniejszego opracowania) [Cleurers M., 2004; Eiler R., 2000; Richardsan S i In. 2007; IARC 2010; IARC 2015 ]. Potwierdzona obecność tych mikrozanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych wskazuje na konieczność projektowania i wdrożenia do praktyki dodatkowych procesów czyli III stopnia oczyszczania. Celem tej pracy jest nakreślenie skali problemu stale wzrastającej ilości mikrozanieczyszczeń organicznych w środowisku wodnym wynikającej z obciążenia ścieków tymi związkami w kontekście opracowania strategii kompleksowych działań zmierzających do ochrony zasobów wodnych.

### Uwarunkowania prawne

W zakresie odprowadzania i oczyszczania ścieków, wymagania zapewniające odpowiednią jakość wód jako ich odbiorników, określono w dyrektywie Rady 91/271/EWG z 21 maja 1991 r., która nazywana jest dyrektywą ściekową [Dyrektywa 91/271/EWG]. Wdrażanie tej dyrektywy w Polsce polega m.in. na opracowaniu i kolejnych aktualizacjach Krajowego Programu Oczyszczania Ścieków Komunalnych (KPOŚ) [www.kzgw.gov.pl]. Do chwili obecnej dokonano 5 aktualizacji programu w nieregularnych interwałach czasowych, tzn. w latach 2005, 2009, 2010, 2015 oraz 2017. Ostatnia z nich przyjęta 31 lipca 2017 sięga roku 2021 [MP, 2017, poz. 1183]. Obecnie rozpoczęto już prace nad szóstą aktualizacją programu uwzględniającą także weryfikację wyznaczonych obszarów aglomeracji. Określono wytyczne do wyznaczania, zmiany lub likwidacji obszarów i granic aglomeracji oraz Mapę drogową dla aglomeracji, które ubiegają się o wprowadzenie ich do VI AKPOŚK. Z punktu widzenia ochrony środowiska wodnego jest to najważniejszy program obejmujący aglomeracje, które kolejno powinny być wyposażane w systemy kanalizacji zbiorczej i oczyszczalnie ścieków w terminach nakreślonych w programie. W ramach programu istniejące obiekty są systematycznie modernizowane, natomiast nowo powstające - projektowane i budowane z uwzględnieniem podwyższonego usuwania związków azotu i fosforu oraz rozwiązaniem gospodarki osadowej odpowiadającym obecnemu stanowi wiedzy i techniki, chociaż nie we wszystkich przypadkach. Działania podejmowane w tym zakresie są niezbędne w celu ograniczenia eutrofizacji nie tylko wód płynących lecz także Morza Bałtyckiego [www.iwama.eu]. Jednak na obecnym etapie wiedzy dotyczącej stanu jakościowego środowiska wodnego, istotnym zagadnieniem jest rozszerzenie działań programowych uwzględniających mikrozanieczyszczenia organiczne, których obecność w ściekach, nie tylko surowych lecz także oczyszczonych, została wielokrotnie potwierdzona w badaniach naukowych [Roberts P.H. i in., 2005; Yunlong L. i in., 2014; Włodarczyk-Makuła M. i in., 2015]. Główne akty prawne, obecnie obowiązujące, dotyczące jakości ścieków, wód oraz wody do spożycia to następujące dokumenty:



- a) 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],
- b) Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 8 lipca 2019 r. w sprawie dopuszczalnych ilości substancji zanieczyszczających, które mogą być odprowadzane w ściekach przemysłowych [Dz.U. 2019 poz. 1300],
- c) Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 1 marca 2019 r. w sprawie wykazu substancji priorytetowych [Dz. U 2019, poz. 528].

W odniesieniu do wymagań jakościowych (ad a) w wykazie I dotyczącym substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego, powodujących zanieczyszczenie wód, które powinny być eliminowane znajdują się organiczne mikrozanieczyszczenia, takie jak: fluorowcoorganiczne fosforoorganiczne, cynoorganiczne oraz substancje, które mają właściwości rakotwórcze, mutagenne lub teratogenne w środowisku wodnym lub przez to środowisko i węglowodory ropopochodne. Nie podaje się jednak wartości dopuszczalnych dla w/w związków. Najwyższe dopuszczalne wartości substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego określono w ściekach przemysłowych (rozporządzenia ad a) oraz ad b)) jedynie dla wybranych chłowocopochodnych organicznych, takich jak: aldryna, dieldryna, endryna, izodryna, DDT, HCB, PCB, PCT i HCBD. Czterdzieści pięć związków wymieniono w rozporządzeniu dotyczącym substancji priorytetowych (ad c)). Spośród organicznych mikrozanieczyszczeń wymienione są głównie halogenowe pochodne, składniki środków ochrony roślin, cynoorganiczne, ftalany, nonylofenole i WWA. Niektóre z nich wskazano jako priorytetowe niebezpieczne.

- d) Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 7 grudnia 2017 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi [Dz. U. 2017 poz. 2294].

W tym akcie prawnym spośród mikrozanieczyszczeń organicznych dopuszczalne wartości określono dla wybranych WWA, pestycydów i trihalometanów. Stężenie sumaryczne WWA (BbF, BkF, BghiP, IP) nie powinno przekraczać 100µg/l, natomiast BaP- 10µg/l. Dla czterech związków zaliczanych do pestycydów (aldryna, dieldryna, heptachlor i jego epoksyd) dopuszczalna sumaryczna zawartość jest na poziomie 100µg/l. Spośród ubocznych produktów dezynfekcji wybrano cztery należące do grupy trihalometanów (TCM, BDCM, DBCM, TCM) określając dopuszczalne sumaryczne stężenie na poziomie 100 mg/l.

Obecnie obowiązuje także:

- e) Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 29 sierpnia 2019 r. w sprawie wymagań, jakim powinny odpowiadać wody powierzchniowe wykorzystywane do zaopatrzenia ludności w wodę przeznaczoną do spożycia przez ludzi [Dz.U. 2019 poz. 1747].

Dla poszczególnych kategorii wód podano dopuszczalne wartości jedynie rozpuszczone lub emulgowane węglowodory ekstrahujące się eterem naftowym.

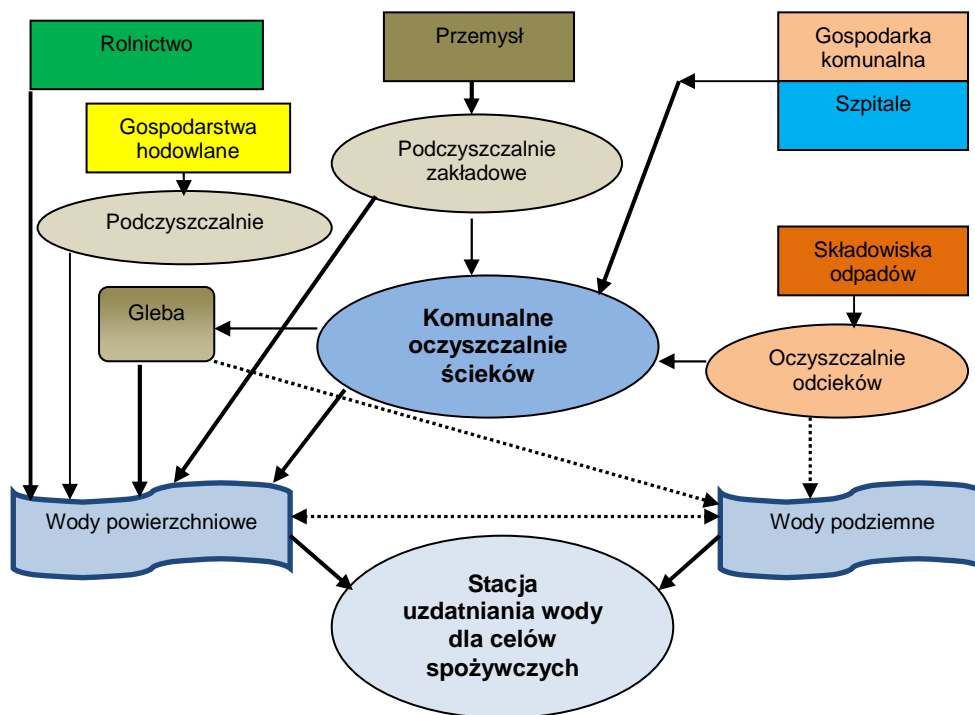
Analizując zakres aktualnie obowiązujących aktów prawnych można stwierdzić, że wymienia się wprawdzie niektóre związki należące do mikrozanieczyszczeń organicznych, lecz nie dla wszystkich podano dopuszczalne stężenia. Wartości te określono jedynie dla niektórych związków należących do WWA, czy organicznych pochodnych chlorowcowych wchodzących w skład środków ochrony roślin. Większość natomiast jest pomijana, a w przypadku warunków dla ścieków oczyszczonych formułuje się jedynie ogólne stwierdzenie, że substancje które mają właściwości rakotwórcze, mutagenne lub teratogenne powinny być eliminowane [Dz. U 2019, poz. 1311].

Nie nakłada się obowiązku kontroli tych związków w ściekach odprowadzanych do wód powierzchniowych. Należy dodać, że w odniesieniu do bieżących kontroli stanu jakości wód została uchylona podstawa prawna Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 19 lipca 2016 r. w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych [Dz.U. 2016 poz. 1178]. Natomiast stałe monitorowanie jakości wód jest o tyle ważne, gdyż wody powierzchniowe stanowią niejednokrotnie źródło zaopatrzenia w wodę aglomeracji miejskich. Przegląd tych najważniejszych aktów prawnych należy uzupełnić o Rozporządzenie Ministra Zdrowia dotyczące jakości wody do spożycia [Dz U 2017 poz. 2294]. W tym dokumencie podawane są jedynie wartości dopuszczalne dla wybranych pestycydów, WWA i trihalometany THM. Zawartość pozostałych ubocznych produktów uzdatniania i dezynfekcji wody takich jak halogenoacetonitryle, halogenoketony, czy halogenoaldehydy nie jest normowana i tym samym nie jest kontrolowana. Należy podkreślić, że dla zdrowia człowieka szczególne znaczenie mają związki organiczne o toksycznym oddziaływaniu oraz endokrynnie aktywne [ IARC 2010; IARC 2015].

### **Źródła zanieczyszczenia, migracje i przemiany**

Z punktu widzenia zaplanowania ochrony wód dla oceny stanu zagrożenia zanieczyszczenia wód związkami organicznymi ważne jest zidentyfikowanie źródeł ich pochodzenia i określenie ładunku jaki wnoszą do wód. Źródła te można podzielić na ciągłe i wielkoobszarowe, liniowe oraz punktowe. Główne źródła i migracje tych zanieczyszczeń przedstawiono na rys. 1. [Bolong N, 2009; Petrie B., 2015; Roberts P.H. i in., 2005; Tadeo L., 2012; Yunlong L. i in., 2014; Włodarczyk-Makuła M. i in., 2015]. Ogólnie do źródeł mikrozanieczyszczeń w środowisku wodnym można zaliczyć:

- spływy powierzchniowe z terenów rolniczych, na których stosowano preparaty ochrony roślin,
- odcieki ze składowisk odpadów komunalnych, przemysłowych a także składowisk przeterminowanych środków i opakowań po zużytych preparatach,
- ścieki niedostatecznie oczyszczone (i nieoczyszczone) odprowadzane z aglomeracji miejsko-przemysłowych lub/i z zakładów przemysłowych,
- wody opadowe zawierające mikrozanieczyszczenia zaadsorbowane na cząstkach pyłów z zanieczyszczonej atmosfery,
- wymywanie z antykorozyjnych powłok ochronnych rur wodociągowych,
- spływy z nawierzchni dróg.



Rys.1. Źródła i migracje mikrozanieczyszczeń organicznych w środowisku [Bolong N, 2009; Petrie B., 2015; Roberts P.H. i in., 2005; Tadeo L., 2012; Yunlong L. i in., 2014; Włodarczyk-Makuła M. i in., 2015.

Wzrost poziomu mikrozanieczyszczeń w wodach powierzchniowych i podziemnych uniemożliwia lub utrudnia wykorzystanie zasobów oraz stwarza konieczność rozbudowy stacji uzdatniania wód w celu przygotowania wody do spożycia lub wykorzystania gospodarczego. Jak już pisano zawartość mikrozanieczyszczeń w ściekach surowych, a także oczyszczonych (poza przypadkami wskazanymi w rozporządzeniu a) i b) dla ścieków przemysłowych) nie jest kontrolowana i badania nie są wykonywane rutynowo. Jak wskazują wyniki badań opisane w literaturze i badania własne autorskie i współautorskie mikrozanieczyszczenia obecne w ściekach surowych są oznaczane w ilościach rzędu od nano- do kilkunastu miligramów w odniesieniu do jednostkowej objętości. W przypadku mikroplastiku stężenia te są na poziomie poniżej 1 cząstki/L [Włodarczyk-Makuła M., 2015; Mezzanotte V. 2016; Torreta V. i in., 2013; Qiao M. i in., 2014; Ozaki N. i in., 2015; Manoli E., 2008; Hussain H. 2000; Alawi W. i in. 2018; Carr S. i in., 2016]. Zawartość mikrozanieczyszczeń w ściekach surowych zależy rodzaju i udziału ścieków przemysłowych w ogólnej ilości ścieków komunalnych oraz od rodzaju związku aktywnego. Przykładowe stężenia wybranych mikrozanieczyszczeń w ściekach surowych i oczyszczonych przedstawiono w tabeli 1.

Tab.1 Stężenia wybranych mikrozanieczyszczeń w ściekach surowych i oczyszczonych. [Bukhardt-Holm P., 2011; Włodarczyk-Makuła M., 2015; Iglesias A., 2014; Kummerer K., 2013; Valdes M., i in., 2015; Urbaniak M., i in. 2017; Voulvoulis N., 2014; Felis K., i in., 2005; Torreta V. i in. 2013; Yunlong L. I in, 2014; Talvitie J. I in., 2015]

Nazwa związku	Stężenie, µg/l		Nazwa związku	Stężenie, µg/l	
	Ścieki surowe	Ścieki oczyszczone		Ścieki surowe	Ścieki oczyszczone
WWA (16 związków)	1,54–6,9	0,20–3,11	Ibuprofen	4,4	4,2
Dioksyny PCDD	b.d	3–177	Naproksen	2,9	0,36
Furany PCDF	b.d	6–50	MCPA	0,03–0,15	b.d
Nonylofenole NP	0,03–101	0,08–22	Diklofenak	0,50	0,22
Estry kwasu ftalowego DEHP	0,003–70	0,0001–54	Sulfametoksazol	0,18	0,08
Surfaktanty	0,03–102	0,004–16	Cyprofloksacyna	0,20	0,05
PCB	0,03	0	Atenolol	1,10	0,75
Terbutyloazyna	0,03	0,02	Estradiol	0,002–0,05	do 0,007
Trybutyllocyna TBT	2500	b.d.	Endosulfan	b.d	do 0,22
Retardanty FRs	0,06–4,0	0,06–21	Diuron	0,06–1,0	0,13
Mikroplastik*	$0,6 \cdot 10^{-3}$ - 0,9	$8,10^{-6}$ - 0,05	Dieldryna	do 0,01	b.d

b.d.- brak danych, \*stężenie podane jako liczba cząstek/L

W konwencjonalnych oczyszczalniach ścieków poszczególne związki są usuwane stopniu zróżnicowanym (od 12 do 100%), lecz często niewystarczającym, dlatego w ściekach oczyszczonych również są identyfikowane. W większości przypadków stężenia mikrozanieczyszczeń w odpływach z oczyszczalni są zwykle mniejsze niż w ściekach surowych co wynika z sorpcji na cząstkach zawieszin i kumulacji w osadach ściekowych, adsorpcji na kłaczkach osadu czynnego oraz w mniejszym stopniu – z biodegradacji. Efektywność sorpcji zależy od właściwości poszczególnych związków, obecności innych związków, a biodegradacji – także od obecności i zdolności enzymatycznych mikroorganizmów do przemian metabolicznych lub ko metabolicznych występujących w ściekach ksenobiotyków. W literaturze opisane są także przypadki, że stężenie mikrozanieczyszczeń może być większe w ściekach oczyszczonych niż w surowych. Autorzy wskazują, że oznaczanie większych stężeń na odpływie z oczyszczalni może być wynikiem m.in. tworzenia przez rośliny produktów rozkładu danych związków, które w oczyszczalni przekształcane są z powrotem w związki pierwotne.

Przyczyną może być także pobór próbek chwilowych i nieuwzględniający czasu zatrzymania ścieków w poszczególnych urządzeniach oczyszczalni. Ponadto w heterogenicznym mieszaninie jaką stanowią ścieki zachodzą przemiany i interakcje pomiędzy zanieczyszczeniami z udziałem lub bez mikroorganizmów, które dotychczas nie zostały dostatecznie zidentyfikowane [Köck-Schulmeyer i in. 2013].

Badania wykazują także, że takie mikrozanieczyszczenia jak mikroplastik w ogóle nie ulegają biodegradacji w oczyszczalniach ścieków i są kumulowane w osadach ściekowych w ponad 90% [Carr S. i in., 2016; Talvitie J. I in., 2015; Magnusson K. i In., 2014; Mason S.A. iIn, 2016].

Przykładowo, wcześniejsze badania autorskie dotyczące WWA wykazały, że stężenie sumaryczne tych związków w surowych ściekach dopływających do oczyszczalni komunalnej w jednym z miast południowej Polski mogą sięgać 7,0 µg/L, natomiast w ściekach oczyszczonych – nie przekraczały 1,3 µg/L. Uwzględniając związki rakotwórcze stwierdzono, że szacunkowy roczny ładunek tych związków wprowadzany do odbiornika może wynosić 14–30 kg w zależności od pory roku. Część tych związków w wyniku adsorpcji na cząstkach zawieszin zostaje zgromadzona w osadach ściekowych co zostało potwierdzone w odniesieniu zarówno do osadów mineralnych jak i wstępnych i nadmiernych a także ustabilizowanych i odwodnionych. Ładunek tych związków odprowadzany z opróbowanej oczyszczalni wraz z osadami sięgał 81 g/d [Włodarczyk-Makuła M., 2013]. Badania Torreta wskazują, że w ściekach surowych pobranych z dwóch oczyszczalni włoskich stężenia WWA nie przekraczały 4 µg/L [Torreta V. 2013], a w badaniach Mezzanotte 9,3 µg/L i podczas biologicznych procesów oczyszczania procentowe usunięcie tych związków było na poziomie 97% [Mezzanotte U. i in., 2016]. Według Qiao i współautorów małowcząsteczkowe związki są usuwane w procesie mineralizacji i adsorpcji w warunkach beztlenowych i ulatniania w warunkach tlenowych, natomiast wielkocząsteczkowe są w znacznej części sorbowane na cząstkach osadów [Qiao M i in. 2014]. Dane z oczyszczalni krakowskiej wskazują, że skuteczność usunięcia badanych farmaceutyków z grupy niesteroidowych oraz środków przeciwbakteryjnych była w granicach od 89 do 96%. Jednak środki bakteriobójcze, na przykładzie Triclosanu, usunięto jedynie w stopniu nie przekraczającym 45%, a jeszcze mniejszy był stopień usunięcia diklofenaku i bezafibratu [Nosek K. i in., 2009]. W ściekach oczyszczonych w oczyszczalni miejskiej w Zabrze, stężenia pozostałości farmaceutyków były stosunkowo wysokie i sięgały 8,4 µg/L [Felis K. i in., 2005]. Badania opisane w literaturze wskazują, że także stężenia farmaceutyków, jak i innych mikrozanieczyszczeń, w ściekach doprowadzanych do oczyszczalni są zróżnicowane w odniesieniu do rodzaju związku i lokalizacji oczyszczalni. Przykładowo środki przeciwbólowe kwasowe (np. ibuprofen, kwas acetylosalicylowy, diklofenak) w środowisku obojętnym prawie w ogóle nie ulegają sorpcji, natomiast farmaceutyki zasadowe takie jak antybiotyki są łatwiej sorbowalne na cząstkach zawieszin. Dlatego stopień usunięcia poszczególnych farmaceutyków jest zróżnicowany, bardzo szeroki i sięga 100%. Jednak w odniesieniu do poszczególnych związków stopień usunięcia może nie przekraczać kilku procent (8%) [Sosnowska K. i in, Tadeo J., 2012; Petrie B., 2015]. Podczas oczyszczania ścieków część farmaceutyków ulega biodegradacji, część jest, jak już pisano, sorbowana na cząstkach stałych i kumulowana w osadach, natomiast pozostała ilość wraz z metabolitami pozostaje w ściekach oczyszczonych. Przemiany poszczególnych specyfików zależą od rodzaju procesu oczyszczania oraz od właściwości danego leku dlatego stopień usunięcia poszczególnych farmaceutyków jest zróżnicowany. W jednostkowych badaniach efektywność usuwania wybranych farmaceutyków może sięgać 100%. Porównawcze badania wykazały, że efektywność usunięcia B-blokerów i regulatorów tłuszczu była na poziomie 91%, a antybiotyków i leków psychotropowych odpowiednio nie przekraczała 72% i 8% [Sosnowska K. i in., 2009].

Wyniki badań publikowane w literaturze są zróżnicowane i często trudne od porównania ze względu na szeroki zakres analizowanych związków, niejednorodną metodykę analityczną

oraz specyfikę ścieków pobieranych z rzeczywistych obiektów. Mimo obszernej literatury na ten temat, badacze skupiają się głównie na ściekach oczyszczonych w kontekście dodatkowych procesów w celu ich doczyszczania oraz określenia wpływu na środowisko wodne. Oznaczenia poziomu mikrozanieczyszczeń w ściekach surowych komunalnych i przemysłowych są wykonywane znacznie rzadziej.

### **Oddziaływanie mikrozanieczyszczeń na organizmy, w tym człowieka**

Jak już pisano, problem obecności mikrozanieczyszczeń w wodach jest o tyle istotny i aktualny dla organizmów wodnych, a w następstwie i zdrowia człowieka, że niektóre z nich wykazują:

- działanie rakotwórcze, mutagenne i teratogenne na organizmy, co potwierdzają dane publikowane w raportach IARC
- zdolność do biokumulacji w organizmach (głównie w tkance tłuszczowej, nerkach, mózgu, wątrobie i sercu) co stwarza zagrożenie wnikania do łańcucha pokarmowego człowieka,
- inicjowanie zmian genetycznych oraz niekontrolowanego wzrostu komórek prowadzącego do powstawania zmian nowotworowych,
- powstawanie produktów przemian metabolicznych o większej toksyczności niż związki podstawowe [IARC2010; IARC 2015; Richardson S. i in., 2007, Hongqiang i in, 2019 ].

Wpływ tych związków na środowisko wodne polega na kumulacji mikrozanieczyszczeń w zbiornikach wodnych w formie rozpuszczonej oraz w osadach dennych, a także w organizmach wodnych i roślinności, na zakłóceniu równowagi biologicznej poprzez zmiany w biocenozie środowiska wodnego, w tym także takich, podczas których powstają szczepy bakterii lekoopornych. Natomiast takie mikrozanieczyszczenia, jak mikroplastik stanowią wektor przenoszenia innych związków toksycznych w środowisku wodnym na duże odległości. Na powierzchni mikropalastiku mogą się bowiem sorbować takie związki, jak np. WWA lub metale ciężkie [Yu F i in., 2019].

Do określenia ogólnej toksyczności związków halogenoorganicznych, w szczególności pochodnych chlorowych (np. PCDD, PCDF, PCB), często stosowany jest wskaźnik TEQ (ang. *Toxic equivalent quality*) wyznaczany na podstawie stężenia danego związku oraz tzw. współczynnika równoważności toksycznej TEF (ang. *Toxic equivalent factor*). Wynika to z faktu podobieństwa w mechanizmie interakcji, występowania mieszanin w środowisku, a także w organizmach. Należy zauważyć, że badania laboratoryjne zwykle są przeprowadzane w odniesieniu do wybranych związków i wobec organizmów testowych w określonych warunkach. Natomiast w środowisku mikrozanieczyszczenia organiczne występują w mieszaninach, a zatem działanie toksyczne może być synergistyczne lub antagonistyczne. Wykazano, że najbardziej toksyczny wpływ na organizmy ma związek 2,3,7,8 – tetrachlorodibenzodiodoksyna (2,3,7,8-TCDD) [Schecter A. i in, 2006; Pollit F.,1999]. Badania zależności toksyczności od struktury chemicznej dioksyn przeprowadzone przez S. Kobayashi wykazały, że liczba pozycji chloru jest znacząca w degradacji biologicznej i toksyczności tych związków [Kobayashi S i in., 1999]. Według danych podanych przez Międzynarodową Agencję Badań nad Rakiem (IARC) polichlorowane dibenzodiodoksyny, polichlorowane dibenzofurany oraz benzo(a)piren są klasyfikowane jako związki rakotwórcze, które mogą sprzyjać progresji raka, a niektóre izomery mogą wywierać działanie rakotwórcze poprzez transport w organizmie przez inhalację, wnikanie przez skórę lub podczas przemian metabolicznych. PCB oraz benzo(a)antracen i dibenzo(a,h)antracen wymieniane są natomiast wśród związków prawdopodobnie

rakotwórczych dla człowieka. Natomiast furany i inne WWA należą do grupy związków co do których istnieje możliwość rakotwórczego oddziaływania dla człowieka [IARC, 2010; IARC, 2015]. Niekorzystny wpływ na człowieka jest związany z zaburzeniami hormonalnymi i niewłaściwym metabolizmem w takich narządach wewnętrznych jak wątroba [Schechter A. i in, 2006]. Badania toksykologiczne z wykorzystaniem organizmów testowych pozwalają na wyznaczenie podstawowych wskaźników toksyczności takich jak: stężenie i dawka letalna odpowiednio: LC50 – (ang. *lethal concentration*) i LD50 – (ang. *lethal dose*). Stężenie letalne LC50 wyraża się w jednostkach wagowych danej substancji na jednostkę objętości (mg/l), natomiast LD50 jest wyrażana w jednostkach wagowych podanej substancji na jednostkę masy ciała badanych zwierząt (mg/kg). W badaniach ekotoksykologicznych często stosuje się także wielkości takie jak: NOEC (ang. *no observed effects concentration*), NOEL (ang. *no observed effects level*), LOEC (ang. *lowest observed effects concentration*) LOEL (ang. *lowest observed effects level*). Oznaczają one odpowiednio największe stężenie/najmniejsza dawka, dla którego nie występuje/występuje istotny wzrost skutków działania danej substancji u badanych organizmów [Traczewska T.M., 2011].

Z punktu widzenia bezpośredniego narażenia człowieka na mikrozanieczyszczenia organiczne wykazujące działanie niekorzystne duże znaczenie ma obecność takich związków jak uboczne produkty utleniania/ uboczne produkty dezynfekcji UPU/UPD w wodach przeznaczonych do spożycia oraz w wodzie basenowej. Wiąże się to nie tylko ze spożyciem, ale także inhalacją podczas gotowania czy zabiegów higienicznych i pływania. Badania wskazują, że wdychanie i wchłanianie przez skórę stanowi 30–50% całkowitej dawki popieranej przez człowieka [Włodyka-Bergier A., 2015; Chowdhury S. i in. 2009]. Opiswane są badania wskazujące, że najwyższą genotoksyczność wykazują haloacetamidy, następnie haloacetamidy i kwasy haloctowe. Stwierdzono, że związki organiczne bromu są bardziej toksyczne niż związki organiczne chloru oraz zawierające azot – bardziej toksyczne niż węglowodory niepodstawione [Richardson S. i in., 2007]. Według Międzynarodowej Agencji Badań nad Rakiem (IARC) istnieje prawdopodobieństwo, że trichlorometan TCM jest rakotwórczy w odniesieniu do badanych organizmów, dlatego jest zaklasyfikowany jako związek potencjalnie rakotwórczy dla człowieka. Haloacetamidy i kwasy halogenoctowe zakwalifikowano do tej samej grupy, ponieważ istnieją dowody rakotwórczych właściwości w odniesieniu do badanych zwierząt. [Włodyka-Bergier A., 2015]. Badania dotyczące interakcji haloctonów z organizmami wskazują na właściwości rakotwórcze i mutagenne takich związków jak 1,1-DCP i 1,1,1-TCP i 1,3-dichloropropan [Włodyka-Bergier A., 2015; Nicolau A. i in., 2001]. Jak wspomniano powyżej, pochodne związków organicznych zawierające azot są najbardziej toksyczne. Są kwalifikowane zgodnie z US EPA (2011) jako związki, które mogą powodować zagrożenie dla zdrowia ludzi i można je uszeregować w następującej kolejności [Hu J. i in., 2015; Zena R., i in. 2015; Ortega-Cawo J.J., i in., 2013].:

dibromonitrometan ≈ bromo(chloro)nitrometan > tribromonitrometan = chloro(nitro)metan  
 > bromonitrometan = dichloronitrometan = bromodi(chloro)nitrometan >  
 dibromo(chloro)nitrometan ≈ tri(chloro)nitrometan

Przykładowe wartości podstawowych wskaźników toksyczności przedstawiono w tabeli 2.

Tab.2 Wartości wskaźników toksyczności wybranych mikrozanieczyszczeń [Holdway D.A., i in, 2008; Eiler R, 2000; Hu J.i in.,2015; Zena R., i in.2015; Ortega-Cawo J.J.,i in.,2013; Cleuvers M.2004]

Związek/ grupa związków	LOEC/NOEC	LD 50/EC50
Dioksyny TCDD	LOEC ryby – 270 ng/kg tłuszczu NOEC ryby – 175 ng/kg tłuszczu	LD <sub>50</sub> ryby 3000 – 5000 ng/kg
Furany PCDF	NOEC ryby 1,79 ng/L	LD50 8090 ng/kg
PCB	NOEC <i>Daphnia magna</i> – powyżej 1	LC50 bezkręgowce od 12 µg/L do powyżej 10 mg/L, LC 50 ryby od 8 µg/L do powyżej 100 mg/L
WWA Benzo(a)piren	LOEC ryby – 0,21 µg/L	LC50 <i>Daphnia magna</i> – 1,5 µg/L
Ftalany DEHP	LOEC <i>Daphnia magna</i> – 1300 µg/L NOEC <i>Daphnia magna</i> – 640 µg/L	LC50 <i>Daphnia magna</i> od 133 do 2000 µg/L
Endosulfan	LOEC ryby – 1 µg/L NOEC ryby – poniżej 1 µg/L	LC50 <i>Leiostomus xanthurus</i> 0,14 µg/L
Dieldryna	LOEC <i>Brachionus calyciforus</i> – 0,05 µg/L, NOEC <i>Brachionus calyciforus</i> – 0,005 µg/L	LC50 ryby od 1,1 do 330 µg/L
17α-estradiol	LOEC <i>Danio rerio</i> – 100 ng/L NOEC ryby – 5 ng/L	EC50 ryby od 120 do 252 ng/L
Diklofenak	NOEC ryby, plankton od 1 do 10 mg/L	LC ryby plankton od 10 do 100 mg/L
Naprosken	LOEC <i>Pseudokirchneriella</i> <i>subcapitata</i> – 12 mg/L NOEC <i>Pseudokirchneriella</i> <i>subcapitata</i> – 6,2 mg/L	LC50 ryby, plankton od 10 do 1000 mg/L EC50 (96 h) – 39 mg/L

### **Efektywność usuwania mikrozanieczyszczeń organicznych ze ścieków w procesach technologicznych**

Efektywność usuwania poszczególnych mikrozanieczyszczeń organicznych jest zróżnicowana (od 10-100%) i zależy od rodzaju związku, stężenia początkowego, jego właściwości (m.in. rozpuszczalność, współczynnik podziału oktanol-woda), obecności innych związków oraz rodzaju procesu i warunków jego prowadzenia (pH, temperatura). Literatura na temat usuwania mikrozanieczyszczeń organicznych jest szeroka i obejmuje różne aktywne związki (wyżej wymienione), a badania prowadzone są dla różnych mediów (roztwory wodne, wody powierzchniowe, podziemne, wody do spożycia, wody opadowe, ścieki bytowe, przemysłowe, odcieki składowiskowe, gleby) z zastosowaniem różnych procesów. Spośród procesów fizycznych wymienia się sedymentację/flotację, koagulację, sorpcję i separację membranową, natomiast spośród chemicznych – pogłębione utlenianie,



fotoutlenianie, w tym procesy katalityczne. Do zintegrowanych zalicza się połączenia ww. metod także z metodą biologiczną opartą na osadzie czynnym. Należy podkreślić że degradacja mikrozanieczyszczeń jest możliwa jedynie w procesach chemicznych czy fotochemicznych, natomiast pozostałe pozwalają jedynie na wydzielenie ich ze ścieków i kumulację w osadach ściekowych lub zatrzymanie na membranach. Wprawdzie procesy pogłębionego utleniania prowadzą do rozkładu mikrozanieczyszczeń organicznych lecz w tym przypadku ważne jest zapewnienie całkowitego rozkładu tych ksenobiotyków gdyż powstające produkty pośrednie mogą wykazywać większą toksyczność niż związki podstawowe [Włodarczyk-Makuła M., 2015; Nowak R. i in. 2018].

Badania współautorskie dotyczące przebiegu zmian stężeń WWA w procesach uzdatniania wody wykazały, że w procesie koagulacji usuwane było około 50% WWA, natomiast 25% badanych związków było sorbowanych na węglu aktywnym [Nowacka A., i in., 2013]. Badania współautorskie dotyczyły także usuwania związków adsorbowanych na węglu aktywnym AOX ( trihalometany, polichlorowane bifenyle, chlorowane i bromowane pestycydy, chlorofenole oraz rozpuszczalniki organiczne z wody w procesach uzdatniania. Skuteczność usuwania związków chlorowcoorganicznych w procesie adsorpcji na węglu aktywnym wynosiła 36%. Odnotowano wahania wartości AOX , a stężenie AOX w wodzie uzdatnionej było na tym samym poziomie co w surowej lub wyższe. Potwierdza to możliwość powstawania innych adsorbowanych związków chloroorganicznych w procesie ozonowania pośredniego i dezynfekcji chlorem [Nowacka A. i in., 2013]. Badano również wpływ koagulacji z wykorzystaniem siarczanu(VI) glinu oraz soli wstępnie zhydrolizowanych na wartość potencjału tworzenia UPU. Podczas tego procesu odnotowano spadek wartości tego wskaźnika dla halogenoacetonitryli, trihalometanów, chloropikryny, halogenoketonów, halogenoacetaldehydów w granicach od 11 do 95% [Włodarczyk-Makuła M., i in. 2019]. W tabeli 3 przedstawiono efektywność usunięcia wybranych mikrozanieczyszczeń w procesie koagulacji, natomiast w tabeli 4 - efektywność usunięcia wybranych mikrozanieczyszczeń w procesie adsorpcji na węglu aktywnym.

Tab. 3 Efektywność usunięcia wybranych mikrozanieczyszczeń w procesie koagulacji [Hongqiang R. i in., 2019; Miksch K. i in. 2013; Włodarczyk-Makuła M., i in. 2019; Nowak R., i in. 2018;

Koagulant	Dawka ( pH)	Związek	Efektywność usunięcia (%)
Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	200 mg/L (7)	Aldryna	46
	100 mg/L (7)		15
	1.8 mg Al <sup>3+</sup> /L,	WWA	średnio do 30
Sole glinu wstępnie zhydrolizowane	1.2 mg Al <sup>3+</sup> /L	WWA halogenoacetonitryle, trihalometany chloropikryna, halogenoketony, wodzian chloralu	średnio do 47 14–95 33–95 45–72 50–90 41–75
FeCl <sub>3</sub> /Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	250 mg/L (7)	Ibuprofen Diklofenak Naproksen	12 22 32
FeCl <sub>3</sub>	100, 200 mg/L (4, 7, 9)	Bisfenol A Nonylofenol Ftalany DEHP	20 90 70

Tab. 4 Efektywność usunięcia wybranych mikrozanieczyszczeń w procesie adsorpcji [Ahmed M.J., 2018; Darwesh T.M., i in., 2017; Grover D.P., i in. 2011; Kovalova L., i in. 2013; Yu F., i in. 2019]

Sorbent	Dawka	Związek	Efektywność usunięcia (%)
Węgiel aktywny pylisty	8, 23, 43 mg/L	Diclofenac Sulfamethoxazole	96, 98, 99 2, 33, 62
	1, 5, 50 mg/L	Ibuprofen Sulfamethoxazole Diklofenak Naprosken	16–30 36–56 38–46 52–58
Węgiel aktywny granulowany	b.d	Diclofenac	Powyżej 98
		17 $\beta$ -estradiol	Powyżej 43
	Objętość złoża 29 g/70.6 mL	Bisfenol A Nonylofenol Triklolan	66 84 95

Wybrane wyniki przedstawione w tabelach 3 i 4 potwierdzają zróżnicowaną efektywność koagulacji i adsorpcji w usuwaniu mikrozanieczyszczeń. Efektywność ta zależy od właściwości związku chemicznego i parametrów procesowych, rodzaju koagulantu czy adsorbenta. Procesy fizyczne odgrywają szczególnie istotną rolę w usuwaniu ze ścieków mikroplastiku. Badania prowadzone w oczyszczalniach ścieków wykazały, że podczas sedimentacji wstępnej ze ścieków usuwane jest 70 – 98% cząstek mikroplastiku obecnych w ściekach surowych [Talvite J., i in. 2015]. W procesie tym szczególnie efektywnie usuwane są włókna, płatki i fragmenty tworzyw sztucznych o rozmiarach większych niż 330  $\mu\text{m}$ , które mogą być usunięte w powyżej 98%. Drobniejsze frakcje mikroplastiku, w tym mikrogranulki pochodzące z kosmetyków, nie są tak efektywnie usuwane ze ścieków, dlatego też w ściekach oczyszczonych obecne są często przede wszystkim mikrogranulki. Stopień usunięcia mikroplastiku ze ścieków zwiększyć można poprzez zastosowanie w trzecim stopniu oczyszczalni filtracji pospiesznej. Pozwala to na doczyszczanie ścieków z większych frakcji mikroplastiku (> 180 - 300  $\mu\text{m}$ ) [Carr S. i in., 2016].

W procesach membranowych można usuwać większość mikrozanieczyszczeń z wysoką efektywnością. Szczególną rolę odgrywają procesy ciśnieniowe takie jak nanofiltracja i odwrócona osmoza oraz w niektórych przypadkach - ultrafiltracja. Badania Dudziaka wykazały, że na efektywność separacji estrogenów w procesie nanofiltracji ma wpływ obecność związków substancji nieorganicznych. Przykładowo, obecność NaCl w stężeniach wynoszących 50 i 100 mmol/L spowodowała obniżenie współczynnika retencji estrogenów (bisfenole F i A, 4-tert-oktylofenol oraz 4-nonylofenol) do 55%, a w obecności CaCl<sub>2</sub> w stężeniu 1 mmol/l spadek współczynnika retencji estrogenów sięgał 17% [Dudziak M. i in., 2010]. Badania porównawcze usuwania estrogenów z roztworów wodnych w procesach odwróconej osmozy, ultrafiltracji i nanofiltracji wykazały, że najskuteczniejszym okazała się odwrócona osmoza, w przypadku której stopień usunięcia sięgał 99,9%. W procesie nanofiltracji i ultrafiltracji współczynniki retencji estrogenów były mniejsze i wynosiły odpowiednio 77 i 44%. badaniach z zastosowaniem różnych membran wykazano, że współczynnik retencji estronu i estradiolu był w zakresie od 35 do 99,9%. Wyższe wartości odnotowano w odniesieniu do etynylestradiolu: 55 – 99,9%. [Dudziak M., 2013]. O efekcie usuwania hormonów na membranach decydują właściwości poszczególnych związków takie jak masa molowa i hydrofobowość wyrażona przez współczynnik podziału oktanol-woda. Hormony naturalne takie jak estrion, estriol,

i estradiol o wartości współczynnika podziału mniejszej od 4 były usuwane w mniejszym stopniu niż związki syntetyczne (etynyloestradiol, mestranol) o większej wartości tego wskaźnika. Efektywność separacji estrogenów naturalnych nie zależała natomiast od stężenia, natomiast zależność ta była wprost proporcjonalna dla hormonów syntetycznych [Bodzek M., 2015]. W procesach membranowych, np. odwróconej osmozy, czy nanofiltracji można usuwać mniejsze frakcje mikroplastiku, których wymiary nie przekraczają 180µm [Carr S. i in., 2016].

Jak już pisano degradację mikrozanieczyszczeń zapewniają procesy pogłębionego utleniania. Jednak ważne jest ustalenie takich warunków procesowych aby toksyczność roztworów poprocesowych była jak najmniejsza. Przykładową efektywność usuwania wybranych mikrozanieczyszczeń w tych procesach przedstawiono w tablica 5.

Tab. 5 Efektywność usunięcia wybranych mikrozanieczyszczeń w procesach AOP [Hongqiang R. i in., 2019; Miksch K. i in. 2013; Giannakis S. i In. 2015; Włodarczyk-Makuła M., 2015; Włodarczyk-Makuła M., 2018; Bolong N i In., 2009]

Utleniacz	Związek	Efektywność usunięcia (%)	Utleniacz	Związek	Efektywność usunięcia (%)
Nadtlenek wodoru	WWA	Do 65 %	Ozon + nadtlenek wodoru	Ibuprofen	83
		Do 83%		Diclofenac	Powyżej 99
		Do 94%		Sulfamethoxazole	98
Proces Fentona					
Proces foto-Fentona					
Ozon	Diclofenac	Powyżej 90	UV254 + nadtlenek wodoru	Bisphenol A	Powyżej 78
	Nonylphenol	Powyżej 79		Estradiol	Powyżej 83
				Atrazyna	69
				Triklosan	Powyżej 99
Fotoliza UV254	WWA	Do 65 %	UV254 + nadtlenek wodoru	WWA	Do 78%
	Ibuprofen	34		Ibuprofen	100
	Diclofenac	100		Diclofenac	100
	Sulfamethoxazole	51		Sulfamethoxazole	98, 100
	Atrazyna	69		Atrazyna	100

Jak wskazują wyniki badań, efektywność degradacji większości mikrozanieczyszczeń organicznych w procesach pogłębionego utleniania może sięgać 100%. Warunkiem uzyskania tego efektu jest optymalizacja warunków procesowych takich jak wybór reagenta chemicznego i ustalenie dawki, czasu ekspozycji na promieniowanie UV oraz warunków środowiska. Zwiększenie efektywności usuwania mikrozanieczyszczeń można osiągnąć w procesach zintegrowanych, w których np. separację na membranach łączy się

z koagulacją czy procesem biologicznym lub chemicznym utlenianiem [Zhou H., 2017; Bodzek M., 2015; Włodarczyk-Makuła M., 2018; Gerrity D. i In, 2012; Garcia-Lor, J., i in. 2012]. Porównanie skuteczności usuwania sześciu estrogenów z wody, do której ich stężenie wynosiło 1 µg/ wykazało, że w procesach jednostkowych takich jak koagulacja, adsorpcja na węglu aktywnym, nanofiltracja skuteczność ta była mniejsza niż w procesie hybrydowym. W tym przypadku efektywność usunięcia badanych estrogenów z roztworu wodnego sięgała 100%. [Dudziak M., 2013]. Przykładem połączenia procesów membranowych z osadem czynnym jest reaktor MBR, w którym efektywność usuwania mikrozanieczyszczeń organicznych również jest wysoka i może przekraczać 70%. Jednak w odniesieniu do poszczególnych związków zwykle otrzymuje się wyniki w szerokim zakresie. Ponadto w odpływie z tego reaktora obserwuje się znaczne polepszenie jakości ścieków pod względem mikrobiologicznym [Bodzek M., 2015].

### Podsumowanie i wnioski

Mimo obszernej literatury na temat przemian mikrozanieczyszczeń organicznych w środowisku, badacze skupiają się głównie na roztworach modelowych do których wprowadzana jest określona ilość badanego związku. Badania z wykorzystaniem ścieków rzeczywistych są prowadzone znacznie rzadziej i ich wyniki są trudne do porównania z uwagi na zróżnicowaną charakterystykę ścieków. Ponadto badania prowadzone są z uwzględnieniem różnych substancji aktywnych i w różnych warunkach procesowych. Mimo tych rozbieżności, doniesienia literaturowe są zgodne i potwierdzają, że w procesach stosowanych w konwencjonalnych oczyszczalniach ścieków mikrozanieczyszczenia organiczne są usuwane, lecz stopień usunięcia poszczególnych związków jest zróżnicowany i często niewystarczający dla właściwej ochrony wód odbiorników. Dlatego konieczne jest rozważenie zastosowania dodatkowych procesów do doczyszczania ścieków. Doświadczenia opisane w literaturze potwierdzają, że poprawę jakości odpływów z oczyszczalni można uzyskać w procesie sorpcji (np. na węglu aktywnym), koagulacji lub wprowadzeniu procesów pogłębionego utleniania (ozonowanie, nadtlenuk wodoru, promieniowanie UV, utlenianie katalityczne), przy zastosowaniu procesów membranowych (nanofiltracja, odwrócona osmoza) lub w procesach zintegrowanych. W każdym z tych przypadków konieczny jest właściwy wybór technologii dostosowany do dominujących mikrozanieczyszczeń i ich właściwości oraz ustalenie odpowiednich warunków procesowych zapewniających ich efektywne usunięcie lub degradację. Przy doborze metody ważne jest także uzyskanie akceptowalnej toksyczności roztworów poprocesowych. Uwzględniając powyższe dane literaturowe oraz wyniki badań własnych można stwierdzić:

- Braki w przepisach prawnych dotyczące związków zaliczanych do EDC, zanieczyszczeń z grupy „*emerging contaminants*”, brak obowiązku kontroli i monitorowania wielu mikrozanieczyszczeń w ściekach odprowadzanych do odbiorników
- Głównym źródłem obecności mikrozanieczyszczeń organicznych w wodach powierzchniowych są ścieki z oczyszczalni ścieków komunalnych, przemysłowych, odcieki składowiskowe i spływy z pól, gdzie stosowane są środki ochrony roślin
- Efektywność konwencjonalnych procesów oczyszczania ścieków w usuwaniu/degradacji mikrozanieczyszczeń organicznych jest zróżnicowana lecz niewystarczająca dla właściwej ochrony zasobów wód
- Konieczna jest optymalizacja oczyszczania ścieków lub zastosowanie dodatkowych procesów w ramach III stopnia oczyszczania, pozwalających na wysokoefektywne usuwanie mikrozanieczyszczeń organicznych oraz minimalizację toksyczności odpływów

- Zaawansowane technologie oczyszczania takie jak pogłębione utlenianie i fotoutlenianie AOP, procesy membranowe a także koagulacja, adsorpcja oraz ich połączenia stanowią na obecnym etapie wiedzy właściwy kierunek w usuwaniu mikrozanieczyszczeń ze ścieków odprowadzanych do odbiorników.

