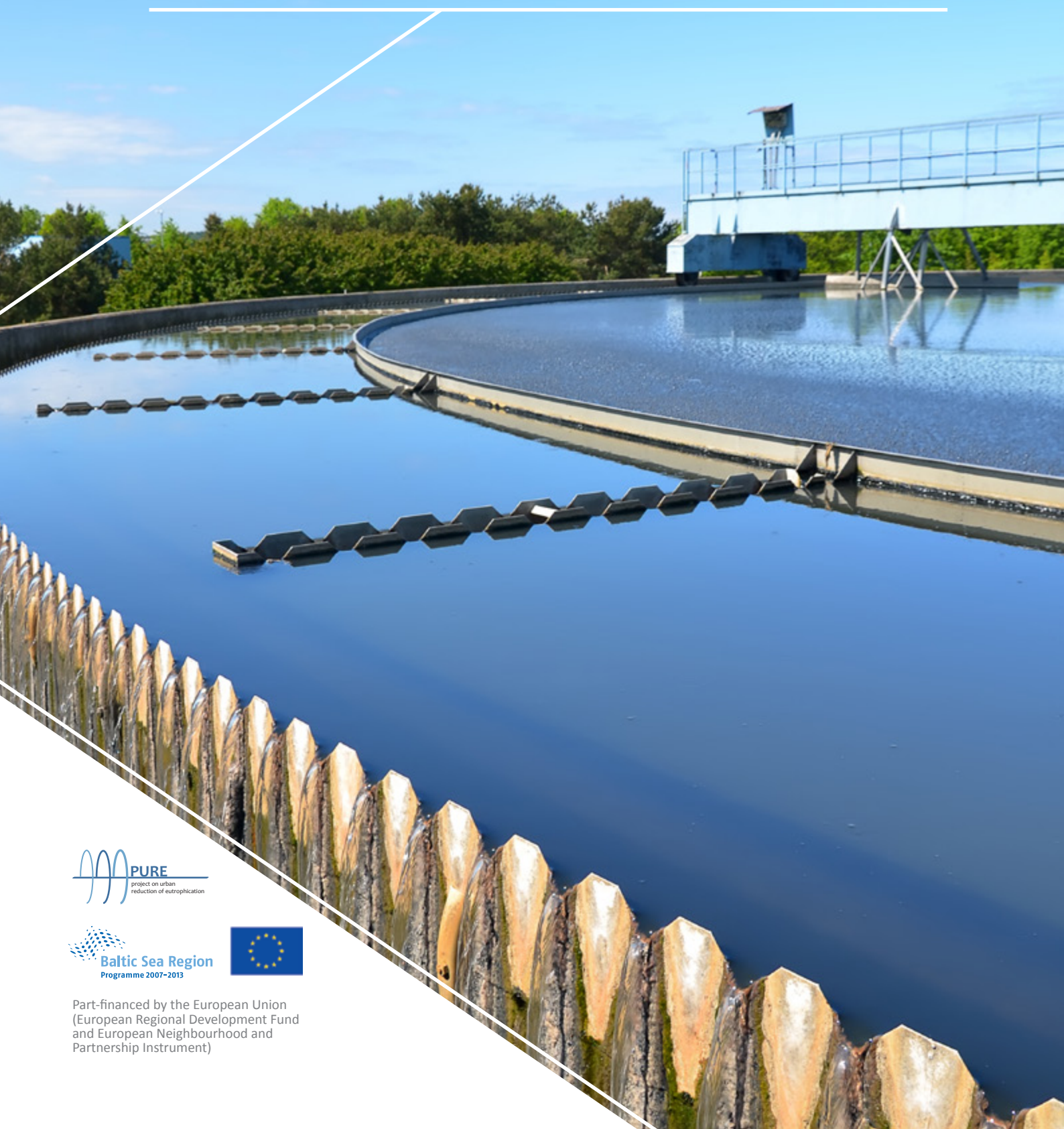


DOBRE PRAKTYKI ZWIĄZANE Z GOSPODARKĄ OSADAMI ŚCIEKOWYMI



Part-financed by the European Union
(European Regional Development Fund
and European Neighbourhood and
Partnership Instrument)

DOBRE PRAKTYKI ZWIĄZANE Z GOSPODARKĄ OSADAMI ŚCIEKOWYMI

Publikacja i prawa autorskie 2012: Projekt PURE (Project on Urban Reduction of Eutrophication – Projekt redukcji eutrofizacji z obszarów zurbanizowanych) – Komisja Środowiska Naturalnego Związku Miast Bałtyckich, Vanha Suurtori 7, FIN-20500 Turku, Finlandia; www.purebalticsea.eu

Rozdziały 3 – 11 i fragmenty rozdziału 2 niniejszej publikacji powstały w oparciu o raport techniczny sporządzony przez Pöyry Finland Oy dla PURE: Proven standard practices and innovative new solutions of sludge handling in the Baltic Sea Region (Sprawdzone standardowe sposoby postępowania i nowe innowacyjne rozwiązania z zakresu gospodarki ściekowej w regionie Morza Bałtyckiego).

Pozostali autorzy i redaktorzy: Jan-Eric Luft, Entsorgungsbetriebe Lübeck; Tuuli Ojala, John Nurminen Foundation; Lotta Ruokanen, Helsinki Commission; Olena Zinchuk, Komisja Środowiska Naturalnego Związku Miast Bałtyckich.

Autorzy zdjęć są wymienieni obok każdego zdjęcia.

Projekt i układ graficzny: Sari Sariola, Moira Åkerman, Komisja Środowiska Naturalnego Związku Miast Bałtyckich.

Tłumaczenie z języka angielskiego: Lingoneer Oy

Weryfikacja tłumaczenia z języka angielskiego: Ryszard Rydziński, Zakład Wodociągów i Kanalizacji Sp. z o.o. w Szczecinie.

Liczba stron: 125

ISBN 978-952-5725-95-7 (wersja drukowana), 978-952-5725-96-4 (PDF)

Opublikowano: październik 2012 r.



Baltic Sea Region
Programme 2007-2013



Part-financed by the European Union
(European Regional Development Fund
and European Neighbourhood and
Partnership Instrument)

DOBRE PRAKTYKI ZWIAŹANE Z GOSPODARKĄ OSADAMI ŚCIEKOWYMI

SPIS TREŚCI

1. PRZEDMOWA	4
1.1 Projekt redukcji eutrofizacji z obszarów zurbanizowanych (PURE) na rzecz poprawy komunalnej gospodarki ściekowej.....	5
1.2 Na drodze do znalezienia wspólnych rozwiązań dotyczących gospodarki osadami ściekowymi dla regionu Morza Bałtyckiego	5
2. WSTĘP	9
2.1 Osady ściekowe – problem czy szansa	10
2.2 Podstawowe informacje na temat przetwarzania osadów ściekowych w komunalnych oczyszczalniach ścieków... ..	11
2.3 Typowe kombinacje technologii przetwarzania osadów ściekowych.....	14
2.4 Przykład: Rozwiązania w zakresie obróbki osadów ściekowych opracowane w ramach projektu PURE – Gdańsk, Gdańska Infrastruktura Wodociągowo-Kanalizacyjna Sp. z o. o., Wschód	16
2.5 Przykład: Rozwiązania w zakresie obróbki osadów ściekowych opracowane w ramach projektu PURE – Brześć, Komunalne Przedsiębiorstwo Wodociągowo-Kanalizacyjne Brestvodokanal	17
3. ZAGĘSZCZANIE OSADÓW ŚCIEKOWYCH	18
3.1 WSTĘP	19
3.2 Zagęszczanie grawitacyjne.....	20
3.3 Zagęszczanie mechaniczne.....	22
3.4 Przykład: Rozwiązania w zakresie obróbki osadów ściekowych opracowane w ramach projektu PURE – Ryga, SIA Rigas Udens, oczyszczalnia ścieków Daugavgrīva	25
3.5 Najczęściej stosowane technologie zagęszczania – podsumowanie	26
4. STABILIZACJA	28
4.1 Zasady fermentacji beztlenowej	29
4.2 Proces fermentacji mezofilowej	30
4.3 Pozostałe informacje na temat fermentacji	33
4.4 Podsumowanie dotyczące fermentacji beztlenowej	34
4.5 Produkcja i uzdatnianie biogazu.....	34
4.6 Wykorzystanie energii	35
4.7 Stabilizacja tlenowa.....	37
4.8 Przykład: Rozwiązania w zakresie obróbki osadów ściekowych opracowane w ramach projektu PURE – Lubeka, Entsorgungsbetriebe Lübeck, centralna oczyszczalnia ścieków (ZKW)	38
5. ODWADNIANIE OSADÓW ŚCIEKOWYCH	39
5.1 WSTĘP	40
5.2 Wirówka	42
5.3 Taśmowa prasa filtracyjna.....	44
5.4 Komorowa prasa filtracyjna	46
5.5 Prasa hydrauliczna	47
5.6 Przykład: Rozwiązania w zakresie obróbki osadów ściekowych opracowane w ramach projektu PURE – Jurmala, Piu Jurmalas Udens, oczyszczalnia ścieków Sloka	49
5.7 Najczęściej stosowane technologie odwadniania – podsumowanie.....	50
6. HIGIENIZACJA OSADÓW ŚCIEKOWYCH	52
6.1 WSTĘP	53
6.2 Obróbka cieplna	54
6.3 Obróbka chemiczna	55
6.4 Obróbka biologiczna.....	59
6.5 Przykład: Rozwiązania w zakresie obróbki osadów ściekowych opracowane w ramach projektu PURE–Kohtla-Järve, Oü Järve Biopuhastus, oczyszczalnia ścieków Järve	62