### Literatura

1. Ahmed M.J., Hameed B.H., Removal of emerging pharmaceutical contaminants by adsorption in a fixed-bed column: A review *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 149, 2018, 257–266
2. Aktualizacja Krajowego Programu Oczyszczania Ścieków Komunalnych - AKPOŚK 2017, Załącznik do obwieszczenia Ministra Środowiska z dnia 11 grudnia 2017 r. (MP, 2017, poz. 1183)
3. Alawi M. A., Tarawneh I. N., Ghanem Z., Removal efficiency of PAH's from five wastewater treatment plants in Jordan, *Toxin Reviews*, 37, 2, 2018
4. Bodzek M., Membrane technologies for the removal of micropollutants in water treatment, In: *Advances in Membrane Technologies for Water Treatment: Materials, Processes and Applications*, Basile, A.; Cassano A., Rastogi N., Eds.; Elsevier Science, Woodhead Publishing Ltd., Cambridge, UK, 2015, 465–515.
5. Bodzek, M. Removal of xenoestrogens from water during reverse osmosis and nanofiltration – effect of selected phenomena on separation of organic micropollutants. *Architecture Civil Engineering and Environment*, 1, 3, 2008, 95–101
6. Bolong N., Ismail A.F., Salim M.R., Matsuura T., A review of the effects of emerging contaminants in wastewater and options for their removal, *Desalination*, 239, 1–3, 2009, 229–246
7. Bukhardt-Holm P., *Linking Water Quality to Human Health and Environment: The Fate of Micropollutants*, National University Singapore, Working Paper Series, 2011
8. Carr S., Liu J., Tesoro A., Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants, *Water Research*, 91, 2016, 174–182.
9. Chowdhury S., M.Rodrigues, J.Serodes, Model development for predicting changes in DBP exposure concentrations during indoor handling of tap water, *Science and Total Environment*, 408, 2009, 4733–4743
10. Cleuvers M., Mixture toxicity of the anti-inflammatory drugs diclofenac, ibuprofen, naproxen and acetylsalicylic acid. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 59, 2004, 309–315
11. Darweesh T.M., Ahmed M. J., Adsorption of ciprofloxacin and norfloxacin from aqueous solution onto granular activated carbon in fixed bed column, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 138, 2017, 139–145
12. Dudziak M., Bodzek M., A study of selected phytoestrogens retention by reverse osmosis and nanofiltration membranes – the role of fouling and scaling. *Chemical Papers*, 64, 2, 2010, 139–146
13. Dudziak, M. Separacja mikrozanieczyszczeń estrogenicznych wysokociśnieniowymi technikami membranowymi, Monografia, Wydawnictwo Politechniki Śląskiej, Gliwice, 2013
14. Dyrektywa Rady z dnia 21 maja 1991 r. dotycząca oczyszczania ścieków komunalnych (91/271/EWG)
15. Dz U 2019, poz. 528, Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 1 marca 2019 r. w sprawie wykazu substancji priorytetowych
16. Dz U. 2017 poz. 2294, Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 7 grudnia 2017 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi

17. Dz. U 2019, poz. 1311, 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
18. Dz. U. 2019 poz. 1300, Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 8 lipca 2019 r. w sprawie dopuszczalnych ilości substancji zanieczyszczających, które mogą być odprowadzane w ściekach przemysłowych
19. Dz. U. z 2008 r. nr 138, poz. 864, Ustawa z dnia 13 czerwca 2008 r. o ratyfikacji Konwencji Sztokholmskiej w sprawie trwałych zanieczyszczeń organicznych, sporządzonej w Sztokholmie dnia 22 maja 2001
20. Dz. Urz. UE seria L Nr 158,30.4.2004
21. Eggen T., Moeder M., Arukwe A., Municipal landfill leachates: A significant source for new and emerging pollutants, *Science of the Total Environment*, 408, 2010, 5147 – 5157
22. Eiler R., Handbook, Chemical Risk Assessment. Health Hazards to Humans, Plants and Animals, Organics, Lewis Publishers. Vol. 2, 2000
23. Felis, K. Miksch, J. Surmacz-Górska, T. Ternes, Presence of pharmaceuticals in wastewater from WWTP Zabrze Śródmieście in Poland, *Archives of Environmental Protection*, 31, 3, 2005, 39–45
24. Garcia-Lor, J.V Sancho, R Serrano, F. Hernandez, Occurrence and removal of pharmaceutical in wastewater treatment plants AT the Spanish Mediterranean area of Valencia, *Chemosphere*, 87, 5, 2012, 453–462
25. Gerrity D., Snyder S., Wastewater and Drinking Water Treatment Technologies B.W. Brooks and D.B. Huggett Ed. Human Pharmaceuticals in the Environment: Current and Future Perspectives, *Emerging Topics in Ecotoxicology*, Springer, 4, 2012
26. Giannakis S., Gamarra F. A. Vives, D. Grandjean, A. Magnet, L.F.De Alencastro, C. Pulgarin, Effect of advanced oxidation processes on the micropollutants and the effluent organic matter contained in municipal wastewater previously treated by three different secondary methods, *Water Research*, 84, 2015, 295–306
27. Grover D. P., Zhou J.L., Frickers P.E. , Readman J.W., Improved removal of estrogenic and pharmaceutical compounds in sewage effluent by full scale granular activated carbon: impact on receiving river water. *Journal of Hazardous Materials*, 185, 2011, 1005–1011
28. Holdway D.A., Hefferman J., Smith A., Multigeneration Assessment Of Nonylphenol And Endosulfan Using A Model Australian Freshwater Fish, *Melanotaenia Fluvialtilis*, *Environmental Toxicology*, 23, 2 P, 2008, 253–262
29. Hongqiang R., Xuxiang Z., Ed. High Risk Pollutants n Wastewater, Elsevier, 2019
30. Hu J., H.Song, J. Addison, T. Karanfill, Halonitromethane formation potential in drinking waters, *Water Research*, 44, 2010, 105–114
31. Hussain H., Lintelmann J., Determination of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Wastewater, Sediments, Sludge and Plants in Karak Province, Jordan, *Water, Air, and Soil Pollution*, 121, 1–4, 2000, 217–228
32. IARC (International Agency for Research on Cancer), Polychlorinated and Polybrominated Biphenyls, *Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to humans*, 107, 2015
33. IARC (International Agency for Research on Cancer), Some non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons and some related exposures, *Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to humans*, 92, 2010
34. Iglesias A., Nebot C., Vazquez B., Coronel-Olivares C., Abuin C., Cepeda A., 2014, Monitoring The Presence Of 13 Active Compounds In Surface Water Collected From Rural Areas In North-Western Spain, In: *International Journal Of Environmental Research And Public Health*, 11, 5, 5251–5272

35. Kobayashi S., Kitadai M., Sameshima K., Ishii Y., Tanaka A., A theoretical investigation of the conformation changing of dioxins in the binding site of dioxin receptor model; role of absolute hardness-electronegativity activity diagrams for biological activity, *Journal of Molecular Structure*, 475, 1999, 203–217
36. Köck-Schulmeyer M., Villagrasa M., López de Alda M., Céspedes-Sánchez R., Ventura F., Barceló D., Occurrence and behavior of pesticides in wastewater treatment plants and their environmental impact *Science of the Total Environment*, 458–460, 2013, 466–476
37. Kovalova L., Siegrist H., von Gunten U., Eugster J., Hagenbuch M., Wittmer A., Elimination of micropollutants during post-treatment of hospital wastewater with powdered activated carbon, ozone, and UV. *Environmental Science and Technology*, 47, 2013, 7899–7908
38. Kümmerer K. Ed., *Pharmaceuticals in the Environment: Sources, Fate, Effects and Risk*, Springer 2008
39. Li Z.H., T. Randak, Residual pharmaceutically active compounds (PhACs) in aquatic environment – status, toxicity and kinetics: a review, *Veterinarni Medicina*, 52, 7, 2009, 295–314
40. Magnusson K., Norén F., Screening of microplastic particles in and down stream a wastewater treatment plant, 2014, <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:773505/FULLTEXT01.pdf>
41. Manoli E., Samara C., The removal of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the wastewater treatment process: Experimental calculations and model predictions, *Environmental Pollution*, 151, 3, 2008, 477–485
42. Mason S.A., Garneau D., Sutton R., Chu Y., Ehmann K., Barnes J., Fink P., Papazissimos D., Rogers D.L., Microplastic pollution is widely detected in US municipal wastewater treatment plant effluent, *Environmental Pollution*, 218, 2016, 1045–1054
43. Mezzanotte V., Anzano M., Collina E., Marazzi F.A., Lasagni M., Distribution and Removal of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Two Italian Municipal Wastewater Treatment Plants in 2011–2013, *Polycyclic Aromatic Compounds*, 36, 3, 2016, 213–228
44. Miksch K., Felis E., Kalka J., Sochacki A., Drzymała J., Micropollutants in the environment-occurrence, interaction and elimination, *Annual set Environmental Protection, Monografia, Koszalin 2016*
45. Nghiem L.D., Hawkes S., Effects of membrane fouling on the nanofiltration of pharmaceutically active compounds (PhACs): Mechanisms and role of membrane pore size. *Separation and Purification Technology*, 57, 2007, 176–184
46. Nicolau A., T.Lekkas, M.Kostopoulou, S. Golfinopoulos, Investigation of behaviour of haloketones in water Samples, *Chemosphere*, 44, 2001, 907–912
47. Nosek K., Styszko K., Gołaś J., Badanie obecności wybranych niesteroidowych leków przeciwzapalnych (NLPZ), triclosanu i bis fenolu A w ściekach komunalnych techniką chromatografii gazowej z detektorem mas (GC/MS), *Krakowska Konferencja Młodych Uczonych, Akademia Górniczo-Hutnicza, Kraków, 2009, 663–672, www.profuturo.agh.pl*
48. Nowacka A., Włodarczyk-Makuła M., Monitoring of PAHs in water during preparation process, *Polycyclic Aromatic Compounds*, 33,5, 2013, 430–450
49. Nowacka A., Włodarczyk-Makuła M., Dąbek L., Ozimina E., Związki chlorowcoorganiczne oznaczane jako AOX w uzdatnianej wodzie, *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, 16, 1, 2013, 69–79
50. Nowak R., Wiśniowska E., Włodarczyk-Makuła M., Effectiveness of degradation and removal of pharmaceuticals which are the most frequently identified in surface water, *Desalination and Water Treatment*, 134, 2018, 211–224
51. Ortega-Calvo J.J., M.C. Tejeda-Agredano, C. Jimenez-Sanchez, E., Congiu, R. Sunthong, J.L. Niqui-Arroyo, M. Cantos, Is it possible to increase bioavailability but not environmental risk of PAHs in bioremediation?, *Journal of Hazardous Materials*, 261, 2013, 733–745

52. Ozaki N., Takamura Y., Kojima K., Kindaichi T., Loading and removal of PAHs in a wastewater treatment plant in a separated sewer system, *Water Research*, 80, 2015, 337–345
53. Petrie B., Barden R., Kacprzyk-Hordern, A review on emerging contaminants in wastewaters and the environment: Current knowledge, understudied areas and recommendations for future monitoring, *Water Research*, 72, 2015, 3–27
54. Pollitt F., Polychlorinated dibenzodioxins and polychlorinated dibenzofurans, *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 30, 1999, S63-S68
55. Qiao M., Qi W., Liu H., Qu J., Occurrence, behavior and removal of typical substituted and parent Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in a biological wastewater treatment plant, *Water Research*, 52, 2014, 11–19
56. Richardson S., Plewa M., Wagner E., Schoeny R., DeMarini D., Occurrence genotoxicity and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection by-products in drinking water. A review and roadmap for research. *Mutation Research*, 636, 2007, 178–242
57. Roberts P.H., Thomas K.V., The occurrence of selected pharmaceuticals in wastewater effluent and surface waters of the lower Tyne catchment, *Science of the Total Environment*, 356, 2005, 143–153
58. Schecter A., Birnbaum L., Ryan J.J., Constable J.D., Dioxins: An overview, *Environmental Research*, 101, 2006, 419–428
59. Sosnowska K., Styszko-Grochowiak K., Gołaś J., Leki w środowisku - źródła, przemiany, zagrożenia, [www.profuturo.agh.pl](http://www.profuturo.agh.pl)
60. Tadeo J.L., Sanchez-Brunete C., Albero B., Garcia-Valcarcel A.I., Perez R.A., Analysis of emerging organic contaminants in environmental solid samples, *Central European Journal of Chemistry*, 10, 3, 2012, 480–520
61. Talvitie J., Heinonen M., Pääkkönen J., Vahtera E., Mikola A., Setälä O., Vahala R., Do wastewater treatment plants act as a potential point source of microplastics? Preliminary study in the coastal Gulf of Finland, Baltic Sea, *Water Science and Technology*, 72, 2015, 1495–1504
62. Torreta V., Katsoyiannis A., Occurrence of polycyclic aromatic hydrocarbons in sludges from different stages of a wastewater treatment plant in Italy, *Environmental Technology*, 34, 5–8, 2013, 937–943
63. Traczewska T. M., *Biologiczne metody oceny skażenia środowiska*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław, 2011
64. Urbaniak M., Kiedrzyńska E., Grocho-Walski A., The Variability Of PCDD/F Concentrations In The Effluent Of Wastewater Treatment Plants With Regard To Their Hydrological Environment, In: *Environmental Monitoring Assessment*, 189–190, 2017
65. Valdes M., Marino D., Wunderlin D., Somoza G., Ronoco A., Carriguri Borde P., Screening Concentration Of E1, E2 And Ee2 In Sewage Effluents And Surface Waters Of The ‘Pampas’ Region And The ‘Rio De La Plata’ Estuary (Argentina), In: *Bulletin Of Environmental Contamination Toxicology*, 94, 1, 2015, 29–33
66. Voulvoulis N., Scrimshaw M.D., Lester J.N., Removal Of Organotins During Sewage Treatment: A Case Study, In: *Environmental Technology*, 25, 6, 2014, 733–740
67. Wisniowska E., Możliwości usuwania mikroplastiku w procesie oczyszczania wody, *Technologia wody*, 3, 2018, 28–32
68. Włodarczyk-Makuła M., Popena A., Quantitative changes of PAHs in water and in wastewater during treatment processes, *Wastewater Treatment, Occurrence and Fate of Polycyclic Aro-matic Hydrocarbons (PAHs)*, in: *Advances in Water and Wastewater Transport and Treatment, A series*, Series Editor Amy J. Forsgren, Xylem, Sweden, Tay-lor and Francis Group, 2015, 47–70



69. Włodarczyk-Makuła M., Physical and chemical fates of organic micropollutants, Scholar's Press, Saarbrücken, 2015
70. Włodarczyk-Makuła M., Popenda A., Wiśniowska E., Monitoring of organic micropollutants in effluents as crucial tool of sustainable development, *Problemy Ekorozwoju*, 2, 2018, 191–198
71. Włodarczyk-Makuła M., Wybrane mikrozanieczyszczenia organiczne w wodach i glebach, Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, Warszawa, 2013
72. Włodarczyk-Makuła M., Simultaneous oxidation and adsorption of PAHs in effluents from industrial treatment plant, *Desalination and Water Treatment*, 117, 2018, 329–339
73. Włodarczyk-Makuła M., Nowacka –Klusek A., Decrease in the chloride disinfection by-products (DBPs) formation potential in water as a result of coagulation process, *Desalination and Water Treatment*, 167, 2019, 96–104
74. Włodyka-Bergier A., T. Bergier, Lotne organiczne produkty chlorowania w wodzie z krakowskich systemów dystrybucji, Wydawnictwo Akademii Górniczo-Hutniczej, Kraków, 2015
75. [www.iwama.eu/](http://www.iwama.eu/)- Interactive Water Management IWAMA
76. [www.kzgw.gov.pl/index.php/pl/materialy-informacyjne/programy/krajowy-program-oczyszczania-sciekow-komunalnych](http://www.kzgw.gov.pl/index.php/pl/materialy-informacyjne/programy/krajowy-program-oczyszczania-sciekow-komunalnych)
77. Yu F., Yang C., Zhu Z., Bai X., Ma J., Adsorption behavior of organic pollutants and metals on micro/nanoplastics in the aquatic environment, *Science of the Total Environment*, 694, 2019, 133643
78. Yunlong Luo, Wenshan Guo, Huu Hao Ngo, Long D Nghiem , Faisal Ibney Hai, A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment, *Science of the Total Environment* 473–474, 2014, 619–641
79. Zena R., A. Speciale, C. Calabro, M. Calo, D. Palombieri, A. Saija, F. Cimino, D. Trombetta, P. Lo Cascio, Exposure of sea bream (*Sparus aurata*) to toxic concentrations of benzo(a)pyrene possible human health effect, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 122, 2015, 116–125
80. Zhou H., Zhang Z., Wang M., Hu T., Wang Z., Enhancement with physicochemical and biological treatments in the removal of pharmaceutically active compounds during sewage sludge anaerobic digestion processes *Chemical Engineering Journal*, 316, 2017, 361–369

## Gospodarka komunalnymi osadami ściekowymi w obiegu zamkniętym

January Bień

Komitet Inżynierii Środowiska PAN

Sylwia Myszograj, Ewelina Płuciennik-Koropczuk

Uniwersytet Zielonogórski

### Akty prawne, definicje, pojęcia stosowane w prawodawstwie wspólnotowym i krajowym dotyczące komunalnych osadów ściekowych

Zgodnie z obecnym stanem prawnym zasady gospodarki komunalnymi osadami ściekowymi w Polsce regulują unijne akty prawne oraz zaimplementowane przepisy krajowe. Dokumenty te zawierają również prawnie funkcjonujące definicje i pojęcia dotyczące komunalnych osadów ściekowych.

Nadrzędnym aktem prawnym Unii Europejskiej w zakresie zagospodarowania osadów ściekowych jest dyrektywa Rady 86/278/EWG z dnia 12 czerwca 1986 r. w sprawie ochrony środowiska w szczególności gleby, w przypadku wykorzystania osadów ściekowych w rolnictwie, tzw. dyrektywa osadowa, która skutkuje istotnymi ograniczeniami dla rolniczego i przyrodniczego wykorzystania osadów. Dyrektywa wprowadza również następujące pojęcia:

- *osady ściekowe* jako:
  - pozostałe osady w oczyszczalni ścieków, zajmujących się oczyszczaniem ścieków
  - z gospodarstw domowych i ścieków komunalnych oraz z innych oczyszczalni, oczyszczających ścieki o składzie zbliżonym do ścieków z gospodarstw domowych
  - i ścieków komunalnych,
  - pozostałe osady z szamb i innych podobnych instalacji przeznaczonych do oczyszczania ścieków,
  - pozostałe osady z oczyszczalni innych niż te, określone wyżej,
- *osady oczyszczone* – osady poddane oczyszczeniu (przeróbce) biologicznej, chemicznej lub cieplnej, długoterminowemu składowaniu lub każdemu innemu procesowi pozwalającemu znacznie zmniejszyć jego podatność na fermentację i zagrożenie dla zdrowia, wynikające z jego stosowania,
- *wykorzystywanie* – rozproszczenie osadów na powierzchni ziemi lub każda inna forma zastosowania osadu na powierzchni i wewnątrz ziemi.

Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/98/WE z dnia 19 listopada 2008 r. tzw. ramowa dyrektywa w sprawie odpadów, określa zasady gospodarki odpadami, w tym komunalnymi osadami ściekowymi, od momentu w którym stają się one odpadami. Według definicji zawartej w dyrektywie:

- odpady – oznaczają każdą substancję lub przedmiot, których posiadacz pozbywa się, zamierza się pozbyć, lub do których pozbycia został zobowiązany.

Zgodnie z przedmiotową dyrektywą osady jako odpady podlegają hierarchii postępowania z odpadami, zgodnie z którą, w pierwszej kolejności należy zapobiegać powstawaniu odpadów, następnie przygotować je do ponownego użycia, poddać

recyklingowi, innym metodom odzysku, np. odzysk energii, a ostatecznie unieszkodliwianiu, stanowiącemu najmniej pożądane rozwiązanie. Wszystkie postanowienia tej dyrektywy odnoszą się do komunalnych osadów ściekowych, o ile spełniają one definicję odpadu.

Dyrektywa Rady 91/271/EWG z dnia 21 maja 1991 roku *dotycząca oczyszczania ścieków komunalnych*, definiuje:

- *osady ściekowe* jako komunalne osady ściekowe, pochodzące z oczyszczalni ścieków komunalnych unieszkodliwiane procesowo lub surowe.

Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/28/WE z dnia 23 kwietnia 2009 roku *w sprawie promowania stosowania energii ze źródeł odnawialnych* zmieniająca i w następstwie uchylająca dyrektywy 2001/77/WE oraz 2003/30/WE, podaje definicję:

- *biomasy*, która oznacza ulegającą biodegradacji część produktów, odpadów lub pozostałości pochodzenia biologicznego z rolnictwa (łącznie z substancjami roślinnymi i zwierzęcymi), leśnictwa i związanych działów przemysłu, w tym rybołówstwa i akwakultury, a także ulegającą biodegradacji część odpadów przemysłowych i miejskich.

Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. *o odpadach* (Dz.U. z 2018 r. poz. 992 z późn. zm.) określa:

- odpady jako, każdą substancję lub przedmiot, których posiadacz pozbywa się, zamierza się pozbyć lub do których pozbycia jest obowiązany,
- komunalne osady ściekowe – pochodzące z oczyszczalni ścieków, osady z komór fermentacyjnych oraz innych instalacji służących do oczyszczania ścieków komunalnych oraz innych ścieków o składzie zbliżonym do składu ścieków komunalnych,
- stosowanie komunalnych osadów ściekowych – rozumiane jako rozprowadzanie komunalnych osadów ściekowych na powierzchni ziemi lub wprowadzanie ich do gleby.

Aktami wykonawczymi do Ustawy z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach (Dz.U. z 2018 r. poz. 992 z późn. zm.) w zakresie komunalnych osadów ściekowych są m.in.: Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 6 lutego 2015 r. *w sprawie komunalnych osadów ściekowych* (Dz.U. 2015 poz.257), Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 20 stycznia 2015 r. *w sprawie procesu odzysku R10* (Dz. U. z 2015 r., poz. 132) oraz Rozporządzenie Ministra Rozwoju z dnia 21 stycznia 2016 r. *w sprawie wymagań dotyczących prowadzenia procesu termicznego przekształcania odpadów oraz sposobów postępowania z odpadami powstałymi w wyniku tego procesu* (Dz.U.2016 poz.108). Regulacje wynikające z Ustawy z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska (Dz.U. 2001 nr 62 poz. 627) zawarto m.in. w: Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 1 marca 2018 r. *w sprawie standardów emisyjnych dla niektórych rodzajów instalacji, źródeł spalania paliw oraz urządzeń spalania lub współspalania odpadów* (Dz.U. 2018 poz. 680) oraz Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 22 maja 2018 r. *zmieniające rozporządzenie w sprawie wymagań w zakresie prowadzenia pomiarów wielkości emisji oraz pomiarów ilości pobieranej wody* (Dz.U. 2018 poz. 1022).

Ustawa z dnia 20 lutego 2015 r. *o odnawialnych źródłach energii* (Dz. U z 2018 r., poz. 1269, ze zm.) wprowadza następujące pojęcia:

- biogaz – gaz uzyskany z biomasy, w szczególności z instalacji przeróbki odpadów zwierzęcych lub roślinnych, oczyszczalni ścieków oraz składowisk odpadów,

- biogaz rolniczy – gaz otrzymywany w procesie fermentacji metanowej surowców rolniczych, produktów ubocznych rolnictwa, płynnych lub stałych odchodów zwierzęcych, produktów ubocznych, odpadów lub pozostałości z przetwórstwa produktów pochodzenia rolniczego lub biomasy leśnej, lub biomasy roślinnej zebranej z terenów innych niż zewidencjonowane jako rolne lub leśne, z wyłączeniem biogazu pozyskanego z surowców pochodzących z oczyszczalni ścieków oraz składowisk odpadów,
- biomasa – stałe lub ciekłe substancje pochodzenia roślinnego lub zwierzęcego, które ulegają biodegradacji, pochodzące z produktów, odpadów i pozostałości z produkcji rolnej i leśnej oraz przemysłu przetwarzającego ich produkty, oraz ziarna zbóż, które nie podlegają zakupowi interwencyjnemu, a także ulegająca biodegradacji część odpadów przemysłowych i komunalnych, pochodzenia roślinnego lub zwierzęcego, w tym odpadów z instalacji do przetwarzania odpadów oraz odpadów z uzdatniania wody i oczyszczania ścieków, w szczególności osadów ściekowych, zgodnie z przepisami o odpadach w zakresie kwalifikowania części energii odzyskanej z termicznego przekształcania odpadów.

### **Obieg zamknięty w gospodarce osadowej**

Gospodarka o obiegu zamkniętym będąca alternatywą dla obecnie dominującego liniowego modelu ekonomicznego jest drogą do połączenia szybkiego wzrostu gospodarczego z ogólną dbałością o środowisko. To nowe spojrzenie na zależności istniejące między stanem środowiska naturalnego, działalnością człowieka oraz rozwojem technologicznym stwarza szereg możliwości na każdym poziomie łańcucha wartości – poczynając od całej gospodarki, poprzez środowisko, biznes, aż do społeczeństwa i każdego człowieka (Deloitte, 2018). Dlatego też należy w chwili obecnej dostosować działania dotyczące gospodarki osadowej w oczyszczalniach ścieków do istniejących tendencji.

Gospodarka komunalnymi osadami ściekowymi to sposób postępowania z tymi osadami pozwalający skutecznie rozwiązywać problem przetwarzania i zagospodarowania osadów ściekowych przy jednoczesnym osiągnięciu dobrych efektów w procesach oczyszczania ścieków, zapewniający zrównoważony rozwój w sferze gospodarki odpadami przy zachowaniu obowiązujących norm prawnych. Ideą gospodarki o obiegu zamkniętym jest wykorzystanie odpadów powstających w cyklu życia produktów i tym samym ograniczenie zużycia surowców, zwiększenie strumienia odpadów wykorzystywanych w ramach odzysku i recyklingu oraz zmniejszenie ilości składowanych odpadów. W systemie tym, produkcja energii, dóbr i usług oraz konsumpcja są organizowane w taki sposób, aby ograniczyć zapotrzebowanie na paliwa pierwotne (energię nieodnawialną), surowce, wodę, ale także na grunty i bogactwa naturalne. Oznacza to, że na każdym etapie procesu, w którym powstaje produkt lub usługa, należy minimalizować ilość odpadów. Bo jeśli nie da się ich zupełnie wykluczyć, trzeba zadbać o ich powtórne wykorzystanie (recykling i odzysk).

W grudniu 2015 r. Komisja Europejska opublikowała pakiet dyrektyw (tzw. Circular Economy Package) odnoszących się przede wszystkim do postępowania z odpadami. Wyznaczono w nich cele w zakresie odzysku i recyklingu poszczególnych poziomów frakcji materiałowych z odpadów, a ponadto wskazano narzędzia, które mają pomóc te cele osiągnąć. W efekcie tych działań w 2030 r. na składowiska ma trafiać do 10% odpadów. Ponadto 60% odpadów pochodzących z gospodarstw domowych będzie musiało być ponownie wykorzystywanych w procesach produkcyjnych. Obecnie w Polsce dotyczy to zaledwie kilkunastu procent.

W ten tok myślenia wpisuje się także, w oczyszczanie ścieków, a więc również i gospodarkę osadową jako część gospodarki odpadami. Monitorowanie postępów w realizacji gospodarki o obiegu zamkniętym jest trudnym zadaniem. Nie ma jednego powszechnie uznawanego wskaźnika „obiegu zamkniętego”. Jednym ze sposobów oceny stanu zaawansowania realizacji gospodarki o obiegu zamkniętym jest obserwacja, w jaki sposób materiały są wprowadzane do gospodarki, jaki jest ich przepływ w jej obiegu i (ostatecznie) jak są z niej wyprowadzane.

W oczyszczalniach ścieków, w coraz większym stopniu wprowadza się nowoczesne rozwiązania technologiczne, które można zaliczyć do dobrych praktyk w zakresie gospodarki osadami ściekowymi. Nowoczesne i innowacyjne działania ukierunkowane są na zmniejszenie ilości wytwarzanych osadów, optymalizację linii technologicznych ich przeróbki, wdrażanie metod termicznego przekształcania osadów oraz uregulowanie problemu cieczy osadowych.

### **Gospodarka komunalnymi osadami ściekowymi**

Osady ściekowe stanowią najczęściej, w zależności od przyjętej technologii od 2 do 3% ilości oczyszczanych ścieków. Osady surowe (wstępny i nadmierne) charakteryzują się wysoką zdolnością do zagniwania, co jest związane z wydzielaniem przykrych i uciążliwych odorów. Ponadto, mogą zawierać niebezpieczne dla środowiska zanieczyszczenia, do których obok metali ciężkich należy zaliczyć: wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), adsorbowalne organiczne związki chloru (AOX), polichlorowane dwufenyle (PCB), polichlorowane dibenzodioksyny (PCDD), polichlorowane dibenzofurany (PCDF). Obecne w osadach ściekowych metale ciężkie pochodzą przede wszystkim ze ścieków przemysłowych i spływów powierzchniowych doprowadzanych kanalizacją do oczyszczalni (Włodarczyk – Makuła 2010). Zawartość metali ciężkich w ściekach miejskich (i osadach ściekowych) jest bardzo zróżnicowana i zależy od wielkości jednostki osadniczej obsługiwanej przez oczyszczalnię ścieków oraz rodzaju, i stopnia jej uprzemysłowienia. Wykorzystanie osadów ściekowych zawierających nadmierne ilości substancji szkodliwych do nawożenia gleb nie powinno mieć miejsca, gdyż może spowodować wzrost zanieczyszczenia gleb, migrację do wód gruntowych, a także kumulację zanieczyszczeń w roślinach spożywanych przez zwierzęta i ludzi.

Ze względu na fakt, że wykorzystanie osadów w rolnictwie jest jednym z najczęściej stosowanych sposobów ich przyrodniczego zagospodarowania podejmowane są działania zmierzające do zmniejszenia ryzyka związanego z wprowadzaniem osadów ściekowych do gleb. Osiąga się to przez racjonalne ich stosowanie zgodnie z ustalonymi przepisami i zakazami ich użytkowania. Bardziej efektywną strategią jest jednak zmniejszenie zanieczyszczeń w osadach ściekowych poprzez ograniczenie ich zawartości w ściekach poddawanych oczyszczaniu lub eliminowanie źródeł ich powstawania, np. przez ograniczenie zawartości metali ciężkich w ściekach przemysłowych czy zakaz stosowania określonych substancji w procesach produkcyjnych.

Osady surowe wstępne o zawartości suchej masy w granicach od 3 do 5% s.m. (Imhoff 1996), są niejednorodne, zawierają łatwo rozpoznawalne resztki warzyw i owoców, papieru i innych produktów odprowadzanych z gospodarstw domowych. Osady te mogą być źródłem lotnych kwasów tłuszczowych, dobrze się zagęszczają i z reguły nie wymagają stosowania kondycjonowania.

Osady surowe wtórne (nadmierne) powstają w wyniku biologicznego rozkładu związków organicznych i przyrostu biomasy osadu czynnego oraz zawierają biologicznie nierozkładalną frakcję zawiesiny, która przedostała się z osadnika wstępnego.

Osady nadmierne charakteryzują się wysokim stopniem uwodnienia, zawierają średnio od 98,5 do 99,8% wody (Imhoff 1996). Osad wydzielony w osadnikach wtórnych jest bardziej jednorodny, niż osad wstępny, ulega jednak szybciej procesowi zagniwania i trudniej się odwadnia. Osady te są bogate w substancję organiczną, azot, fosfor, potas, wapń, magnez, siarkę oraz mikroelementy niezbędne do życia roślin i fauny glebowej, przez co mogą mieć dużą wartość glebotwórczą, jak i nawozową. Zawartość substancji organicznych w osadach jest bardzo ważnym wskaźnikiem, na podstawie którego można oszacować właściwości osadów, decydujące o możliwości włączenia ich masy do obiegu zamkniętego, takie jak: potencjalna zdolność próchnicotwórcza, uciążliwość dla otoczenia, wartość opałowa, podatność na rozkład beztlenowy i możliwość uzyskania tą drogą biogazu w procesie fermentacji metanowej osadów.

Osad chemiczny powstaje podczas dodawania związków chemicznych do ścieków, które stosuje się w celu koagulacji, neutralizacji oraz strącania i flokulacji związków fosforu, koloidów i zawiesin łatwo opadających. Wadą stosowania koagulantów jest zwiększenie zasolenia oczyszczonych ścieków, korozja, a powstające osady przeważnie gorzej się odwadniają, niż osad tylko biologiczny.

Wydzielane w procesach oczyszczania ścieków osady przed usunięciem ich z oczyszczalni poddawane są procesom przeróbki, których zasadniczym celem jest:

- zmniejszenie objętości i masy osadów uzyskane przez zagęszczanie i odwadnianie oraz rozkład substancji organicznej,
- zmniejszenie uciążliwości osadów dla środowiska spowodowanej obecnością łatwo zagniwających substancji organicznych poprzez ich stabilizację np. w procesach tlenowych lub beztlenowych,
- higienizacja, czyli zniszczenie organizmów chorobotwórczych, pasożytów i ich form przetrwalnikowych.

Wybór efektywnego układu technologicznego przeróbki osadów zależy od wielkości oczyszczalni (większa oczyszczalnia ma więcej możliwości w zakresie doboru urządzeń i ekonomicznego zagospodarowania osadów), zastosowanych metod oczyszczania ścieków, właściwości fizycznych i chemicznych osadów, ich ostatecznego unieszkodliwiania. Ponadto, trzeba uwzględnić warunki ekonomiczne. Na różnych etapach oczyszczania ścieków uzyskujemy osady ściekowe stanowiące odpady, o różnych właściwościach. W zależności od przyjętej przez wytwórcę odpadów ich klasyfikacji można skierować je do przetwarzania w procesie odzysku lub unieszkodliwiania. Odpady te mogą również być poddawane pośrednim procesom przetwarzania w celu zmiany ich właściwości i uzyskania odpadów o innych kodach.

Do biochemicznych procesów stabilizacji osadów zaliczamy fermentację metanową, stabilizację tlenową oraz kompostowanie, do chemicznych procesów stabilizacji wapnowanie, do termicznych metod stabilizacji spalanie. Istotne znaczenie w ostatecznym unieszkodliwianiu osadów ściekowych ma zmniejszenie ich objętości. Osiąga się to poprzez zagęszczanie grawitacyjne lub flotacyjne, a także mechaniczne zagęszczanie i odwadnianie np. na różnego rodzaju prasach lub wirówkach oraz przez suszenie i spalanie.

Znaczenie cieczy powstających w procesach zagęszczania, odwadniania lub biologicznej przeróbki było bagatelizowane ze względu na niewielką ich ilość i nieznaczny udział w ogólnej ilości oczyszczanych ścieków. Jednakże duży ładunek zanieczyszczeń zawarty w cieczach osadowych może stanowić zagrożenie dla prawidłowego funkcjonowania oczyszczalni. Literatura podaje rozbieżne wartości ładunków zanieczyszczeń zawracanych z wodami osadowymi do układu oczyszczania ścieków (Myszograj 2008).

Powstające ciecze osadowe, traktowane jako stężone ścieki, najczęściej kierowane są przed część mechaniczną oczyszczalni, w celu ich łącznego oczyszczania ze ściekami. Ma to negatywny wpływ na sedymentację i końcowy efekt mechanicznego oczyszczania, w szczególności, gdy zawracana jest ciecz osadowa z wydzielonych komór fermentacyjnych. Zakłócenie pracy osadników wstępnych jest spowodowane wytworzeniem prądów gęstościowych, prądów pionowych spowodowanych wydzielaniem pęcherzyków gazu z cieczy osadowej (wynoszenie dużej ilości osadów na powierzchnię) oraz wzrostem wyjściowego stężenia zanieczyszczeń w ściekach (Błażejowski 2015).

Niepożądany wpływ zanieczyszczeń zawartych w cieczach osadowych może również wystąpić w części biologicznej oczyszczalni. Duża zmienność dopływu spowodowana nieregularnym spustem wód osadowych, tym samym wpływa na nierównomierność dopływu ładunków zanieczyszczeń. Ponadto, część biologiczna oczyszczalni jest dodatkowo obciążona ładunkiem związków biogenych, zwiększonym stężeniem substancji toksycznych, zawieszin w zawracanych wodach pofermentacyjnych co może doprowadzić np. do załamania procesu nityfikacji (zwłaszcza w zimie).

Końcowe zagospodarowanie komunalnych osadów ściekowych, rozumiane jako przetwarzanie odpadów, jest ostatnim etapem gospodarki osadowej, często następczym najwięcej problemów eksploatacjom oczyszczalni. Aby uniknąć tych problemów należy już na etapie budowy lub modernizacji oczyszczalni ścieków precyzyjnie określić kierunek ostatecznego zagospodarowania komunalnych osadów ściekowych oraz zaprojektować odpowiednie instalacje służące przeróbce komunalnych osadów ściekowych w celu uzyskania pożądanych właściwości, pozwalających na bezpieczne dla środowiska ich zagospodarowanie.

Zagospodarowanie osadów ściekowych na powierzchni ziemi jest jedną z metod ich unieszkodliwiania. Celem zagospodarowania jest wykorzystanie cennych właściwości agronomicznych oraz potencjału nawozowego komunalnych osadów ściekowych, tj. zawartej w nich materii organicznej oraz składników pokarmowych dla roślin, takich jak: azot (N), fosfor (P) oraz mikroelementy. Jednak, wprowadzanie tych składników do gleby wraz z osadem powinno wpisywać się w ogólnie obowiązujące zasady nawożenia przy jednoczesnym respektowaniu zasad ochrony środowiska, w tym m.in. ochrony gleb i wód. Określenie dawki oraz przeprowadzenie badań jakości jest niezwykle istotne dla spełnienia i zachowania celu stosowania komunalnych osadów ściekowych. Niezbędnym czynnikiem umożliwiającym stosowanie osadów na powierzchni ziemi jest znalezienie chętnych odbiorców – szczególnie właścicieli ziemi. Działanie takie prowadzi do pełnego zamykania w przyrodzie obiegów substancji i substratów otrzymywanych w procesie oczyszczania ścieków przebiegających w oczyszczalniach.

### **Kompostowanie osadów ściekowych jako przykład zastosowania surowców pochodzących z przeróbki osadów ściekowych**

Jednym z najbardziej przyjaznych dla środowiska sposobów unieszkodliwiania osadów ściekowych jest ich kompostowanie, podczas którego dochodzi do ustabilizowania materii organicznej, usunięcia zanieczyszczeń i zmniejszenia liczebności lub całkowitej redukcji patogenów. Ostatecznym produktem procesu kompostowania jest nawóz, który może być wykorzystywany w rolnictwie, ale również w biologicznej ochronie roślin, poprzez tzw. podstawową (hamowanie patogenów roślinnych przez kompostowanie) oraz supresję specyficzną - współpracę dwóch różnych grup mikroorganizmów, np. grzybów pasożytniczych z mikrolitycznymi szczepami bakteryjnymi. Recykling odpadów organicznych, w tym maksymalizacja stopnia wykorzystania substancji biogenych

zawartych w osadach ściekowych przy jednoczesnym spełnieniu wszystkich wymogów dotyczących bezpieczeństwa sanitarnego, chemicznego oraz środowiskowego stanowi alternatywę dla nawozów chemicznych i pozwala kontynuować naturalny cykl obiegu składników odżywczych. Poza właściwościami nawozowymi kompost posiada również właściwości strukturotwórcze, poprawiające strukturę nawożonej gleby i to zarówno gleb ciężkich - przez poprawę ich przewietrzania, jak i lekkich - poprzez poprawę kapilarnej pojemności wodnej (Comesaña i in. 2018, Robledo-Mahón i in. 2019).

Istotnym elementem w procesie kompostowania jest kontrola składu mieszanki kompostowej (jakość surowców), szczególnie pod względem chemicznym, biologicznym oraz zanieczyszczeń mechanicznych, w celu uzyskania produktu stabilnego i bezpiecznego dla środowiska. Bez względu na metodę kompostowania prawidłowy przebieg procesu zależy od zapewnienia optymalnych warunków dla rozwoju mikroorganizmów, mających zasadniczy wpływ na jego efektywność. Decydujące znaczenie dla procesu technologicznego mają współzależne czynniki, do których należą: temperatura, uwodnienie, stężenie tlenu, stosunek C/N, pH, porowatość (Jędrzak 2008). Stabilny kompost charakteryzuje się ustaniem procesów mikrobiologicznych mających ścisły związek ze wzrostem temperatury oraz wydzielaniem nieprzyjemnych zapachów do środowiska. Kompost powinien charakteryzować się zapachem geosminy, za którą odpowiedzialne są promieniowce. Barwa kompostu powinna być od ciemnobrązowej do czarnej. W końcowej fazie kompostowania nie powinien występować amoniak, który jest obecny w fazie pierwszej (Comesaña i in. 2018, Strategia 2018).

Warunkiem uzyskania tych efektów jest spełnienie kryterium jakościowego kompostu. Do produkcji kompostu w Polsce mogą być kierowane zarówno ustabilizowane komunalne osady ściekowe o kodzie 19 08 05, jak i osady nieustabilizowane o kodzie 19 08 99 (Dz. U. 2014 poz. 1923). Proces kompostowania musi odbywać się z zachowaniem warunków określonych w decyzji na przetwarzanie odpadów w procesie odzysku R3 (Dz.U.2019 poz. 701). W wyniku procesu kompostowania powinien powstać produkt, nawóz albo środek wspomagający uprawę roślin, spełniający kryteria pozwalające na wprowadzenie go do obrotu na podstawie przepisów (Dz. U. 2018. poz. 1259), w przeciwnym razie powstanie kompost nie odpowiadający wymaganiom, i tym samym nie będzie możliwe wprowadzanie go do obrotu, a posiadający zezwolenie na przetwarzanie odpadów będzie wytwórcą odpadów o kodzie 19 05 03 (Dz. U. 2018.poz. 1259). Produkty wytworzone z komunalnych osadów ściekowych mogą być wprowadzone do obrotu po uzyskaniu zezwolenia ministra właściwego do spraw rolnictwa. Aby uzyskać zezwolenie należy przedstawić wyniki badań właściwości fizykochemicznych, chemicznych, biologicznych wykonanych przez laboratorium akredytowane oraz opinie właściwych instytutów badawczych o spełnianiu wymagań jakościowych i o przydatności do stosowania (Strategia 2018).

Pomimo wzrostu ilości wytwarzanych osadów komunalnych o 63% od 2000 r. do 2017 r., nie stwierdza się wzrostu ich wykorzystania do celów rolniczych, nawożenia gleb i roślin. W 2017 r. z ilości 584,5 tys. ton s.m. osadów z komunalnych oczyszczalni ścieków (57% całkowitej masy osadów wytworzonych) 18,6 % było stosowane w rolnictwie, 3,4% do rekultywacji terenów, a 4,4% do uprawy roślin przeznaczonych do uprawy kompostu (GUS 2018). Biorąc pod uwagę zasobność osadów w składniki odżywcze takie jak azot, czy fosfor, a także względnie niskie koszty budowy i eksploatacji instalacji do kompostowania oraz założenia gospodarki o obiegu zamkniętym wydaje się, że potencjał osadów do kompostowania nie jest w pełni wykorzystany.



### **Energetyka biogazowa w oczyszczalniach ścieków i biogazowniach rolniczych**

Możliwość stosowania wysokich obciążeń ładunkiem substancji organicznych i niska produkcja osadów to podstawowe zalety procesów beztlenowych w porównaniu z technologiami tlenowymi. Jednak powodem coraz większego zainteresowania technologiami beztlenowymi jest możliwość produkcji ciepła i energii elektrycznej z biogazu. Technologia ta nie tylko poprawia bilans energetyczny, zamyka obieg masy i energii, ale wytwarzany biogaz może również zastępować źródła paliw kopalnych.