6.6 Przykład: Rozwiązania w zakresie obróbki osadów ściekowych opracowane w ramach projektu PURE – Helsinki, Hsy Water, oczyszczalnie Viikinmäki I Suomenoja	63
6.7 Podsumowanie metod higienizacji	64
7. SUSZENIE OSADU	66
7.1 WSTĘP	67
7.2 Zasady i metody suszenia osadów	68
7.3 Przykład: Rozwiązania w zakresie obróbki osadów ściekowych opracowane w ramach projektu PURE – Szczecin, Zakład Wodociągów I Kanalizacji Sp. z o.o. w Szczecinie Zwik.....	70
7.4 Zestawienie podstawowych metod suszenia termicznego	72
8. SPALANIE OSADÓW.....	73
8.1 WSTĘP	74
8.2 Wymagania ogólne i rozwiązania w zakresie spalania osadów	74
8.3 Technologie spalania osadów.....	76
8.4 Zestawienie podstawowych metod spalania	78
9. UTYLIZACJA OSADÓW ŚCIEKOWYCH I POPIOŁU PO SPALANIU	79
9.1 Wstęp.....	80
9.2 Wykorzystywanie osadów ściekowych w rolnictwie.....	81
9.3 Usuwanie osadów ściekowych na wysypiska	82
9.4 Utylizacja osadów ściekowych i popiołu po monospalaniu.....	83
9.5 Metody utylizacji – podsumowanie.....	83
10. UZDATNIANIE ODCIEKÓW	84
10.1 WSTĘP	85
10.2 Proces fizycznego/chemicznego uzdatniania odcieków	85
10.3 Biologiczne uzdatnianie odcieków	87
10.4 Zestawienie głównych metod uzdatniania odcieków.....	89
11. ODZYSKIWANIE FOSFORU Z PRZETWARZANYCH OSADÓW ŚCIEKOWYCH... 90	
11.1 WSTĘP	91
11.2 Odzyskiwanie fosforu ze ścieków lub osadów ściekowych	93
11.3 Odzyskiwanie fosforu z popiołów.....	95
11.4 Zestawienie podstawowych metod odzyskiwania fosforu	95
12. PRZEPISY OBOWIĄZUJĄCE W UE ORAZ KRAJOWE PRZEPISY PAŃSTW REGIONU MORZA BAŁTYCKIEGO.....	96
12.1 Przepisy UE dotyczące przetwarzania osadów ściekowych.....	97
12.2 Krajowe przepisy utylizacji osadów ściekowych obowiązujące na terytorium regionu Morza Bałtyckiego.....	102
12.3 Wnioski	111
13 MOCNE I SŁABE STRONY RÓŻNYCH PRAKTYK W DZIEDZINIE ZARZĄDZANIA OSADAMI	113
13.1 Koszty i bodźce ekonomiczne dot. Opcjonalnych technologii obróbki i utylizacji osadów	114
13.2 Substancje niebezpieczne i jakość osadów ściekowych	115
13.3 Odzysk fosforu a utylizacja osadów	116
13.4 Ramy prawne – dyrektywy UE i przepisy krajowe.....	118
13.5 Zarządzanie polityczne i inne praktyki regulacyjne	119
14. LITERATURA.....	121
ZAŁĄCZNIK.....	125



Zdjęcie: Shutterstock.com/Kekyalyaynen.