Biogaz i jego główny składnik – metan oraz jego właściwości i wartość opałowa, zostały odkryte w 1776 r. przez Alessandro Voltę – włoskiego fizyka, a w 1955 r. Noack zaproponował termin „biogaz” dla mieszaniny gazów, które powstają w wyniku rozkładu substancji organicznych w procesie fermentacji metanowej. Nazwa ta zastąpiła wcześniejsze określenia tj. gaz palny, kanałowy, ściekowy, czy też agrogaz, a nawet gaz kopalny i błotny (Buraczewski i Bartoszek 1990). W skład biogazu poza metanem i ditlenkiem węgla wchodzi także śladowe ilości siarkowodoru, amoniaku, azotu, czy wodoru. Zarówno skład jakościowy gazu, jak i udział poszczególnych składników są zmienne i zależą od wielu czynników, a przede wszystkim, od składu chemicznego surowca poddawanego biodegradacji, technicznego rozwiązania reaktorów oraz warunków technologicznych, w których zachodzi proces fermentacji (Jędrzak 2008, Bień 2007).

Biogaz o dużej zawartości metanu może zostać przede wszystkim wykorzystany do celów energetycznych lub w innych procesach technologicznych, a typowe przykłady wykorzystania biogazu obejmują m.in.: produkcję ciepła w kotłach gazowych, skojarzonej energii elektrycznej i ciepła, wykorzystanie gazu jako paliwa do silników pojazdów, wprowadzenie biogazu do sieci gazowej, wykorzystanie gazu w procesach technologicznych np. do produkcji metanolu.

Fermentacja metanowa z produkcją biogazu prowadzona jest w zamkniętych komorach fermentacyjnych. W celu zachowania stałej temperatury procesu, osady należy ogrzewać oraz okresowo mieszać zawartość reaktora. Celem mieszania jest również niedopuszczenie do rozwarstwienia się fermentujących osadów, zapobieganie tworzeniu się miejsc przeciążonych materią organiczną, ujednoczenie rozłożenia temperatury oraz przyspieszenie wydzielania biogazu poprzez uwalnianie pęcherzyków biogazu z mieszaniny substratu (Bień 2007, Sadecka 2010). Wyprodukowany biogaz jest odwadniany, a następnie kierowany do instalacji odsiarczania, skąd transportowany jest do zbiorników magazynowych biogazu, aby na dalszym etapie mógł zostać wykorzystany do produkcji energii i/lub ciepła. Poprzez usunięcie metodami fizykochemicznymi ditlenku węgla sprawność wytwarzania ciepła w kotle konwencjonalnym do produkcji gorącej wody lub pary technologicznej jest największa ( $\geq 80\%$ ) przy niskich kosztach inwestycyjnych i niewielkiej emisji zanieczyszczeń. Z uwagi na to, iż wartość opałowa biogazu znacznie odbiega od powszechnie stosowanego gazu ziemnego, nie jest możliwe stosowanie standardowych palników do spalania gazu bez ich odpowiedniej modyfikacji. Natomiast najczęściej stosowaną technologią produkcji energii elektrycznej z biogazu jest produkcja energii elektrycznej i ciepła w jednostkach skojarzonych. Podczas gdy przeciętna sprawność przetwarzania energii paliwa dla rozwiązań konwencjonalnych mieści się w granicach około 35%, to pojedyncze lub grupowe systemy kogeneracyjne dają możliwość podniesienia współczynnika sprawności całkowitej i osiągają nawet 90% sprawność przy optymalnej pracy całego systemu kogeneracyjnego. Kogeneracja jest możliwa w elektrociepłowniach scentralizowanych o dużej mocy oraz w coraz bardziej dynamicznie rozwijających się

układach kogeneracyjnych małej mocy, opartych o turbiny gazowe lub silniki spalinowe zasilane biogazem (Jędrzak 2008).

Z uwagi na to, iż oczyszczalnie ścieków mają znaczne zapotrzebowanie własne na ciepło i energię elektryczną, energetyczne wykorzystanie biogazu z fermentacji metanowej osadów ściekowych pozwala na znaczne obniżenie kosztów eksploatacyjnych. Oczyszczalnie ścieków, w których zastosowano fermentację metanową, mogą być samowystarczalne energetycznie, a nakłady inwestycyjne zwracają się w przedziale 5-7 lat (Kołodziejak 2012). Pod względem ekonomicznym pozyskanie biogazu z osadów ściekowych w procesie mezofilowym jest opłacalne również w mniejszych obiektach jak np. w oczyszczalni ścieków Gubin/Guben, przyjmujących średnio około 8 tys. m<sup>3</sup>/d ścieków (Bocheński i in., 2008). W miastach tej wielkości gospodarka osadowa prowadzona w oczyszczalni ścieków z wykorzystaniem procesu fermentacji metanowej pozwala na pokrycie zapotrzebowania na ciepło, i w ponad 45% pokrywa zapotrzebowanie na energię elektryczną w oczyszczalni. W mniejszych oczyszczalniach przed podjęciem decyzji inwestycyjnej należy wykonać rachunek ekonomiczny przedsięwzięcia.

Obok instalacji fermentacji metanowej działających przy oczyszczalniach ścieków i na składawkach odpadów, istotne znaczenie w odzyskiwaniu energii z produkowanego biogazu mają instalacje eksploatowane przy indywidualnych oraz dużych gospodarstwach hodowlanych. Stosowanie ko-fermentacji jest uzasadnione, ponieważ pozwala właściwie obciążyć komorę fermentacyjną, optymalizować kinetykę procesu fermentacji metanowej, podnosić jej efektywność i opłacalność ekonomiczną. Za ko-fermentacją odpadów rolniczych przemawiają podaż odpadów, ogólna nadprodukcja żywności w Europie i zmienne światowe ceny zbóż oraz wzrost cen paliw kopalnych, pestycydów i nawozów.

Polska z uwagi na duży potencjał energetyczny krajowego rolnictwa, ma szansę na rozwój wykorzystania biogazu z takiego źródła. Wykorzystanie produktów rolnych jako substratu do produkcji biogazu pozwala również na rozwój obszarów wiejskich. W pierwszej kolejności w biogazowniach należy wykorzystywać produkty uboczne rolnictwa, płynne i stałe odchody zwierzęce oraz produkty uboczne i pozostałości przemysłu rolno-spożywczego. Równocześnie należy wprowadzać rośliny energetyczne.

Biogazownie mogą być zlokalizowane w miejscu powstawania odpadów, albo w obiektach scentralizowanych. Pierwsze rozwiązanie dotyczy głównie biogazowni rolniczych indywidualnych tj. funkcjonujących przy małych fermach zwierzęcych, wykorzystujących własny surowiec, natomiast drugie dotyczy większych ferm oraz biogazowni rolniczych działających przy zakładach przemysłowych i przedsiębiorstwach przetwórstwa rolno-spożywczego (zbierających surowce z większego obszaru, zarówno od rolników, jak i lokalnego przemysłu spożywczego, przetwórstwa rolnego itp.) (MAE 2009). O proporcjach mieszania surowców decydują ich właściwości tj. wydajność biogazowa, zawartość suchej masy i zawartość substancji inhibitujących proces.

W tabeli 1 zestawiono charakterystykę wybranych surowców do ko-fermentacji. Najczęściej odpady te wprowadza się jako składniki dodatkowe do fermenterów gnojowicy. Największe znaczenie w praktyce ma kiszonka z kukurydzy zbieranej w różnych fazach dojrzałości ziarna dzięki wysokiemu uzyskowi energii na hektar, i którą to wzbogaca się odchodami zwierzęcymi (odchody zwierzęce ze względu na niską zawartość suchej masy dobrze łączą się z substratami rolniczymi). Jednak szczególnie w gospodarstwach hodowlanych bydła wykorzystanie kiszonki z kukurydzy do instalacji biogazowych musi konkurować z dotychczasowym wykorzystaniem jej jako paszy (Raport INTERRREG IIIc 2006). Dobrymi surowcami są również m.in. korzenie i liście buraków, kiszonki ze słonecznika, żyta, lucerny i trawy (Kupczyk 2010).

Tabela 1. Charakterystyka potencjału biogazowego wybranych surowców (Raport INTERREG IIIc 2006).

Rodzaj odpadów	Zawartość wody, %	Zawartość substancji organicznej, % s.m.	Zawartość azotu, % s.m.	Iloraz C/N	Produkcja biogazu, m <sup>3</sup> /kg s.m.o.	Zawartość metanu w gazie, %
odpady roślinne	30–40	90	-	100–150	0,2–0,5	b.d.
słoma	4–27	90–95	0,3–1,1	48–150	0,15–0,35	78
siano	8–14	90–93	0,7–3,6	15–40	0,5–0,58	53–55
kiszonka traw	75–80	60–90	3,5–6,9	12–25	0,55–0,62	54–55
kukurydza	65–75	-	-	-	0,61–0,64	53
kiszonka kukurydzy	65–80	85–95	1,1–2,0	10–25	0,45–0,70	50–55
łęty ziemniaka	75	87	1,5	20–30	0,55	75
burak cukrowy	77	90–95				
zboże	65–70	92–98	4	-	0,55–0,68	55
gnojowica bydła	89–92	75–82	2,6–6,7	-	0,20–0,50	60
gnojowica świń	93	75–86	6–18	-	0,30–0,70	60–70
obornik kurzy	68	63–80	5,4	-	0,25–0,45	60

### Technologiczne i energetyczne aspekty fermentacji metanowej

#### Dezintegracja jako metoda optymalizacji fermentacji metanowej

Szybkość i skuteczność biodegradacji substancji organicznych zależy m.in. od czynników takich jak: stężenie substratów i biomasy, stopień zaadoptowania mikroorganizmów, charakter i stężenie końcowego akceptora elektronów, obecność substancji biogenych, inhibitorów i katalizatorów, czy warunków środowiskowych. Większość reakcji biochemicznych zachodzi wewnątrz struktur komórkowych. U uruchomienie reakcji biochemicznej wymaga transportu substratu do wnętrza komórek mikroorganizmów, w sekwencji reakcji przebiegających na granicy dwóch ośrodków: upłynnionego substratu i struktur komórkowych mikroorganizmów. Pierwszym etapem podczas rozkładu substratów organicznych w procesie fermentacji metanowej, który ma umożliwić transport substancji odżywczych do wnętrza komórki jest depolimeryzacja makromolekularnych biopolimerów do monomerów. Degradacji biopolimerów może towarzyszyć ich upłynnianie. W opisie reakcji zachodzących w procesach technologicznych prowadzonych w warunkach tlenowych (Activated Sludge Model) i beztlenowych (Anaerobic Digestion Model No 1) etap ten nazywany jest dezintegracją.

Metody dezintegracji dzieli się na (Müller 2001):

- dezintegrację termiczną, prowadzoną w zakresie temperatur od 40 do 180°C;
- dezintegrację chemiczną z użyciem ozonu, kwasów lub zasad;
- dezintegrację mechaniczną z wykorzystaniem ultradźwięków, młynów, homogenizatorów, w której siły działające na ściany komórek mikroorganizmów powodują powstanie naprężeń i deformację komórek;
- dezintegrację biologiczną, polegającą na autolitycznej hydrolizie pod wpływem enzymów wydzielanych przez mikroorganizmy lub enzymów dawkowanych do systemu z zewnątrz;
- zamrażanie i roztapianie osadów, powodujące nieodwracalnie zmiany struktury łączków, przez zwiększenie objętości wody podczas zamarzania;
- zaawansowane procesy utleniania.

Granica między klasycznymi metodami przeróbki, a metodami dezintegracyjnymi nie jest precyzyjnie określona. Niektórzy autorzy przypisują temperaturze działanie katalizujące hydrolizę np. w procesie fermentacji termofilowej (Ferrer i in. 2008). Niektóre techniki wykorzystujące jednocześnie różne czynniki katalizujące hydrolizę, jak np. temperaturę, alkalizację, ultradźwięki, trudno jest zaliczyć do jednej grupy metod (Zawieja i Wolski 2013).

Dezintegracja osadów ściekowych powoduje uwolnienie wewnątrzkomórkowej materii organicznej do fazy ciekłej, co w konsekwencji daje większą dostępność tych substratów dla mikroorganizmów. Hydrolizaty z tego procesu są bogate w związki organiczne, ponieważ węglowodany i tłuszcze przechodzą w formy łatwo rozkładalne, a białka tracą ochronną strukturę enzymatyczną (Neyens i Baeynes 2003).

Doświadczenia eksploatacyjne i badawcze wskazują, że potencjalne korzyści z takiej metody obróbki substratów, to zwiększenie podatności na biodegradację, zmniejszenie ilości i poprawa odwadnialności fermentatu i jego higienizacja, ograniczenie emisji substancji zapachowych podczas stabilizacji, wyższa produkcja biogazu i poprawa bilansu energetycznego procesu. Kolejną korzyścią jest możliwość wykorzystania metod dezintegracji osadów nadmiernych do pozyskiwania lotnych kwasów tłuszczowych, celem ich wykorzystania jako źródła łatwo przyswajalnego węgla organicznego w procesach oczyszczania ścieków, m.in. denitryfikacji i defosfatacji biologicznej. Obok tych pozytywnych aspektów procesom dezintegracji towarzyszy wzrost stężenia rozpuszczonych związków azotu w hydrolizatach, które obciążają wtórnie część biologiczną oczyszczalni. Doświadczenia eksploatacyjne potwierdzają, że ciecze osadowe mogą zawierać od kilku do kilkunastu procent ładunków zanieczyszczeń wprowadzanych do oczyszczalni ze ściekami surowym. Ładunek azotu i fosforu zawracanego wraz z wodami osadowymi powstającymi podczas przeróbki osadów wynosić może od 20 do 30 % ogólnego ładunku związków biogenych kierowanych do reaktorów biologicznych (Constantine i in. 2005). Podstawowym kryterium określającym wpływ cieczy osadowych na pracę oczyszczalni jest weryfikacja wymagań jakościowych stawianych ściekom dopływającym do reaktora z biochemicznym usuwaniem związków węgla, azotu i fosforu. Wskazana jest bieżąca kontrola ilości i jakości cieczy osadowych zawracanych do ciągu oczyszczania ścieków i ich uwzględnienie w ogólnym bilansie związków organicznych i biogenych.

Nie ustalono dotychczas jednej, powszechnie stosowanej metody oceny efektów procesów dezintegracji, stąd porównywanie wyników badań opisywanych przez autorów różnymi wskaźnikami jest trudne i nie zawsze możliwe. Ponadto, różnorodność stosowanych warunków badań (np. temperatura obróbki, czas prowadzenia dezintegracji,

zmienne właściwości i uwodnienie substratów), zwiększa problem obiektywnej oceny efektywności procesu. Wskaźniki oceny stopnia dezintegracji odpadów można podzielić na trzy grupy (Zielewicz 2007):

- wskaźniki bezpośrednie; zmiana struktury i właściwości fizyko-chemicznych osadów ściekowych oraz hydrolizatów, polegająca na określeniu różnicy wartości parametrów w substratach przed i po dezintegracji. Wskaźniki oceny zależą od warunków prowadzenia procesu dezintegracji i mogą to być:
- rozdrobnienie cząstek fazy stałej (zmiana wielkości cząstek i rozkładu wielkości cząstek, zmiana właściwości reologicznych substratów, zmiana frakcji ChZT);
- hydroliza - będąca przede wszystkim skutkiem rozerwania błon komórkowych mikroorganizmów i uwolnienia substancji organicznych do fazy ciekłej (wzrost ChZT rozpuszczonego, wzrost stężenia LKT, zmniejszenie aktywności oddechowej mikroorganizmów).
- efekty wtórne zachodzące w dezintegrowanych substratach; intensyfikacja stabilizacji beztlenowej. Dla procesu fermentacji ważnymi wskaźnikami są potencjał biogazowy i metanowy, ubytek suchej masy i masy organicznej wsadu, wzrost podatności na procesy odwadniania oraz zmniejszenie uwodnienia końcowego. Dla procesów denitryfikacji i defosfatacji, efektem wtórnym jest wzrost stężenia LKT, jako źródła związków węgla organicznego.
- wskaźniki energetyczne; odzyskanie energii wydatkowanej na dezintegrację w wyniku spalania biogazu lub kogeneracyjnego przetwarzania na energię elektryczną i ciepło.

Ocena biodegradowalności hydrolizatów przez ustalenie potencjału biogazowego i metanowego ma najbardziej praktyczne znaczenie spośród wszystkich wskaźników oceny efektywności metod dezintegracji. Określenie ilości możliwego do uzyskania biogazu, bezpośrednio wskazuje na poprawę efektu energetycznego w odniesieniu do objętości lub suchej masy dezintegrowanych osadów ściekowych.

W praktyce dużym uznaniem cieszą się metody wysokotemperaturowe, wśród których należy wymienić proces termicznej hydrolizy w technologii firmy CAMBI (Kepp i Solheim 2001). W technologii CAMBI zrealizowano kilkanaście instalacji termohydrolizy osadów ściekowych, a także instalację wstępnej obróbki termicznej odpadów komunalnych (Lillehammer, Norwegia, 1999 r., 14 tys. ton odpadów). Technologia CAMBI to destrukcja komórek osadów nadmiernych i osadów wstępnych zagęszczonych do ok. 12% s.m., polegająca na podgrzewaniu osadów do temperatury 165–170°C przy ciśnieniu 5–6 bar, a następnie szybkim obniżeniu ciśnienia. Czas procesu wynosi 30 minut. Zmniejszenie masy w procesie fermentacji dezintegrowanych termicznie osadów wynosi powyżej 65%, natomiast wzrost produkcji biogazu w porównaniu z układami klasycznymi osiąga ok. 30%. Uzyskuje się również lepszą końcową odwadnialność osadów. Biodegradowalność hydrolizatów wynosi ponad 70%. Jednak po obróbce substratów w temperaturach powyżej 175°C rozkład biologiczny osadów ściekowych jest utrudniony. Bougrier i in. (2007) stwierdzili, że powstawanie związków refrakcyjnych jest wynikiem reakcji Maillard'a. Wysokie temperatury hydrolizy, zmniejszają ilość rozpuszczonych frakcji organicznych, w wyniku tworzenia się wielkocząsteczkowych trudno rozpuszczalnych związków w reakcji prostych cukrów z aminokwasami, wpływających inhibicyjnie na proces fermentacji metanowej.

W metodach chemicznej dezintegracji osadów ściekowych wykorzystywana jest energia reakcji chemicznych, często powiązana z odpowiednimi warunkami środowiska takimi jak: temperatura i ciśnienie, w których możliwe są te reakcje.

Najczęściej stosowanymi reagentami do przeprowadzenia chemicznej dezintegracji są: NaOH, KOH, CaO, Ca(OH)<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, HCl i H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>. Skuteczność obróbki alkalicznej zależy od rodzaju stosowanych reagentów (Kim 2003). Eksperymenty prowadzone z wykorzystaniem NaOH, KOH, Mg(OH)<sub>2</sub> oraz Ca(OH)<sub>2</sub> wykazały, że wodorotlenki jednowodorotlenowe zapewniają wyższy przyrost rozpuszczonego ChZT, niż wodorotlenki dwuwodorotlenowe. W badaniach Bienia (2005), mających na celu określenie wpływu alkalicznego kondycjonowania osadów nadmiernych na intensywność produkcji biogazu, stosowano wodorotlenek sodu. W procesie stabilizacji beztlenowej dezintegrowanych alkalicznie osadów nadmiernych uzyskano blisko 6-krotny wzrost produkcji biogazu w odniesieniu do ilości biogazu wytworzonego podczas stabilizacji beztlenowej osadów niekondycjonowanych. Podwyższenie temperatury procesu dezintegracji alkalicznej osadów ściekowych zwiększa stopień upłynnienia (Myszograj 2007).

Wśród metod chemicznej dezintegracji, stosowane są również metody pogłębionego utleniania (Advanced Oxidation Processes – AOP) polegające na generowaniu wysoko reaktywnych rodników hydroksylowych OH•, które wchodzi w reakcje niemal ze wszystkimi związkami organicznymi oraz dają efekt higienizacji. Rodniki OH• wytwarzane są między innymi pod wpływem jednoczesnego działania ozonu, nadtlenu wodoru lub ozonu w środowisku alkalicznym (Bourgier i in. 2007). Inną techniką wzbudzającą duże zainteresowanie jest reakcja Fentona, która zachodzi w wyniku rozkładu H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> przy udziale jonów Fe<sup>2+</sup> jako katalizatorów procesu. Metoda ta cieszy się dużą popularnością ze względu na skuteczność, dostępność reagentów chemicznych oraz niski koszt. W procesie tym nie powstają szkodliwe produkty końcowe, jak to ma miejsce w przypadku chlorowania czy ozonowania. W celu ograniczenia wpływu czynników limitujących tworzenie rodników hydroksylowych oraz poprawienia efektywności pogłębionego utleniania opracowano modyfikacje i udoskonalenia klasycznej reakcji Fentona. Polegają one często na wprowadzaniu do układów technologicznych czynników fizycznych: promieniowania UV, prądu elektrycznego czy stałego pola magnetycznego (Kim 2003).

Kolejna grupa technik to metody mechaniczne, charakteryzujące się brakiem produktów ubocznych, które występują w metodach chemicznych lub termicznych. Do mechanicznego upłynnienia osadów ściekowych, stosuje się np. wirówki dezintegracyjne, rozbijanie cząstek poprzez uderzanie strumieniem osadów w membranę, impulsy elektryczne lub mielenie. Metody dezintegracji wysokociśnieniowej, w których substraty poddawane są ciśnieniu nawet do 900 bar pozwalają na zwiększenie produkcji biogazu o 30% i powodują zmniejszenie ich ilości po fermentacji metanowej o 23% (Nah i in. 2000).

Najbardziej popularną metodą mechanicznej dezintegracji jest dezintegracja ultradźwiękowa (sonifikacja) (Trojanowska i Myszograj 2017). Wielu autorów uważa, że proces ten wykorzystuje zjawisko kawitacji wywołanej falą ultradźwiękową. Naprzemienna kompresja i dekompresja osadów powoduje, że powstałe w roztworze pęcherzyki gazu po osiągnięciu wielkości maksymalnej ulegają rozerwaniu. Na poprawę efektywności dalszej stabilizacji osadów ściekowych ma wpływ wiele zjawisk: dyspersja, koagulacja ultradźwiękowa, utlenianie (powstają OH•, O<sub>2</sub>H•, H•), redukcja, ciśnienie promieniowania oraz zjawiska elektrokinetyczne. Towarzyszą one działaniu pola ultradźwiękowego, którego istotą jest przejście fali ultradźwiękowej przez ośrodek ciekły. Częstotliwość ultradźwięków stosowanych do obróbki osadów ściekowych mieści się w wąskim zakresie wartości (od 20 kHz do 50 kHz), przy jednocześnie dużym natężeniu pola akustycznego (Zielewicz 2007).

Wybór konkretnej metody dezintegracji musi być poprzedzony analizą lokalnych uwarunkowań danej oczyszczalni, musi uwzględniać potrzeby i możliwości inwestora oraz aspekty techniczno-ekonomiczne.

### **Strategia postępowania w modelowaniu procesu beztlenowego**

Pierwsze matematyczne modele stabilizacji beztlenowej uwzględniały tylko reakcje syntezy metanu i opierały się na założeniu, że etapem limitującym proces fermentacji jest metanogeneza (Andrews 1969). Rozszerzeniem tej koncepcji było uwzględnienie w strukturze modeli reakcji hydrolizy frakcji nierozpuszczonych oraz produkcji lotnych kwasów tłuszczowych (LKT, ang. VFA). Ustalenie przez Mosey'a (1983) znaczącej roli wodoru w procesie fermentacji metanowej, jego produkcji i zużycia było kluczowym postępowaniem w ewolucji modelowania procesów beztlenowych. Odkrycie to pozwoliło na rozwój modelowania tego procesu przez dalsze opisywanie innych substratów i produktów, m.in. frakcjonowania kwasów tłuszczowych, produkcję metanu z kwasu octowego lub wodoru. Podział procesu fermentacji na cztery podstawowe fazy i przyjęcie struktury "czterech populacji" Mosey'a, było podstawą do opracowania wielu modeli. Stowarzyszenie The International Water Association (IWA) opublikowało w 2001 r. model stabilizacji beztlenowej - Anaerobic Digestion Model No. 1 (ADM1), który jest uniwersalnym, strukturalnym modelem służącym do projektowania procesów beztlenowych rozkładu substancji organicznych, opisującym procesy przemian złożonych substratów organicznych prowadzących do powstawania metanu i ditlenku węgla, a także charakteryzującym produkty będące wynikiem niepełnego rozkładu (Batstone 2002). Pomimo wielu zastrzeżeń, ADM1 jest obecnie modelem wykorzystywanym preferencyjnie do badań i optymalizacji stabilizacji beztlenowej materii organicznej. Biodegradacja substratów w komorze fermentacyjnej polega na szeregu sekwencyjnych i równoległych zachodzących reakcji. Reakcje uwzględnione w modelu ADM1 można podzielić na:

- a) Reakcje biochemiczne - katalizowane przez enzymy zewnątrz- lub wewnątrzkomórkowe. Upłynnienie, a następnie enzymatyczna hydroliza polimerów do ich rozpuszczalnych monomerów zachodzi na poziomie zewnątrzkomórkowym. Degradacja produktów tego etapu odbywa się natomiast wewnątrzkomórkowo, czego efektem jest wzrost biomasy i późniejszy jej rozkład.
- b) Reakcje fizyko-chemiczne - obejmujące asocjację/dysocjację jonową oraz transfer masy w układzie gaz-ciecz. W ADM1 nie uwzględniono zachodzących w komorze fermentacji reakcji strącania.

W ADM1 założono, że pierwszym etapem procesów beztlenowych jest dezintegracja, która w dużym stopniu nie jest procesem biologicznym i dotyczy upłynnienia substratów. Enzymatyczna hydroliza obejmuje dalszy rozkład polimerów odpowiednio do monocukrów, aminokwasów i długołańcuchowych kwasów tłuszczowych, które są transportowane przez ściany komórkowe bakterii. Proces ten z zasady jest bardzo powolny, co może spowodować, że fermentacja metanowa może być limitowana w układach, do których doprowadzona jest duża ilość zawiesin organicznych. Obydwie fazy rozkładu, dezintegracja i hydroliza w ADM1 traktowane są jako reakcje pierwszego rzędu. Bakterie dominujące w tej fazie są zarówno bezwzględnie jak i względnie beztlenowcami. Już na tym etapie powstają związki posiadające charakter metanogeny np. kwas mrówkowy, kwas octowy, metanol, dwutlenek węgla i wodór. Mogą być one wykorzystywane przez bakterie metanowe i przetwarzane do końcowego produktu fermentacji, tj. metanu. Kwasy organiczne, m.in. propionowy, masłowy i walerianowy są przekształcane w kwas octowy (octanogeneza) i wodór.

Metan ostatecznie produkowany jest z rozkładu kwasu octowego (octanogenna metanogeneza = 64%) i redukcji dwutlenku węgla przez wodór cząsteczkowy (wodorowa metanogeneza = 26%) (Sadecka 2010, Myszograj 2017).

W celu osiągnięcia miarodajnych wyników symulacji modelu, niezwykle istotne jest uzyskanie odpowiedniej charakterystyki substratów podlegających procesowi rozkładu oraz przemianom, dającym w efekcie produkt w postaci biogazu. Wymagana w ADM1 charakterystyka osadów ściekowych przez podanie udziału węglowodanów, tłuszczu i białek w suchej masie, ze względu na możliwości analityczne nie jest z reguły dostępna. Przyjmuje się, że kwasy tłuszczowe są reprezentowane wyłącznie przez kwas octowy, a zhydrolizowana rozpuszczona frakcja biodegradowalna ChZT opisana jest wzorem sumarycznym glukozy. Frakcje cząsteczkowe definiowane są formułami:  $C_{3,5}H_7O_2N_{0,196}$  (osad wstępny) oraz  $C_5H_7O_2N$  lub  $C_5H_9O_3N$  (biomasa, osad czynny). Udział podstawowych związków organicznych można bilansować jako ChZT substancji organicznej stosując przeliczniki, które wynoszą odpowiednio: dla białek – 1,2 kg ChZT/kg s.m., dla węglowodanów – 1,13 kg ChZT/kg s.m. i dla tłuszczów – 2,03 kg ChZT/kg s.m. Dla osadów wstępnych jego typowa wartość wynosi 2,0 kg ChZT/kg s.m.o., natomiast dla osadów nadmiernych 1,4 kg ChZT/kg s.m.o. (Myszograj 2017, Henze 1999). Oprócz dostępności węgla organicznego o efektywności procesu fermentacji metanowej decyduje dostępność składników pokarmowych. Prawidłowy przebieg przemian biochemicznych wymaga poza podstawowymi pierwiastkami budulcowymi dostępu makro- i mikroelementów (żelazo, kobalt, molibden, selen, wapń, magnez, cynk, miedź, mangan, bor czy witamina B12).

Zawartość substancji organicznych w osadach ściekowych może być również wyrażona jako ChZT z podziałem na frakcję rozpuszczoną i nierozpuszczalną oraz biodegradowalną, i niebiodegradowalną. Modele matematyczne zostały rozwinięte w celu bilansowania ChZT frakcji biodegradowalnej w zawiesinie i rozpuszczonej (produkty hydrolizy), lotnych kwasów tłuszczowych (produkty acidogenezy) oraz acidogennej i metanogennej biomasy. Udział poszczególnych frakcji w ChZT całkowitym osadów ściekowych zależy od parametrów technologicznych procesu oczyszczania ścieków oraz charakterystyki ścieków surowych. Udział bakterii nitryfikacyjnych ( $X_{BA}$ ) i heterotroficznych ( $X_{BH}$  i  $X_{PAO}$ ) w biomacie można wyznaczyć metodą bezpośrednią, oznaczając ATP czy DNA lub obliczyć z zależności wyznaczonych przez różnych autorów. Udział bakterii autotroficznych w ChZT całkowitym osadu czynnego wynosi od 1 do 8%, a bakterii heterotroficznych około 11% (Henze i in. 1999). Natomiast w ChZT całkowitym osadów wstępnych udział biomasy autotroficznej  $X_{BA}$  i heterotroficznej ( $X_{BH}$  i  $X_{PAO}$ ) wynosi poniżej 1% i często jest pomijany. Przyjmuje się, że frakcja rozpuszczona łatwo rozkładalna ( $S_S$ ) składa się z substancji, które mogą być bezpośrednio przyswajane i metabolizowane przez organizmy (np. bakterie heterotroficzne) dla potrzeb syntezy i pozyskiwania energii, dlatego też ich udział w surowych osadach jest niewielki, ze względu na szybkie wykorzystanie przez mikroorganizmy w procesie oczyszczania ścieków. Dopiero proces hydrolizy frakcji  $X_S$ ,  $X_{BA}$ ,  $X_{PAO}$ ,  $X_{BH}$  oraz  $X_P$ , powoduje zwiększenie udziału frakcji rozpuszczonej biodegradowalnej ( $S_S$ ), najczęściej w postaci LKT ( $S_A$ ). Udział frakcji niebiodegradowalnej w osadach wstępnych waha się od 31 do 36% ChZT, natomiast w osadach nadmiernych od 0,5 do 6% ChZT. Udział frakcji biodegradowalnych wynosi dla osadów wstępnych średnio 69%. Dla osadów nadmiernych zależy od warunków prowadzenia procesu tlenowego oczyszczania ścieków i wynosi od 30 do 50% (Henze 1999, Myszograj 2017, Płuciennik-Koropczuk i Myszograj 2019).



W modelu ADM1 przyjęto następujące założenia uwzględniające frakcjonowanie osadów ściekowych:

- frakcja ChZT osadów ściekowych składa się z niebiodegradowalnej i biodegradowalnej frakcji zawieszinowej, niebiodegradowalnej i biodegradowalnej frakcji rozpuszczonej oraz frakcji rozpuszczonej zawierającej lotne kwasy tłuszczowe;
- w biodegradacji substancji organicznych uczestniczą trzy podstawowe grupy organizmów: acidogenne, octanogenne metanogeny i wodorowe metanogeny;
- stężenie biomasy acidogennej i metanogennej w dopływie do bioreaktora jest pomijane;
- acidogenna biomasa wzrasta zgodnie z równaniem Monoda, używając produkty hydrolizy;
- octanogenna biomasa wzrasta również zgodnie z równaniem Monoda, używając produkty acidogenezy;
- endogenna respiracja acidogennych i metanogennych mikroorganizmów prowadzi do powstania biodegradowalnego zawieszinowego ChZT;
- ChZT w cieczy nadosadowej zawiera niebiodegradowalną i biodegradowalną frakcję zawieszinową, niebiodegradowalną frakcję rozpuszczoną oraz acidogenną i octanogenną biomasę;
- w osadzie przefermentowanym stężenie LKT i frakcji rozpuszczonej biodegradowalnej jest pomijane;
- faza hydrolizy w największym stopniu limituje przebieg procesu stabilizacji beztlenowej.

Podział substratów organicznych na frakcję rozpuszczoną i cząsteczkową ChZT oraz biodegradowalną i niebiodegradowalną stanowi znaczny problem w wykorzystaniu praktycznym ADM1, z powodu braku możliwości analitycznych ich oznaczania. Estymacja tych parametrów prowadzi niejednokrotnie do zmiany wielu danych.

### **Cele strategiczne w zakresie poprawy efektywności procesów beztlenowych**

Celem strategicznym w zakresie poprawy efektywności gospodarki osadowej w oczyszczalniach ścieków komunalnych w dalszym ciągu pozostaje problem ich unieszkodliwiania w sposób sprzyjający ochronie środowiska a także dążenie do zamykania obiegów gospodarki osadami ściekowymi w o czyszczalniach ścieków. W sposób bardzo efektywny należy dążyć do poprawy skuteczności produkcji biogazu jak również wykorzystania powstających w procesie stabilizacji substancji biogennych.

Stosując procesy charakteryzujące się niskim przyrostem biomasy, a także układy eksploatowane przy długim wieku osadu (reaktory z przedłużonym napowietrzaniem, reaktory membranowe czy reaktory z biomasą osiadłą) można osiągnąć ograniczenie ilości osadu o charakterze biologicznym. Zmniejszenie ilości produkowanego osadu nadmiernego można również uzyskać w układach wieloosadowych, umożliwiających optymalizację parametrów procesowych pod kątem wymagań poszczególnych grup mikroorganizmów ograniczających wzrost organizmów heterotroficznych.

Typowe układy jednoosadowe do usuwania węgla, azotu i fosforu nie pozwalają na osiągnięcie większości z tych efektów, a takie układy są najczęściej eksploatowane w Polsce. Dlatego minimalizacja ilości osadów wytwarzanych na etapie oczyszczania ścieków ogranicza się do limitowanego wydłużenia wieku osadu, jak również zmniejszenia ilości osadów nie biologicznych poprzez eliminowanie/ograniczanie chemicznego strącania oraz sedymentacji wstępnej. Z kolei zmniejszanie efektywności sedymentacji wstępnej wpływa w niekorzystny sposób na produkcję biogazu i odzysk energii.

Czynnikiem, który może pozytywnie wpłynąć na sumaryczny przyrost biomasy może być wprowadzenie do układu biologicznego oczyszczania kontrolowanego wzrostu drapieżników bakterii, co jednak może wpłynąć na zaburzenia w strukturze biomasy, szczególnie w odniesieniu do bakterii charakteryzujących się niską szybkością wzrostu. Problem minimalizacji ilości osadów ściekowych jest jednak w oczyszczalniach ścieków drugorzędny. Główny nacisk położony jest na efektywność oczyszczania ścieków w celu spełnienia stawianych wymagań przewidzianych w aktach prawnych.

### Literatura

1. Zamknięty obieg – otwarte możliwości, Deloitte, Raport przedstawiony na konferencji EEC Green towarzyszącej COP 24, 5 grudnia 2018 r.
2. Włodarczyk-Makula M., 2010: Porównanie biotycznych i abiotycznych zmian WWA w glebie nawożonej osadami ściekowymi. *Rocznik Ochrona Środowiska Tom 12*. 559–573.
3. Imhoff K., 1996: *Kanalizacja miast i oczyszczanie ścieków*. Projprzem-Eko. Bydgoszcz.
4. Myszograj S., 2008: Ilość i skład cieczy osadowych powstających w mechaniczno-biologicznej oczyszczalni ścieków *Inżynieria i Ochrona Środowisk- Engineering and Protection of Environment*. T. 11, nr 2, 219–227.
5. Błażejowski R., 2015: *Sedymentacja cząstek ciała stałego*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
6. Robledo-Mahón T., Martín M.A., Gutiérrez M.C., Toledo M., González I., Aranda E., Chica A.F., Calvo C., 2019: Sewage sludge composting under semi-permeable film at full-scale: Evaluation of odour emissions and relationships between microbiological activities and physico-chemical variables, *Environmental Research* 177, DOI: 10.1016/j.envres.2019.108624.
7. Comesaña D. A., Comesaña I. V., de la Iglesia S. M., 2018: Municipal sewage sludge variability: biodegradation through composting with bulking, DOI: 10.5772/intechopen.75130.
8. *Strategia postępowania z komunalnymi osadami ściekowymi na lata 2019-2022*. Ministerstwo Środowiska 2018.
9. Jędrzak A., 2008: *Biologiczne przetwarzanie odpadów*. Wydawnictwo naukowe PWN, Warszawa.
10. *Ochrona środowiska 2018*. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa 2018.
11. Buraczewski G., Bartoszek B., 1990: *Biogaz – wytwarzanie i wykorzystanie*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa;
12. Bień J., 2007: *Osady ściekowe – teoria i praktyka*. Wyd. Polit. Częstochowskiej, Częstochowa.
13. Sadecka. Z., 2010: *Podstawy biologicznego oczyszczania ścieków*, Wydaw. Seidel-Przywecki Sp. z o.o., Warszawa.
14. Kołodziejak G., 2012: *Możliwości wykorzystania potencjału energetycznego biogazu powstającego w trakcie procesu oczyszczania ścieków. Analiza opłacalności proponowanych rozwiązań* Instytut Nafty i Gazu, Kraków.
15. Bocheński D., Myszograj S., Sadecka Z., 2008: *Produkcja i zużycie energii w oczyszczalniach ścieków. Energetyczne aspekty odprowadzania i oczyszczania ścieków*. red. Ł. Fukas-Płonka, K. Kuś T. 1 .Gliwice Instytut Inżynierii Wody i Ścieków, 73-89.
16. *Raport Mazowiecka Agencja Energetyczna Sp. z o.o., (MAE 2009), 2009 Biogaz rolniczy produkcja i wykorzystanie*. Warszawa.

17. Raport INTERREG III, 2006. Biogaz-produkcja i wykorzystywanie, Institut für Energetik und Umwelt gGmbH, Lipsk.
18. Kupczyk A., Kropiak M., Gaworski M., 2010: Perspektywy rozwoju biogazowni rolniczych – szanse i zagrożenia, Przegląd Mleczarski, nr 9.
19. Müller J.A., 2001: Prospects and problems of sludge pre-treatment processes. *Water Science Technology*, 44(10), 121–128.
20. Ferrer I., Ponsab S., Vazquez F., Font X., 2008: Increasing biogas production by thermal sludge pretreatment prior to thermophilic anaerobic digestion. *Biochemical Engineering Journal*, 42, 186–192.
21. Neyens E., Baeyens J., 2003: A review of thermal sludge pre-treatment processes to improve dewaterability. *Journal of Hazardous Material*, 98, 51–67.
22. Constantine T.A., Shea T., Johnson B., 2005: Newer approaches for treating return liquors from anaerobic digestion, IWA Conference – Nutrient Management in Wastewater Treatment Processes and Recycle Streams, Kraków.
23. Zielewicz E., 2007: Dezintegracja ultradźwiękowa osadu nadmiernego w pozyskiwaniu lotnych kwasów tłuszczowych. Zeszyty Naukowe Politechniki Śląskiej, Monografia, Gliwice.
24. Kepp U., Solheim O.E., 2001: Meeting increased demands on sludge quality – experience with full scale plant for thermal disintegration. *Proceedings 9th World congress, anaerobic conversion for sustainability*, Montreal.
25. Bougrier C., Delgenes J.P., Carrère H., 2007: Impacts of thermal pre-treatments on the semi-continuous anaerobic digestion of waste activated sludge. *Biochemical Engineering Journal*, 34, 20–27.
26. Kim J., 2003: Effects of various pre-treatments for enhanced anaerobic digestion with waste activated sludge. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 95(3), 271–275.
27. Bień J., Zawieja I., 2005: Wpływ alkalicznego kondycjonowania osadów nadmiernych na intensyfikację produkcji biogazu w procesie stabilizacji beztlenowej. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, 8(2), 201–210.
28. Myszograj S., 2007: The influence of thermo-chemical treatment of primary sludge on methane fermentation process. W: *Environmental protection into the future*, ed. by J. Bień, W. Nowak, Częstochowa, Wydaw. Politechniki Częstochowskiej, 228–237.
29. Nah I., Kan Y., Hwang K., Song W., 2000: Mechanical pretreatment of WAS for anaerobic digestion process. *Water Research*, 34(8), 2362–2368.
30. Trojanowska K., Myszograj S., 2017: Ultradźwiękowa dezintegracja osadów ściekowych w technologii GSD - doświadczenia eksploatacyjne. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, 3, 110–114.
31. Andrews J.F., 1969: Dynamic model of the anaerobic digestion model. *Journal of the Sanitary Engineering Division. American Society of Civil Engineers American Society of Civil Engineers*, 1, 95–116.
32. Mosey F.E., 1983: Mathematical modeling of the anaerobic digestion process: regulatory mechanisms for the formation of short chain volatile acids from glucose. *Water Science Technology*, 21, 187–196.
33. Batstone D.J., Keller K., Angelidaki I., Kalyuzhnyi S.V., Pavlostathis S.G., Rozzi A., Sanders W.T.M., Siegrist H., Vavilin V.A., 2002: *Anaerobic Digestion Model No. 1. Scientific and Technical Report No. 13*, IWA Publishing, Cornwall.
34. Myszograj S., 2017: *Produkcja biogazu z osadów nadmiernych i odpadów komunalnych dezintegrowanych termicznie*. Zielona Góra, Instytut Inżynierii Środowiska Uniwersytetu Zielonogórskiego, ISBN: 9788393761999.

35. Henze M., Gujer W., Mino T., Matsuo T., Wentzel M. C., Marais G. V. R., Van Loosdrecht M. C. M., 1999: Activated sludge model No. 2d. *Water Science Technology*, 39(1), 165–182.
36. Płuciennik-Koropczuk E., Myszograj S., 2019: New approach in COD fractionation methods. *Water*, 2019, 11, 1–12, DOI: 10.3390/w11071484.

## Rola termicznego przekształcania komunalnych osadów ściekowych w strategii rozwoju gospodarki osadami ściekowymi na przykładzie Niemiec

Tadeusz Pająk

Akademia Górniczo-Hutnicza Kraków

January Bień

Komitet Inżynierii Środowiska PAN

### Wprowadzenie

Przedstawiony w lipcu 2014 r. przez Komisję Europejską komunikat pn.: „*Ku gospodarce o obiegu zamkniętym*” wraz z propozycjami nowelizacji dyrektyw odpadowych dał formalny początek istotnym zmianom w gospodarce odpadami zmierzającej do zwiększenia efektywności wykorzystania zasobów poprzez wdrożenie w państwach członkowskich tzw. gospodarki o obiegu zamkniętym. Zdefiniowano terminy dojścia do określonych poziomów recyklingu odpadów komunalnych, odpadów opakowaniowych oraz zakazu składowania odpadów przydatnych do recyklingu. Wyznaczono również nowe cele w zakresie ograniczania marnotrawienia żywności i odpadów morskich.

Dynamiczny rozwój idei i założeń gospodarki o obiegu zamkniętym nie pominął także gospodarki komunalnymi osadami ściekowymi. Na forum europejskim znalazł swoje odbicie między innymi w opublikowanym w dniu 1 marca 2017 r. stanowisku Komisji Helsińskiej dotyczącym przeróbki osadów ściekowych w państwach należących do obszaru Morza Bałtyckiego. W stanowisku tym wskazano między innymi na konieczność zastosowania obiegu zamkniętego dla substancji biogennych, w szczególności fosforu, jak także efektywnego wykorzystania potencjału energetycznego komunalnych osadów ściekowych, z zachowaniem zrównoważonego rozwoju gospodarki tego rodzaju odpadami [1].

Na szczeblu krajowym za odzwierciedlenie transpozycji idei gospodarki o obiegu zamkniętym do gospodarki komunalnymi osadami ściekowymi uznać należy wydane w latach 2016 – 2017 trzy stanowiska Komisji Środowiska Senatu RP, a mianowicie [1]; stanowisko przyjęte w dniu 17 marca 2016 r. w sprawie innowacyjnego wykorzystania ścieków i osadów, jako źródła energii i zasobów, 14 marca 2017 r. w sprawie uwzględnienia założeń gospodarki cyrkulacyjnej w krajowej gospodarce komunalnymi osadami ściekowymi oraz 6 grudnia 2017 r. w sprawie ochrony Morza Bałtyckiego przed zanieczyszczeniami pochodzącymi z osadów ściekowych w kontekście zaleceń Komisji Helsińskiej z 1 marca 2017 r. Swojego rodzaju wypełnieniem zaleceń Komisji Helsińskiej skierowanych również do Polski, jako sygnatariusza przyjętej Konwencji, jest opracowana i wydana w dniu 18 listopada 2018 r. przez Ministerstwo Środowiska „*Strategia postępowania z komunalnymi osadami ściekowymi na lata 2019-2022*”. Już sama perspektywa postrzegania problemu gospodarki osadami ściekowymi jedynie do 2022 roku, syntetyczne ujęcie założeń tego dokumentu i znaczne rozbieżność treści w odniesieniu do znaczenia i definicji słowa „strategia” nie pozwalają w opinii wielu środowisk traktować

tego opracowania za przykładową mapę drogową na drodze rozwoju krajowej, cyrkulacyjnej gospodarki komunalnymi osadami ściekowymi.

Zupełnie odmienne, profesjonalne i sięgające perspektywy 2040, a nawet 2050 roku są ściśle ukierunkowane strategie zagospodarowania komunalnych osadów ściekowych widoczne na przykładzie takich krajów jak Niemcy, Szwajcaria czy Holandii. Szczególnie wartym podkreślenia i bliższego przedstawienia jest przykład prawnie usankcjonowanej strategii przyjętej w tym względzie w Niemczech, wiodącego kraju UE w zakresie ochrony środowiska, w tym także w obszarze oczyszczania ścieków i gospodarki komunalnymi osadami ściekowymi.

Przedstawiona w dalszej części analiza przyjętych przez Niemcy nowych regulacji prawnych w aspekcie uwzględnienia cyrkulacyjnej gospodarki komunalnymi osadami ściekowymi, a szczególnie w zakresie prawnie ujętego nakazu odzysku fosforu i wynikających stąd szczegółowo zdefiniowanych, co do terminów i rodzaju inwestycji kroków, jest warta prezentacji i konfrontacji z aktualną sytuacją w tym względzie w Polsce. Dodać należy, że tak istotne a nawet przełomowe zmiany, jakie w odniesieniu do rozwoju gospodarki osadami ściekowymi realizowanej w obiegu zamkniętym wraz z odzyskiem fosforu przyjęto w Niemczech, mogą być załączkiem nowych regulacji prawnych o charakterze dyrektywnym dyskusowanych na szczelnie Komisji Europejskiej, które mogą, zatem i w naszym kraju obowiązywać.

Dokładne prześledzenie podobnych zmian wprowadzanych przez Niemcy w swoim kraju w zakresie gospodarki odpadami, przykładowo dotyczących zakazu składowania nieprzetworzonych odpadów komunalnych, czy w zakresie zaostrzenia standardów emisyjnych dla instalacji termicznego przekształcania odpadów, potwierdzi ich transpozycję bez większych zmian do postaci dyrektyw czy konkluzji BAT, obowiązujących na poziomie krajów członkowskich Unii Europejskiej. Biorąc powyższe pod uwagę prezentowane dalej na przykładzie Niemiec nowe regulacje prawne w aspekcie odzysku fosforu w procesie przetwarzania osadów ściekowych, zdecydowanie preferujące jako podstawową metodę przeróbki osadów ich termiczne przekształcanie, warto prześledzić pod kątem naszych krajowych uwarunkowań w tym względzie.

### **Konkluzje: Gospodarka osadami ściekowymi w Niemczech**

Proces oczyszczania ścieków komunalnych w Niemczech, według danych Federalnego Urzędu Statystycznego z roku 2016, realizowany jest w ponad 9-ciu tysiącach oczyszczalni ścieków, które w 97% zawierają także stopień biologiczny. Ilustracją przyjętej w Niemczech grupy i skali wielkości danej oczyszczalni ścieków jest tabela 1. Zawiera ona także informacje o udziale oczyszczalni danej grupy w sumarycznej ich liczbie jak także prezentuje roczne ilości oczyszczonych ścieków [2].

Na podstawie danych zawartych w tabeli 1 można zauważyć, że oczyszczalnie ścieków w grupie 4a, 4b oraz 5 oczyszczają w sumie niemal 90% wszystkich ścieków poddanych procesowi ich oczyszczania. Informacja ta będzie istotna w dalszej części niniejszego opracowania, gdy będzie mowa o tym, z jakiej grupy oczyszczalnie będą musiały obowiązkowo realizować proces odzysku fosforu.

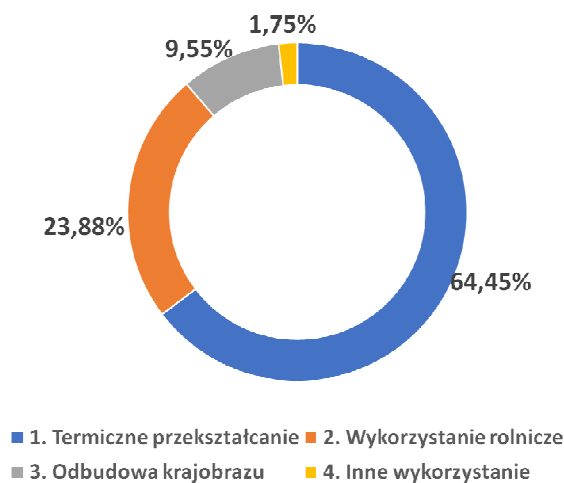
Tabela 1. Oczyszczalnie ścieków komunalnych w Niemczech [2]

Grupa wielkości	Skala wielkości	Liczba oczyszczalni	Udział w liczbie oczyszczalni	Strumień obj. oczyszczanych ścieków	Udział w oczyszcz. ścieków
[ – ]	[RLM]	[ – ]	[%]	[ mln m <sup>3</sup> /rok]	[%]
1	< 1 000	3 917	42,1	113	1,1
2	1 000 ÷ 5 000	2 383	25,6	528	5,3
3	5 000 ÷ 10 000	873	9,4	511	5,1
<b>4a</b>	<b>10 000 ÷ 50 000</b>	<b>1 596</b>	<b>17,1</b>	<b>2 735</b>	<b>27,4</b>
<b>4b</b>	<b>50 000 ÷ 100 000</b>	<b>303</b>	<b>3,3</b>	<b>1 378</b>	<b>13,8</b>
5	> 100 000	235	2,5	4 722	47,3
<b>Suma</b>		<b>9 307</b>	<b>100</b>	<b>9 988</b>	<b>100</b>

Opierając się na informacjach fachowych dotyczących niemieckich oczyszczalni ścieków można ponadto, dla danych z roku 2016, podać [2]:

- średnio w skali roku inwestuje się około 4,5 mld Euro w gospodarkę wodno-ściekową na inwestycje związane z kanalizacją doprowadzającą ścieki i ich oczyszczanie, z czego 2/3 przypada na kanalizację,
- sumaryczna długość sieci kanalizacyjnej w Niemczech wynosi 575 580 km,
- średnie, jednostkowe zużycie energii elektrycznej w niemieckich oczyszczalniach ścieków wyniosło w 2016 r. 39,1 kWh/RLM, rok,
- średni wiek sieci kanalizacyjnej sięga około 40 lat.

Przedstawione w tabeli 2 dane obrazują strumień suchej masy komunalnych osadów ściekowych wytworzonych sumarycznie w niemieckich oczyszczalniach ścieków, w latach 2006 do 2016, z procentowym podziałem na trzy podstawowe metody ich zagospodarowania [2]. Graficznym podsumowaniem danych zawartych w tabeli 2 jest rys. 1.



Rys. 1. Procentowy udział poszczególnych metod zagospodarowania komunalnych osadów ściekowych w Niemczech w roku 2016

Tabela 2. Strumień suchej masy komunalnych osadów wytworzonych w Niemczech w latach 2006 do 2016, z procentowym podziałem na 3 metody ich zagospodarowania [3]

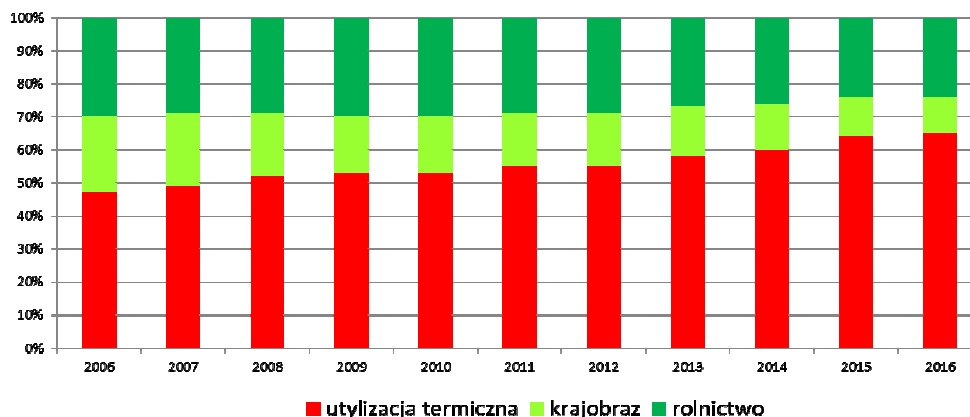
Rok	Sumaryczny strumień s.m.	termiczne przekształcanie	wykorzystanie materiałowe*	wykorzystanie w rolnictwie
	[mln Mg s.m./rok]	[%]	[%]	[%]
2006	2,05	47	23	30
2007	2,06	49	22	29
2008	2,05	52	19	29
2009	1,96	53	17	30
2010	1,89	53	17	30
2011	1,95	55	16	29
2012	1,85	55	16	29
2013	1,79	58	15	27
2014	1,81	60	14	26
2015	1,80	64	12	24
2016	1,77	65	11	24

\* pod pojęciem materiałowego wykorzystania osadów ściekowych należy rozumieć ich wykorzystanie do celów rekultywacji terenów i odbudowy krajobrazu, do uprawy roślin przeznaczonych do produkcji kompostu, do kompostowania i innych zastosowań.



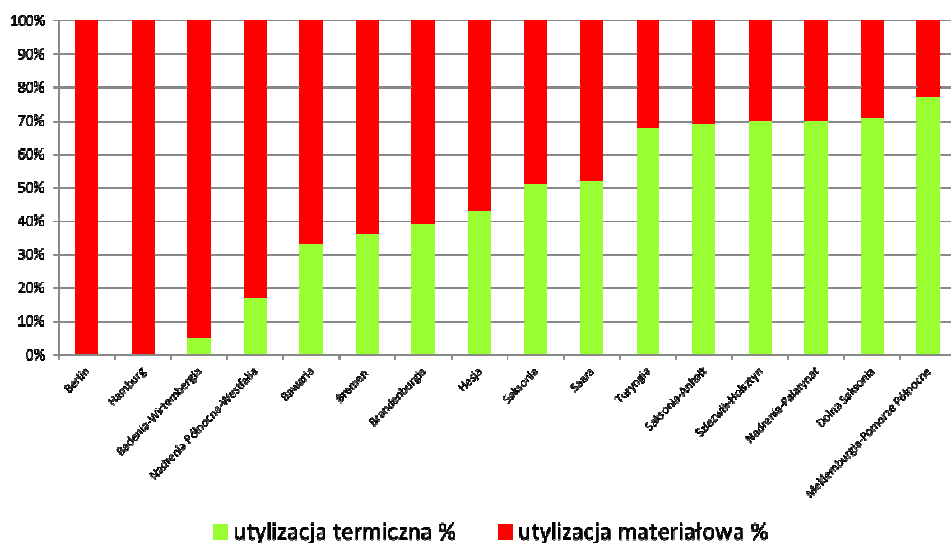
Analiza danych zawartych w tabeli 2, a także na rys. 1 wskazuje na następujące spostrzeżenia:

- w roku 2016 wytworzono 1 773 186 Mg s.m. komunalnych osadów ściekowych, co daje średnio na jednego mieszkańca Niemiec 21,45 kg s.m./Mrok (obliczono przy przyjęciu danych: liczba ludności Niemiec 2016 – 82 667 685 mieszkańców. Podobny wskaźnik dla Polski, dla roku 2016, w którym wytworzono 568 300 Mg s.m. osadów ściekowych, daje analogiczny wskaźnik równy 14,79 kg s.m./Mrok (obliczono przy przyjęciu za GUS liczbę ludności – 38 433 000). Porównanie obu wskaźników może prowadzić do interesującej dyskusji, głównie w aspekcie poprawności krajowych danych w zakresie suchej masy wytworzonych w Polsce komunalnych osadów ściekowych,
- od roku 2006 widoczny jest systematyczny spadek masy wytwarzanych komunalnych osadów ściekowych. Wynosi on 14% w stosunku do roku bazowego 2006 i potwierdza realizowany w Niemczech trend racjonalnego zmniejszania ilości powstających osadów poprzez zastosowanie nowoczesnych technologii przeróbki osadów, głównie poprzez rozbudowę czy modernizację oczyszczalni ścieków o proces fermentacji osadów,
- widoczny jest istotny wzrost termicznego przekształcania osadów, z udziału 47% w 2006 r. do 65% w roku 2016, co obrazuje rys. 2,
- dane od roku 2006 nie wykazują składowania osadów ściekowych, jako metody ich zagospodarowania. Jest to efekt przyjętego z dniem 1 czerwca 2005 r. zakazu składowania komunalnych osadów ściekowych. W Polsce zakaz taki zaczął obowiązywać od 1 stycznia 2016 r., przy czym termin jego ostatecznego wprowadzenia był dwukrotnie odraczany.



Rys. 2. Ilustracja systematycznego wzrostu udziału termicznego przekształcania komunalnych osadów ściekowych w Niemczech

Udział poszczególnych metod zagospodarowania komunalnych osadów ściekowych jest mocno uzależniony od charakteru danego landu Niemiec, co szczegółowo ilustrują dane zawarte w postaci graficznej na rysunku 3 oraz w postaci tabelarycznej w tabeli 3 [3].



Rys. 3. Graficzna ilustracja termicznego przekształcania komunalnych osadów ściekowych wobec pozostałych metod (rolniczego i materiałowego wykorzystania) w poszczególnych landach Niemiec

Tabela 3. Udział termicznego przekształcania komunalnych osadów ściekowych w stosunku do pozostałych metod ich zagospodarowania w poszczególnych landach Niemiec [3]

Kraj związkowy Niemiec	sumaryczny strumień s.m.	termiczne przekształcanie		wykorzystanie rolnicze/materiałowe	
	[Mg s.m./rok]	[Mg s.m./rok]	[%]	[Mg s.m./rok]	[%]
Berlin	50 871	50 871	100	0	0
Hamburg	50 619	50 619	100	0	0
Badenia-Wirtembergia	223 523	211 452	95	12 071	5
Nadrenia Północna-Westfalia	383 341	317 137	83	66 204	17
Bawaria	290 306	194 304	67	96 002	33
Brema	20 031	12 918	64	7 113	36
Brandenburgia	74 015	45 134	61	28 881	39
Hesja	156 282	88 676	57	67 606	43
Saksonia	70 108	34 663	49	35 445	51
Saara	19 022	9 152	48	9 870	52
Turyngia	37 050	11 689	32	25 361	68
Saksonia-Anhalt	57 775	17 889	31	39 886	69
Szlezwik-Holsztyn	75 622	22 712	30	52 910	70
Nadrenia-Palatynat	86 162	26 149	30	60 013	70
Dolna Saksonia	143 951	41 424	29	102 527	71
Meklemburgia-Pomorze	34 508	8 104	23	26 404	77
<b>Sumarycznie w Niemczech</b>	<b>1 773 186</b>	<b>1 142 893</b>	<b>64,45</b>	<b>630 293</b>	<b>35,54</b>

Z powyższego wynika szereg wniosków, a mianowicie:

- przytoczone jednostkowe wskaźniki wytwarzania osadów ściekowych na jednego mieszkańca w ciągu roku w Niemczech i w Polsce wskazują na bardzo duże różnice, które trudno logicznie wytłumaczyć. Niewątpliwie rozpiętość obu wskaźników: mieszkaniec Niemiec wytwarza 21,45 kg s.m./M rok a mieszkaniec Polski zaledwie 14,79 kg s.m./M, rok, można tłumaczyć niepoprawnymi danymi, co do posiadanych lub przekazywanych do GUS danych na temat suchej masy wytwarzanych w Polsce osadów ściekowych. Jeśli tak jest faktycznie, to już na samym progu jakiegokolwiek krajowej koncepcji zagospodarowania osadów ściekowych, której ciągle nie mamy, jest zasadniczy problem. Rozwiązać go może jedynie mozolna praca nad uwiarygodnieniem krajowych danych dotyczących suchej masy wytwarzanych w Polsce komunalnych osadów ściekowych. Pracę taką podjął zespół krajowych ekspertów (Bień i inni) przedkładając z końcem 2014 r. na zlecenie GDOŚ pracę pt.: „Założenia do strategii postępowania z komunalnymi osadami ściekowymi na lata 2014 - 2020”. Praca ta do dnia dzisiejszego leży na półkach GDOŚ i w żadnym stopniu nie została wykorzystana,
- niemiecka gospodarka osadami ściekowymi spełnia jeden z istotniejszych warunków, jakie obecnie formułowane są dla osadów na szczeblu Komisji Europejskiej, także w krajowym planie gospodarki odpadami 2020 dla Polski. Od roku 2006 widoczny jest w Niemczech systematyczny spadek masy wytwarzanych komunalnych osadów ściekowych. Wynosi on 14% w stosunku do roku bazowego 2006 i nadal maleje. Jak wskazuje wcześniejsza konkluzja, o takim trendzie w polskiej gospodarce osadami trudno dyskutować, gdyż podważona została wiarygodność ilości wytwarzanych osadów, co dla takiej dyskusji jest podstawą. I znów istnieje tutaj pilna potrzeba opracowania kompetentnego planu zagospodarowania komunalnych osadów ściekowych wytwarzanych w Polsce,
- w Niemczech obserwowany jest dynamiczny wzrost udziału termicznego przekształcania osadów w ogólnej gospodarce osadami, z udziału 47% w 2006 r. do 65% w roku 2016. W warunkach krajowych, o czym szerzej podano w rozdziale 5, panuje w tym względzie absolutna stagnacja, albo wręcz cofanie się w tył, w stosunku do lat 2008 – 2012 gdy był boom na budowę monospalarni osadów w Polsce. Tak naprawdę nie wiadomo ile krajowych spalarni osadów w ogóle pracuje i jaką w stosunku do projektowo wyposażonej posiadają moc przerobowa. To jest kolejne pytanie, na które powinien odpowiedzieć plan krajowej gospodarki komunalnymi osadami ściekowymi.

### **Nowe rozporządzenie w sprawie komunalnych osadów ściekowych**

Z dniem 3 października 2017 r. weszło w życie przełomowe w odniesieniu do zagospodarowania komunalnych osadów ściekowych znowelizowane niemieckie rozporządzenie w sprawie komunalnych osadów ściekowych, brzmiące w oryginale; Verordnung zur Neuordnung der Klärschlammverordnung, vom 27. September 2017 (Bundesgesetzblatt Jahrgang 2017 Teil I Nr. 65). Zastąpiło ono dotychczas obowiązujące rozporządzenie w tym zakresie z 15 kwietnia 1992 r.

Znowelizowane rozporządzenie, przekazane do notyfikacji Komisji Europejskiej w dniu 26.09.2016 r., zawiera przełomowe w regulacjach prawnych krajów członkowskich UE kompleksowe zapisy prawne dotyczące odzysku fosforu z osadów ściekowych i popiołów po termicznym przekształcaniu osadów. Zanim zostało ostatecznie uchwalone było przez niemal 10 lat intensywnie dyskutowane, zarówno na forum rządowym jak i w otoczeniu szeregu instytucji i organizacji związanych z gospodarką wodno-ściekową i nie tylko. Punktem zwrotnym stało się przyjęte w dniu 27.11.2013 r. porozumienie koalicji rządu

federalnego (historyczny już dzisiaj Koalitionsvertrag zwischen CDU, CSU und SPP. 18 Legislaturperiode), ujęte charakterystycznym motto, brzmiącym w oryginale: "*Wir werden die Klärschlammausbringung zu Düngezwecken beenden und Phosphor und andere Nährstoffe zurückgewinnen*", co w ogólnym przekładzie na język polski oznaczało zgodę rządu koalicyjnego Niemiec na zakończenie bezpośredniego wykorzystywania osadów ściekowych w postaci nawozów i rozpoczęcia ery odzysku fosforu i innych substancji biogennych, czyli postępowania wpisanego w już dobrze w tym czasie funkcjonującą w Niemczech gospodarkę odpadami o charakterze cyrkulacyjnym. Rozporządzenie nie przewiduje żadnej konkretnej technologii odzyskiwania fosforu i pozostawia wystarczająco dużo czasu i miejsca na wykorzystanie lub rozwój innowacyjnych procesów odzyskiwania fosforu, zarówno z osadów jak i popiołów ze spalania osadów, definiując szczegółowo konkretne warunki brzegowe. Zwolnienie z obowiązku odzyskiwania fosforu przewidziano jedynie w przypadku, gdy jego stężenie wynosić będzie mniej niż 20 g na 1 kg s.m. osadów.

Do najbardziej istotnych, prawnie przyjętych zapisów przedmiotowego rozporządzenia dotyczących uwarunkowań związanych z odzyskiem fosforu zaliczyć należy:

- **obligatoryjny odzysk fosforu muszą rozpocząć najpóźniej z dniem 01.01.2029 wszystkie oczyszczalnie ścieków o wielkości >100 000 RLM** (5 grupa wielkości, tab.1). Biorąc pod uwagę datę wejścia w życie znowelizowanego rozporządzenia (03.10.2017) eksploatacysty tej grupy czyszczalni ścieków otrzymają około 12 letni okres przejściowy na dostosowanie się do tego wymagania,
- **obligatoryjny odzysk fosforu muszą rozpocząć najpóźniej z dniem 01.01.2032 wszystkie oczyszczalnie ścieków o wielkości >50 000 RLM** (4b grupa wielkości, tab.1). Biorąc pod uwagę datę wejścia w życie znowelizowanego rozporządzenia (03.10.2017) eksploatacysty tej grupy czyszczalni ścieków otrzymają około 15 letni okres przejściowy na dostosowanie się do tego wymagania,
- wobec aktualnych danych zawartych w tabeli 1 można stwierdzić, że obowiązek odzysku fosforu, objemie najpóźniej z początkiem 2032 roku około 62% oczyszczanych rocznie ścieków komunalnych,
- eksploatacysty wymienionych grup oczyszczalni ścieków (4b i 5 – tab.1) muszą najpóźniej do końca roku 2023 przedłożyć odpowiednim władzom ochrony środowiska klarowne koncepcje odzysku fosforu ze swoich oczyszczalni ścieków,
- **z obowiązku odzysku fosforu może zostać zwolniona jedynie ta oczyszczalnia z grupy 4b oraz 5, która w długim okresie czasu wykaże, że wytwarzane w niej osady zawierają mniej niż 20 g fosforu na 1 kg s.m. osadów,**
- **jako obligatoryjny przyjęto udział procentowy czy efektywność odzysku fosforu, zarówno z osadów jak i z popiołów po termicznym przekształcaniu osadów. I tak udział ten wynosić musi, co najmniej 50% dla odzysku fosforu z osadów – z redukcją wartości końcowej poniżej zawartości 20 g fosforu na 1 kg s.m. osadów. Warunku tego nie muszą spełniać te osady, w których wyjściowa zawartość fosforu wynosi powyżej 40 g na 1 kg s.m., a zastosowana technologia odzysku nie pozwala zredukować stężenia fosforu do wartości poniżej 20 g na 1 kg s.m. osadów. W przypadku odzysku fosforu z popiołów po termicznym przekształcaniu osadów udział odzysku fosforu musi osiągnąć, co najmniej 80%.** Zapisany w przedmiotowym rozporządzeniu dla tego przypadku odzysku dodatkowy warunek o maksymalnie możliwym udziale np. popiołów węgla w powstałym popiele – zakładając np. proces współspalania osadów z węglem – jest tak rygorystyczny, że praktycznie eliminuje on możliwość współspalania osadów zarówno w energetyce jak i w przemyśle cementowym – w tym

procesie współspalania w ogóle nie ma pozostałości popiołowej gdyż wbudowana ona zostaje w strukturę klinkieru. zapisane w rozporządzeniu warunki określające 80% poziom odzysku fosforu z popiołów jednoznacznie wskazują, że preferują one tzw. monospalanie osadów. Jest to niezwykle istotny wniosek w aspekcie rozważania perspektywicznych, przyjaznych pod kątem odzysku fosforu, technologii końcowego zagospodarowania komunalnych osadów ściekowych,

- biorąc pod uwagę, że perspektywnie będzie technologicznie możliwy odzysk fosforu z monospalania osadów na poziomie efektywności co najmniej 80%, przewidziano w prawie związanym z przedmiotowym rozporządzeniem (w rozporządzeniu w sprawie składowisk) zapis, pozwalający przedłużyć okres czasowego magazynowania popiołów z monospalania osadów z końca roku 2023 do końca roku 2035. W przypadku polskich uwarunkowań, zapis ten byłby bardzo interesujący dla monospalarni osadów w GOŚ ŁAM w Łodzi oraz w Szczecinie, gdzie popioły są deponowane na składowisku,
- według danych dostępnych w publikacjach przedmiotu szacunkowe koszty wdrożenia koncepcji odzysku fosforu w oczyszczalniach ścieków grupy 4b i 5 w Niemczech wyniosą w przeciągu 12 do 15 lat około 400 mln Euro. Koszty budowy dodatkowych monospalarni szacuje się na około 100 mln Euro a koszty inwestycyjne infrastruktury pod nowe technologie odzysku fosforu na około 300 mln Euro. Razem około 800 mln Euro. Koszty te wydają się zbyt niskie.

Natomiast do najbardziej istotnych, prawnie przyjętych zapisów znowelizowanego rozporządzenia dotyczących uwarunkowań związanych z zaostrzeniem wymagań odnośnie rolniczego i przyrodniczego wykorzystania osadów zaliczyć należy:

- **znowelizowane rozporządzenie istotnie zaostrzyło warunki rolniczego jak i przyrodniczego wykorzystania komunalnych osadów ściekowych.** Miało to miejsce z dniem 01.01.2015 – wprost w rozporządzeniu w sprawie komunalnych osadów ściekowych a także w 2017 roku poprzez nowelizację ustawy o nawozach. Tabela 4 obrazuje znowelizowane, zaostrzone wymagania odnośnie dopuszczalnych stężeń metali ciężkich i substancji organicznych w osadach ściekowych dopuszczonych do rolniczego i przyrodniczego wykorzystania [W. Podewils 2019],
- **paragraf 4 ust. 1 znowelizowanego rozporządzenia wymaga odpowiedniego zbadania rodzaju gleby,** która ma być zasilana osadami ściekowymi,
- **każdy regularny test badań stężeń metali ciężkich i substancji organicznych (tabela 4) zawartych w osadach ściekowych musi być przeprowadzony na próbkę o wadze min. 250 ton s.m. osadów ściekowych,** jeżeli nie został zatwierdzony wyjątek i przeprowadzony przynajmniej, co 3 miesiące i maksymalnie co miesiąc (§ 5 ust. 1 przedmiotowego rozporządzenia),
- nawożenie gleby osadami ściekowymi z oczyszczalni ścieków, które oczyszczają ścieki pochodzące z przemysłowego przetwórstwa ziemniaków, jest zabronione (§ 15 ust. 4). Stwierdzono zagrożenie rakotwórcze,
- osady ściekowe nie mogą być już stosowane na glebach położonych w obszarach ochrony wód (wszystkie strefy I - III) (§ 15 ust. 6).

Tabela 4. Aktualne wymagania odnośnie dopuszczalnych stężeń metali ciężkich i substancji organicznych zawartych w komunalnych osadach ściekowych [4]

<b>Substancja szkodliwa</b>	<b>Dopuszczalna wartość [mg/kg s.m]</b>
Arsen (As)	40
Ołów (Pb)	150
Kadm (Cd)	1,5
Chrom (Cr)	900
Chrom VI (Cr)	2
Miedź (Cu)	800
Nikiel (Ni)	80
Rtęć (Hg)	1
Tal (Tl)	1
Cynk (Zn)	4 000
PCDD/PCDF	30 ng
PFC/PFT	0,1
AOX	400
PCB	0,1
Benzo(a)piren	1

Powyższe sprowadza się do następujących konkluzji szczegółowych:







- nie można wykluczyć, że znowelizowane rozporządzenie niemieckie może stać się kanwą dla opracowania przez Komisję Europejską dyrektywy dedykowanej cyrkulacyjnej gospodarce osadami ściekowymi wraz z odzyskiem fosforu, dyrektywie którą i Polska będzie musiała spełnić. Może czas, aby już dzisiaj wziąć to pod uwagę i znacznie szerzej niż dotychczas planowo rozważyć możliwości odzysku fosforu w krajowej gospodarce osadami ściekowymi. Podjęta w 2019 r. przez PWiK w Jarocinie inwestycja odzysku fosforu w oczyszczalni ścieków w Cielczy jest pierwszym, bardzo małym jak na skalę Polski, ale istotnym krokiem w dobrym kierunku,
- Niemcy najistotniejsze wymagania ujęli w formie rozporządzenia, które wyznacza konkretne warunki i konkretne parametry, jakie w określonym czasie należy w aspekcie odzysku fosforu uzyskać,
- droga wybrana przez Niemcy, oparta na regulacjach prawnych, godna byłaby do rozważenia także w warunkach polskich. Swojego rodzaju case study może tutaj być rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 16 lipca 2015 r. w sprawie dopuszczania odpadów do składowania na składowiskach (Dz. U. 2015 poz. 1277), które w ten sposób wprowadziło w Polsce prawny zakaz składowania z dniem 01.01.2016 r. określonej grupy odpadów komunalnych, w tym osadów ściekowych. Szkoda tylko, że termin ten, był dwukrotnie, również poprzez odpowiednie rozporządzenia, przesuwany,
- znowelizowane rozporządzenie niemieckie weszło w życie w Niemczech z dniem 03.10 2017 roku i jest porównywalne, co wagi i znaczenia dla gospodarki odpadami, z rozporządzeniem w sprawie zakazu składowania, które w Niemczech obowiązuje od 01.06. 2005. Różnica wynosi tutaj około 12 lat. Jeśli wziąć pod uwagę, że polskie rozporządzenie dotyczące zakazu składowania, o czym wspomniano wcześniej,

obowiązuje od 01.10 2016 i uwzględnić podobną różnicę czasu równą 12 lat, wówczas polskie rozporządzenie o odzysku fosforu w procesie oczyszczania ścieków powinno byłoby się ukazać w 2028 r. Takie porównanie jest absolutnie niedorzeczne i już dzisiaj należy bardzo uważnie analizować wszelkie przedsięwzięcia podejmowane w Niemczech w aspekcie odzysku fosforu w procesie przetwarzania osadów ściekowych i nie tracąc czasu transformować je do polskich uwarunkowań. Ale bez opracowania odpowiedniej koncepcji czy planu nie da się tego zrobić.

### Perspektywa rozbudowy monospalarni osadów ściekowych w Niemczech

Przyjęte w nowym rozporządzeniu przepisy w zakresie odzysku fosforu z osadów ściekowych jak i z popiołów po ich termicznym przekształcaniu zdecydowanie preferują monospalanie osadów, czyniąc tę metodę końcowego zagospodarowania osadów praktycznie, jako jedyną.

Biorąc pod uwagę udział metod termicznych w zagospodarowaniu komunalnych osadów ściekowych w Niemczech, wynoszący w roku 2016 około 65% (rys. 1) należy podać, w jakich proporcjach ma tutaj udział monospalanie osadów – wynosi 44%, a w jakich ich współspalanie wraz z węglem w energetyce węglowej – 43% oraz w przemyśle cementowym – 13%, co graficznie obrazuje rysunek 4 [4].

<b>Monospalarnie</b>	<b>Współspalanie Elektrownie węglowe</b>	<b>Współspalanie Cementownie Spalarnie odpadów</b>
<b>[%]</b>	<b>[%]</b>	<b>[%]</b>
<b>43</b>	<b>44</b>	<b>13</b>
		
<b>Konieczna rozbudowa obecnego potencjału monospalarni</b>	<b>Nie ma przyszłości. Będzie spadać w ciągu najbliższych 12 - 15 lat</b>	<b>Przyszłość dyskusyjna?? Będzie spadać w ciągu najbliższ- 12 - 15 lat</b>
	<b>Likwidacja elektrowni "Odnawialne źródła energii"</b> 	

Rys. 4. Graficzna ilustracja trendów monospalania i współspalania osadów ściekowych w strategii odzysku fosforu z popiołów po termicznym przekształcaniu osadów [4]

Plany rozbudowy monospalarni są już obecnie w Niemczech daleko zaawansowane. Niektóre mają postać formalnie już zaakceptowanych inwestycji, polegających na modernizacji i rozbudowie dotychczas eksploatowanych monospalarni osadów bądź na budowie zupełnie nowych. Prowadzone są także prace studyjne lub bardziej zaawansowane prace projektowe związane z rozbudową potencjału przerobowego monospalarni,

z lokalizacja w takich miejscowościach jak: Berlin, Stuttgart, Monachium, Frankfurt nad Menem, Hamburg, Bonn, Herne, Wuppertal oraz Bitterfeld-Wolfen. Poniżej przedstawiono kilka konkretnych przykładów w tym zakresie. Natomiast współspalanie w energetyce ma wyraźną tendencję spadkową. Podobnie jak i w przemyśle cementowym. Będzie systematycznie ograniczane w perspektywie 12 do 15 lat, czyli dokładnie w okresie dojścia do przepisanych prawem przedsięwzięć w zakresie odzysku fosforu, z datami granicznymi 2029 (dla oczyszczalni >100 000 RLM) oraz 2032 (dla oczyszczalni >50 000 RLM).

Aktualnie eksploatowanych jest w Niemczech 20 typowych monospalarni osadów ściekowych o łącznej przepustowości projektowej wynoszącej 668 420 Mg s.m./rok, co obrazuje tabela 5 [4]. Analizując podane w tabeli 5 nominalne wydajności dla danej instalacji monospalania i porównując je z podanymi wcześniej danymi, co do 44% aktualnie (wg danych z 2016) udziału monospalarni w termicznym przekształcaniu komunalnych osadów ściekowych w Niemczech, widać, że nie są one wykorzystywane w przewidzianym projektowo zakresie i posiadają rezerwę. Zauważyć należy, że również krajowe monospalarnie komunalnych osadów ściekowych, których w Polsce jest w sumie 11, dalekie są w swojej rzeczywistej wydajności od wydajności dla nich zaprojektowanej. Wynika to głównie z kłopotów eksploatacyjnych, szeregu awarii i przestojów.

Wśród daleko zaawansowanych w Niemczech inwestycji w zakresie budowy monospalarni lub już nawet ukończonych można wymienić:

- oddana do eksploatacji w dniu 14.06.2017 r. nowa monospalarnia na wyspie Rugia. Posiada ona charakter regionalny dla tego regionu i obsługuje obszar zlewny z 38 oczyszczalni ścieków. Termicznemu przekształcaniu poddawane są w tej spalarni wszystkie osady ściekowe z tego regionu oraz do około 7% udziału wagowego biomasy wrzucanej na brzeg przez południowo-zachodnią część Bałtyku. Posiada wydajność 2 500 Mg s.m./rok i czas eksploatacji równy 11 miesięcy w ciągu roku. Jej budowa trwała 2 lata a koszt inwestycyjny 12,15 mln Euro,
- na terenie istniejącej oczyszczalni ścieków i monospalarni osadów we Frankfurcie nad Menem będącej w eksploatacji od 1981 r. z modernizacją w 1997 r. o łącznej wydajności 52 560 Mg s.m./rok (tabela 5) planowane są dwie istotne inwestycje:
  - inwestycja w zakresie fermentacji osadów o koszcie inwestycyjnym rzędu 65 mln Euro,
  - nowa dwu-liniowa monospalarnia osadów w technologii fluidalnej o łącznej wydajności 30 000 Mg s.m./rok i planowanym koszcie inwestycyjnym około 100 mln Euro,
  - plany obu wyżej wymienionych inwestycji przebiegały w następujących etapach; 2015 – projekt wstępny, 2018/2019 – uzyskanie pozwolenia na budowę, 2024/2025 – planowane przekazanie do eksploatacji,
  - **jak widać od etapu planowania do etapu eksploatacji monospalarni potrzeba w warunkach formalno – prawnych obowiązujących w Niemczech średnio około 10 lat,**



- w Berlinie, obok już eksploatowanej oczyszczalni ścieków i monospalarni w Berlinie-Ruhleben, planowana jest modernizacja oczyszczalni ścieków w miejscowości Waßmannsdorf obejmująca:
  - inwestycję w zakresie fermentacji osadów,
  - nową dwu lub trzy-liniową monospalarnię osadów i skratek w technologii fluidalnej o łącznej wydajności 68 000 Mg s.m./rok,
  - plany zakładane są w następujących etapach; 2019/2020 – projekt, 2020/2025 – pozwolenie na budowę i okres budowy, 2025 – planowane przekazanie do eksploatacji.

Tabela 5. Zestawienie monospalarni eksploatowanych w Niemczech [4]

Lp.	Nazwa zakładu monospalania osadów	Kraj związkowy Niemiec	Nominalna wydajność [Mg s.m./rok]
1.	Berlin - Ruhleben	Berlin	84 100
2.	Balingen	Badenia-Wirtembergia	1 120
3.	Karlsruhe	Badenia-Wirtembergia	20 000
4.	Stuttgart	Badenia-Wirtembergia	32 000
5.	Altenstadt	Bawaria	55 000
6.	Gendorf	Bawaria	10 000
7.	München	Bawaria	22 000
8.	Nue-Ulm	Bawaria	16 000
9.	Straubing	Bawaria	2 500
10.	Frankfurt am Main	Hesja	52 560
11.	Hamburg	Hamburg	78 840
12.	Rügen	Mekleburgia-Pomorze	2 500
13.	Bonn	Nadrenia Północna-Westfalia	8 000
14.	Bottrop	Nadrenia Północna-Westfalia	44 000
15.	Düren	Nadrenia Północna-Westfalia	14 000
16.	Werdohl - Elverlingsen	Nadrenia Północna-Westfalia	61 320
17.	Herne	Nadrenia Północna-Westfalia	22 200
18.	Lüden	Nadrenia Północna-Westfalia	95 000
19.	Wuppertal	Nadrenia Północna-Westfalia	32 00
20.	Bitterfeld - Wolfen	Saksonia-Anhalt	15 200
<b>Sumaryczna, nominalna wydajność monospalarni</b>			<b>668 420</b>

- na terenie portowym miasta Brema planowana 2018/19 jest kolejna monospalarnia osadów wraz z instalacją do odzysku fosforu z popiołów po spalaniu osadów o wydajności 45 000 Mg s.m./rok, z planowanym uruchomieniem w 2022 roku,

- interesującym projektem jest budowa fluidalnej monospalarni osadów dla regionu Miasta Rostoku o przepustowości wystarczającej dla 2/3 osadów ściekowych wytwarzanych w landzie Meklemburgii-Przedpomorza. Do procesu spalania będą trafiać osady wstępnie osuszone w 3zdecentralizowanych instalacjach ich podsuszania (2 x suszenie słoneczne, 1 x suszarka taśmowa). Monospalarnia o planowanej wydajności 25 000 Mg s.m./rok będzie współpracować z instalacją do odzysku fosforu, którego zawartość w osadach ściekowych wynosi nieco powyżej 22%. Zakłada się odzysk fosforu dla ponad 8000 ton popiołów/rok, co przy wymaganym prawnie poziomie odzysku fosforu z popiołów równym 80% pozwoli uzyskać około 1600 ton fosforu rocznie,
- kolejnym interesującym przykładem wdrażania nowych koncepcji odzysku fosforu realizowanym w formule poprzez utworzenie spółki joint venture w ramach prawa publicznego w regionie Kolonii w landzie Nadrenii jest współpraca 3 spółek zajmujących się kanalizacją i oczyszczaniem ścieków. Zakłada się budowę monospalarni osadów o wydajności 70 000 Mg s.m./rok do 2028 r. i jej wspólną eksploatację przez 30 lat. Współpracujący partnerzy nie zamierzają generować zysków, wszelkie nadwyżki operacyjne posłużą utrzymaniu stabilności opłat za wodę i ścieki,
- w podsumowaniu aktualnych planów budowy nowych monospalarni komunalnych osadów ściekowych w Niemczech, z założeniem prawnie wymaganego odzysku fosforu w tych spalarniach, można podać, że wymienia się tutaj 17 różnego rodzaju tego rodzaju inwestycji, o sumarycznej nominalnej wydajności równej 531 000 Mg s.m./rok [4]. Ich status jest zróżnicowany, od etapu planowania i ubiegania się o pozwolenie na budowę po rozpoczęte już budowy. Powyżej podano kilka przykładów w tym zakresie.

### **Monospalarnie osadów ściekowych w Polsce – syntetyczna charakterystyka i ocena**

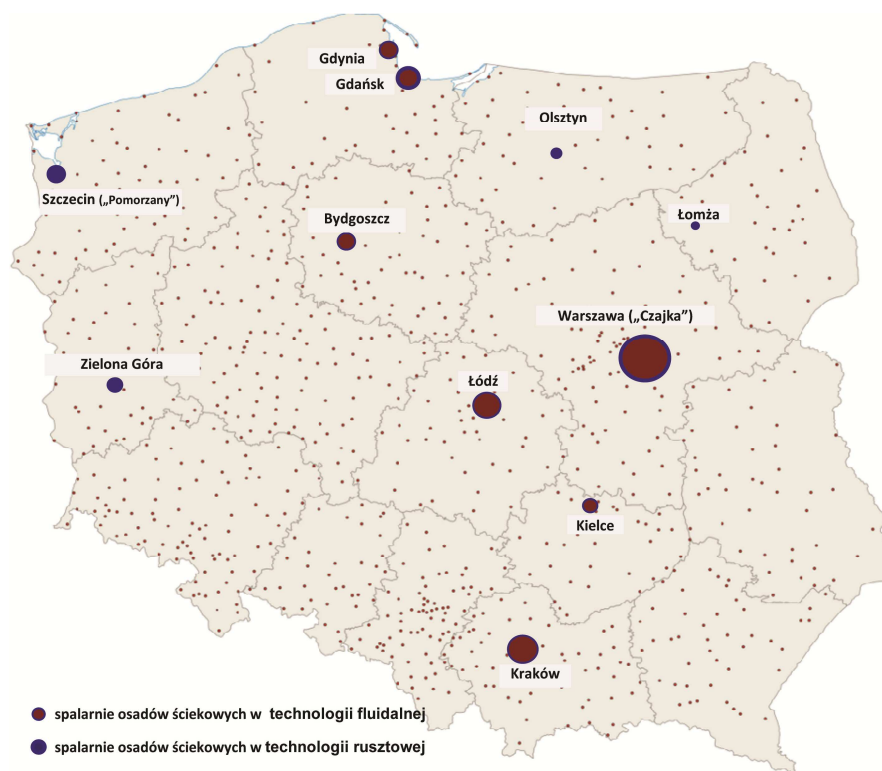
Eksploatowane w krajowych oczyszczalniach ścieków spalarnie komunalnych osadów ściekowych, w literaturze przedmiotu zwane instalacjami monospalania, w których termicznie przekształcane są wyłącznie osady ściekowe, stanowią w aspekcie odzysku fosforu najbardziej interesujące, wręcz jedyne instalacje końcowego zagospodarowania osadów ściekowych. Wynika to z szeregu aspektów, jak między innymi z [5]:

- ⇒ możliwości wysoce efektywnego odzysku fosforu z popiołów po spalaniu osadów,
- ⇒ możliwości odzysku energii z procesu spalania osadów i wykorzystania jej do szeregowo przewidzianych procesów jak; suszenie osadów czy odzysk fosforu,
- ⇒ niezależności eksploatatora od innych udziałowców w procesie zagospodarowania osadów,

W tabeli 6 przedstawiono zestawienie obrazujące ogólną charakterystykę krajowych monospalarni komunalnych osadów ściekowych. Ich rozmieszczenie na terenie Polski obrazuje rysunek 5.

Tabela 6. Ogólna charakterystyka instalacji spalania osadów ściekowych eksploatowanych w Polsce

(1)	(2)	(3)	(4)	(5)
<b>Ogólna liczba spalarni</b>	<b>Sumaryczna wydajność [ Mg s.m./rok ]</b>	<b>Zakres wydajności [ Mg s.m./h ]</b>	<b>Nominalny czas pracy w skali roku [ h/rok ]</b>	<b>Zakres s.m. osadów podawanych do spalania [% s.m.]</b>
11	ok. 160 000	0,2 ÷ 7,9	7000 ÷ 8000	33 ÷ 90
(6)	(7)	(8)	(9)	(10)
<b>Spalanie skratek</b>	<b>Rodzaj technologii paleniska</b>	<b>Zagospodarowanie popiołów i pozostałości z oczyszczania spalin</b>	<b>Zakres uzyskiwanej dyspozycyjności [ % ]</b>	<b>Rodzaj konstrukcji systemu oczyszczania spalin</b>
stosowane w dużych spalarniach	fluidalne – 7 rusztowe – 4	od metod składowania po zestalanie	50 ÷ 90	najczęściej system suchy z użyciem wodorowęglanu sodu



Rys. 5. Usytuowanie monospalarni komunalnych osadów ściekowych na mapie Polski

Głębsza analiza ogólnie scharakteryzowanych monospalarni osadów ściekowych (tab. 6) pozwala sformułować następujące wnioski i komentarze odnośnie ich budowy, a także efektywności i dyspozycyjności pracy, a perspektywicznie możliwości odzysku fosforu z popiołów po procesie monospalania osadów:

- kolumna (1) – liczba 11 spalarni osadów stanowi sumę 11 monospalarni, wybudowanych w latach 2008 – 2013, znajdujących się aktualnie w mocno zróżnicowanym stadium eksploatacji, od stadium remontów poprzez czasowe postoje do całkowitego odstawienia. Spalarnie te zlokalizowane są na terenie oczyszczalni ścieków w takich miastach jak: Łomża, Zielona Góra, Olsztyn, Gdynia Dębogórze, Szczecin, Bydgoszcz, Kielce, Kraków Łódź, Gdańsk i Warszawa,
- kolumna (2) – podana sumaryczna wydajność, równa ok. 160 tys. Mg s.m./rok, uwzględnia nominalną (projektowaną) wydajność wszystkich 11 spalarni, w tym największej w Polsce i jednej z większych w krajach UE ( max. ok. 63 820 Mg s.m./rok) spalarni osadów usytuowanej na terenie Oczyszczalni Ścieków „Czajka” w Warszawie. Jeśli wziąć pod uwagę, że wytworzony według danych GUS 2018 w 2017 r., strumień s.m. osadów wynosił 584 500 Mg s.m./rok, to udział monospalania osadów w ich zagospodarowaniu stanowić będzie ok. 27%. Jest to jednak wyraźnie teoretyczny a nie praktycznie potwierdzony udział, gdyż rzeczywista wydajność krajowych monospalarni może sięgać ok. 50% albo nawet mniej w odniesieniu do ich nominalnej wydajności,
- kolumna (3) – podany zakres wydajności uwzględnia nominalny strumień s.m. osadów poddawanych spalaniu w ciągu 1 godziny pracy spalarni przez jej wszystkie linie, zwykle 1 lub 2. Najmniejsza wartość (0,2 Mg s.m./h) dotyczy najmniejszej spalarni w Łomży, największa (7,98 Mg s.m./h) wspomnianej już każdej z 2 – linii monospalarni w Warszawie,
- kolumna (5) – podany zakres s.m. wskazuje, że niektóre spalarnie podsuszają osady tylko do wymaganej granicy ich autotermicznego spalania, co charakterystyczne jest dla większości krajowych rozwiązań w technologii fluidalnej (Bydgoszcz, Gdańsk, Gdynia, Kielce, Kraków, Łódź, Warszawa). W pozostałych przypadkach, gdzie zastosowano technologie rusztowe (Łomża, Olsztyn, Szczecin, Zielona Góra) osady wysuszane są całkowicie, do ok. 90% s.m. i w tej postaci spalane. Współczesne konstrukcje fluidalnych spalarni osadów ściekowych eksploatowane w wiodących w tym zakresie krajach UE pozwalają spalać autotermicznie osady, to jest bez udziału paliwa wspomagającego, przy ich roboczej wartości opałowej równej około 4000 kJ/kg. Badania i analizy wykonane w krajowych fluidalnych spalarniach osadów wykazują, że wymagana wartość opałowa dla autotermicznego spalania osadów wynosi powyżej 4500 kJ/kg,
- kolumna (6) – skratki, tłuszcze i inne pochodne odpady z procesu oczyszczania ścieków komunalnych są spalane razem z osadami, co jest typowe dla dużych spalarni, co jednak nadal stwarza wiele problemów eksploatacyjnych,
- kolumna (7) – wszystkie spalarnie osadów współpracujące z oczyszczalniami ścieków w dużych miastach (Bydgoszcz, Gdańsk, Gdynia, Kielce, Kraków, Łódź, Warszawa) oparte są na rozwiązaniach technologicznych wykorzystujących palenisko fluidalne ze złożem stacjonarnym oraz z niezintegrowanym z komorą spalania, zewnętrznym wymiennikiem ciepła. Dotyczy to w sumie 7 spalarni. Pozostałe 4 posiadają paleniska rusztowe,
- kolumna (8) – zaprojektowany proces termicznego przekształcania osadów obejmuje w większości przypadków zaawansowane metody unieszkodliwiania popiołów i pozostałości po oczyszczaniu spalin. Realizowane jest to najczęściej poprzez

stabilizację i zestalanie. Tylko w Łodzi i Szczecinie popioły po procesie spalania i oczyszczania spalin są składowane na specjalnie wybudowanych składowiskach. **Biorąc pod uwagę obecne możliwości w zakresie odzysku fosforu z popiołów wszystkie krajowe monospalarnie powinny rozważyć inne, oparte na składowaniu metody czasowego magazynowania popiołów,**

- kolumna (9) – większość krajowych spalarni osadów, nadal nie pozbyła się problemów technicznych wynikających z nieprawidłowości w ich konstrukcji, wykonaniu czy skutek błędów w eksploatacji. Prowadzi to do licznych przerw w pracy i daje niezbyt wysoki poziom ogólnej dyspozycyjności. Najistotniejsze problemy to; awarie systemów podawania osadów ze zbiorników buforowych do systemu ich podsuszania, awarie w obrębie suszarek do podsuszania/suszenia osadów, szeroko występujące i powtarzające się awarie wymienników ciepła – tzw. rekuperatorów, awarie systemów oczyszczania spalin oraz zaprojektowanych systemów zestalania stałych odpadów poprocesowych,
- kolumna (10) – dla celów oczyszczania spalin stosowane są w większości przypadków suche systemy oczyszczania spalin. Wszystkie analizowane krajowe spalarnie osadów spełniają bezwzględnie wymagane prawem UE i prawem polskim standardy emisyjne. Reagentem zastosowanym w przypadku suchej metody oczyszczania spalin, np. dla spalarni osadów w Krakowie, Łodzi, Warszawie, Kielcach czy Gdańsku jest wodorowęglan sodu.

### Podsumowanie i wnioski

Opracowanie niniejsze skupia się przede wszystkim na przedstawieniu współczesnej, daleko wyprzedzającej inne kraje UE, w tym Polskę, gospodarki komunalnymi osadami ściekowymi w Niemczech. Z dniem 03.10.2017 r. weszło tam w życie znowelizowane rozporządzenie w sprawie komunalnych osadów ściekowych, wprowadzające gospodarkę osadami w gospodarkę o obiegu zamkniętym wraz z odzyskiem krytycznego według listy KE pierwiastka, jakim jest fosfor.

Przedstawiono szereg danych liczbowych i zapisów formalnych charakteryzujących obecną gospodarkę osadami ściekowymi w Niemczech, odnosząc ją w wielu aspektach do aktualnej sytuacji w tym zakresie w kraju. Każdy niemal rozdział podsumowano odpowiednio zredagowanymi konkluzjami, które wyrażają wiele wniosków i spostrzeżeń w odniesieniu do krajowych uwarunkowań i krajowej rzeczywistości w tym względzie.

Z wprowadzenia do tematu niniejszego opracowania jasno wynika, że szczególnie Niemcy, ale także Szwajcaria czy Holandia, już obecnie wprowadziły swoją gospodarkę komunalnymi osadami ściekowymi w obieg cyrkulacyjny, z akcentem na odzysk fosforu. Jest to bardzo czytelny sygnał dla pozostałych państw UE, w tym dla Polski, która praktycznie nie wykonała jak dotąd żadnego kroku, aby opracować niezbędne założenia czy program przygotowawczy dla tego rodzaju zamierzeń. Podkreślić jednocześnie należy, że Polska jako sygnatariusz Konwencji Helsińskiej i z tej strony zmuszona jest posiadać koncepcję gospodarki komunalnymi osadami ściekowymi z uwzględnieniem zamkniętego obiegu substancji biogennych, a szczególnie fosforu.

Podane w rozdziale dane i informacje na temat gospodarki komunalnymi osadami ściekowymi w Niemczech istotnie zderzają się z szarą rzeczywistością w tym względzie w Polsce, Powyższy rozdział i przedstawione najistotniejsze regulacje prawne przyjęte w Niemczech na mocy znowelizowanego rozporządzenia w sprawie komunalnych osadów

ściekowych mogą mieć bardzo istotne znaczenie dla poszczególnych krajów UE, w tym oczywiście także dla Polski,

Znowelizowane niemieckie rozporządzenie w sprawie osadów ściekowych, prawnie wymagające wdrożenia odzysku fosforu w procesie przeróbki osadów obowiązuje w Niemczech już dwa lata, od 03.10.2017. Pomimo przyznanego w tym rozporządzeniu okresu przejściowego wynoszącego od 12 do 15 lat, w zależności od wielkości oczyszczalni ścieków, której ten przepis dotyczy, nie czeka się i przystępuje już obecnie w poszczególnych landach Niemiec do budowy nowych monospalarni osadów, gdyż dokonane studia i analizy jednoznacznie wskazują te instalacje, jako wiodące w procesie końcowego przetwarzania osadów pod kątem odzysku fosforu.

Przedstawione powyżej wnioski i spostrzeżenia unaocniają, jak obszerny jest zbiór zupełnie nowej, dotąd w Polsce bardzo słabo rozpoznanej problematyki badawczej związanej z eksploatacją oraz optymalizacją pracy nowopowstałych monospalarni komunalnych osadów ściekowych. Wiarygodna ocena ich aktualnego stanu technicznego i reprezentowanej dyspozycyjności, a tym samym wydajności, wymaga przeprowadzenia indywidualnej oceny każdej z nich. Ocena taka powinna także dać odpowiedź czy obecnie bądź perspektywicznie zakładany potencjał przerobowy krajowych monospalarni będzie wystarczający, jeśli wzorem Niemiec, i Polska przystąpi do zdecydowanych działań w zakresie urealnienia w kraju gospodarki komunalnymi osadami ściekowymi realizowanej w obiegu zamkniętym z odzyskiem fosforu.

### Literatura

1. Gromiec Marek: Strategiczne aspekty rozwoju krajowej gospodarki osadami ściekowymi. 13 Konferencja: „Metody zagospodarowania osadów ściekowych”. Organizator: Abrys Sp. z o.o. Władysławowo, 16–18 września 2019 r.
2. Podewils Wolfgang: Recykling fosforu w ramach Circular Economy. 11 Konferencja: „Suszenie i termiczne przekształcanie osadów”. Organizator: Abrys Sp. z o.o. Gniew/Grudziądz, 19–21 września 2017 r.
3. Podewils Wolfgang: Nowe rozporządzenia dotyczące zagospodarowania osadów ściekowych, w tym odzyskiwania fosforu w Niemczech. 12 Konferencja: „Metody zagospodarowania osadów ściekowych”. Organizator: Abrys Sp. z o.o. Poznań/Berlin, 25–27 września 2018 r.
4. Podewils Wolfgang: Oczyszczanie osadów ściekowych w Niemczech – wyzwania i strategia rozwoju. 13 Konferencja: „Metody zagospodarowania osadów ściekowych”. Organizator: Abrys Sp. z o.o. Władysławowo, 16–18 września 2019 r.
5. Pająk T.: Zagospodarowanie osadów ściekowych metodami termicznymi. Monografia 2013.

## Konwersja komunalnych osadów ściekowych w nawóz organiczny w systemach trzcinowych

Katarzyna KołECKA, Hanna Obarska-Pempkowiak  
Politechnika Gdańska

### Wstęp

Zgodnie z dyrektywami Unii Europejskiej, a w szczególności Dyrektywą 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady Europy z 23 października 2000 roku, komunalne osady ściekowe powinny być ponownie wykorzystane, jeśli zostanie ograniczony do minimum ich niekorzystny wpływ na środowisko przyrodnicze. W dużych oczyszczalniach ścieków osady ściekowe są poddawane termicznej przeróbce, najczęściej przez spalanie. Jest to rozwiązanie bardzo drogie, niedostępne i ekonomicznie nieuzasadnione dla średnich i małych oczyszczalni. Inną metodą jest tzw. recykling organiczny, połączony z odzyskiem pierwiastków nawozowych. Jest on realizowany m.in. przy rolniczym wykorzystaniu osadów, rekultywacji terenów zdegradowanych czy kompostowaniu.

Przez wiele lat w Polsce dominującym sposobem zagospodarowania osadów ściekowych z małych oczyszczalni ścieków było ich składowanie na składowiskach odpadów. Jednak od 1 stycznia 2016 roku składowanie odpadów o cieple spalania powyżej 6 MJ/kg suchej masy jest zakazane. Tym samym małe oczyszczalnie ścieków stanęły przed wyborem technologii zagospodarowania osadów. O ile średnie i duże oczyszczalnie mogły pozwolić sobie na budowę zaawansowanych, najczęściej bardzo drogiej w budowie i eksploatacji technologii, o tyle małe oczyszczalnie, najczęściej ze względów ekonomicznych wybierały najprostszy sposób gospodarowania osadami, tj. odwadnianie mechaniczne i rolnicze wykorzystanie.

Recykling organiczny osadów, prowadzony w kierunku odzysku związków biogenych, ma miejsce m.in. przy ich rolniczym wykorzystaniu, przy kompostowaniu, czy przy rekultywacji terenów zdegradowanych. Ze względu na ilości wytwarzanych osadów oraz ich jakość ten rodzaj utylizacji jest praktycznie niedostępny dla dużych oczyszczalni ścieków. Natomiast zalecany jest przede wszystkim dla małych i średnich oczyszczalni. W Polsce jedynie 8% wytwarzanych osadów jest w ten sposób zagospodarowywanych. *Wprowadzenie w 2010 regulacji prawnych (Rozporządzenia Ministerstwa Środowiska w sprawie komunalnych osadów ściekowych z dnia 13 lipca 2010 r.) zahamowało tendencję wzrostu osadów stosowanych w rolnictwie i do rekultywacji gruntów. Obecnie ilość ta utrzymuje się na stałym, zbliżonym poziomie wynoszącym 109 tys. ton sm, co stanowi 20% wytwarzanych osadów. Jednak ze względu na postępujące zaostrzenia legislacyjne, przewiduje się dalszy spadek ilości osadów wykorzystywanych w ten sposób. Może to przynieść znaczne straty w polskiej gospodarce, gdyż szacuje się, że łączny potencjał nawozowy osadów ściekowych warty jest ok. 200-300 mln zł rocznie (Wójtowicz i in., 2013). Dla małych i średnich oczyszczalni ścieków ciekawą alternatywą może być technologia wykorzystująca systemy trzcinowe do jednoczesnego odwadniania i stabilizacji osadów umożliwiającą odzysk cennych składników nawozowych. Osady ściekowe wytwarzane na obszarach wiejskich, ze względów prawnych oraz praktycznych i estetycznych powinny być*

*nie tylko unieszkodliwiane, ale również rolniczo wykorzystywane ze względu na obecność materii organicznej oraz potencjalne właściwości nawozowe.*

*Systemy trzcinowe charakteryzują się skutecznym odwadnianiem oraz wysokim stopniem mineralizacji unieszkodliwianych osadów ściekowych. Produktem ostatecznym unieszkodliwiania osadów ściekowych w zintegrowanych systemach trzcinowych jest substancja humusowa o właściwościach nawozowych, z powodu stosunkowo wysokich stężeń azotu i fosforu w porównaniu z innymi nawozami organicznymi, np. gnojowicą. Proponowana technologia jest powszechnie znana i wykorzystywana w wielu krajach europejskich, np. we Francji, w Dani, a także w Szwecji, Norwegii, Hiszpanii i we Włoszech (Nielsen, 2003, 2007, Uggetti i in. 2009). W Polsce, w skali technicznej, systemy trzcinowe aktualnie pracują tylko na terenie konwencjonalnej oczyszczalni ścieków w Gniewinie k. Wejherowa oraz w Zambrowie w województwie podlaskim (Kołęcka i in., 2018).*

Systemy trzcinowe eliminują główne problemy, które występują podczas mechanicznego odwadniania. Przede wszystkim nie wymagają drogich urządzeń do odwadniania. Eliminują również robociznę związaną z procesem mechanicznego odwadniania oraz konieczność stosowania drogich polielektrolitów. Istotnie też zmniejszają uciążliwości związane z magazynowaniem odwodnionych osadów, ich zagniwaniem.

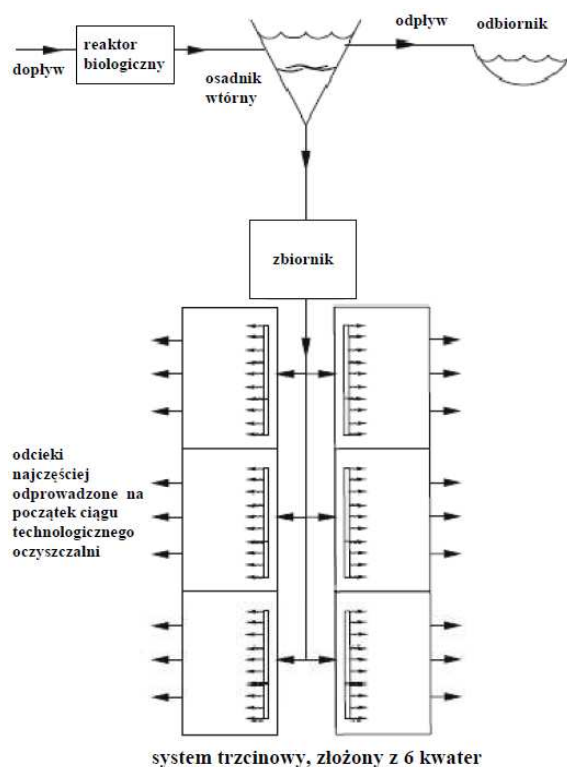
Systemy trzcinowe są przede wszystkim łatwe w obsłudze oraz charakteryzują się niskimi kosztami eksploatacyjnymi. Technologia ta daje możliwość jej dostosowania do lokalnych warunków terenowych, a naturalne walory umożliwiają łatwe wkomponowanie w istniejący krajobraz. Procesy odwadniania i stabilizacji w systemach trzcinowych zachodzą podobnie jak w warunkach naturalnych, a jej działanie związane jest z symulacją procesów zachodzących w naturalnych ekosystemach bagiennych.

W celu szerszego stosowania trzcinowej technologii do zintegrowanego odwadniania i stabilizacji konieczne są kompleksowe badanie funkcjonujących systemów trzcinowych w celu określenia jakości przetwarzanych osadów ściekowych. Ważne jest również poznanie zachodzących w tych systemach procesów. Z tego względu poszukiwane są nowe narzędzia, które byłyby pomocne w ich określaniu. Wymienione zagadnienia zostały szerzej opisane w pracy.

### **Charakterystyka zintegrowanej technologii odwadniania i stabilizacji osadów ściekowych w systemach trzcinowych**

Zasada działania technologii polega na stosowaniu wielowarstwowych zalewów osadami, które charakteryzują się najczęściej niskim stężeniem suchej masy (0,5-1%). Przetwarzanie osadów odbywa się w specjalnie zbudowanych betonowych obiektach naziemnych lub basenach zasiedlonych zazwyczaj trzciną pospolitą. Czas przeróbki osadów wynosi średnio od 8 do 12 lat. Jednak można spotkać obiekty, w których czas eksploatacji jest dłuższy i wynosi 15, a nawet 20 lat (Nielsen i in., 2015). Osady mogą być podawane do systemu bezpośrednio z komór napowietrzania albo mogą być uprzednio uśrednione w zbiorniku. Skąd są podawane do systemu trzcinowego, złożonego z kilku kwater. Zasilana jest zawsze tylko jedna kwatera. W tym czasie pozostałe nie są zalewane, czyli znajdują się w fazie spoczynku (Kołęcka i Obarska-Pempkowiak, 2013, Nielsen 2003). Na rys. 1. przedstawiono schemat systemu trzcinowego do odwadniania i stabilizacji osadów ściekowych opisany przez Uggetti i in. (2010), a na rys.2 doprowadzenie osadów do jednej z kwater systemu trzcinowego eksploatowanego w Gniewinie.





Rys. 1. Schemat systemu trzcinyowego do odwadniania i stabilizacji osadów ściekowych dla oczyszczalni ścieków z komorą osadu czynnego, opracowane na podstawie Uggetti i in. (2010)

Przez około 30 lat systemy trzcinyowe stosowane do przeróbki osadów znalazły zastosowanie w oczyszczalniach ścieków obsługujących od kilkuset do nawet 125 000 Równoważnej Liczby Mieszkańców (RLM) (Uggetti i in. 2009, Nielsen, 2003). Zatem można przyjąć, że pojemność systemów trzcinyowych nie jest parametrem ograniczającym ich stosowanie. Technologia ta może być stosowana, jeśli tylko jest dostępna wymagana powierzchnia.



Rys. 2 Doprowadzenie osadów za pomocą rur umieszczonych z boku kwatery w Gniewinie (foto Dariusz Rohde)

Na wymiarowanie obiektów hydrofitowych ma wpływ szereg czynników, m.in. (Nielsen 2017, KołECKA i Obarska-Pempkowiak, 2018): (i) warunki klimatyczne określonego regionu, (ii) ilość i rodzaj dostarczanych osadów, (iii) jakość osadów (określana zwykle na podstawie stężenia suchej masy) i czas ssania kapilarnego oraz zawartość tłuszczów. Ważne jest, aby przed projektowaniem znany był stopień stabilizacji osadów, zapotrzebowanie na tlen, zdolności flokulacyjne oraz charakterystyka odwadniania. Istotne jest, aby w okresie rozruchu (po obsadzeniu systemu trzciną) stosować niższe dawki osadów niż projektowane. Takie podejście umożliwi roślinom lepszy rozwój oraz ukorzenie się w podłożu. Okres rozruchu trwa średnio ok. 2 lata (Nielsen, 2003).



Rys. 3. Części nadziemne i podziemne trzcin popielitej (Blumberg-Engineers, 2018)

Przeciętny okres eksploatacji systemu trzcinowego wynosi 8-12 lat. Jednak na podstawie doświadczeń wykazano, że można wydłużyć ten okres do ponad 15 lat. Jednak niezależnie od długości eksploatacji zawsze składa się on z trzech etapów: (i) okres rozruchu, (ii) okres pełnej eksploatacji, (iii) opróżniania systemu (Nielsen, 2003, Uggetti i in., 2010, KołECKA i in. 2018). Okres rozruchu trwa ok. 2 lat. W tym czasie dawka doprowadzanych do systemu osadów powinna być znacznie mniejsza od dawki zalecanej w projekcie. Zaleca się, aby nie przekraczać wartości  $30 \text{ kg/m}^2\text{-rok}$ . Po upływie tego czasu rośliny są całkowicie rozwinięte i eksploatacja obiektu może odbywać się z pełną, projektowaną wydajnością. Wydajność po przeliczeniu na suchą masę osadów powinna wynosić  $50\text{-}60 \text{ kg/m}^2\text{-rok}$ , w zależności od rodzaju i jakości osadów. Osady można dostarczać do systemu, aż do całkowitego zapełnienia kwater. W ostatnim, trzecim etapie rozpoczyna się usuwanie warstw odwodnionych i ustabilizowanych osadów. Kwatery trzcinowe opróżniane są po kolei. Jeśli użytkowane jest 8 kwater, to najczęściej 2 są opróżniane. W celu zwiększenia stężenia suchej masy osadów przed opróżnieniem nie powinno dostarczać się "świeżych" osadów, czyli nowych dawek.

Przerwy pomiędzy kolejnymi nawodnieniami zależą m.in. od wydajności złoża, warunków atmosferycznych, wieku obiektu, stężenia suchej masy w osadach, miąższości warstw zgromadzonych osadów.

Dłuższe okresy odpoczynku pomiędzy kolejnymi nawodnieniami, mogą powodować poprawę efektywności odwadniania i stabilizacji osadów. Jednak, aby zapewnić odpowiednio długie przerwy pomiędzy kolejnymi zasileniami, konieczna jest odpowiednia liczba kwater.

Nadrzędnym zadaniem systemów trzcinowych jest zapewnienie odpowiedniego przebiegu procesów odwodniania i stabilizacji dostarczonych osadów ścieków. Rozgałęziony system kłączy i korzeni trzciny pospolitej zapewnia rozwój różnorodnych mikroorganizmów (heterotroficznych i autotroficznych), dlatego też obecność trzciny pospolitej przyspiesza stabilizację osadów ściekowych. Na rys.3 przedstawiono zdjęcie sadzawek trzciny pospolitej stosowanych do nasadzeń.

*Podczas procesu odwadniania początkowo płynne osady (99% uwodnienia) przekształcają się w formę stałą. Przyczynia się to do znaczącej redukcji ich objętości. Wzrost stężenia suchej masy osadów o 7% powoduje obniżenie początkowej objętości o 87%. Natomiast osady o stężeniu suchej masy wynoszącej 30%, posiadają jedynie 4% swojej początkowej objętości (KołECKA i in, 2017).*

Owadnianie w systemach trzcinowych zachodzi przede wszystkim na skutek grawitacyjnego odciekania wody z osadów oraz ewapotranspiracji. Proces ten wspomagany jest przez temperaturę, promieniowanie słoneczne i fotodegradację. W prawidłowo funkcjonujących obiektach grawitacyjne odciekanie wody zachodzi najszybciej, bezpośrednio po zalaniu złoża. Dodatkowo wiatr poruszając łodygami trzciny, przeciwdziała zatykaniu się świeżej warstwy osadów. Dzięki temu tworzy wolne przestrzenie, które wspomagają proces grawitacyjnego odwadniania. Następnie po osiągnięciu około 20% suchej masy proces ten ustaje. Dalsze odwodnienie następuje wskutek ewapotranspiracji. Jest to zjawisko parowania wody z powierzchni osadów oraz z nadziemnych części roślin, którego efektem jest dalsze zwiększenie stężenia suchej masy (Nielsen, 2003, KołECKA i Obarska-Pempkowiak, 2013). Pomimo naturalnego charakteru procesów skuteczność odwadniania w systemach trzcinowych jest wysoka (Tabela 1).

Tabela 1. Średnie stężenia suchej masy osadów przetwarzanych w systemach trzcinowych

Nazwa obiektu, kraj	Rodzaj osadów,	Stężenie suchej masy w osadzie surowym, %	Stężenie suchej masy osadów po odwadnianiu, %	Literatura
Staffordshire, UK	Osady wstępne oraz nadmierne ze złóż biol.	4,0	20	Edwards i in. (2001)
Helsingør, Dania	Nadmierny osad czynny z komory oraz osadnika wtórnego	0,6	20	Nielsen (2007)
Rudkøbing, Dania	Nadmierny osad czynny z komory oraz osadnika wtórnego	0,8	29	KołECKA i Obarska-Pempkowiak (2013)
Alpens, Hiszpania	Nadmierny osad czynny	1,1	24	Uggetti i in. (2009a)
Seva, Hiszpania	Nadmierny osad czynny	1,2	18	Uggetti i in. (2009a)

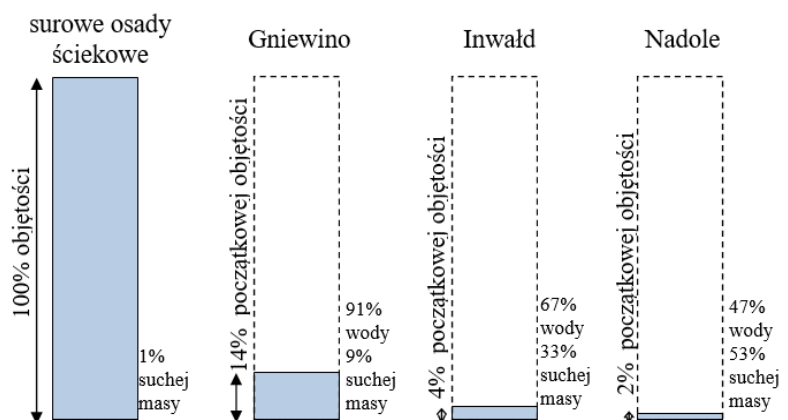
Nazwa obiektu, kraj	Rodzaj osadów,	Stężenie suchej masy w osadzie surowym, %	Stężenie suchej masy osadów po odwadnianiu, %	Literatura
Darżlubie, Polska	Osady ze osadnika Imhoffa	7,0	42	Zwara i Obarska-Pempkowiak (2000)
Swarzewo, Polska	Nadmierny osad czynny z osadnika wtórnego	1,0	14	Obarska-Pempkowiak i in. (2003)
Gniewino, Polska	Nadmierny osad czynny z osadnika wtórnego	1,0	9,3	Kołecka i in. 2018
Nadole, Polska	Nadmierny osad czynny z osadnika wtórnego	1,0	60,0	Kołecka i in. 2018

Efektywność odwadniania osadów w systemach trzcinowych (Tabela 1) jest porównywalna lub wyższa do efektywności urządzeń mechanicznych (Tabela 2). W przypadku wirówek, filtrów ciśnieniowych oraz pras taśmowych stwierdzono niższe stężenia suchej masy niż w większości systemów trzcinowych (Metcalf i Eddy 2003). *Zaletą obiektów trzcinowych w porównaniu do urządzeń mechanicznych jest brak konieczności stosowania polielektrolitów dla poprawy efektywności procesu. Dodatkowo systemy trzcinowe wymagają znacznie mniej energii elektrycznej, niż urządzenia mechaniczne.*

Tabela 2. Średnie stężenia suchej masy uzyskane z pomocą urządzeń mechanicznych, opracowane na podstawie Metcalf i Eddy (2003)

Metoda odwadniania	Rodzaj osadów	Średnie stężenia suchej masy, %
Wirówki	Osad czynny	14–20
	Osad przefermentowany	15–30
	Osad po stabilizacji tlenowej	8–10
Filtiry ciśnieniowe	Osad czynny	12–18
	Osad przefermentowany	17–23
Prasy taśmowe	Osad czynny	12–18
	Osad przefermentowany	12–30
	Osad po stabilizacji tlenowej	12–25
Prasy filtracyjne	Osad czynny	27–33
	Osad przefermentowany	29–35

Zastosowanie systemów trzcinowych umożliwia zintegrowane odwadnianie i stabilizację osadów ściekowych. Odwadnianie jest bardzo istotnym procesem przeróbki osadów ściekowych, gdyż przyczynia się do znacznego zmniejszenia ich objętości (Rys. 4). Zwiększenie stężenia suchej masy do 9% powoduje zmniejszenie początkowej objętości do 14%. Natomiast osady o stężeniu suchej masy powyżej 50% posiadały jedynie 2% początkowej objętości.



Rys. 4 Obniżenie objętości osadów w odniesieniu do początkowej objętości podczas wzrostu stężenia suchej masy

Procesy stabilizacji pozwalają na zmniejszenie intensywności wydzielających się przykrych zapachów. Dodatkowo usprawniają proces odwadniania, zmniejszają liczbę organizmów patogennych oraz poprawiają właściwości reologiczne. W systemach trzcinowych osady ściekowe poddawane są jednoczesnemu odwadnianiu i stabilizacji. Tlen z atmosfery jest transportowany za pośrednictwem nadziemnych części roślin do rozbudowanego systemu korzeni i kłączy, a z nich do otaczającego środowiska glebowego. Tworzą się w ten sposób lokalne tlenowe mikrostrefy, wokół których występują mikrostrefy niedotlenione oraz mikrostrefy redukcyjne. Przyczynia się to do rozwoju różnorodnych mikroorganizmów, biorących udział w przemianach biochemicznych materii organicznej przy różnych wartościach potencjałów redukująco-utleniających. Rozkład materii organicznej powoduje stabilizację zgromadzonych osadów (Obarska-Pempkowiak i in., 2010).

O postępującej stabilizacji świadczy ubytek stężenia materii organicznej. W systemach trzcinowych ubytek ten w okresie 10-12 lat wynosi średnio 25-30%. Ostatecznie stężenie materii organicznej w zgromadzonych osadach przyjmuje wartość 40-50% s.m. (Tabela 3). Niższe wartości mogą wskazywać, że osady zatrzymano zbyt krótko, bądź system nie funkcjonuje prawidłowo.

Tabela 3. Średnie stężenie materii organicznej w osadach przetwarzanych w systemach trzcinowych

Nazwa obiektu, kraj	Rodzaj osadów	Stężenia materii organicznej w osadach surowych, % s.m.	Stężenia materii organicznej po stabilizacji, % s.m.	Literatura
Staffordshire, UK	Osady wstępne oraz nadmierne ze złóż biologicznych	74	52	Edwards i in. (2001)
Helsingør, Dania	Nadmierny osad czynny z komory oraz osadnika wtórnego	61	41	Nielsen (2007)
Rudkøbing	Nadmierny osad czynny z komory oraz osadnika wtórnego	59	42	Kołecka i Obarska-Pempkowiak (2013)
Alpens, Hiszpania	Nadmierny osad czynny	60	41	Uggetti i in. (2009a)
Seva, Hiszpania	Nadmierny osad czynny	58	48	Uggetti i in. (2009a)
Darżlubie, Polska	Osady z osadnika Imhoffa	60	45	Zwara i Obarska-Pempkowiak (2000)
Swarzewo, Polska	Nadmierny osad czynny z osadnika wtórnego	-	60	Obarska-Pempkowiak i in. (2003)
Gniewino, Polska	Nadmierny osad czynny z osadnika wtórnego	70	53,0	Kołecka i in. 2018
Nadole, Polska	Nadmierny osad czynny z osadnika wtórnego	70	52,0	Kołecka i in. 2018

Wg Uggetti i in. (2010) końcowe stężenie materii organicznej w osadach stabilizowanych w systemach trzcinowych jest porównywalna do wartości uzyskanych przy zastosowaniu procesu fermentacji (w warunkach beztlenowych).

Badania przeprowadzone przez Kołecką i Obarską-Pempkowiak (2013) oraz Nielsena (2007) wykazały obniżenie stężenia materii organicznej wraz z głębokością zgromadzonych osadów. Podobnie jak w przypadku odwadniania, świadczy to o wpływie czasu na efektywność stabilizacji. Zaobserwowano również pewien stopień mineralizacji oraz humifikacji już po pierwszym roku stabilizacji w systemach trzcinowych.

*Ze względu na przeważnie wysokie stężenia azotu i fosforu w ustabilizowanych osadach ściekowych mogą one stanowić cenny nawóz* (Uggetti i in., 2010, Kołecka i Obarska-Pempkowiak, 2013, Nielsen i Bruun, 2015). Stężenia związków biogenych zależą przede wszystkim od źródła ścieków oraz stosowanych procesów podczas ich oczyszczania.

Stężenia związków biogenych w osadach ściekowych z wybranych systemów trzcinowych podano w tabeli 4.

Tabela 4. Średnie stężenia azotu i fosforu w osadach ściekowych zgromadzonych w systemach trzcinowych

Nazwa obiektu, kraj	Stężenie w % s.m.		Literatura
	Azot	Fosfor	
Helsing, Dania	2,6	3,4	Nielsen i Bruun (2015)
Nakskov, Dania	3,0	4,0	Nielsen i Bruun (2015)
Kellerup, Dania	3,4	3,7	Nielsen i Bruun (2015)
Kolding, Dania	3,6	4,1	Nielsen i Bruun (2015)
La Fontina, Włochy	2,9	-	Peruzzi i in. (2013)
Alpens, Hiszpania	3,3	0,1	Uggetti i in. (2009)
Sant Boi de Lluçanès, Hiszpania	3,1	0,07	Uggetti i in. (2009)
Seva, Hiszpania	3,0	0,14	Uggetti i in. (2009)
Darżlubie, Polska	2,4	0,24	Kołecka i in. (2018)
Swarzewo, Polska	1–10	0,2–1	Kołecka i in. (2018)

Zazwyczaj podczas przemian biochemicznych w systemach trzcinowych stężenia azotu ulegają obniżeniu wraz z głębokością. Na przykład w badaniach przeprowadzonych przez Nielsena (2011) wykazano, że w systemie w Nakskov (Dania) stężenie azotu obniżyło się o ponad 45% z 3,4% s.m. w warstwie górnej (0-10cm) do 1,8% s.m. w dolnej warstwie (120-130 cm) stabilizowanej w okresie 20 lat stabilizacji. Obniżenie stężenia azotu wraz z głębokością potwierdzają również inne badania (Zwara i Obarska-Pempkowiak, 2000, Kołecka i Obarska-Pempkowiak, 2013). Ubytek azotu jest spowodowany przez mikrobiologiczne procesy nityfikacji i denityfikacji (Nielsen i Brunon, 2015). Dodatkowo część azotu wymywana jest ze zgromadzonych warstw osadów i opuszcza system trzcinowy drenażem, jako składnik wody odciekowej (przede wszystkim w postaci azotanów). W przypadku stężenia fosforu analizowane osady znacznie różniły się. *Dodatkowo stwierdzono, że stężenie fosforu w stabilizowanych osadach zwiększa się wraz z głębokością.* Tę zależność potwierdzają między innymi Nielsen (2011), Zwara i Obarska-Pempkowiak (2000) czy Kołecka i Obarska-Pempkowiak (2013). *Część związków fosforu reaguje z żelazem i innymi składnikami osadów, powodując jego związanie w strukturę zakumulowanych osadów.*

Osady ściekowe mogą stanowić potencjalnie bardzo cenny nawóz. Jednak bardzo często zawierają również zanieczyszczenia stanowiące potencjalne ryzyko dla zdrowia i życia ludzi i zwierząt oraz dla środowiska. Głównym zanieczyszczeniem osadów są metale ciężkie (Wójtowicz i in., 2013).

Stężenia metali w osadach ściekowych są zmienne. Zakłada się, że najważniejszym ich źródłem są ścieki przemysłowe (szczególnie związane z działalnością taką, jak: galwanotechnika, przemysł chemiczny, zakłady garbarskie, przemysł farmaceutyczny, obróbka metali, huty stali, produkcja nawozów, pralnie, przemysł naftowy, impregnacja drewna itp.) oraz spływy powierzchniowe (Wójtowicz i in., 2013).

W osadach z różnych systemów trzcinowych dominującymi metalami były cynk i miedź. Potwierdzają to badania przeprowadzone m.in. przez Peruzzi i in., (2011), Uggetti i in. (2010) czy Kołecką i Obarską-Pempkowiak (2013). *Badania przeprowadzone przez Nielsena i in. (2014) oraz Kołecką i Obarską-Pempkowiak (2013) wskazują, że metale związane są przede wszystkim z frakcją niemobilną. Zatem ich uwalnianie do środowiska jest znacznie ograniczone. Dodatkowo w żadnym z analizowanych systemów trzcinowych stężenia metali w zakumulowanych osadach nie przekraczały wartości dopuszczalnych przy rolniczym wykorzystaniu (Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 6 lutego 2015 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych). Średnie stężenia metali w wybranych systemach trzcinowych podano w Tabela 6.*

Tabela 5. Średnie stężenia wybranych metali ciężkich w osadach ściekowych odwadnianych i stabilizowanych w systemach trzcinowych.

Nazwa obiektu, kraj	Stężenie, mg/kg s.m.						Literatura
	Pb	Cd	Cr	Ni	Cu	Zn	
Helsing, Dania	52	1,2	31	22	372	627	Nielsen i Bruun (2015)
Nakskov, Dania	79	1,7	34	32	270	1140	Nielsen i Bruun (2015)
Kellerup, Dania	65	1,1	28	37	233	880	Nielsen i Bruun (2015)
Kolding, Dania	64	1,7	35	26	419	929	Nielsen i Bruun (2015)
La Fontina, Włochy	66	1,5	38	47	581	1752	Peruzzi i in. (2015)
Alpens, Hiszpania	52	0,6	55	29	392	551	Uggetti i in. (2009a)
Sant Boi de Lluçanès, Hiszpania	40	0,6	44	33	147	497	Uggetti i in. (2009a)
Seva, Hiszpania	80	1,0	58	41	237	706	Uggetti i in. (2009a)
Darżlubie, Polska	31	1,7	23	17	28	869	Kołecką i in. (2018)
Swarzewo, Polska	16	0,9	7,0	15	22	649	Kołecką i in. (2018)
Gniewino, Polska	9,5	1,3	46,3	24,6	123,7	723,3	Kołecką i in. (2018)
Nadole, Polska	37,7	1,5	90,7	33,4	91,1	945,3	Kołecką i in. (2018)



Tabela 6. Dopuszczalne stężenia metali ciężkich w komunalnych osadach ściekowych, wg Rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie komunalnych osadów ściekowych

Metale	Maksymalne dopuszczalne stężenia metali ciężkich w mg/kg suchej masy osadów przy stosowaniu komunalnych osadów ściekowych		
	w rolnictwie oraz do rekultywacji gruntów na cele rolne	do rekultywacji terenów na cele nierolne	przy dostosowywaniu gruntów do określonych potrzeb wynikających z planów gospodarki odpadami, planów zagospodarowania przestrzennego lub decyzji o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu, do uprawy roślin przeznaczonych do produkcji kompostu, do uprawy roślin nieprzeznaczonych do spożycia i produkcji pasz
Kadm (Cd)	20	25	50
Miedź (Cu)	1000	1200	2000
Nikiel (Ni)	300	400	500
Ołów (Pb)	750	1000	1500
Cynk (Zn)	2500	3500	5000
Rtęć (Hg)	16	20	25
Chrom (Cr)	500	1000	2500

Dopuszczalne dawki komunalnych osadów ściekowych stosowane w rolnictwie oraz do rekultywacji gruntów na cele rolne w nie mogą przekraczać 3 Mg s.m./ha rok. Natomiast dawki stosowane do rekultywacji terenów na cele nierolne, do uprawy roślin przeznaczonych do produkcji kompostu, do uprawy roślin nieprzeznaczonych do spożycia i do produkcji pasz nie mogą przekraczać 15 Mg s.m. /ha rok.

Najbardziej istotnym biologicznym procesem odpowiedzialnym za usuwanie metali ciężki jest ich pobieranie przez rośliny (bioakumulacja). Peruzzi i in. (2009) wykazali niewielki wzrost stężenia metali ciężkich w korzeniach trzciny po 400 dniach pracy systemu. Chociaż wzrost ten w porównaniu do stężeń metali w zakumulowanych osadach był bardzo niski. Obecność metali w osadach jest uwarunkowana ich stężeniem w ściekach dopływających do oczyszczalni (Uggetti i in., 2010, Nielsen i in., 2014) oraz ich akumulacją w osadach (Kołęcka i in., 2018).

Na podstawie badań mikrobiologicznych osadów ściekowych wykonanych przez Obarską-Pempkowiak i in. (2003) wykazano, że po 8 miesiącach ich stabilizacji w systemach trzcinowych liczba bakterii *E. coli* została znacząco zmniejszona, a bakterie *Salmonella* inaktywowane. *W porównaniu do początkowego stanu mikrobiologicznego osadów nastąpiła znacząca poprawa.*

Natomiast Nielsen (2007) analizował obniżenie bakterii kałowych w osadach po stabilizacji w systemach trzcinowych wynoszącej 1-4 miesięcy od ostatniego zasilenia. Wyniki wykazały obniżenie liczby bakterii do wartości: 2/100 g osadów dla Salmonelli, poniżej 10/100g osadów dla Enterokoków i poniżej 200/100 g osadów dla E. coli. Jednocześnie nie stwierdzono obecności tych bakterii w warstwie osadów na głębokości poniżej 25 cm. Procesy stabilizacji przyczyniły się do poprawy stanu sanitarnego osadów.

### **Wnioski**

Na podstawie analizy doniesień literaturowych oraz otrzymanych wyników badań sformułowano następujące wnioski:

1. Systemy trzcinowe mogą przyczynić się do rozwiązania problemu komunalnych osadów ściekowych w małych i średnich oczyszczalniach, zapewniających ich konwersję w bezpieczny nawóz organiczny, który można na miejscu zagospodarować zgodnie z założeniami idei gospodarki cyrkulacyjnej.
2. Systemy trzcinowe zapewniają skuteczne zintegrowane odwadnianie i stabilizację. Wytworzony nawóz jest bogaty w fosfor a zawartości azotu są na poziomie stężeń w gnojowicy bydłowej.
3. Ze względu na wysokie stężenie związków biogenych oraz niskie stężenia metali ciężkich osady ściekowe po okresie odwadniania i stabilizacji w systemach trzcinowych mogą być również wykorzystane do rekultywacji gruntów.
4. Krajowe doświadczenia związane z aplikacją tej technologii były dotychczas ograniczone.
5. Jednak eksploatacja i badania przeprowadzone w polskim systemie trzcinowym w Gniewinie k. Wejherowa potwierdziły, skuteczny przebieg procesu stabilizacji, odwadniania oraz rozwiązały problem zagospodarowania osadów. Efektywność procesu jest uwarunkowana czasem eksploatacji oraz stopniem zasiedlenia kwater trzciną.
6. Systemy trzcinowe są łatwe w obsłudze oraz charakteryzują się niskimi kosztami eksploatacyjnymi i mogą znaleźć zastosowanie w małych i średnich oczyszczalniach ścieków.
7. Systemy trzcinowe eliminują główne problemy, które występują podczas mechanicznego odwodnienia i nie wymagają drogich urządzeń do odwadniania ani stosowania drogich polielektrolitów.
8. Kłopot z wdrożeniem tej technologii jest spowodowany brakiem zaufania do tej technologii, ponieważ nie została dostatecznie rozpowszechniona w Polsce, pomimo, że jest bardzo popularna w Danii, Niemczech, Francji i innych krajach Europy.

## Literatura

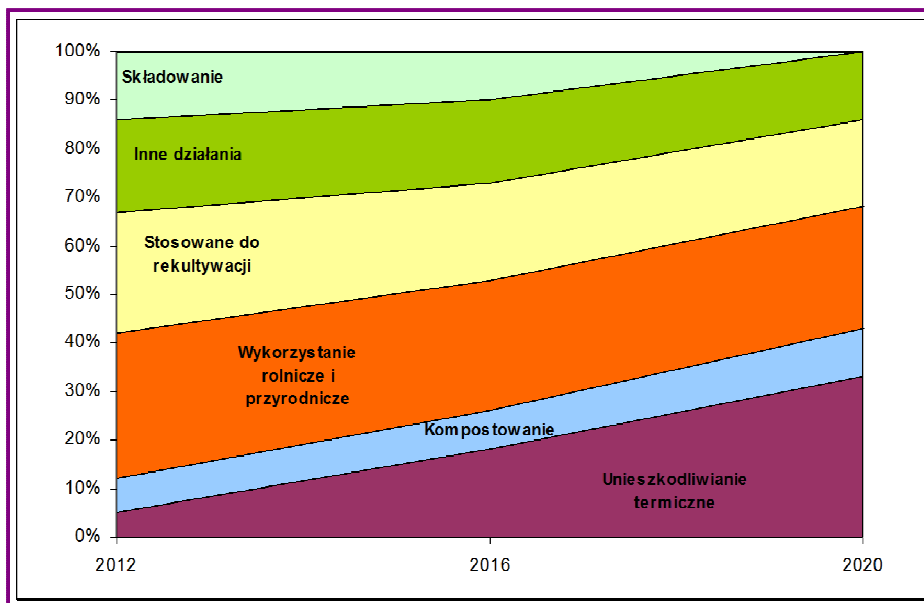
1. Blumberg-Engineers, (2018). <https://blumberg-engineers.com/en/32/referenzen-klaerschlammererdungEN> (data dostępu 21.07.2018)
2. Edwards J.K., Gray K.R., Cooper D.J., Biddlestone A.J., Willoughby N., (2001). Reed bed dewatering of agricultural sludges and slurries. *Water Science and Technology*, vol. 44, no 11–12, 551–558
3. Kim B.J., Smith E.D., (1997). Evaluation of sludge dewatering reed beds: a niche for small systems. *Water Science and Technology*, vol. 35, no 6, 21–28
4. KołECKA K., Obarska-Pempkowiak H., (2013). Potential fertilizing properties of sewage sludge treated in the Sludge Treatment Reed Beds (STRB). *Water Science and Technology*, vol. 68, no 6, 1412–1418
5. KołECKA K., Gajewska M., Obarska-Pempkowiak H., Rohde D., (2017). Integrated dewatering and stabilization system as an environmentally friendly technology in sewage sludge management in Poland. *Ecological Engineering*, 98, 346–353
6. KołECKA K., Obarska-Pempkowiak H., Gajewska M., (2018). Polish experience in operation of sludge treatment reed beds. *Ecological Engineering*, 120, 405–410
7. Metcalf i Eddy Inc., (2003). *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*. McGraw-Hill, New York, USA
8. Nielsen S., (2003). Sludge drying reed beds. *Water Science and Technology*, vol. 48, no 5, 101–109
9. Nielsen S., (2007). Helsing sludge reed beds systems: reduction of pathogenic microorganisms. *Water Science and Technology*, vol. 56, no 3, 175–182
10. Nielsen S., (2011). Sludge treatment reed bed facilities – organic load and operation problems. *Water Science and Technology*, vol. 63, no 5, 941–947
11. Nielsen S., Bruun EW., (2015). Sludge quality after 10–20 years of treatment in reed bed systems. *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 22, no 17, 12885–12891
12. Obarska-Pempkowiak H., Gajewska M., Wojciechowska E., (2010). *Hydrofitowe oczyszczanie wód i ścieków*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa
13. Uggetti, E., Llorens, E., Pedescoll, A., Ferrer, I., Castellnou, R., García, J., (2009). Sludge dewatering and stabilization in drying reed beds: characterization of three fullscale systems in Catalonia, Spain. *Bioresource Technology*, 100, 3882–3890
14. Uggetti E., Ferrer I., Llorens E., García J., (2010). Sludge treatment wetlands: a review on the state of the art. *Bioresource Technology*, vol. 101, no 9, 2905–2912 272.
15. Wójtowicz W., Jędrzejewski C., Bieniowski M., Darul H., (2013). *Modelowe rozwiązania w gospodarce osadowej*, Izba Gospodarcza "Wodociągi Polskie" Bydgoszcz, 498 s.

## Energetyczne wykorzystanie biomieszanki na bazie osadów ściekowych

*Małgorzata Makowska, Sebastian Kujawiak, Maciej Pawlak, Aleksandra Sowińska  
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu*

### Wstęp

W związku z przystąpieniem Polski do Unii Europejskiej, obowiązujące wcześniej przepisy w zakresie ochrony środowiska należało dostosować do aktualnych wymagań unijnych. Procedura ta dotyczyła również unieszkodliwiania ścieków oraz przeróbki, zagospodarowania i wykorzystania osadów ściekowych i została przeprowadzona m.in. na podstawie Dyrektywy Rady z 21 maja 1991 dotyczącej oczyszczania ścieków komunalnych [14], Dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 19 listopada 2008 r. w sprawie odpadów [16], Dyrektywy Rady z dnia 12 czerwca 1986 r. w sprawie ochrony środowiska w szczególności gleby w przypadku wykorzystania osadów ściekowych w rolnictwie [13], Dyrektywy Rady z dnia 26 kwietnia 1999 r. w sprawie składowania odpadów [15], Dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/28/WE z dnia 23 kwietnia 2009 r. w sprawie promowania stosowania energii ze źródeł odnawialnych [17] oraz Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2010/75/UE z dnia 24 listopada 2010 r. w sprawie emisji przemysłowych [18]. Dokumenty te ustalają zasady gospodarki odpadami, w tym osadami ściekowymi, promują rolnicze wykorzystanie osadów, jednak określają je jako biomasę, zaliczaną do odnawialnych źródeł energii. Powyższe dokumenty mają odzwierciedlenie w nowych lub znowelizowanych aktach prawnych wprowadzonych w Polsce. Wymienić tutaj można: Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie komunalnych osadów ściekowych z 6 lutego 2015 roku [24], Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 20 stycznia 2015 r. w sprawie procesu odzysku R10 [25], Ustawę o odpadach z 14 grudnia 2012 roku [19], Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 grudnia 2014 r. w sprawie katalogu odpadów [23], Ustawę o odnawialnych źródłach energii z 20 lutego 2015 roku [20], Ustawę o nawozach i nawożeniu z 10 lipca 2017 roku [21], ] Rozporządzeniu Ministra Rozwoju z dnia 21 stycznia 2016 r. w sprawie wymagań dotyczących prowadzenia procesu termicznego przekształcania odpadów oraz sposobów postępowania z odpadami powstałymi w wyniku tego procesu [27] oraz Krajowy Plan Gospodarki Odpadami 2020 z 2014 roku [11] czy Krajowy Plan Gospodarki Odpadami 2022 z 2016 roku [12]. Dokumenty te ustaliły wymagania dotyczące warunków i metod zagospodarowania i wykorzystania osadów oraz wprowadziły zakaz składowania osadów we wcześniejszej formie (Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 16 lipca 2015 [26] dopuszcza składowanie w szczególnych przypadkach po przetworzeniu), z jednoczesnym zwiększeniem ilości osadów wykorzystywanych rolniczo i przyrodniczo oraz w celach energetycznych (rys.1).



Rys.1. Przewidywane tendencje w zagospodarowaniu osadów ściekowych do roku 2020 [11]

Osady ściekowe, klasyfikowane w katalogu jako odpady w zależności od stopnia przetworzenia, mogą być jednak traktowane jako źródło energii odnawialnej, co ma odzwierciedlenie w niektórych aktach prawnych, takich jak Rozporządzenie Ministra Środowiska z 14 czerwca 2016 w sprawie szczególnych warunków technicznych kwalifikowania części energii odzyskanej z termicznego przekształcania odpadów [28] czy Rozporządzenie Ministra Środowiska z 4 listopada 2014 w sprawie standardów emisyjnych [22]. O wykorzystaniu osadów ściekowych jako źródła energii odnawialnej mówi też ekspertyza dotycząca strategii postępowania z komunalnymi osadami ściekowymi [4] oraz dokument wydany przez Ministerstwo Środowiska pt. „Strategia postępowania z komunalnymi osadami ściekowymi na lata 2019-2020” z 18 listopada 2018 roku [10] wskazując, że komunalne osady ściekowe mogą być dominującym składnikiem odpadów palnych, zakwalifikowanych w katalogu odpadów w grupie 19 12 10 – odpady palne (paliwo alternatywne).

### Możliwości energetycznego wykorzystania osadu

Osad ściekowy jest materiałem o zawartości ok. 50% substancji organicznej w suchej masie, może więc być wykorzystany w celu produkcji energii w różny sposób. Popularna metoda przeróbki osadu, jaką jest fermentacja metanowa w wydzielonych komorach fermentacyjnych pozwala na uzyskanie biogazu z ok. 70% zawartością metanu, który może być używany do ogrzewania komór fermentacyjnych, obiektów oczyszczalni lub do produkcji energii. Jedną z metod wykorzystania energetycznego jest spalanie osadów, wcześniej wysuszonych, w celu uzyskania efektu energetycznego [2, 3]. Osady ściekowe mogą być spalane lub współspalane np. w cementowniach, kotłach energetycznych czy spalarniach odpadów. Takie działania sprawdzają się jednak i są opłacalne przede wszystkim dla dużych, miejskich oczyszczalni ścieków.

W Polsce funkcjonuje obecnie około 3000 oczyszczalni ścieków o RLM do 10.000. Warto zwrócić uwagę, że dla małych i średnich obiektów koszty unieszkodliwiania osadów są szczególnie znaczące [6, 8]. Dodatkowo w gminach można pozyskać duże ilości masy zielonej w postaci odpadów powstających przy utrzymaniu zieleni miejskiej oraz materiału organicznego w postaci słomy pozostałej po uprawie zbóż. Z wymienionych surowców można uzyskać mieszanki, których zastosowanie do celów rolniczych, ale przede wszystkim energetycznych, może rozwiązać tzw. problem osadowy w małych oczyszczalniach ścieków oraz dać dodatkowy efekt w postaci uzyskanej energii. Biopaliwa są zdecydowanie tańsze od paliw ze źródeł konwencjonalnych (ok. 3-krotna różnica w cenie w stosunku do paliw stałych). W ostatnich kilku latach podejmowano próby badań nad wykorzystaniem energetycznym mieszanek paliwowych o różnym składzie. Oprócz słomy żytniej używano trocin iglastych czy zrębków wierzbowych, kory liściastej i iglastej, słomy kukurydzianej czy konopnej [5].

Od co najmniej kilkunastu lat jest prowadzona w Polsce produkcja brykietów ze słomy w celach energetycznych. Opalanie takim materiałem jest opłacalne – ok. 75% wartości opałowej w stosunku do paliwa konwencjonalnego, jakim jest węgiel, przy 3-krotnie mniejszych kosztach – oraz powoduje powstanie mniej szkodliwych spalin. Dotąd paliwo w postaci brykietów składało się głównie z jednego tylko surowca; była to słoma, siano lub trociny. Przeprowadzano też próby z użyciem miazgi węglowej i odpadów komunalnych. Jednocześnie gminne oczyszczalnie ścieków borykają się z problemami związanymi z zagospodarowaniem osadów ściekowych, rolnicy z nadmiarem słomy, a zakłady komunalne z problemami z wykorzystaniem odpadów zielonych. Stąd technologia odpowiadająca na potrzeby i oczekiwania tych podmiotów może być bardzo pożądana na rynku. Autorzy podjęli próbę opracowania sposobu przygotowania i wykorzystania osadu ściekowego i siewki słomianej jako surowca do produkcji brykietów, które mogą być zastosowane w celach energetycznych również w małych i średnich przedsiębiorstwach komunalnych. Badania przeprowadzono w Katedrze Inżynierii Wodnej i Sanitarnej Wydziału Inżynierii Środowiska i Gospodarki Przestrzennej Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu, w ramach projektu Inkubator Innowacyjności+.

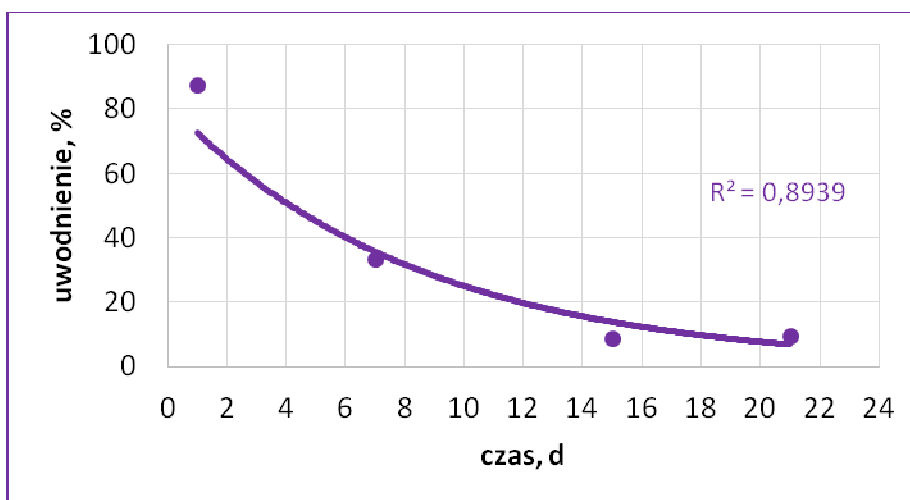
### **Przygotowanie składników biomieszanki**

Składniki biomieszanki, a więc słoma lub podobne materiały oraz osad ściekowy wymagają odpowiedniego przygotowania. Materiał, z którego produkowane są brykiety, wymaga wilgotności między 20 a 30%. Wysuszona słoma charakteryzuje się wilgotnością ok. 12%, wymaga więc tylko obróbki, w wyniku której powstanie tzw. siewka słomiana. Osady ściekowe, poddawane przeróbce w oczyszczalniach ścieków, mają po odwodnieniu wilgotność ok. 85%. Aby nadawały się jako składnik biomieszanki przeznaczonej do wykorzystania energetycznego w postaci brykietów, muszą zostać wysuszone do wilgotności od 20 do 30%. W małych i średnich zakładach oczyszczania ścieków pracujących na terenie gmin, bardzo dobrą metodą przygotowania osadu ściekowego jest jego suszenie solarne z wykorzystaniem energii słonecznej [1, 7, 9]. Na potrzeby przygotowania osadu w ramach badań przeprowadzono jego suszenie w warunkach półtechnicznych. Wykorzystano tunel foliowy o wymiarach w planie 2 x 3 metry i wysokości 2 metrów (rys.2).



Rys.2. Suszenie osadu w warunkach półtechnicznych

Osad pochodzący z jednej z gminnych oczyszczalni ścieków suszony był w warunkach letnich, przy zewnętrznych temperaturach powietrza 20 – 35 0C. Na zabezpieczonym przed kontaktem z podłożem dnie tunelu układano ustabilizowany i odwodniony osad w warstwie 20 do 30 cm. Wentylacja tunelu odbywała się poprzez otwory okienne i otwór wejściowy; osad był regularnie przegarniany. W takich warunkach suszenie osadu do wilgotności ok. 20% trwało 12 dni. Przykładową krzywą suszenia przedstawia rysunek 3.



Rys. 3. Krzywa suszenia osadu ściekowego w tunelu foliowym

Należy przy tym zauważyć, że przy niższych temperaturach zewnętrznych suszenie będzie przebiegało dłużej – do potrzebnych 20-30% wilgotności będzie trwało od 20 do 35 dni. Analogiczne warunki panują w suszarniach słonecznych pracujących w skali technicznej. Ze względu na kubaturę i ilość osadu stosuje się wtedy wentylację mechaniczną, a w niektórych obiektach dogrzewa się osad w warunkach zimowych.

### **Przygotowanie biopaliwa w postaci brykietu**

Składniki przeznaczone do produkcji brykietów różnią się strukturą, muszą więc być najpierw dokładnie zmieszane. Udział składników w mieszance ma wpływ na właściwości mechaniczne brykietów, wartość opałową oraz parametry emisyjne. Mieszanie składników można przeprowadzić w różny sposób; jednym z nich jest urządzenie zaproponowane przez autorów, objęte ochroną patentową. Dla potrzeb badań składniki mieszano w taki sposób, aby zawartość osadów w mieszance wynosiła od około 20 do około 50%, co umożliwiła przeprowadzona odpowiednio kalibracja urządzenia mieszającego; uzyskano w ten sposób 6 mieszanek. Dla porównania dodatkowo wytworzono również brykiety z siewki słomianej bez osadu (0% osadu) oraz z samego osadu bez dodatku siewki słomianej (100% osadu). Brykiety wyprodukowano metodą termiczną, uzyskując produkt o średnicy 80 mm (rys.4.)

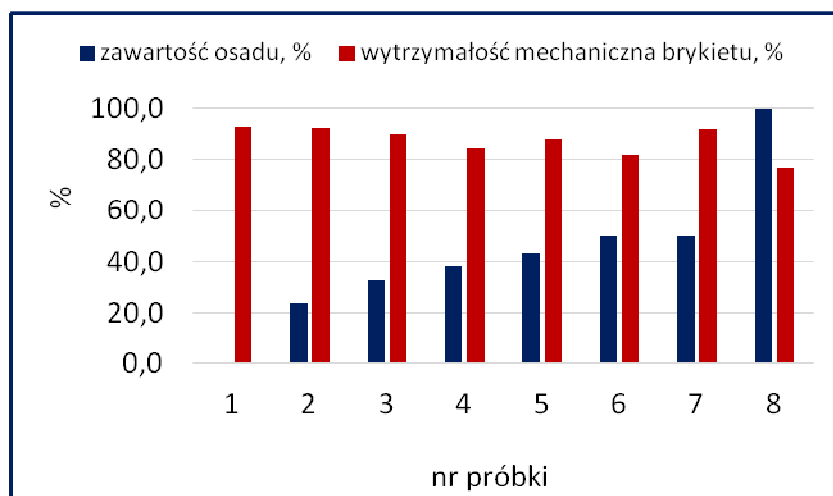


Rys.4. Wytworzone brykiety o różnych proporcjach składników.

### **Właściwości wytworzonego biopaliwa**

Istotną właściwością każdego biopaliwa w postaci brykietów jest wytrzymałość mechaniczna produktu, którą określa się ze względu na transport i przechowywanie (produkt nie powinien się kruszyć). Badania wytrzymałości przeprowadza się zgodnie z normą PN-EN ISO 17831-2:2016-02 („Biopaliwa stałe. Oznaczanie wytrzymałości mechanicznej peletów i brykietów. Część 2: Brykiety”). Okazuje się, że wytrzymałość brykietów wytworzonych z mieszanki siewki słomianej i osadów ściekowych nie odbiega od wytrzymałości brykietów ze słomy; średnio jest to ok. 87%, co w zupełności wystarcza dla przeciętnych warunków transportu i składowania takiego materiału (rys. 5). Nieco odbiega od średniej wynik uzyskany dla brykietu wykonanego w celach porównawczych z samego osadu.





Rys. 5. Średnia wytrzymałość mechaniczna brykietu w zależności od proporcji składników

Ze względu na zastosowanie energetyczne paliwa z biomieszanki istotny jest jego skład oraz właściwości energetyczne. Odpowiednie badania są przeprowadzane przez wyspecjalizowane w tym zakresie certyfikowane laboratoria zgodnie z dedykowanymi w tym celu normami.

Tabela.1. Skład biomieszanki słoma-osad ściekowy w porównaniu z innymi rodzajami biopaliw

Parametr	Jednostka	Materiał					Biomieszanka
		Trociny iglaste	Trociny liściaste	Zrębki wierzbowe	Pelety drzewne	Liście z ter. miejskich	
Zawartość węgla	%	51,76	50,28	49,59	51,43	43,32	45,1
Zawartość azotu	%	0,06	0,05	0,69	0,40	0,94	2,20
Zawartość fosforu	%						1,20
Zawartość potasu	%	0,025	0,097	0,317	0,037	0,437	0,70
Zawartość popiołu	%	0,36		2,21	0,64	17,82	10,7
Wartość opałowa	MJ/kg	19,17	17,90	17,89	17,32	15,67	15,50
Ciepło spalania	MJ/kg	20,47	19,18	19,14	20,50	16,76	18,70

W tabeli 1 zamieszczono średnie wartości zawartości procentowej wybranych składników w porównaniu z innymi rodzajami biopaliw. Okazuje się, że zawartość węgla w biomieszance jest tylko o kilka procent mniejsza, niż w pozostałych materiałach (z wyjątkiem liści). Zawartość azotu, fosforu i potasu jest większa, niż w pozostałych materiałach (co sugeruje możliwość wykorzystania przyrodniczego lub rolniczego pod warunkiem przygotowania produktu przy odpowiednich parametrach). Większa zawartość popiołu jest związana z udziałem części mineralnych w osadzie ściekowym (zwykle od 20

do 30%); średnia zawartość związków organicznych w masie biomieszanek wynosiła 75%. Wartość opałowa i ciepło spalania biomieszanki słomiano-osadowej i pozostałych wymienionych materiałów są porównywalne, skąd wniosek, że wytworzona biomieszanka może być stosowana do celów energetycznych na równi z innymi biopaliwami.

Bardzo istotną właściwością każdego paliwa jest skład spalin powstających w procesie spalania. Zawartość poszczególnych składników zależy od składu paliwa oraz od sposobu spalania, w tym ilości tlenu w strumieniu powietrza. Średnie wyniki dla biomieszanki z udziałem osadu ściekowego przedstawiono w tabeli 2.

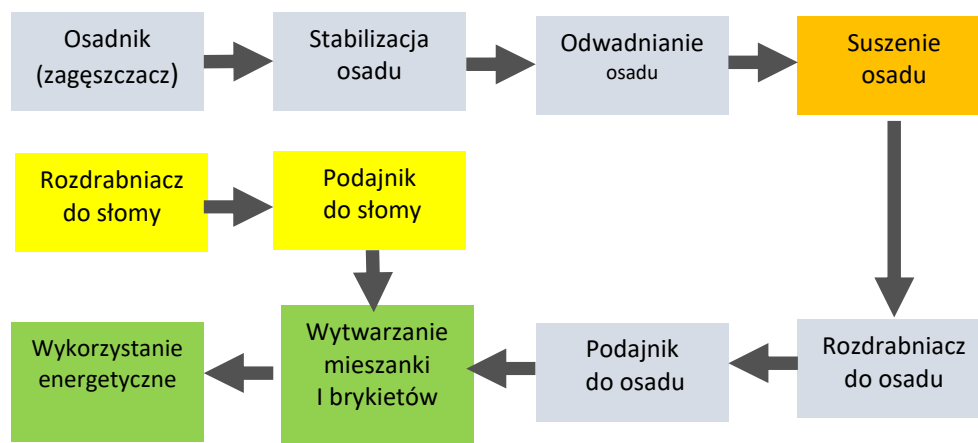
Tabela 2. Średni skład spalin ze spalania biomieszanki

CO mg/m <sup>3</sup>	SO <sub>2</sub> mg/m <sup>3</sup>	NO <sub>x</sub> mg/m <sup>3</sup>	CO <sub>2</sub> %	HCl mg/m <sup>3</sup>
1941,67	365,17	438,33	11,55	18,53

Badania emisji gazów spalinowych wykonuje się zgodnie z normą PN-EN 303-5:2012: "Kotły grzewcze na paliwa stałe z ręcznym i automatycznym zasypem paliwa o mocy nominalnej do 500 kW".

### Podsumowanie

Wytworzenie biopaliwa z biomieszanki wymaga pozyskania oraz przygotowania składników, mieszania w odpowiednich proporcjach, po czym wykorzystania odpowiedniego urządzenia technicznego produkującego np. brykiety. Do celów praktycznych może służyć zaproponowany przez autorów schemat, zawierający wszystkie wymienione elementy (ryc.6).



Ryc.6. Schemat przygotowania i wykorzystania energetycznego biomieszanki

Jak wynika z powyższych rozważań, wykorzystanie energetyczne biomieszanki wytworzonej ze słomy i osadów ściekowych ma wiele zalet:

- do produkcji biopaliwa wykorzystuje się składniki, które są powszechnie dostępne;

- jednocześnie są to materiały stosunkowo tanie – osad ściekowy bez problemu można pozyskać z oczyszczalni, zwłaszcza małych, gdzie jest on zwykle problemem (ze względu na np. koszty wywozu), a pozyskanie słomy od producentów rolnych też nie wymaga dużych nakładów;
- produkcja biopaliwa jest stosunkowo prosta, urządzenia służące do wytwarzania brykietów są ogólnie dostępne na rynku;
- biomieszanki w proponowanej postaci można wykorzystać do opalania kotłów grzewczych dostosowanych do tego rodzaju paliw, które również są dostępne na rynku;
- biopaliwo w postaci brykietu może być bez problemu transportowane oraz magazynowane.

Zgodnie z ustawą o OZE [20], osad ściekowy mieści się w definicji biomasy jako odpad z instalacji oczyszczania ścieków. Zgodnie z ustawą o odpadach [19], za biomasę można uznać ulegającą biodegradacji część odpadów przemysłowych i komunalnych, w tym odpadów z instalacji do przetwarzania odpadów oraz odpadów z oczyszczania ścieków, w szczególności osadów ściekowych, a część energii odzyskanej z termicznego przekształcania odpadów zawierających frakcje biodegradowalne może stanowić energię z odnawialnego źródła energii, pod warunkiem spełnienia warunków technicznych, o których mówi rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 6 czerwca 2016 r. w sprawie warunków technicznych kwalifikowania części energii odzyskanej z termicznego przekształcania odpadów [28], obejmujące uznanie części energii odzyskanej z termicznego przekształcania m. in. ustabilizowanych komunalnych osadów ściekowych jako energii z odnawialnego źródła energii.

### Literatura

1. Bennamoun L. (2012): Solar drying of wastewater sludge: a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol.16., 1061–1073
2. Bień. J., Wystalska K. (2009): Przekształcanie osadów ściekowych w procesach termicznych. Wyd. Seidel-Przywecki, Warszawa
3. Bień J.D. (2012): Zagospodarowanie komunalnych osadów ściekowych metodami termicznymi. *Inż. i Ochr. Środ.* T.15, nr 4, 439–449
4. Bień i in. (2014): Ekspertyza, która będzie stanowić materiał bazowy do opracowania strategii postępowania z komunalnymi osadami ściekowymi na lata 2014–2020. Częstochowa
5. Cichy W. J. (2013): Materiały lignocelulozowe jako alternatywne źródło biopaliw stałych. Wyd. Instytutu Technologii Drewna, Poznań
6. Makowska M., Pawlak M. (2015): Gospodarka osadami z indywidualnych systemów oczyszczania ścieków. *GWITS* nr 2, s. 66–70
7. Makowska M., Sowinska A., Spychała M. (2016): The concept of alteration and management of sewage sludge at the sewage treatment plant in Szamotuły. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich. Infrastructure and Ecology of Rural Areas* IV/4/2016, s.1961–1972, PAN, Oddział w Krakowie
8. Pawlak M., Makowska M. (2012): „Gospodarka osadami z pojedynczych systemów oczyszczania ścieków”. *Ogólnopolska Konferencja Szkoleniowa “Przydomowe oczyszczalnie ścieków”* ABRYS, Wrocław 4–45.10.2012)

9. Sadecka Z., Trojanowska K. (2015): Blaski i cienie suszarni słonecznych. Wodociągi Kanalizacja nr 4, str. 36–39
10. Strategia postępowania z komunalnymi osadami ściekowymi na lata 2019–2022. Ministerstwo Środowiska, 18 listopada 2018
11. Krajowy Plan Gospodarki Odpadami 2020 z 2014 r.
12. Krajowy Plan Gospodarki Odpadami 2022 z 2016 r.

### **Akty prawne**

13. Dyrektywa Rady 86/278/EWG z dnia 12 czerwca 1986 r. w sprawie ochrony środowiska w szczególności gleby, w przypadku wykorzystania osadów ściekowych w rolnictwie
14. Dyrektywa Rady 91/271/EWG z dnia 21 maja 1991 r. dotycząca oczyszczania ścieków komunalnych
15. Dyrektywa Rady 99/31/WE z dnia 26 kwietnia 1999 r. w sprawie składowania odpadów
16. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady z dn. 19 listopada 2008 r. 2008/98/WE w sprawie odpadów
17. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/28/WE z dnia 23 kwietnia 2009 r. w sprawie promowania stosowania energii ze źródeł odnawialnych
18. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2010/75/UE z dnia 24 listopada 2010 r. w sprawie emisji przemysłowych
19. Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach (Dz.U. z 2018 r. poz. 992 z późn. zm.).
20. Ustawa z dnia 20 lutego 2015 r. o odnawialnych źródłach energii (Dz. U z 2018 r., poz. 1269, ze zm.)
21. Ustawa z dnia 10 lipca 2017 o nawozach i nawożeniu tekst jednolity (Dz.u z 2019 r., poz. 1259)
22. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 4 listopada 2014 r. w sprawie standardów emisyjnych dla niektórych rodzajów instalacji, źródeł spalania paliw oraz urządzeń spalania lub współspalania odpadów (Dz. U. z 2014 r., poz. 1546)
23. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 grudnia 2014 r. w sprawie katalogu odpadów (Dz. U. z 2014 r., poz. 1923).
24. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 20 stycznia 2015 r. w sprawie procesu odzysku R10 (Dz. U. z 2015 r., poz. 132)
25. Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 6 lutego 2015 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych (Dz. U. z 2015 r., poz. 257).
26. Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 16 lipca 2015 r. w sprawie dopuszczania odpadów do składowania na składowiskach (Dz. U. z 2015 r., poz. 1277)
27. Rozporządzeniu Ministra Rozwoju z dnia 21 stycznia 2016 r. w sprawie wymagań dotyczących prowadzenia procesu termicznego przekształcania odpadów oraz sposobów postępowania z odpadami powstałymi w wyniku tego procesu (Dz. U. z 2016 r., poz. 108).
28. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 6 czerwca 2016 r. w sprawie warunków technicznych kwalifikowania części energii odzyskanej z termicznego przekształcania odpadów (Dz. U. poz. 847).

## Kompostowanie komunalnych osadów ściekowych

Ewelina Płuciennik-Koropczuk, Sylwia Myszograj  
Uniwersytet Zielonogóski

### Właściwości komunalnych osadów ściekowych w aspekcie możliwości ich kompostowania

Realizacja wprowadzonych z dniem 1 stycznia 2016 r. uwarunkowań prawnych zakazujących składowania nieprzetworzonych komunalnych osadów ściekowych jest nadal wyzwaniem dla wielu oczyszczalni ścieków w Polsce oraz wymusza poszukiwanie różnych rozwiązań i technologii umożliwiających bezpieczną oraz efektywną gospodarkę osadami (Czekała i in. 2017).

Wybór metody unieszkodliwiania osadów ściekowych zależy od ich właściwości i ilości, warunków lokalnych oraz czynników formalno-prawnych (Bień i Bień 2015). Zarządzanie gospodarką osadami ściekowymi stanowi jeden z najtrudniejszych problemów środowiskowych, dlatego też niezwykle istotne znaczenie ma wybór optymalnej metody (BAT, ang. best available technology – najlepszej dostępnej techniki) pozwalającej na skuteczną ich przeróbkę. Analizy środowiskowe wskazują, że dobrym rozwiązaniem przeróbki i zagospodarowania osadów ściekowych jest ich termiczne przekształcanie, które ze względu na czynniki ekonomiczne jest jednak uzasadnione głównie w przypadku instalacji dla większych aglomeracji. Dla mniejszych ośrodków, właściwym kierunkiem wydaje się być dążenie do wykorzystania substancji biogenych zawartych w osadach ściekowych przy jednoczesnym spełnieniu wszystkich wymagań dotyczących bezpieczeństwa sanitarnego i chemicznego (Bień i Bień 2015, Pająk 2014). Alternatywą dla procesów termicznych jest stabilizowanie osadów w procesach biologicznych. W przypadku stabilizacji tlenowej pozytywnie wyróżnia się proces kompostowania (Czekała i in. 2013). Największą jego zaletą są względnie niskie koszty budowy i eksploatacji oraz uzyskanie kompostu - stabilnego i bezpiecznego nawozu organicznego (Białobrzeski i in. 2015). Kompostowanie osadów ściekowych wpisuje się również w strategię odzysku substancji zawartych w odpadach, poprzez odzysk materii organicznej.

Kompost klasyfikowany jest jako wysokiej jakości nawóz organiczny, wtedy gdy spełnia wymagania określone w Rozporządzeniu Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 18 czerwca 2008 r. w sprawie wykonania niektórych przepisów ustawy o nawozach i nawożeniu (Dz.U. 2008 nr 119 poz. 765). Kompost nie może zawierać metali ciężkich, tj. chromu, kadmu, niklu, ołowiu, rtęci w ilościach przekraczających stężenia graniczne w przeliczeniu na 1 kg suchej masy nawozu lub środka wspomagającego uprawę roślin. Ponadto niedopuszczalne jest występowanie żywych jaj pasożytów jelitowych *Ascaris sp.*, *Trichuris sp.*, *Toxocara sp.* oraz bakterii z rodzaju *Salmonella sp.* Przepisy rozporządzenia określają także zawartości azotu, fosforu i potasu zarówno w nawozach mineralnych, jak i organicznych w postaci stałej lub płynnej. Jeżeli produkt kompostowania, nie spełnia tych wymagań klasyfikowany jest jako odpad o kodzie 19 05 03 (kompost nieodpowiadający wymaganiom) (Zębek 2018).

Zasobność osadów ściekowych w składniki pokarmowe (azot, fosfor, wapń, magnez) i materię organiczną skłania do wykorzystania ich potencjału nawozowego, zwłaszcza, z uwagi na deficyt substancji organicznej w glebie. W porównaniu z naturalnymi nawozami organicznymi (gnojowica, obornik) osady ściekowe zawierają zazwyczaj większe ilości

związków azotu i fosforu. Azot w osadach ściekowych może występować w postaci azotu organicznego, jonów amonowych i azotanowych (Bernacka i Pawłowska 1994). Organiczne formy azotu są pożądane, gdy osady stosuje się w rekultywacji gruntów bezglebowych i melioracyjnym użyźnianiu gleby. Mineralne formy azotu są natomiast korzystne przy ich nawozowym wykorzystaniu. W osadach surowych zawartość azotu wynosi powyżej 7% s.m., natomiast w osadach przefermentowanych w zakresie od 2,5 do 3,5% s.m., przy stosunku C:N jak 10–13:1 (Bień 2002). Fosfor występuje w osadach ściekowych w formie fosforu organicznego, polifosforanów i ortofosforanów (Bernacka i Pawłowska 1994), w ilości od 0,6 do 9,2% s.m. (przeciętnie ok. 3% s.m.) w przeliczeniu na  $P_2O_5$  (Rosik-Dulewska 2015). Wapń występuje w osadach ściekowych najczęściej w postaci soli węglanowej, siarczanowej i chlorkowej. Zawartość wapnia (w przeliczeniu na CaO) w osadach jest na ogół bardzo wysoka i waha się w granicach od 1 do 10% s.m. (przeciętnie 2,5% s.m.), co jest zależne od udziału i rodzaju ścieków przemysłowych (Rosik-Dulewska 2015). Magnez zawarty w osadach ściekowych pochodzi ze ścieków przemysłowych i substancji organicznych, a jego udział waha się w granicach od 0,1 do 1,8% s.m. (Bień 2002).

Stosowanie ustabilizowanych osadów ściekowych w rolnictwie jest w wielu krajach Unii Europejskiej (UE) preferowanym oraz najbardziej rozpowszechnionym sposobem ich zagospodarowania. Podstawowym warunkiem umożliwiającym wykorzystanie osadów ściekowych jest zapewnienie bezpieczeństwa sanitarnego podczas ich stosowania (Każmierczuk i in. 2010).

Często jednak skład chemiczny osadów ściekowych wynikający ze składu ścieków surowych oraz procesów technologicznych prowadzonych w oczyszczalniach, dyskwalifikuje ich wykorzystanie do celów nawozowych, ze względu na szeroką gamę zanieczyszczeń, w tym przede wszystkim niezgodną z wymaganiami zawartość metali ciężkich. Wprowadzanie do gleby osadów ściekowych zawierających nadmierne ilości metali ciężkich (ze względu na ich właściwości toksyczne) może powodować zmiany w żyzności gleb, obniżać plonowanie roślin i jakość plonów, ale również stwarzać niebezpieczeństwo z powodu możliwości infiltrowania jonów tych pierwiastków do wód powierzchniowych i podziemnych. Stopień zagrożenia środowiskowego ze strony metali ciężkich wprowadzanych do gleby z osadami ściekowymi zależy od ich formy chemicznej, w zależności od warunków panujących w środowisku glebowym, tj. odczynu, potencjału redox, a także typu gleby (kompleksu sorpcyjnego), metale ciężkie charakteryzują się różnym stopniem mobilności, a tym samym dostępnością dla roślin. Bardziej ruchliwe, tj. przechodzące szybko do roztworu glebowego i pobierane przez rośliny, są metale śladowe występujące na pozycjach wymiennych oraz z węglanami. Frakcje metali silniej związane z fazą stałą osadów ściekowych, głównie z tlenkami żelaza i manganu oraz materią organiczną stanowią również potencjalne źródło metali dla roślin, ale ich uwalnianie z osadów zachodzi na ogół wolniej i w miarę równomiernie. Natomiast metale związane z krzemianami uważane są za nierozpuszczalne w warunkach glebowych, a tym samym niedostępne dla roślin. Metale ciężkie obecne w osadach ściekowych występują przede wszystkim we frakcjach trudniej dostępnych dla roślin, a w przypadku ołowiu w powiązaniach niedostępnych dla roślin (Rosik-Dulewska 2015).

W ostatnich latach, coraz większą uwagę poświęca się również mikrozanieczyszczeniom organicznym zawartym w osadach mimo, że nie są one limitowane w rozporządzeniu w sprawie komunalnych osadów ściekowych. Z grupy tych zanieczyszczeń najczęściej identyfikowane są: wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), polichlorowane bifenyle (PCB), polichlorowane dibenzodioksyny i dibenzofurany

(PCDD/F), adsorbowane organiczne związki chloru (AOX) oraz pestycydy. Dotychczasowe badania wskazują na różny stopień i szybkość przemian tych związków w glebie, co świadczy o ich dużej trwałości i możliwości bioakumulacji w tym środowisku. Przykładem dowodu średni czas potrzebny do 95% rozkładu aldrinu wynosi 3 lata, lindanu 6,5 roku, a DDT aż 10 lat (Włodarczyk-Makuła 2010).

Z punktu widzenia późniejszego wykorzystania osadów ściekowych ważnym kryterium są właściwości sanitarne. W osadach ściekowych zawarte są znaczne ilości wirusów, bakterii, pierwotniaków, a także jaja pasożytów oraz inne organizmy chorobotwórcze (Bień 2002).

Badania prowadzone w 43 oczyszczalniach ścieków w Polsce potwierdziły duże zróżnicowanie składu chemicznego osadów ściekowych, w tym zawartości pierwiastków decydujących o wartości nawozowej. Wyniki wskazują na występowanie szerokiej gamy pierwiastków śladowych, w tym metali ciężkich. Wśród tych ostatnich można wyróżnić składniki pokarmowe, niezbędne dla organizmów żywych, takie jak: chrom, cyna, cynk, kobalt, mangan, miedź, molibden, wanad, jak również składniki uciążliwe dla środowiska, oddziałujące toksycznie na organizmy żywe (kadm, ołów, rtęć, arsen). Autorzy (Siebielec i Stuczyński 2008) wykazali duże zróżnicowanie w zawartości metali ciężkich, przy czym najwyższe dla chromu, niklu i kadmu oraz wzbogacenie osadów ściekowych pochodzących z uprzemysłowionego regionu kraju w kadm i ołów w porównaniu z osadami z pozostałych obszarów kraju. Spośród 60 badanych osadów 35 spełniało dopuszczalne normy zawartości metali śladowych do zastosowania ich w rolnictwie. Najwięcej przekroczeń dopuszczalnej zawartości odnotowano w przypadku cynku i kadmu (Siebielec i Stuczyński 2008). Podobnie w badaniach prowadzonych przez Biernacką czynnikami limitującymi wykorzystanie przyrodnicze osadów ściekowych były cynk i kadm (Bernacka 2002). Kompost poza przeznaczeniem na cele nawozowe wykorzystywany jest także, do kształtowania krajobrazu, rekultywacji gleb zdewastowanych, melioracyjnego użytkowania gleb oraz do uprawy roślin z przeznaczeniem ich do kompostowania, a także w gospodarce leśnej. Jest to cenny nawóz organiczny mogący zastąpić obornik i inne nawozy organiczne w produkcji ogrodniczej, w szczególności na terenach podmiejskich, gdzie występuje ich niedobór. Kompost przydatny jest również w zakładaniu i konserwacji zieleni miejskiej (Rosik-Dulewska 2016). Substancje organiczne zawarte w kompoście wpływają na fizyczne i chemiczne właściwości gleby, poprawiają stosunki wodno-powietrzne i pokarmowe w glebie. Mikroorganizmy znajdujące się w masie kompostowej wzbogacają mikroflorę i mikrofaunę glebową (Nayak i Kalamdhad 2015).

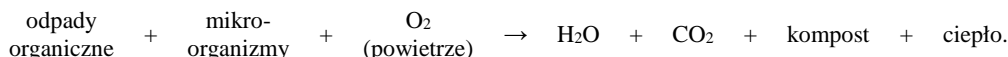
### **Przebieg procesu kompostowania**

Ze względu na właściwości komunalnych osadów ściekowych proces kompostowania jest technologią trudną i tylko osady ściekowe o dobrej jakości są bardzo dobrym surowcem do kompostowania (Boruszko 2013). Kompostowaniu można poddawać osady niestabilizowane lub ustabilizowane po fermentacji lub tlenowej stabilizacji. W praktyce osady ściekowe kompostuje się z dodatkami organicznymi np.: trociny, kora, odpady roślinne, frakcja organiczna odpadów komunalnych, a także nieorganicznymi np. wapno, popioły lotne, wełna mineralna. Do kompostowania powinien być przeznaczony materiał o uwodnieniu  $\leq 60\%$ . W przypadku wyższego uwodnienia lokalnie mogą wystąpić procesy beztlenowe. Osad kompostowany powinien być osadem surowym o zawartości suchej masy od 18 do 25%, warunki te spełnia osad po mechanicznym odwodnieniu. W hierarchii postępowania z odpadami w celu uzyskania materiału po procesie kompostowania

stosowanego w celach nawozowych zalecany jest recykling organiczny (kompostowanie) komunalnych osadów ściekowych z innymi odpadami (KPGO 2022).

### Fazy kompostowania

Kompostowanie to kontrolowany proces bioutleniania, w którym frakcje organiczne zawarte w osadach ściekowych ulegają rozkładowi przy udziale mikroorganizmów (bakterie, grzyby) do ditlenku węgla, wody, składników mineralnych oraz kompostu:

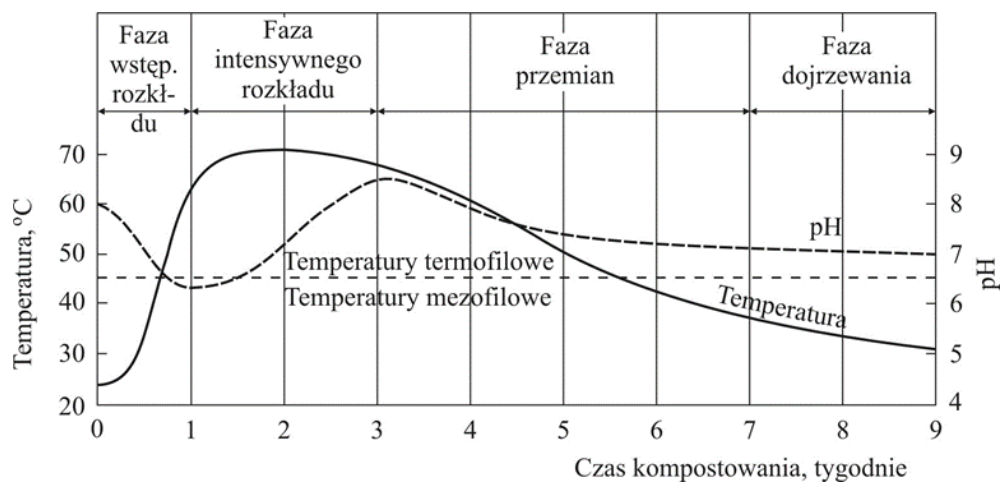


W wyniku mineralizacji i humifikacji następuje zmniejszenie objętości i masy osadów (Jędrzak 2008, Nafez i in. 2015, Comesaña i in. 2018, Malczewska i in. 2017).

W optymalnych warunkach kompostowanie przebiega w czterech fazach, podczas których poszczególne grupy mikroorganizmów wykazują różną aktywność. Ze względu na wysoką aktywność mikrobiologiczną podczas procesu kompostowania rośnie temperatura, co przyspiesza degradację i mineralizację materii organicznej. Działalność życiowa mikroorganizmów biorących udział w procesie kompostowania może zachodzić tylko w pewnych zakresach temperatur charakterystycznych dla danego gatunku. Przebieg zmian temperatury i pH w czasie kompostowania przedstawiono na rys. 1.

Pierwszą fazą w procesie kompostowania jest faza mezofilna, trwająca do kilku dni. Podczas pierwszej fazy kompostowania, temperatura rośnie do 45°C (Comesaña i in. 2018, Biało-brzewski i in. 2015, Jędrzak 2008).

Kolejną fazą kompostowania jest faza intensywnego kompostowania - faza termofilna, która charakteryzuje się wzrostem temperatury do 50-65°C, może trwać od kilku dni do kilku tygodni. W fazie tej dochodzi do rozkładu związków organicznych łatwo ulegających biodegradacji, a produktami rozkładu są; woda, ditlenek węgla i amoniak. Faza termofilna przeprowadzona jest przez mikroorganizmy termofilne, głównie promieniowce, grzyby oraz bakterie. Ta faza jest kluczowa, ponieważ zapewnia higienizację kompostu w wyniku samozagrzewania. Wzrost temperatury powoduje niszczenie mikroorganizmów patogennych (Comesaña i in. 2018, Nayak i Kalamdhad 2015, Jędrzak 2008).



Rys. 1. Przebieg zmian temperatury i pH w czasie kompostowania (Jędrzak 2008)



Po ustaniu fazy termofilnej następuje faza schładzania, podczas której następuje spadek temperatury będący następstwem wyczerpania substancji łatwo rozkładalnych. Ta faza przemian nazywana jest również kompostowaniem właściwym, najczęściej zaczyna się w 3–5 tygodniu procesu i trwa przez kolejne 3–5 tygodni. Temperatura spada do wartości środowiskowych etapu mezofilnego, zachodzą procesy przekształcania związków trudno rozkładających się przez bakterie mezofile oraz grzyby, następuje wyraźne zmniejszanie objętości osadów (Jędrzak 2008, Comesaña i in. 2018).

W ostatniej fazie procesu kompostowania, zwanej dojrzewaniem kompostu (resyntezy kompostu), w wyniku złożonych wtórnych reakcji kondensacji i polimeryzacji dochodzi do utylizacji materii organicznej oraz tworzenia stabilnej frakcji kompostu (humus). W fazie dojrzewania kompostu obserwowana jest wzmożona aktywność makrofauny, czas jej trwania może sięgać kilku miesięcy (Jędrzak 2008, Comesaña i in. 2018).

Istotnym elementem w procesie kompostowania jest kontrola składu mieszanki kompostowej (jakość surowców), szczególnie pod względem chemicznym, biologicznym oraz zanieczyszczeń mechanicznych, w celu uzyskania produktu stabilnego i bezpiecznego dla środowiska. Czas dojrzewania kompostu zależy między innymi od oczekiwanych cech jakości końcowego produktu, takich jak np. stabilność struktury czy chłonność wody.

Kompost stabilny charakteryzuje się ustaniem procesów mikrobiologicznych mających ścisły związek ze wzrostem temperatury oraz wydzielaniem nieprzyjemnych zapachów do środowiska. W skład dojrzałego kompostu nie wchodzi drobnocząsteczkowe kwasy organiczne, które wykazują toksyczne działanie na rośliny. Kompost powinien charakteryzować się zapachem geosminy, za którą odpowiedzialne są promieniowce. Barwa kompostu powinna być od ciemnobrązowej do czarnej. W końcowej fazie kompostowania nie powinien występować amoniak, który jest obecny w fazie pierwszej (Nayak i Kalamdhad 2015, Comesaña i in. 2018).

### **Warunki kompostowania**

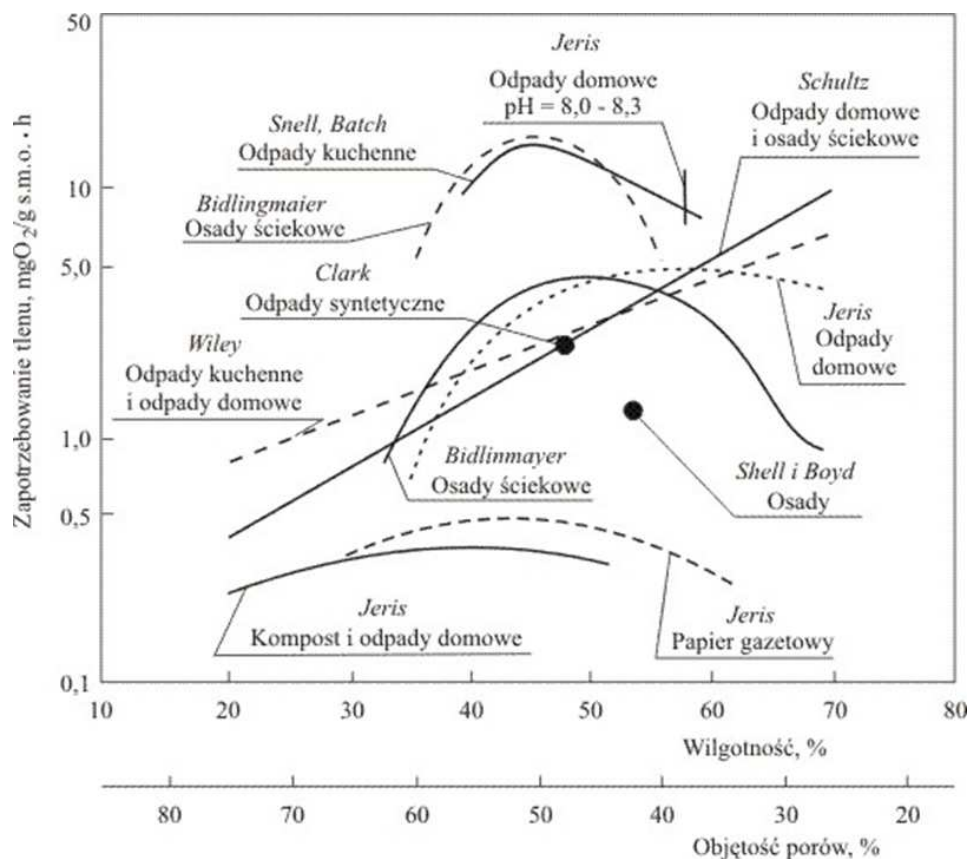
Prawidłowy przebieg procesu kompostowania zależy od zapewnienia optymalnych warunków dla rozwoju mikroorganizmów, mających zasadniczy wpływ na jego efektywność. Decydujące znaczenie dla procesu technologicznego mają współzależne od siebie czynniki, do których należą: temperatura, zawartość wody, stężenie tlenu, stosunek C/N, odczyn, porowatość. Parametry te muszą być kontrolowane podczas przebiegu procesu dla zapewnienia jego efektywności i dobrej jakości końcowego produktu.

Temperatura jest jednym z kluczowych czynników, który wpływa na proces kompostowania. Wzrost temperatury powyżej 60-70°C nie jest pożądany, ponieważ może spowodować obumieranie lub inhibicję mikroorganizmów, w konsekwencji opóźnić kolonizację w późniejszych fazach oraz obniżyć tempo biodegradacji osadów. Jeżeli temperatura spadnie poniżej 20°C mikroorganizmy nie namnażają się i szybkość rozkładu maleje. Zdolność mikroorganizmów do rozkładu materii organicznej jest najwyższa przy maksymalnej temperaturze, dlatego optymalizacja kompostowania polega na utrzymywaniu w przybliżeniu górnej, dopuszczalnej wartości, która nie powoduje działania inhibującego. Z mikrobiologicznego punktu widzenia temperatura nie powinna przekraczać 55°C (Jędrzak 2008, Comesaña i in. 2018).

Ponieważ kompostowanie jest procesem biodegradacji, zawartość wody musi być zgodna z wymaganiami fizjologicznymi mikroorganizmów. Woda nie tylko transportuje rozpuszczalne substancje odżywcze, ale także eliminuje produkty odpadowe powstające w wyniku przemian biochemicznych.

Ważnym parametrem jest udział wolnych przestrzeni powietrznych (WPP) w kompostowanym materiale. Wilgotność surowca powinna być na tyle duża, żeby zapewniała odpowiednią szybkość biologicznego rozkładu materii organicznej, lecz nie tak duża by nadmiernie nie zmniejszyła wskaźnika WPP. Optymalna wilgotność na początku procesu to ok. 55–60%. Zbyt wysokie uwodnienie osadów ściekowych może ograniczać przepływ tlenu, inhibując procesy aerobowe. Zjawisko to sprzyja pojawianiu się warunków beztlenowych, czego konsekwencją może być lokalne zagniwanie (Comesaña i in. 2018, Siebielska i Siedko, 2009).

Utrzymanie wymaganej ilości tlenu jest kluczowym czynnikiem procesu kompostowania. Tlen jest niezbędny do zapewnienia biologicznej aktywności mikroorganizmów oraz do usuwania nadmiernych ilości wody. Brak odpowiedniej ilości tlenu skutkuje obumieraniem organizmów tlenowych, których miejsce zajmują beztlenowce. Stężenie tlenu w masie kompostowej nie powinno być mniejsze niż 5% (Epstein 2011), a w powietrzu od 13 do 21%, z uwagi na rozwój niepożądanych mikroorganizmów beztlenowych, procesy fermentacji i wytwarzanie zapachów. Aby utrzymać poziom tlenu w odpowiednich wartościach podczas kompostowania napowietrzanie masy musi być kontrolowane. Zapotrzebowanie tlenu w procesie kompostowania dla różnych substratów przedstawiono na rysunek 2.



Rys. 2. Zapotrzebowanie na tlen w procesie kompostowania dla różnych substratów (Jędrzak 2008)

W początkowym etapie kompostowania należy intensywnie dostarczać tlen. Natomiast, gdy kompost dojrzewa, napowietrzanie można mocno ograniczyć. Materiał organiczny poddany procesowi kompostowania zawierający duże ilości azotu musi być intensywnie napowietrzany. Należy również zwrócić uwagę na to, że zapotrzebowanie na tlen rośnie wraz ze wzrostem nagrzewania się kompostu (Jędrzak 2008, Comesaña i in. 2018).

Przebieg kompostowania jest bardziej efektywny, gdy pH kompostowanych substratów jest bliskie obojętnego. Maksymalną szybkość procesu można osiągnąć, gdy pH środowiska znajduje się w przedziale od 7,5 do 8,5. Bakterie tolerują pH w zakresie od 6 do 7,5, grzyby od 5,5 do 8,0. Jeżeli pH spada poniżej 6,0 mikroorganizmy giną, rozkład przebiega wolniej. Wzrost pH powyżej 9,0 powoduje, że azot w postaci amoniaku jest uwalniany do atmosfery i staje się niedostępny dla mikroorganizmów (Jędrzak 2008).

Miarą podatności składników organicznych na rozkład mikrobiologiczny jest wartość ilorazu C/N. Węgiel i azot to dwa najważniejsze składniki odżywcze dla aktywności drobnoustrojów i ich wzrostu, które wpływają na proces kompostowania. Optymalny stosunek C/N na początku kompostowania powinien wynosić między 25 a 35. Wysoki stosunek węgla do azotu >50 (niski azot) powoduje hamowanie wzrostu mikroorganizmów oraz spowolnienie kompostownia. Kiedy wartość ilorazu C/N jest <25 (wysoki azot) następuje uwalnianie azotu do atmosfery, wywołując problem odorów, oraz powstawanie amoniaku w ilościach toksycznych dla mikroorganizmów, co wpływa na zahamowanie procesu (Jędrzak 2008, Epstein 2011, Nayak i Kalamdhad 2015).

Wielkość cząstek i wolne przestrzenie powietrzne (WPP z ang. *free air spaces FAS*) wpływają na aktywność mikrobiologiczną. Prawidłowy przebieg procesu kompostowania wymaga zapewnienia optymalnej wilgotności oraz odpowiedniej objętości WPP w celu utrzymania tlenowych warunków wewnątrz kompostowanego materiału. Wymiar cząstek surowca przy optymalnej wilgotności powinien zapewniać udział objętości wolnych przestrzeni w granicach od 25 do 35 %. Wartość w zakresie 60–70% wydaje się zbyt wysoka, aby osiągnąć temperatury termofilne. W przypadku osadów ściekowych wskaźnik WPP jest szczególnie ważny. Osady odwadniane na wirówkach mają bardzo złą strukturę i praktycznie nie zawierają wolnych przestrzeni powietrznych. Odwadnianie na prasach również nie zapewnia odpowiedniej wartości WPP do utrzymywania tlenowych warunków kompostowania. Uzyskanie optymalnej wielkości WPP około 30% objętości kompostowanego materiału, jest możliwe tylko poprzez dodawanie materiału strukturotwórczego. Materiałem tym mogą być składniki organiczne lub nieorganiczne, o wymiarach cząstek, które zapewniają poprawę struktury mieszaniny kompostowej i utrzymują wolne przestrzenie powietrzne po wymieszaniu ich z mokrymi osadami ściekowymi. Porowaty i suchy materiał po zmieszaniu z osadami wchłania z nich wodę, pozostawiając w osadach wolną przestrzeń powietrzną o objętości równoważnej pobranej wody. Objętość wody, która może być zaabsorbowana przez materiał jest znaczna. Istotny jest wybór materiału przy kompostowaniu, ponieważ wpływa na koszty oraz powstawanie odorów. Im niższa wilgotność materiału strukturalnego, tym mniejsze jest jego zapotrzebowanie, mniejsza masa mieszaniny kompostowanej, co za tym idzie niższe koszty kompostowania. Rodzaj materiału może wpłynąć również na sprzedaż kompostu. Do osadów ściekowych najczęściej dodawane są: słoma, trociny, kora, wióry, papier lub inne odpadki organiczne. Dodatki strukturotwórcze powodują zmniejszenie gęstości nasypowej, zwiększenie objętości wolnej przestrzeni powietrznej, a co za tym idzie lepszego przepływu powietrza, uzyskanie zawartości suchej masy ok. 40-50%, nadanie

osadowi odpowiedniej struktury oraz poprawę stosunku węgla organicznego do azotu. Wzbogacenie osadu w dodatkowe źródło węgla organicznego, umożliwi uzyskanie odpowiedniej temperatury i higienizacji osadu bez nadmiernych strat azotu. Szacuje się, że udział osadów w masie kompostowej nie powinien przekraczać ok. 30 % (masowo), aby zapewnić dobrą jakość produktu (Jędrzak 2008, Siebielska i Siedlko, 2009, Comesaña i in. 2018).

### **Technologie kompostowania osadów**

Wybór systemu kompostowania osadów zależy od stopnia ich ustabilizowania i innych odpadów stosowanych w kompostowaniu. W gospodarce osadowej wykorzystuje się następujące metody kompostowania (Jędrzak 2008):

- w postaci pryzmy przrzucanej,
- w postaci pryzmy statycznej z napowietrzaniem,
- w postaci pryzmy napowietrzanej z przrzucaniem,
- kontenerowe.

### **Kompostowanie w napowietrzanej pryzmie statycznej**

Kompostowanie w napowietrzanej pryzmie statycznej to najczęściej stosowana metoda kompostowania osadów ściekowych. Jest prowadzona, przez co najmniej 21 dni, po czym kompost dojrzewa przez kolejne ok. 30 dni bez napowietrzania. Proces prowadzi się pod wiatą lub w zamkniętej hali. Bilans materiałowy instalacji do kompostowania osadów ściekowych metodą napowietrzanej pryzmy statycznej przedstawiono w tabeli 1.

Osady ściekowe mieszane są z drewnianymi wiórami w stosunku objętościowym 1:2,5, w celu uzyskania surowca o uwodnieniu 60% (wilgotność odwodnionych osadów ściekowych – 75%, wióry z drewna 35%). Mieszanina układana jest w pryzmy o wysokości ok. 1,5 m na warstwie wiórów o wysokości 0,3 m pokrywającej rury z PCV. Pryzmy pokrywane są warstwą nieprzesianego kompostu. Działa ona jak osłona izolacyjna oraz jak filtr biologiczny, który minimalizuje emisję odorów. Dmuchawy mogą zasysać powietrze przez pryzmę lub przedmuchiwać je przez pryzmę. Kompostowanie trwa ok. 21 dni, a w tym czasie pryzmy są napowietrzane. Po tym okresie, jeżeli kompost osiągnął wilgotność w zakresie od 40 do 45% pryzmy są rozbierane, a produkt przesiewany jest przez sito w celu oddzielenia i recykulacji materiału strukturalnego. Jeżeli kompost jest zbyt mokry, to czas kompostowania wydłuża się, przesiany dojrzewa przez 30 dni (Jędrzak 2008).

Tabela 1. Bilans materiałowy instalacji do kompostowania osadów ściekowych metodą napowietrzanej pryzmy statycznej (Jędrzak 2008)

Odwodnione osady ściekowe 10,5Mg (10m <sup>3</sup> ) W=75%, S.L.=65%	Świeże wióry 2,4Mg (6,8m <sup>3</sup> ) W=35%,S.L.=90%	Zrębki i wióry z drewna zawracane ponownie 6,5Mg (15,8m <sup>3</sup> ) W=45%,S.L.=80%
↓	↓	↓
<b>KONSTRUKCJA PRYZM</b>		
Mieszanka kompostowa	19,4Mg (32,6m <sup>3</sup> ) W=60%,S.L.=77%	
<b>KOMPOSTOWANIE</b>		
Straty 6,5Mg	Przekompostowana mieszanka 12,9 Mg (27,1m <sup>3</sup> ) W=45%,S.L.=75%	
<b>PRZESIEWANIE</b>		
Kompost 6,3 Mg (10,5m <sup>3</sup> ) W=45%,S.L.=69%		Zrębki i wióry z drewna zawracane

### Kompostowanie w pryzmach przerzucanych

Kompostowanie w pryzmach przerzucanych to najstarszy system kompostowania osadów ściekowych. W tej metodzie mieszanka osadów i materiału strukturalnego jest regularnie przerzucana celem napowietrzania. Bilans materiałowy procesu kompostowania osadów ściekowych metodą napowietrzanej przerzucanej z recykulowanym produktem przedstawiono w tabeli 2.

Tabela 2. Bilans materiałowy procesu kompostowania osadów ściekowych metodą napowietrzanej przerzucanej z recykulowanym produktem (Jędrzak 2008)

Odwodnione osady ściekowe 10,5Mg (10m <sup>3</sup> ) W=75%,S.L.=65%	Kompost zawracany do obiegu 9,9Mg (16,5m <sup>3</sup> ) W=40%,S.L.=46,5%
↓	↓
<b>KONSTRUKCJA PRYZM</b>	
Mieszanka kompostowa	20,4Mg (26,5m <sup>3</sup> ) W=58%,S.L.=52,2%
<b>KOMPOSTOWANIE</b>	
Straty 7,6Mg	Przekompostowana mieszanka 12,8 Mg (21,3m <sup>3</sup> ) W=40%,S.L.=46,5%
<b>PRZESIEWANIE</b>	
Kompost 2,9 Mg (4,8m <sup>3</sup> ) W=40%,S.L.=46,5%	Kompost zawracany do obiegu

Pryzmy mogą być budowane na kilka sposobów. Osady i materiał strukturalny mogą być ładowane razem na przyczepę ciągnika, który zrzuca ładunek w miejsce formowania pryzm. Pryzmy budowane są z surowców przy użyciu przerzucarki lub ładowarki. Osady i materiał strukturalny dostarczane są oddzielnie i rozładowywane z usypaniem dwóch równoległych stykających się hałd miejscu budowania pryzmy. Surowce łączy się za pomocą ładowarki.

Mogą być one również wymieszane przed uformowaniem pryzm w mieszarkach mechanicznych. Pryzmy mają zwykle wysokość 1,2–1,5 m a szerokość ok. 4m i kilkadziesiąt metrów długości. Intensywne kompostowanie w pryzmach napowietrzanych trwa 4–6 tygodni, pryzmy przerzuca się 2 razy w tygodniu. W okresie pogody deszczowej proces może być wydłużony nawet o kilka tygodni.

### **Kompostowanie pryzmach napowietrzanych z przerzucaniem**

W tej technologii pryzmy wymagają mniej terenu, mechaniczne napowietrzanie jest uzupełniane napowietrzaniem w wyniku przerzucania. Mniejsze jest ryzyko powstawania odorów i wrażliwość na deszczową pogodę, jednak wymaga to większych nakładów inwestycyjnych. Napowietrzanie pryzm prowadzone jest w kanałach pokrytych perforowanymi, stalowymi lub żelbetowymi płytami, na których ułożona jest geowłóknina, a na niej warstwa piasku. Piasek należy wymieniać, co ok. 6 miesięcy. Powietrze zasysane przez pryzmę kompostową zapewnia dobre warunki tlenowe i przyspiesza proces poduszania masy kompostowej. Przerzucanie pryzm rozluźnia strukturę materiału, poprawia jednorodność oraz zapewnia zbliżony stopień usunięcia wilgoci w całej hałdzie. Stałe napowietrzanie pryzm jest kosztowne, jednak kompost jest bardziej suchy i praktycznie nie wydziela odorów (Jędrzak 2008).

### **Kompostowanie w reaktorach**

Metoda ta zapewnia lepszą kontrolę parametrów technologicznych, w porównaniu do kompostowania w stosach lub pryzmach. Wymaga mniej terenu, w przypadku urządzeń zamkniętych pozwala ujmować i oczyszczać powietrze odlotowe. Odwodnione osady ściekowe, recykulowany kompost oraz materiał strukturalny mieszane są i umieszczone w reaktorach (komory lub kontenery) z instalacją napowietrzającą. Czas kompostowania trwa od 14 do 30 dni. Po zakończeniu kompostowania kompost dojrzewa na otwartym placu w pryzmach lub reaktorach. Transport masy kompostowej i mieszanie jest zmechanizowane i zautomatyzowane. Na ogół nie odzyskuje się materiału strukturalnego (Jędrzak 2008).

Bez względu na rodzaj technologii kompostowanie może wiązać się z pewnymi uciążliwościami dla środowiska, wśród których należy wymienić możliwość zanieczyszczenia wód gruntowych i powierzchniowych w wyniku niekontrolowanego spływu wód opadowych oraz zanieczyszczenie atmosfery, szczególnie gazami o przykrym zapachu. Z tego względu podczas procesu kompostowania należy wziąć pod uwagę uciążliwości dla otoczenia wynikające z przyjętego sposobu kompostowania, kierunek przepływu wód gruntowych, sposoby zabezpieczenia wód gruntowych i powierzchniowych przed zanieczyszczeniem, możliwości ochrony powietrza przed zanieczyszczeniem, zasięg i kształt strefy ochrony sanitarnej oraz ilości zanieczyszczeń odprowadzanych do atmosfery, gruntu i odbiorników ścieków, a także sposób zagospodarowania i użytkowania sąsiednich terenów (Zębek 2018).

### **Kompostowanie osadów ściekowych w Polsce**

Pomimo, że osady ściekowe to jeden z największych strumieni odpadów produkowanych w Polsce, to ich potencjał nawozowy jest mocno niedoceniony i niewykorzystany w stosunku do obecnych możliwości technologicznych oraz stanu wiedzy i nauki. W 2017 r. 18,6 % osadów było stosowane w rolnictwie, 3,4% do rekultywacji terenów, a 4,4% do uprawy roślin przeznaczonych do uprawy kompostu (GUS 2018).

Pomimo, że recykling organiczny jest jednym z docelowych kierunków w nowoczesnej gospodarce osadowej, w Polsce nadal wykorzystanie potencjału nawozowego i glebotwórczego osadów jest niewielkie. Osady są postrzegane negatywnie jako olbrzymie zagrożenia. Obecnie podejście do osadów w Polsce można określić mianem „odpadowe”. Zdecydowana większość zarówno eksplloatatorów oczyszczalni, jak i decydentów różnego stopnia myśli kategoriami odpadowymi, zadając pytanie: jak się pozbyć osadu?

Obecny stan techniki i wiedzy umożliwia kontrolę stopnia stabilizacji i higienizacji, a tym samym redukcję patogenów i zdecydowanej większości związków organicznych (w tym antybiotyków i hormonów). Żeby w pełni wykorzystać walory i zalety osadu, należy zmienić podejście na tzw. podejście produktowe, które sprowadza się do odpowiedzi na pytanie: jak osad wykorzystać? Podejście bazujące na wykorzystaniu metody produktowej uwzględniającej analizę ryzyka stosowania osadów ściekowych obserwowane jest w wielu krajach o dużych potencjałach badawczo-rozwojowych, takich jak: USA, Wielka Brytania, Francja, Dania, Hiszpania i inne. W tych krajach potencjał nawozowy osadów ściekowych jest bardziej wykorzystywany, niż potencjał energetyczny. Warto docenić znaczenie potencjału nawozowego odpowiednio przetworzonych osadów ściekowych dla całej gospodarki krajowej, uwzględniając, że rosną ceny nawozów sztucznych, zaś stosowane nawozy fosforowe mogą być znaczącym źródłem skażenia gleb metalami ciężkimi, a w szczególności kadmem (Wójtowicz 2014).

Potencjał nawozowy produkowanych w Polsce „czystych” komunalnych osadów ściekowych szacowany jest na ok. 200–300 mln zł rocznie, przyjmując aktualne ceny składników nawozowych w nawozach wieloskładnikowych (Wójtowicz 2014).

Malczewska i in. (2017) porównali technologię kompostowania i termicznego spalania osadów z mechaniczno-biologicznej oczyszczalni ścieków z podwyższonym usuwaniem biogenów produkującej w ciągu roku ok. 4588 Mg osadów. Autorzy wykazali, że obie analizowane metody umożliwiają rozwiązanie problemu związanego z zagospodarowaniem osadów wytwarzanych w oczyszczalniach ścieków. Dużym problemem w rozwoju obu omawianych technologii przekształcania osadów jest opór społeczny. W przypadku kompostowni okoliczni mieszkańcy obawiają się odorów pochodzących z procesu kompostowania, w przypadku instalacji termicznej utylizacji osadów ściekowych obawy dotyczą zaś emisji pyłów i gazów. Podsumowanie wad i zalet obu rozwiązań oraz analiza ilości wytwarzanych osadów oraz bliskość terenów rolniczych, na których można wykorzystać gotowy produkt wykazała, że kompostownia jest lepszym rozwiązaniem. Analiza potwierdziła zasadność kompostowania osadów z mniejszych oczyszczalni ścieków.

Dużą przeszkodę w podjęciu decyzji o kompostowaniu osadów stanowią długotrwałe procedury certyfikacji, z którymi wiele kompostowni sobie nie poradziło, bądź też jakość wytwarzanego kompostu w ogóle nie pozwoliła o ubieganie się o status nawozu. Do obrotu mogą być wprowadzone produkty wytworzone z komunalnych osadów ściekowych tylko po uzyskaniu zezwolenia ministra właściwego do spraw rolnictwa. Aby je uzyskać należy przedstawić wyniki badań właściwości fizykochemicznych, chemicznych, biologicznych

wykonanych przez laboratorium akredytowane oraz opinie właściwych instytutów badawczych o spełnianiu wymagań jakościowych i o przydatności do stosowania (Grobelałk i in. 2016, Strategia 2018). Dodatkowym problemem okazał się technologiczny wymóg stosowania dodatków (materiału strukturalnego) do kompostowania, a przede wszystkim konieczność zapewnienia dostaw tego materiału w trakcie całego roku. W zależności od proponowanej technologii są najczęściej to słoma, trociny, odpady zielone (Grobelałk i in. 2016).

Są jednak przykłady instalacji do kompostowni osadów ściekowych posiadające wymagane przepisami ustawy o nawozach i nawożeniu pozwolenia ministra właściwego

ds. rolnictwa i rozwoju wsi na wprowadzenie do obrotu nawozów organicznych oraz organicznego środka poprawiającego właściwości gleby. Od 2004 r. nawóz organicznych (kompost) o nazwie Komprol@jest produkowany przez spółkę wodno-ściekową „GWDA” sp. z o.o. w Pile. Certyfikację posiada również nawóz Biotop wytwarzany przez Wodociągi w Słupsku, Biokomp wytwarzany przez KOMPOSTECH Sp.z o.o. w Nowym Sączu, ULKOMP wytwarzany przez Spółkę Wodno-Ściekową „SWARZEWO” w Swarzewie, czy „Kompost Sokólski” wytwarzany przez Miejskie Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji sp. z o.o. w Sokółce (Grobelałk i in.2016). W 2011 r. certyfikat uzyskał nawóz „Kompostron” wytwarzany przez Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji „Wodnik” Sp. z o.o. w Jeleniej Górze a w 2012 roku Oczyszczalnia Ścieków w Białymstoku zaczęła wprowadzać do obrotu granulaty pod nazwą „Granbial”.

Jak wskazują przykłady, kompostowanie osadów ściekowych jest realnym sposobem na postępowanie zgodnie ze strategią odpadową UE – preferencja recyklingu względem spalania. Metoda ta powinna być preferowana dla osadów z małych i średnich oczyszczalni, których skład pozwala częściej, niż w przypadku dużych instalacji na wytworzenie certyfikowanego kompostu.



## Literatura

1. Czekąła W., Smurzyńska A., Kozłowski K., Brzoski M., Chełkowski D., Gajewska K., 2017: Kofermentacja osadów ściekowych sposobem na ich zagospodarowanie oraz produkcję energii. *Problemy Inżynierii Rolniczej 2017 (I–Iii): Z. 1 (95) Problems Of Agricultural Engineering S.* 5–14.
2. Bień J. D., Bień B., 2015: Zagospodarowanie komunalnych osadów ściekowych metodami termicznymi w obliczu zakazu składowania po 1 stycznia 2016. *Inżynieria Ekologiczna/Ecological Engineering Vol. 45, 2015, p. 36–43, DOI: 10.12912/23920629/60592.*
3. Malczewska B., Woźniak S., Jawecki B., 2017: Zalety i wady kompostowania osadów ściekowych w porównaniu z termicznym ich spalaniem – studium przypadku, *Prz. Nauk. Inż. Kszt. Środ. (2017), 26 (1). DOI 10.22630/PNIKS.2017.26.1.11*
4. Pająk T., 2014: Termiczne przekształcanie osadów ściekowych wobec wyzwań roku 2016. *Inżynieria i Ochrona Środowiska 2014, t. 17, nr 3, s. 363–376.*
5. Czekąła W., Witaszek K., Rodriguez Carmona P. C., Grzelak M., 2013: Instalacje do przemysłowego kompostowania bioodpadów: wady i zalety. *Composting systems for industrial biowastes: advantages and disadvantages. Technika Rolnicza Ogrodnicza Leśna. Nr 2 s. 23–25.*
6. Biało-brzewski I., Mikš-Krajnik M., Dach J., Markowski M., Czekąła W., Głuchowska K., 2015: Model of the sewage sludge-straw composting process integrating different heat generation capacities of mesophilic and thermophilic microorganisms, *Waste Management Vol. 43, 72–83. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.05.036>.*
7. Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 18 czerwca 2008 r. w sprawie wykonania niektórych przepisów ustawy o nawozach i nawożeniu. *Dz. U. 2008 nr 119 poz. 765.*
8. Zębek E. *Zasady gospodarki odpadami w ujęciu prawnym i środowiskowym. Monografie Kortowski Przegląd Prawniczy (KPP Monografie), ISBN: 978-83-65992-11-6, Olsztyn 2018.*
9. Bernacka J., L. Pawłowska: *Zagospodarowanie i wykorzystanie osadów z miejskich oczyszczalni ścieków. Wybrane problemy. Wydawnictwo Instytutu Ochrony Środowiska, Warszawa 1994.*
10. Bień J.B.: *Osady ściekowe – teoria i praktyka, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2002.*
11. Rosik-Dulewska C., Nocoń K., Karwaczyńska U. *Wytwarzanie granulatu z komunalnych osadów ściekowych i popiołów lotnych w celu ich przyrodniczego (nawozowego) odzysku. Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk, Zabrze 2016. ISSN 0208-4112, ISBN 978-83-60877-25-8.*
12. Kaźmierczuk M., Kalisz L., 2010: Bakterie hemolizujące podstawowym wskaźnikiem skuteczności higienizacji wapnem komunalnych osadów ściekowych. *Ochrona Środowiska i zasobów naturalnych, 42, 183–191.*
13. Włodarczyk-Makuła M., 2010: Porównanie biotycznych i abiotycznych zmian WWA w glebie nawożonej osadami ściekowymi. *Rocznik Ochrona Środowiska Tom 12. 559–573.*
14. Siebielec G., Stuczyński T.: *Metale śladowe w komunalnych osadach ściekowych wytwarzanych w Polsce, Proceedings of ECOpole, 2, Opole 2008.*

15. Bernacka J., Pawłowska L., Krobski A., 2002: Zmiany składu osadów z komunalnych oczyszczalni ścieków w latach 1998–2002. Ministerstwo Środowiska. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa: 32–35.
16. Boruszko D., 2013: właściwości fizyczno-chemiczne kompostów z osadów ściekowych na przykładzie wybranych obiektów z północno-wschodniej polski. *Ekonomia i Środowisko* 4 (47).
17. Krajowy Plan Gospodarki Odpadami 2022. Uchwała Nr 88 Rady Ministrów z dnia 1 lipca 2016 r. w sprawie Krajowego planu gospodarki odpadami 2022 po. 784.
18. Jędrzak A., Biologiczne przetwarzanie odpadów. Wydawnictwo naukowe PWN, Warszawa 2008.
19. Nafez A.H., Nikaeen M., Kadkhodaie S., Hatamzadeh M., Moghim S., 2015: Sewage sludge composting: quality assessment for agricultural application, *Environ Monit Assess* (2015) 187: 709. DOI 10.1007/s10661-015-4940-5.
20. Comesaña D. A., Comesaña I. V., de la Iglesia S. M., 2018: Municipal Sewage Sludge Variability: Biodegradation through Composting with Bulking. DOI: 10.5772/intechopen.75130.
21. Nayak A.K., Kalamdhad, A.S., 2015: Sewage sludge composting in a rotary drum reactor: stability and kinetic analysis. *Int J Recycl Org Waste Agricult* 4: 249. <https://doi.org/10.1007/s40093-015-0104-4>
22. Siebielska I., Sidelko R., 2009: Wpływ czasu trwania fazy gorącej kompostowania na usuwanie WWA. *Polska inżynieria środowiska pięć lat po wstąpieniu do Unii Europejskiej*, t. 1, red. J. Ozonok, M. Pawłowska, Lublin 2009, s. 281–287.
23. Epstein E. : *Industrial composting. Environmental Engineering and Facilities Management*. Taylor Francis Group LLC. 2011.
24. *Ochrona środowiska 2018*. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa 2018.
25. Wójtowicz A.: 2014: Kierunki rozwoju gospodarki osadowej. *Inżynier Budownictwa*, 2014, 10 (121) 58–63
26. Grobelak A., Stępień W., Kacprzak M., 2016: Osady ściekowe jako składnik nawozów i substytutów gleb. *Inżynieria Ekologiczna Ecological Engineering* Vol. 48, June 2016, p. 52–60 DOI: 10.12912/23920629/63289.
27. *Strategia postępowania z komunalnymi osadami ściekowymi na lata 2019–2022*. Ministerstwo Środowiska, 2018.

## Biologia komunalnych osadów ściekowych

*Andrzej Butarewicz, Józefa Wiater*  
*Politechnika Białostocka*

### Organizmy występujące (wykrywane) w komunalnych osadach ściekowych (w tym chorobotwórcze)

W komunalnych osadach ściekowych oprócz wielu substancji chemicznych występują mikroorganizmy. Wiele z nich to organizmy pożądane i pożyteczne, które przyczyniają się do rozkładu zawartych w osadach substancji chemicznych. Niestety w osadach ściekowych mogą również pojawić się organizmy patogenne. Przez patogeny należy rozumieć najczęściej czynniki biologiczne, chemiczne lub fizyczne, które mogą wywołać chorobę. Jednak głównie pojęcie to jest kojarzone z drobnoustrojami. W wielu przypadkach objawy chorobowe wynikają z działalności drobnoustrojów patogennych lub produktów przez nie wytwarzanych na powierzchni lub wewnątrz organizmu. Jak podaje Singleton (2000) w zależności od rodzaju organizmu patogennego wywołanie choroby może odbywać się różnymi sposobami. Niektóre z nich wytwarzają toksyny lub inne substancje szkodliwe naruszające procesy fizjologiczne w organizmie gospodarza, inne wnikają do wnętrza komórek i tkanek i tam również mogą wytwarzać substancje szkodliwe, jednak w wielu przypadkach mechanizm ich działania nie został wyjaśniony. W przypadku bakterii patogenezę wiąże się ze złożonymi interakcjami pomiędzy bakterią patogenną a organizmem gospodarza.

Organizmy patogenne mogą infekować ludzi różnymi drogami np. przez układ pokarmowy (wraz z pokarmem), przez układ oddechowy i przez skórę. Dawka infekcyjna, na którą człowiek jest narażony lub niezbędna liczebność organizmów aby wywołać chorobę jest trudna do ustalenia lecz z pewnością zależy od indywidualnych cech organizmu i stanu jego zdrowia.

Ścieki dopływające do oczyszczalni stanowią doskonały rezerwuar i podstawową drogę przemieszczania się wielu organizmów w tym bezwzględnie chorobotwórczych. Cztery główne typy ludzkich organizmów patogennych, które mogą być obecne w ściekach komunalnych to bakterie, wirusy, pierwotniaki i nicienie. Skład gatunkowy oraz ilość organizmów patogennych zależy przede wszystkim od stanu zdrowia społeczności lokalnej, która może się zmieniać w różnych okresach czasu. Współcześnie, w dobie przemieszczania się ludności nie istnieją bariery, które skutecznie zabezpieczałyby przed migracją drobnoustrojów. W związku z tym istnieje realne zagrożenie pojawienia się nowych niebezpiecznych gatunków drobnoustrojów zarówno w ściekach jak i w osadach ściekowych.

Poziom organizmów patogennych obecnych w osadach ściekowych zależy również od zastosowanych procesów oczyszczania ścieków i przeróbki osadów ściekowych. W tabeli 1 podano orientacyjną liczebność wybranych mikroorganizmów w wilgotnej masie nieprzetworzonych osadów ściekowych.

Organizmy patogenne, obecne w ściekach komunalnych są pierwotnie związane z nierozpuszczalnymi cząsteczkami ciał stałych.

Wstępne procesy oczyszczania ścieków zwiększają koncentrację cząstek stałych w osadach ściekowych. Z tego względu liczebność organizmów patogennych zwiększa się w odniesieniu do surowych ścieków dopływających do oczyszczalni. Należy podkreślić, że stosowane w oczyszczalniach biologiczne metody oczyszczania ścieków przyczyniają się do zmniejszenia liczby patogenów.

Tabela 1. Liczba mikroorganizmów w gramie wilgotnej masy niestabilizowanych osadów ściekowych.

Organizm/wskaźnik sanitarny	Rodzaj/gatunek	Liczebność w 1 g. w.m.o.*
<b>Bakterie</b>	<i>E.coli</i>	$10^6$
	<i>Salmonella</i>	$10^2-10^3$
<b>Wirusy</b>	Enterowirusy	$10^2-10^4$
<b>Pierwotniaki</b>	<i>Giardia</i>	$10^2-10^3$
<b>Helminty</b>	<i>Ascaris</i>	$10^2-10^3$
	<i>Toxocara</i>	$10-10^2$
	<i>Taenia</i>	5

Źródło: Davis i in. (1999)

\*w.m.o. – wilgotna masa osadu

Procesy te mogą wpływać na obniżenie liczby organizmów patogennych w osadach ściekowych poprzez tworzenie niekorzystnych warunków do życia. Niemniej jednak pomimo stosowania biologicznych procesów oczyszczania ścieków, a także przeróbki osadów ściekowych w dalszym ciągu osady będą zawierały niebezpieczne organizmy, które mogą powodować zagrożenie zdrowia publicznego i środowiska.

Jeśli niewłaściwie przetworzone osady zostaną zaaplikowane do gleby lub umieszczone na miejscu czasowego składowania np. na terenie oczyszczalni to zarówno ludzie jak i zwierzęta mogą być narażeni na kontakt z patogenami zwłaszcza przez bezpośrednią styczność z osadami ściekowymi lub pośrednio przez konsumpcję wody z zanieczyszczonych źródeł lub żywności skażonej przez patogeny obecne w osadach ściekowych aplikowanych do gleby. Do potencjalnie zagrożonych organizmów poprzez kontakt z organizmami patogennymi obecnymi w osadach należą insekty oraz ptaki i gryzonie a nawet rolnicy, którzy transportują osady ściekowe z miejsca wytworzenia na miejsce aplikacji do gleby.

Do zakażenia patogenami może dojść poprzez bezpośredni kontakt (EPA 2003):

- przez konsumpcję
- poprzez dotykание osadu ściekowego
- przechodzenie przez teren, do którego niedawno aplikowano osady ściekowe np. pole, las czy obszar rekultywowany
- obsługę pól, na których stosowano osady ściekowe
- drogą inhalacyjną wchłaniając mikroorganizmy z powietrzem (przez aerozole lub kurz)

oraz przez kontakt pośredni:

- przez konsumpcję upraw pochodzących z gleby zasilonej osadami ściekowymi lub innych produktów żywnościowych, które zostały zanieczyszczone przez kontakt z tymi produktami lub pracownikami polowymi
- przez spożycie wody pitnej lub kontakt z wodami rekreacyjnymi zanieczyszczonymi spływem powierzchniowym z pobliskich terenów, do których aplikowano osady lub przez organizmy które przedostały się z osadów do zasobów wody podziemnej
- konsumpcję mleka zanieczyszczonego patogenami lub innych pokarmów pochodzących od zwierząt wypasanych na pastwiskach lub karmionych paszą pochodzącą z terenów na których aplikowano osady ściekowe
- kontakt z osadami ściekowymi lub patogenami przenoszonymi przez gryzonie poza obszar zastosowania osadów lub usuwania powierzchni przez gryzonie, owady lub inne wektory, w tym pasące się zwierzęta i zwierzęta domowe
- konsumpcję niewystarczająco upieczonych lub surowych ryb zainfekowanych patogenami, które przedostały się wraz ze spływem powierzchniowym z pól do których aplikowano osady.

#### **Bakterie chorobotwórcze i potencjalnie chorobotwórcze**

Bakterie występujące w osadach ściekowych tworzą najliczniejszą grupę mikroorganizmów. Ich zróżnicowanie gatunkowe jest przede wszystkim uzależnione od jakości ścieków dopływających do oczyszczalni. Właściwie można powiedzieć, że wraz ze ściekami dopływają do oczyszczalni bakterie, które są obecne w przewodzie pokarmowym ludzi i zwierząt zdrowych oraz chorych. Niektóre potencjalnie patogenne bakterie mogą w niewielkich ilościach zasiedlać przewód pokarmowy bez wywoływania objawów choroby i teoretycznie człowiek zdrowy jest źródłem zanieczyszczenia ścieków patogenami. Szacuje się, że przewód pokarmowy człowieka jest zasiedlony przez mikrobiota, która obejmuje setki gatunków bakterii. Dzielimy je na gatunki dominujące oraz rzadziej występujące pojawiające się okresowo w przewodzie pokarmowym. Liczbę bakterii zasiedlających okrężnicę u człowieka kolonizuje do dziesięciu bilionów bakterii (10<sup>13</sup>). Jest to jeden z najliczniej zasiedlonych ekosystemów na świecie. Są to zarówno bakterie tlenowe jak i względnie beztlenowce, a także bezwzględnie beztlenowce. Część z nich to bakterie chorobotwórcze jak i potencjalnie chorobotwórcze.

W tabeli 2 podano wybrane organizmy chorobotwórcze i warunkowo chorobotwórcze, których obecność stwierdzono w ściekach i osadach ściekowych pochodzących z komunalnych oczyszczalni ścieków. Zagrożenie powodowane przez wymienione gatunki jest zróżnicowane - od bakterii mogących wywołać bardzo niebezpieczne choroby np. pałeczki dżumy czy przecinkowce cholery do bakterii, które wywołują schorzenia o mniej drastycznych skutkach np. salmonellozy. Z drugiej strony istnieje realne ryzyko związane z szerzącą się lekoopornością bakterii i trudnością w leczeniu wywoływanych przez nie chorób. Należy również pamiętać, że lista przedstawionych w tabeli 2 bakterii będzie z pewnością uzupełniana o nowe gatunki, które zostaną wykryte dzięki rozwojowi badań genetycznych.

Tabela 2. Bakterie patogenne występujące w osadach ściekowych i wywoływane przez nie choroby

Rodzaj lub gatunek bakterii	Choroba i (lub) symptomy
<i>Salmonella spp.</i>	salmonellozy – zapalenie jelit
<i>Salmonella Typhi</i>	Tyfus
<i>Salmonella Paratyphi</i>	Paratyfus
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	zapalenie jelit, artretyzm
<i>Shigella dysenteriae</i>	biegunka, czerwonka bakteryjna
<i>Escherichia coli (szczepy patogenne)</i>	zapalenie jelit, biegunka, ostra niewydolność nerek, sepsa
<i>Yersinia enterocolitica</i>	zapalenie jelit, artretyzm
<i>Yersinis pestis</i>	Dżuma
<i>Clostridium botulinum</i>	Botulizm
<i>Clostridium perfringens</i>	zapalenie jelit, zgorzel gazowa
<i>Vibrio cholerae</i>	Cholera
<i>Bacillus anthracis</i>	Wąglik
<i>Campylobacter spp.</i>	zapalenie jelit
<i>Listeria monocytogenes</i>	Listerioza
<i>Leptospira sp.</i>	Leptospiroza
<i>Mycobacterium tuberculosis</i>	Gruźlica
<i>Staphylococcus</i>	zakażenia skóry, kości i szpiku, ropnie narządów, bakteriemia
<i>Streptococcus w tym Staphylococcus aureus (MRSA)</i>	zapalenie: gardła, płuc, wsierdza, opon mózgowo-rdzeniowych
<b>Inne gatunki bakterii</b>	
<i>Aeromonas, Brucella, Citrobacter, Coxiella, Enterobacter, Erysipelotrix, Francisella, Klebsiella, Legionella, Proteus, Serratia,</i>	

Źródło: EPA 2003; Carrington 2001, Bień 2002, Butarewicz 2013, 2016, www.cdc.gov (data dostępu 03.11.2019)

Bakterie wymienione w tabeli 2 należą do II lub III grupy ryzyka. (Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie listy organizmów patogennych oraz ich klasyfikacji, a także środków niezbędnych dla poszczególnych stopni hermetyczności. Dz. U. Nr 212, Poz. 1798, 2002). Drugą grupę zagrożenia stanowią czynniki, które mogą wywoływać choroby u ludzi, mogą być niebezpieczne dla pracowników, ale rozprzestrzenianie ich w populacji ludzkiej jest mało prawdopodobne.

Zazwyczaj istnieją w stosunku do nich skuteczne metody profilaktyki lub leczenia. Wyjątek stanowią m.in. pałeczki *Salmonella Typhi*, bakterie z gatunków: *Shigella dysenteriae*, *Bacillus anthracis*, *Yersinia pestis*, *Vibrio cholerae* enterotoksyczne pałeczki *E.coli* O 157: H7., które zostały zaliczone do trzeciej kategorii.

Bakterie należące do trzeciej kategorii mogą wywoływać poważne choroby u ludzi. Istnieje również ryzyko rozprzestrzeniania się ich w populacji ludzkiej. (Carrington 2001, Butarewicz 2009).

### Wirusy

Wirusy nie przejawiają żadnej aktywności biologicznej, a więc nie mogą się rozmnażać i nie mają katabolicznych systemów metabolicznych charakterystycznych dla innych grup mikroorganizmów. Zbudowane są z białek i kwasów nukleinowych (DNA lub RNA). Najbardziej interesującą grupę z punktu widzenia oczyszczalni ścieków tworzą enterowirusy. Obecnie znanych jest ponad 100 enterowirusów nie należących do grupy poliovirusów. Niebezpieczna jest szczególnie obecność w osadach ściekowych enterowirusów w tym 3 typów poliovirusów, 23 typów coxsackiewirusów z grupy A i 6 z grupy B, 28 typów echowirusów, wirusów hepatitis A. Enterowirusy cechuje duża odporność na działanie środków dezynfekcyjnych (chlorowanie i UV) oraz długa zdolność infekcyjna w środowisku (Butarewicz 2013). Jak podaje WHO enterowirusy są grupą najważniejszych patogennych wirusów, które rocznie powodują 30 mln. infekcji w Stanach Zjednoczonych. W tabeli 3 podano wybrane enterowirusy oraz wirusy należące do innych grup, które mogą występować zarówno w ściekach jak i deponować się w osadach ściekowych.

Prawdopodobieństwo pojawienia się w osadach ściekowych niektórych bardzo niebezpiecznych wirusów np. wirusa Ebola (EVD), wirusa zachodniego Nilu (WNV) czy Zika, jest związane z możliwością przemieszczania się ludności i przeniesienia choroby do kraju z innych państw i kontynentów (<https://www.cdc.gov/zika/>). W tabeli 3 przedstawiono wybrane wirusy, które mogą pojawić się w osadach ściekowych. Należy nadmienić, że tylko nieliczne państwa, do których możemy zaliczyć Francję czy Stany Zjednoczone nakazują oznaczanie enterowirusów w osadach ściekowych (Butarewicz 2013).

Tabela 3. Wirusy jelitowe najczęściej występujące w ściekach i osadach ściekowych

Grupa wirusów	Nazwa jednostki chorobowej
<b>Enterowirusy</b>	
- <i>Poliowirus</i>	paraliż dziecięcy, zapalenie opon mózgowych
- <i>Coxsackiewirus A</i>	wady serca, choroby dróg oddechowych
- <i>Coxsackiewirus B</i>	zapalenie opon mózgowych, wrodzone wady serca
- <i>Echowirus</i>	wysypka, biegunka
- bliżej nieokreślone wirusy lub znane np. EV A71 czy EV D68	ostre krwotoki, zapalenia opon mózgowych, choroba dróg oddechowych

Inne	
<i>Adenowirus</i>	infekcje oczu, choroby dróg oddechowych
<i>Reowirus</i>	dokładnie nieokreślone
<i>Hepatitis typ A</i>	zapalenie wątroby
<i>Rotawirus</i>	wymioty, biegunka
<i>Astrowirus</i>	?
<i>Calciwirus</i>	wymioty, biegunka
<i>Coronawirus</i>	Dreszcze
<i>Parwovirus</i>	dokładnie nieokreślone, ale występują przy chorobach dróg oddechowych u dzieci

Zródło: (EPA 1999, Butarewicz 2003, 2013) ; www.cdc.gov ( data dostępu 03.11.2019)

Niektóre wirusy np. cytomegalowirusy (CMV), które wraz z ekskrementami przedostają się do oczyszczalni mogą być obecne w ściekach i utrzymywać się w niestabilizowanych osadach od miesięcy do lat zachowując inwazyjność (Butarewicz 2016).

### Grzyby

Grzyby mogące pojawić się w osadach ściekowych nie są wymieniane przez Amerykańską Agencję Ochrony Środowiska (EPA) w grupie organizmów najbardziej istotnych z punktu widzenia zagrożenia zdrowia publicznego, choć niektóre gatunki grzybów pleśniowych i drożdży mogą być chorobotwórcze dla ludzi i zwierząt (Tabela 4). Część z nich wytwarza niebezpieczne toksyny np. *Aspergillus flavus* czy *Aspergillus fumigatus*. Kropidlaki te są wszechobecne w środowisku. Mogą pojawić się w osadach ściekowych przyczyniając się do powstawania chorób układu oddechowego szczególnie u pracowników oczyszczalni ale także u zwierząt np. ptaków, ssaków czy owadów. Aflatoksyny czyli trucizny o działaniu hepatotoksycznym i karcynogennym wytwarzane przez dwa wymienione wyżej gatunki są niebezpieczne dla człowieka.

Tabela 4. Grzyby występujące w ściekach i osadach ściekowych

Grzyby pleśniowe	Drożdże
<i>Aspergillus sp.</i>	<i>Candida albicans</i>
<i>Aspergillus fumigatus</i>	<i>Candida krusei</i>
<i>Phialophora richardsiae</i>	<i>Candida tropicalis</i>
<i>Geotrichium candidum</i>	<i>Candida guilliermondi</i>
<i>Trichophyton sp.</i>	<i>Cryptococcus neoformans</i>
<i>Epidermophyton sp.</i>	<i>Trichosporon</i>

Zródło : Bień 2002,2007, Carington 2001, Pfaller i in. 2006, Butarewicz 2013; www.mycobank.org



W osadach często można spotkać drożdżaki z rodzaju *Candida*, które u ludzi o osłabionej odporności mogą wywołać ciężkie schorzenia błony śluzowej i narządów wewnętrznych, tzw. kandydozę (Bień 2002; Napora i Grobelak 2014).

W przepisach poszczególnych krajów brakuje wytycznych dotyczących konieczności oznaczania grzybów w osadach ściekowych. Nie przeprowadzono dotychczas kompleksowych badań, które określiłyby dominujące i podporządkowane gatunki grzybów w tym toksynotwórczych i chorobotwórczych występujących w osadach. Jak podaje Ulfig (2003) istnieją poważne luki w naszej wiedzy na temat występowania grzybów chorobotwórczych w osadach ściekowych oraz ich ekologii. Szczególnie niebezpieczne mogą być grzyby zaliczane do tzw. dermatofitów, czyli wywołujących u człowieka zakażenia skóry, włosów i paznokci oraz wirusy i jaja pasożytów przewodu pokarmowego ludzi i zwierząt.

### Pierwotniaki pasożytnicze i robaki pasożytnicze

Przedstawiona w tabeli 5 lista pasożytniczych, pierwotniaków, nicieni, tasiemców i przywr zawiera organizmy powodujące infekcje u ludzi ale także u zwierząt. Ludzie i zwierzęta pełnią ważną rolę w rozwoju osobniczym pasożytów będąc pośrednim lub końcowym żywicielem. Prawdopodobieństwo pojawienia się niektórych wymienionych w tabeli 5 pasożytów w osadach ściekowych jest niewielkie aczkolwiek nie da się go wykluczyć. Okresowo liczba nicieni czy tasiemców może się zwiększyć w osadach ściekowych, co uzależnione jest od zwiększonej liczby zakażeń pasożytami w społeczeństwie oraz wśród zwierząt hodowlanych i dziko żyjących. Ścieki dostarczają do oczyszczalni cysty i jaja pasożytów, które finalnie mogą deponować się w osadach ściekowych. Jednak przeżywalność ich jest z reguły ograniczona. W przypadku organizmów wskaźnikowych wykorzystywanych do oceny jakości osadów ściekowych t.j. *Ascaris sp.*, *Trichuris sp.* i *Toxocara sp.* brane są pod uwagę jedynie jaja inwazyjne.

Interesującą grupę wśród wymienionych organizmów pasożytniczych tworzą pierwotniaki. Najbardziej istotne dla człowieka to *Cryptosporidium parvum* i *Giardia duodenalis*. Pierwotniaki te charakteryzują się małymi rozmiarami stadiów dyspersyjnych, wysoką inwazyjnością, dość wysoką odpornością na czynniki środowiskowe i środki stosowane do dezynfekcji. Jak podaje WHO szacunkowa inwazyjna dawka dla ludzi to 10 oocyst.

Tabela 5. Wybrane robaki pasożytnicze i pierwotniaki pasożytnicze występujące w ściekach i osadach ściekowych oraz wywoływane przez nie choroby

Organizm	Nazwa jednostki chorobowej
<b>Pierwotniaki</b>	
<i>Balantidium coli</i>	Balantidioza
<i>Entamoeba histolytica</i>	Pełzakowica jelitowa
<i>Cryptosporidium parvum</i>	Kryptosporidioza
<i>Toxoplasma gondii</i>	Toksoplazmoza
<i>Giardia duodenalis</i> (syn. <i>G. lamblia</i> , <i>G. intestinalis</i> )	Lamblioza

<b>Nicienie</b>	
<i>Ascaris lumbricoides</i>	Askarydoza ludzka
<i>Toxocara canis</i> <i>Toxocara cati</i>	Toksokaroza
<i>Trichuris trichiura</i>	Włosogłówczyca
<i>Enterobius vermicularis</i>	Owsica
<i>Strongyloides stercoralis</i>	Węgorczyca
<i>Necator americanus</i>	Ankylostomatoza
<i>Ancylostoma duodenale</i>	Ankylostomatoza
<b>Tasiemce</b>	
<i>Taenia solium</i>	Tasiemczyca wieprzowa
<i>Taenia saginata</i>	Tasiemczyca
<i>Hymenolepis nana</i>	Hymenolepidoza
<i>Echinococcus granulosus</i>	Bąblowica
<i>Diphyllobothrium latum</i>	Difiloborioza

Zródło: US EPA 2003, Bień 2002, Butarewicz 2013, [www.cdc.gov/dpdx](http://www.cdc.gov/dpdx) (data dostępu 03.11.2019)

### Wskaźniki stanu sanitarnego osadów ściekowych - Polska i świat

Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 6 lutego 2015r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych (Dz.U. 2015 poz.257) określiło konieczność badania wybranych wskaźników sanitarnych, do których zaliczono pałeczki z rodzaju *Salmonella* oraz trzy nicienie należące do rodzajów *Ascaris*, *Trichuris* i *Toxocara* (ATT). Ustabilizowane osady, w przypadku ich zastosowania do gruntu, nie mogą zawierać pałeczek należących do rodzaju *Salmonella* w 100g osadu oraz inwazyjnych jaj nicieni. W pozostałych przypadkach określonych przez w/w rozporządzenie np. do rekultywacji terenów czy do hodowli niektórych upraw nie przeznaczonych do spożycia dopuszczono do 300 jaj inwazyjnych w kg s.m.o. Unia Europejska nie określiła jednolitych przepisów dotyczących wskaźników sanitarnych, które powinny być badane w osadach ściekowych. Poszczególne państwa ustalają własne kryteria, które mogą być bardziej lub mniej restrykcyjne niż polskie przepisy. Co więcej w przypadku inwazyjnych nicieni np. we Francji, Austrii czy w Szwajcarii określono jedynie żywe jaja helmintów nie precyzując o jakie gatunki chodzi. W przepisach niemieckich określono, że osad musi być bezpieczny pod względem sanitarno-higienicznym. W Stanach Zjednoczonych Amerykańska, Agencja Ochrony Środowiska już w 1993 roku określiła standardy jakości osadów ściekowych (Standards for the Use or Disposal of Sewage Sludge). W zbiorze przepisów federalnych znanych jako część 503 (Title 40, Part 503) ustalono, że na podstawie badań biologicznych osady można podzielić na dwie klasy A i B. Klasa A to najlepsza jakość osadów tzn. liczba pałeczek *Salmonella* powinna być mniejsza niż 3 w 4 g suchej masy osadu (s.m.o) (lub grupa coli typu fekalnego <1000 NPL/g s.m.o), enterowirusy wyrażone w postaci najbardziej prawdopodobnej liczby

(NPL)  $<1/4$ g s.m.o. W przypadku klasy B średnia liczebność bakterii grupy coli typu fekalnego w osadzie nie powinna być wyższa niż  $2 \times 10^6$ /g s.m.o.

Z kolei WHO określiło, że aby bezpiecznie aplikować osad do gruntu liczba jaj nie może być wyższa niż 1/g s.m.o. Należy podkreślić, że brak przepisów dotyczących jednolitych wskaźników biologicznych bardzo utrudnia sanitarną ocenę jakości osadów. Ponadto zawsze wyniki powinny być odniesione do suchej masy osadów gdyż umożliwia to łatwe ich porównanie i ocenę ich jakości jak również masa próbki reprezentatywnej wykorzystywanej w badaniach powinna być zunifikowana.

## Charakterystyka wybranych organizmów występujących w ściekach i osadach

### Pałeczki Salmonella

Głównym wskaźnikiem sanitarnym wykorzystywanym do oceny jakości osadów ściekowych są pałeczki Salmonella. Z tego względu zostały one przedstawione nieco szerzej niż inne bakterie patogenne. Pałeczki Salmonella mogą występować w wodzie, glebie, ściekach komunalnych, przemysłowych i osadach ściekowych. Szczególnie niebezpieczne są ścieki pochodzące ze szpitali i sanatoriów, zwłaszcza takie, które nie zostały poddane skutecznemu procesowi dezynfekcji. Nazwa rodzaju Salmonella nadana została od nazwiska amerykańskiego weterynaryjnego patologa Daniel'a Elmer'a Salmon'a, pomimo faktu iż to jego partner Theobald Smith jako pierwszy wykrył bakterię w 1885 u świń. Wyizolowane bakterie od świń, które były chore na cholere, Salmon nazwał Hog-choleraebacillus. Później zmieniono nazwę na Salmonella choleraesuis, z powodu wywołania plagi wśród świń. W 1900r. francuski bakteriolog Joseph Léon Marcel Lignières zaproponował, by grupa bakterii, która była źródłem zakażenia cholery u świń, nazwana została *Salmonella* na cześć Salmon'a (<http://www.whonamedit.com/synd.cfm/402.html>).

Bakterie z rodzaju *Salmonella* to Gram ujemne pałeczki reprezentujące rodzinę *Enterobacteriaceae*. Systematyka rodzaju *Salmonella* jest dosyć skomplikowana. W ostatnich latach na podstawie dokładnej analizy morfologicznej, fizjologicznej, chemicznej, biochemicznej i genetycznej tych bakterii dokonano wielu zmian i stworzono nową klasyfikację. Obecnie jest używana nomenklatura utworzona przez WHO Collaborating Centre for Reference and Research on *Salmonella* w Instytucie Pasteur'a w Paryżu. Zmiany te zostały zaakceptowane i wdrożone w badaniach diagnostycznych przez Centrum Kontroli i Zapobiegania Chorobom (Centers for Disease Control and Prevention – CDC) w Atlancie w Stanach Zjednoczonych, a także przez inne ośrodki na świecie, np. Krajowy Ośrodek *Salmonella* w Gdańsku. W oparciu o techniki genotypowe, a dokładnie o badania sekwencji 16S r DNA wyodrębniono dwa gatunki:

### *Salmonella enterica*

#### *Salmonella bongori*

Gatunek *Salmonella enterica* został podzielony dodatkowo na sześć podgatunków:

*Salmonella enterica subsp. enterica*,

*Salmonella enterica subsp. salamae*,

*Salmonella enterica subsp. arizonae*,

*Salmonella enterica subsp. diarizonae*,

*Salmonella enterica subsp. houtenae*,

*Salmonella enterica subsp. indica*

i jak podaje Grimont i Weill z WHO Collaborating Centre for Reference and Research on *Salmonella* sumarycznie wykryto 2579 serowarów (dawniej serotypów) (<http://www.pasteur.fr/ip/portal/action/WebdriveActionEvent/oid/01s-000036-089>). Tylko serowary podgatunku *Salmonella enterica subsp. enterica* posiadają nazwy (np. Typhi, Typhimurium, Enteritidis, London, Newport), pozostałe są oznaczone wzorami antygenowymi.

Większość bakterii należących do rodzaju *Salmonella* jest ruchliwa. Pałeczki *Salmonella* są urzęsione perytrychlanie (okołorzęse), czyli posiadają wiele rzęsek. Mogą też jednak występować mutanty nie posiadające rzęsek.

Pałeczki *Salmonella* odżywiają się heterotroficznie. Większość z nich należy do prototrofów, dla których w pokarmie jest niezbędny tylko jeden prosty związek organiczny, stanowiący źródło węgla i energii oraz zestaw określonych soli mineralnych (Singleton 2000).

Jedynym źródłem węgla wykorzystywanym przez bakterie z rodzaju *Salmonella* jest cytrynian natomiast tylko nieliczne, jak np. pałeczki *Salmonella* Typhi, potrzebują oprócz prostego związku organicznego, dodatkowo jednego lub kilku bardziej skomplikowanych związków organicznych, tzw. czynników wzrostowych. W przypadku *Salmonella* Typhi jest nim tryptofan. Takie organizmy zaliczane są do auktotrofów (Singleton 2000).

Bakterie z rodzaju *Salmonella* prowadzą fermentację kwasów mieszanych. Mają zdolności do rozkładania kwasu mrówkowego do dwutlenku węgla i wodoru, a więc prowadzą fermentację z wytworzeniem gazu (Singleton 2000). Należą do tlenowców i względnych beztlenowców. Określenie pałeczki względnie beztlenowe oznacza, że korzystna jest dla nich obecność tlenu, a jego brak nie wyklucza możliwości rozwoju. Energia jest uzyskiwana na drodze oddychania jak i fermentacji, co zależy od warunków wzrostu. Bakterie te nie fermentują laktozy, ale większość wytwarza H<sub>2</sub>S i gaz w procesie fermentacji węglowodanów (WHO 2003) za wyjątkiem *Salmonella* Typhi. Rozmnażają się płciowo zwykle w procesie koniugacji (Kunicki-Goldfinger 2007). Pałeczki *Salmonella* rosną w szerokim zakresie temperatur od 5°C do 46°C i w pH od 4,0 do 8,0 (Libudzisz i in. 2007; Żakowska i Stobińska 2000). Niektóre serowary potrafią zaadaptować się do nowych warunków, z których czerpią korzyści. Jednym z przykładów jest *Salmonella* Typhi, która posiada umiejętność przystosowywania się i przeżycia w warunkach silnie kwaśnych (pH 3,3). Jest to niezmiernie istotne, ponieważ infekcja rozpoczyna się najczęściej przez żołądek. Adaptacja w zainfekowanym organizmie przebiega poprzez syntezę nowych rodzajów białek, jak i przez zahamowanie działania innych (Singleton 2000). Jednym z najbardziej niebezpiecznych gatunków powodujących zatrucia przewodu pokarmowego, mogącym występować w osadach ściekowych jest *Salmonella* Typhimurium.

W Stanach Zjednoczonych, CDC szacuje liczbę zachorowań powodowanych przez pałeczki *Salmonella* na 1,2 mln, w tym 23000 chorych jest hospitalizowanych z czego 450 osób umiera w ciągu roku (<https://www.cdc.gov/salmonella/>). W Polsce liczba przypadków zachorowań jest znacząco mniejsza jednak według danych Narodowego Instytutu Zdrowia Publicznego – Państwowego Zakładu Higieny w 2016 roku odnotowano wzrost zachorowań o 16% do 10 016 przypadków, najwięcej od 2007 r.

### Wybrane nicienie pasożytnicze

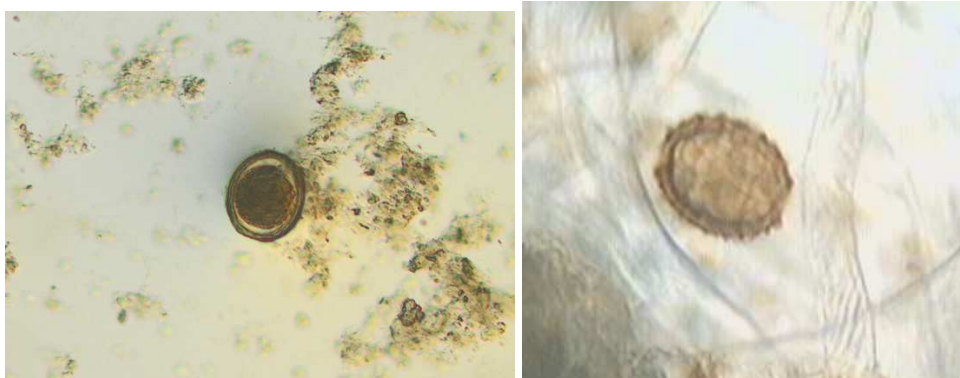
Człowiek jest żywicielem około 150 gatunków robaków pasożytniczych i najczęściej zaraża się przez zanieczyszczoną glebę oraz spożycie zakażonych produktów pochodzenia zwierzęcego i roślinnego (Bień 2002). Wykrywanie wszystkich gatunków nicieni byłoby trudne dlatego zdecydowano się w Polsce na oznaczanie wytypowanych rodzajów nicieni wskaźnikowych. Spośród trzech nicieni, które należy oznaczać w osadach ściekowych rodzaj *Ascaris* obejmuje dwa podstawowe gatunki – glistę ludzką (*Ascaris lumbricoides*) i glistę świńską (*Ascaris suum*), a do rodzaju *Toxocara* należą glista kocia (*Toxocara cati*) oraz glista psia (*Toxocara canis*). Trzeci nicieni to włosogłówka ludzka (*Trichuris trichiura*). W tabeli 6 zaprezentowano najistotniejsze informacje dotyczące nicieni należących do ATT. *A. lumbricoides* jest głównym gatunkiem biorącym udział w zakażeniach u ludzi na całym świecie, ale drugi gatunek *Ascaris suum* pochodzący od świń może również zarazić ludzi. Te dwa pasożyty są ze sobą bardzo blisko spokrewnione dlatego ich status jako odrębnych, gatunków jest tematem spornym ([www.dpd.cdc.gov](http://www.dpd.cdc.gov)). Dane szacunkowe przedstawione przez CDC w Atlancie wskazują na największą liczbę osób zarażonych glistnicą na świecie. W Polsce zarażenie tymi pasożytami jest na drugim miejscu po owsiku. Osobniki należące do gatunku *Ascaris lumbricoides* są bardzo duże -dorosłe samice osiągają od 20 do 35 cm a dorosłe samce od 15 do 30 cm. Są to największe nicienie pasożytujące w ludzkim jelicie.

Tabela 6. Charakterystyka nicieni należących do ATT

Cecha charakterystyczna	Rodzaj		
	<i>Ascaris</i>	<i>Trichuris</i>	<i>Toxocara</i>
Żywiciel specyficzny niespecyficzny	człowiek świnia	Człowiek	pies lub kot człowiek, inne ssaki i ptaki
Liczba składanych jaj w ciągu doby	200–250 tys.	3–20 tys.	około 20 tys.
Okres życia nicienia	18 miesięcy	od 3 do 20 miesięcy	brak danych
Czas rozwoju do osiągnięcia postaci inwazyjnej	2–3 tygodnie	15–30 dni	10–15 dni
Optymalne warunki rozwoju	wilgotność, dostęp tlenu, temp. 24–30°C	wilgotność, dostęp tlenu, temp. 20–30°C	wilgotność, dostęp tlenu, temp. 25–30°C
Sposób zarażenia człowieka lub zwierząt	droga pokarmowa, kontakt z glebą lub osadami ściekowymi, zawierającymi inwazyjne jaja albo z zanieczyszczonym pokarmem	droga pokarmowa, kontakt z glebą lub osadami ściekowymi, zawierającymi inwazyjne jaja albo z zanieczyszczonym pokarmem	droga pokarmowa, kontakt z glebą lub osadami ściekowymi, zawierającymi inwazyjne jaja albo z zanieczyszczonym pokarmem; połknięcie larwy przez psy i koty; śródmacicznie – larwa (psy)

Źródło: opracowanie własne na podstawie [www.cdc.gov/dpdx/az.html](http://www.cdc.gov/dpdx/az.html)

Wiedza na temat nicieni pasożytniczych mogących pojawić się w osadach ściekowych nie jest pełna i wymaga jeszcze wielu dalszych badań. Niewątpliwie największe zagrożenia powodują inwazyjne jaja nicieni należących do rodzaju *Ascaris*, gdyż samice składają od 200 do 250 tys. jaj w ciągu doby, których przeżywalność np. w glebie maksymalnie osiąga 7 lat, natomiast średnio 2 lata (Butarewicz 2013). Na ryc. 1 przedstawiono inwazyjne i nieinwazyjne jaja należące do rodzaju *Ascaris*.



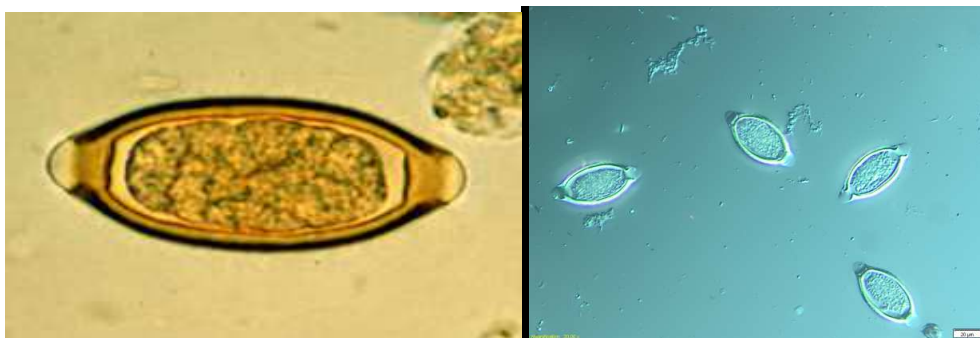
Rys. 1. Po lewej zapłodnione a po prawej nie zapłodnione jajo *Ascaris*

Jaja po złożeniu przez samicę, pozostają w jelicie człowieka przez kilka dni, po czym zostają z niego wydalone wraz z kałem żywiciela. Wówczas nie są one jeszcze zdolne do zarażenia następnego żywiciela. Postacią inwazyjną jest jajo z larwą po I linii (II stadium rozwoju), która rozwija się (w zależności od panujących w środowisku zewnętrznym warunków) dopiero po pewnym czasie. Potrzebny jest dostęp tlenu, odpowiednia wilgotność i temperatura otoczenia. I tak w temperaturze  $18^{\circ}\pm 24^{\circ}\text{C}$  jaja stają się inwazyjne po upływie 21 dni. W niższych temperaturach dojrzewanie jaj trwa dłużej, w wyższych krócej. W warunkach optymalnych  $24^{\circ}\pm 30^{\circ}\text{C}$  inwazyjne larwy pojawiają się w jajach glist po 10 dniach ich przebywania w środowisku zewnętrznym najczęściej w glebie. Stosunkowo duża odporność jaj glisty na działanie niskich temperatur sprawia, że mogą one przetrwać nawet mroźną zimę, bez szkody dla rozwijających się w nich zarodków, a nawet wykształconych już larw inwazyjnych. Jak podają Melvin i in. (2001) jaja są w stanie przetrwać w temperaturze minus  $30^{\circ}\text{C}$ . Natomiast jaja *A. lumbricoides* są wrażliwsze na działanie wyższych temperatur. Już w temperaturze  $37^{\circ}\text{C}$  rozwój zarodka może ulec zahamowaniu, a maksymalną temp., którą jaja glisty wytrzymują to  $41^{\circ}\text{C}$ . Poza tym jaja glist są wrażliwe na działanie bezpośrednio padających promieni słonecznych, na wysychanie i brak tlenu (Melvin i in. 2001).

Drugim nicieniem jest włosogłówka ludzka (*Trichuris trichiura*). CDC szacuje liczbę osób zarażonych tym nicieniem na 800 mln. Infekcje częściej występują na obszarach o ciepłym, wilgotnym klimacie niż w strefie umiarkowanej, a także na terenach o niskiej kulturze sanitarnej. Zakażenia dotyczą głównie dzieci i mieszkańców wsi, niż ludzi dorosłych zamieszkałych w miastach. Choroba wywołwana przez włosogłówkę zwana włosogłówczą powoduje objawy kliniczne, które nie są symptomatyczne. Ciężkie infekcje u dzieci mogą powodować zaburzenia jelitowe z objawami bólu brzucha, biegunki, a w dłuższym przedziale czasu włosogłówczyca może przyczynić się do opóźnienia rozwoju organizmu dziecka ([www.cdc.gov/dpdx/trichuriasis/index.html](http://www.cdc.gov/dpdx/trichuriasis/index.html)).

Obecnie liczba zachorowań w Polsce na włośgłówczycę spada i coraz rzadziej nicianie te są wykrywane w osadach ściekowych.

*Trichuris trichiura* jest kosmopolitycznym nicianiem żyjącym w jelicie cienkim i okrężnicy. Człowiek zaraża się poprzez połknięcie jaj w stadium inwazyjnym najczęściej w wyniku brudnych rąk, które miały kontakt z zanieczyszczoną glebą lub zanieczyszczoną żywnością. W jelicie cienkim człowieka larwy wylęgają się po wyschnięciu jednego z czopów biegunowych. W ciągu doby wędrują do jelita grubego, gdzie odbywają linienie i osiągają postać dojrzałą po upływie od 15 do 30 dni od chwili zarażenia i mogą przeżyć kilka lat. Dorosłe robaki mają długość około 4 cm. Samica wytwarza w jelicie cienkim od 3 do 20 tys. jaj dziennie, o charakterystycznym beczułkowatym kształcie, z przezroczystym czopem na każdym biegunie, koloru brązowo - żółtego ([www.dpd.cdc.gov/dpdx](http://www.dpd.cdc.gov/dpdx)). Wymiary jaja wynoszą : długość 50÷65  $\mu\text{m}$ , szerokość 20÷30  $\mu\text{m}$ . Składane jaja zawierają niezdolne jeszcze do inwazji zarodki ([www.cdc.gov/parasites/whipworm/biology.html](http://www.cdc.gov/parasites/whipworm/biology.html)). Na rysunek 2 zaprezentowano jajo *Trichuris trichiura*.

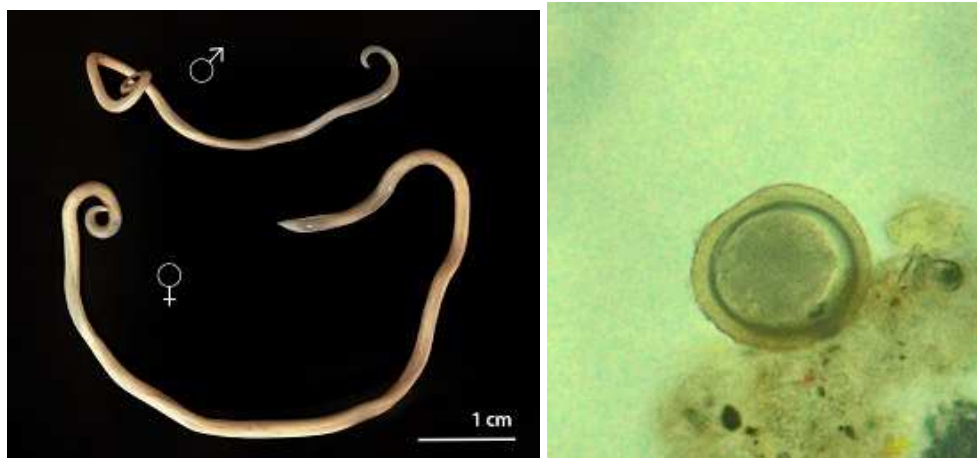


Rys. 2. Jaja *Trichuris trichiura*

Źródło: po lewej [www.dpd.cdc.gov/dpdx](http://www.dpd.cdc.gov/dpdx)

Nicianie z rodzaju *Toxocara* są trzecim rodzajem organizmów wskaźnikowych badanych w osadach ściekowych. *Toksokaroza* u ludzi jest powodowana przez nicianie *Toxocara spp.*, które są powszechnymi glistami ssaków. Związana jest z głównie z dwoma nicianiami – glistą psią (*Toxocara canis* – częstsze infekcje) i glistą kocią (*Toxocara cati* – częstotliwość zakażeń nieznana). Nie wiadomo czy inne spokrewnione gatunki mogą zarażać ludzi np. *T.malaysiensis* ([www.cdc.gov/dpdx/toxocariasis/index.html](http://www.cdc.gov/dpdx/toxocariasis/index.html)).

Człowiek po okresie niemowlęcym do młodzieńczego jest żywicielem niespecyficznym tego pasożyta, gdyż *T. canis* nie osiąga w jego organizmie dojrzałości. U dzieci, zwłaszcza mających kontakt z młodymi psami dochodzi do zarażenia znacznie łatwiej i częściej niż u dorosłych. Dorosłe osobniki *Toxocara spp.* które przedstawiono na rys. mierzą około 4–6 cm długości w przypadku niciani rodzaju męskiego i 6–10 cm długości u niciani rodzaju żeńskiego. Jaja o wymiarach 66÷85 x 64÷77  $\mu\text{m}$  samica składa do światła jelita. Są one lekko owalne, prawie kuliste, o grubej brązowej skorupce, na powierzchni mają oczkowate wgłębienia i najczęściej zawierają zarodki w stadium jednej komórki lub dwóch blastomerów. Na rycinie 1 przedstawiono jajo niciani z rodzaju *Toxocara*.



Rys. 3. Widok dorosłych osobników *Toxocara canis* oraz jaja glisty z rodzaju *Toxocara*  
 Źródło: zdjęcie po lewej [www.cdc.gov/dpdx/toxocariasis/index.html](http://www.cdc.gov/dpdx/toxocariasis/index.html);

Cykl życiowy *Toxocara* może przebiegać w jednym żywicielu lub w kilku żywicielach. Jaja bez embrionów są wydalane poza organizm żywiciela ostatecznego (psa lub kota). W środowisku glebowym jaja stają się inwazyjne po 1–4 tygodni i zawierają larwy w trzecim stadium rozwoju ( $L_3$ ). Po przedostaniu się takiej larwy do przewodu pokarmowego larwy penetrują poprzez ściany jelita do naczyń limfatycznych i wraz z limfą przedostają się do wątroby skąd większość z nich poprzez żyłę wątrobową wędruje do serca, a następnie tętnicą płucną do płuc. U młodych psów larwy migrują przez płuca, dalej oskrzela i trafiają do przelyku gdzie zostają połknięte i ponownie trafiają do przewodu pokarmowego. U starszych psów mogą również wystąpić zakażenia ale larwy częściej zostają otorbione w tkankach. Zatrzymane w tkankach larwy mogą być uwolnione i reaktywowane u samic psów w późnym okresie ciąży. Rodzące się szczeniaki mają parazytozę wrodzoną ([www.cdc.gov/dpdx/toxocariasis/index.html](http://www.cdc.gov/dpdx/toxocariasis/index.html)).

*T. cati* wykazuje duże podobieństwo do *T. canis* i *A. lumbricoides*. Kot zaraża się przez połknięcie jaj inwazyjnych zawierających larwę drugiego stadium. Część larw, uwalniających się w żołądku odbywa wędrówkę podobną do wędrówki jaj glisty ludzkiej. Liczne larwy przenoszone są, po dostaniu się do płuc, z krwią do mięśni, ścian żołądka, jelit gdzie lineją osiągając kolejne stadium rozwojowe, dojrzewając zaś w jelicie cienkim po okresie 6 tygodni.

### **Wpływ najczęściej stosowanych procesów przeróbki osadów ściekowych na wyeliminowanie bądź ograniczenie liczby organizmów patogennych w świetle gospodarki cyrkulacyjnej**

Według Bienia i in. (2011) osady powstające na różnych etapach procesu oczyszczania ścieków wymagają zastosowania procesów przeróbki, czyli zastosowania metod, które zmieniają ich skład fizyczny, chemiczny jak również biologiczny. O ile jest to możliwe, osady po procesie przeróbki powinny być zawrócone do środowiska przyrodniczego. Jest to niezmiernie istotne gdyż osady mogą spełnić rolę nawozu ponieważ zawierają duży ładunek substancji organicznej a także wiele istotnych składników pokarmowych dla roślin.



Każdy zastosowany proces przeróbki osadów zmniejsza liczbę drobnoustrojów i organizmów wyższych lecz z różnym skutkiem końcowym. Najważniejszy proces to higienizacja osadów ściekowych. Przyjęto, że poziom usunięcia patogenów jest niski jeśli zmniejszenie liczby organizmów wyrażone w jednostkach logarytmicznych jest  $< 2\log$ . Średni poziom usunięcia patogenów osiągamy gdy stopień ich usunięcia zawiera się od 2-4 log, natomiast dobrą sanitację otrzymujemy przy ich redukcji od 4-6 log. Bardzo dobra sanitacja następuje wtedy gdy stopień usunięcia patogenów jest wyższy niż 6 jednostek logarytmicznych ( $>6\log$ ) (Lepeuple 2004). Najlepsza sanitacja jest niezbędna gdy osad zostanie poddany zaawansowanym metodom przeróbki.

Według Bienia (2007) do stabilizacji osadów najczęściej wykorzystywane są procesy tlenowej stabilizacji biologicznej i chemicznej lub procesy beztlenowej stabilizacji. Efekt końcowy tych procesów zależy od warunków ich prowadzenia. W tabeli 7 podano wpływ wybranych procesów przeróbki osadów ściekowych na zmniejszenie liczebności podstawowych grup drobnoustrojów.

Tabela 7. Zestawienie wpływu procesów przeróbki osadów ściekowych na redukcję organizmów patogennych (redukcja Log)

Proces	Bakterie	Wirusy	Parazyty (pierwotniaki i nicienie)
Stabilizacja beztlenowa	0,5 – 4,0	0,5 – 2,0	0,5
Stabilizacja tlenowa	0,5 – 4,0	0,5 – 2,0	0,5
Kompostowanie	2,0 – 4,0	0,5 – 4,0	2,0 – 4,0
Suszenie	0,5 – 4,0	0,5 – 4,0	0,5 – 4,0
Stabilizacja wapnem	0,5 – 4,0	4,0	0,5

Źródło: Źródło: U.S. EPA. 2003

Uwaga : redukcja o 1 jednostkę log jest równoważna 90% redukcji organizmów.

Niezależnie od zastosowanego procesu przeróbki osady mogą zawierać trudną do określenia liczbę organizmów patogennych. Dlatego należy je poddać dalszym procesom np. higienizacji aby otrzymać produkt bezpieczny sanitarnie. Niewątpliwie najbardziej skuteczne w niszczeniu patogenów jest zastosowanie wysokiej temperatury. Bardzo dobrym przykładem zalecanym przez EPA jest kontrolowane kompostowanie osadów, w którym materia organiczna w nich zawarta jest przerabiana na humus. Odbywa się to w warunkach tlenowej termofilowej stabilizacji w której utrzymywana jest temperatura  $>550C$  przez 15 dni (Nazih i Lawrence 2007). W przypadku kompostowania w pryzmach EPA zaleca 5-krotne przetrzucenie pryzmy kompostowej w ciągu minimum 15 dni aby otrzymać najlepszą jakość materiału (klasa A) (EPA 2003).

Według Lawrenca i in. (2007) zmniejszenie liczebności organizmów patogennych można również osiągnąć, wykorzystując chemiczną stabilizację wykorzystującą wapnowanie lub zastosowanie chloru, ozonu czy amoniaku. Nie ma jednak uniwersalnego środka, który działałby ze 100% skutecznością na wszystkie występujące w osadach organizmy.

W przypadku niektórych uciążliwych biologicznie osadów jedynie zastosowanie wysokiej temperatury może zapewnić pełną higienizację.

### Literatura

1. Bień J., Neczaj E., Worwąg M., Grosser A., Nowak D., Milczarek M., Janik M. 2011. Kierunki zagospodarowania osadów w Polsce po roku 2013. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, t. 14, nr 4, s. 375–384.
2. Bień J.B. 2002. *Osady ściekowe. Teoria i praktyka*. Wyd. Politechniki Częstochowskiej. Częstochowa 2002.
3. Lawrence K.W., Paul C., Robert Z. 2007. Chap. Irradiation and solid substances disinfection. *Biosolids Treatment Processes*. Springer, 331–351.
4. Davis R.D., Carrington E.G., Gendebien A., Aitken M.N., Fenlon D., Svoboda I., 1999. A users' guide to research on application of organic wastes to land. Report SR 4624/3, WRc, Medmenham.
5. M. A. Pfaller,<sup>1\*</sup> D. J. Diekema,<sup>1M</sup> Mendez,<sup>2C</sup> Kibbler,<sup>3P</sup> Erzsebet,<sup>4S</sup>-C. Chang,<sup>5D</sup> L. Gibbs,<sup>6V</sup> A. Newell,<sup>6</sup> and the Global Antifungal Surveillance Group. 2006. *Candida guilliermondii*, an Opportunistic Fungal Pathogen with Decreased Susceptibility to Fluconazole: Geographic and Temporal Trends from the ARTEMIS DISK Antifungal Surveillance Program. *Journal of Clinical Bacteriology*, p. 3551–3556.
6. Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie listy organizmów patogennych oraz ich klasyfikacji, a także środków niezbędnych dla poszczególnych stopni hermetyczności. Dz. U. Nr 212, Poz. 1798
7. Ulfig K., 2003. Czynniki wpływające na występowanie grzybów keratynolitycznych i keratynofilnych w osadach ściekowych. *Zeszyty Naukowe/Rozprawy Naukowe/ Politechnika Łódzka*, Z 328/3–143.
8. Pepper I.L., Brooks J.P., Gerba C.P., Pathogens in biosolids, *Adv. Agr. Els.* 2006, 90, 1-41.
9. Naporą A., Grobelak A. 2014. Wpływ osadów ściekowych na aktywność mikrobiologiczną i biochemiczną gleby. *Inż i Ochr. Środ.*, t. 17, nr 4, s. 619–630
10. Kunicki-Goldfinger W.J.H., *Życie bakterii*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2007.
11. Melvin D.M., Brooke M.M., Sadun E.H., 2001. Common Intestinal Helminths of Humans. DHEW Publication No. (CDC) 80–8286.
12. Lawrence K.W., Paul C., Robert Z., 2007. Chap. Irradiation and solid substances disinfection. *Biosolids Treatment Processes*. Springer, 331-351.
13. Nazih K.S., Lawrence K.W., (2007). Chap. Biosolids Composting. *Biosolids Treatment Processes*. (Springer), pp. 645–687.
14. U.S. Environmental Protection Agency. (2003). *Environmental Regulations and Technology: Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge*, EPA/625/R-92/013. Revised edition. U.S. EPA, Washington, D.C.
15. Carrington E.G., 2001. Evaluation of sludge treatment for pathogen reduction-Final Report. Report No.: CO 5026/1. Luxemburg: Office for Official Publications of the European Communities.

16. Butarewicz A. (2013). Organizmy patogenne w osadach ściekowych – ich wykorzystanie i unieszkodliwianie
17. Butarewicz A. (2016). Zastosowanie ultradźwięków do dezintegracji mikroorganizmów w ściekach i osadach ściekowych. Oficyna Wydawnicza Politechniki Białostockiej, Białystok, s. 143.

**Adresy internetowe:**

1. [www.cdc.gov](http://www.cdc.gov)
2. [www.cdc.gov/salmonella/general/technical.html](http://www.cdc.gov/salmonella/general/technical.html)
3. [www.whonamedit.com/synd.cfm/402.html](http://www.whonamedit.com/synd.cfm/402.html)
4. [www.cdc.gov/dpdx/trichuriasis/index.html](http://www.cdc.gov/dpdx/trichuriasis/index.html)
5. [www.dpd.cdc.gov](http://www.dpd.cdc.gov)
6. [www.cdc.gov/dpdx/az.html](http://www.cdc.gov/dpdx/az.html)
7. [www.cdc.gov/parasites/whipworm/biology.html](http://www.cdc.gov/parasites/whipworm/biology.html)