1.1 PROJEKT REDUKCJI EUTROFIZACJI Z OBSZARÓW ZURBANIZOWANYCH (PURE) NA RZECZ POPRAWY KOMUNALNEJ GOSPODARKI ŚCIEKOWEJ

Projekt redukcji eutrofizacji z obszarów zurbanizowanych (PURE) ma na celu zmniejszenie emisji fosforu do Morza Bałtyckiego, który niekorzystnie wpływa na ekosystem tego morza. W ramach projektu PURE w sześciu oczyszczalniach ścieków komunalnych zaproponowano i zrealizowano ekonomicznie efektywne inwestycje i wprowadzono zmiany procedur mające na celu poprawę skuteczności usuwania fosforu. Ponadto w ramach projektu przeanalizowano korzystne sposoby postępowania i trudności związane z gospodarką osadami ściekowymi w regionie Morza Bałtyckiego, aby ułatwić przedsiębiorstwom wodociagowym podejmowanie decyzji w związku ze związanymi z nią problemami.

W czasie trwania prac nad projektem zgromadzono opisy procesów i możliwych problemów związanych z gospodarką osadami ściekowymi oraz planów członków projektu PURE i związanych z nimi przedsiębiorstw wodociagowych. Podczas warsztatów PURE z zakresu gospodarki osadami ściekowymi, które odbyły się we wrześniu 2011 roku zaprezentowano najbardziej zaawansowane technologie stosowane w Niemczech – kraju, który jest liderem w tym zakresie. Alternatywne rozwiązania techniczne i podstawy prawne dotyczące różnych sposobów obróbki i utylizacji osadów ściekowych opracowane w ramach PURE zostały zebrane w niniejszym Podręczniku Dobrych Praktyk. Znajdują się w nim również opisy różnic trendów obowiązujących w poszczególnych krajach oraz stanu rozwijających się technologii.

W niniejszej publikacji przedstawiono podstawowe informacje na temat produkcji osadów ściekowych i gospodarki osadami ściekowymi w nowoczesnej miejskiej oczyszczalni ścieków. Omówiono w niej również rozwiązania techniczne wykorzystywane podczas zagęszczania, fermentacji, odwadniania, higienizacji, suszenia i spalania osadów ściekowych oraz ich utylizacji. Techniczne omówienie obejmuje praktyczne podsumowanie i zestawienie wyników dla każdej technologii, wymagania związane z konserwacją, wydajność, możliwość wykorzystania w oczyszczalniach różnej wielkości, przykłady zastosowań w regionie Morza Bałtyckiego, a także koszty, zużycie energii i ewentualne zużycie substancji chemicznych. Ponadto przeanalizowano niektóre najważniejsze nowe technologie związane np. z oczyszczaniem odcieków i odzyskiwaniem fosforu.

Niniejsza publikacja zawiera również obserwacje dotyczące najważniejszych czynników napędzających i hamujących stosowanie zasad zrównoważonego rozwoju w gospodarce osadami ściekowymi, w tym czynników ekonomicznych



Ilustracja 1-1. Zdjęcie: Shutterstock.com/PanicAttack

i prawnych wpływających na możliwości związane z tą kwestią dostępne dla poszczególnych zakładów wodociagowych. Zawarto w niej również wnioski i zalecenia odnośnie sposobów gospodarowania komunalnymi osadami ściekowymi.

1.2 NA DRODZE DO ZNALEZIENIA WSPÓLNYCH ROZWIĄZAŃ DOTYCZĄCYCH GOSPODARKI OSADAMI ŚCIEKOWYMI DLA REGIONU MORZA BAŁTYCKIEGO

Komisja Ochrony Środowiska Morskiego Bałtyku (Komisja Helsińska lub HELCOM) to jeden z partnerów projektu PURE. Jej celem jest ochrona środowiska morskiego Morza Bałtyckiego przed zanieczyszczeniami pochodzącymi z różnych źródeł poprzez współpracę instytucji rządowych Danii, Estonii, Unii Europejskiej, Finlandii, Niemiec, Łotwy, Litwy, Polski, Rosji i Szwecji.

HELCOM to instytucja odpowiedzialna za „Konwencję o ochronie środowiska morskiego obszaru Morza Bałtyckiego”, częściej nazywaną Konwencją Helsińską. W przyszłości HELCOM chce doprowadzić do sytuacji, w której środowisko Morza Bałtyckiego będzie zdrowe i znajdą się w nim zróżnicowane elementy biologiczne egzystujące w równowadze, czego wynikiem będzie dobry stan ekologiczny. Ponadto organizacja ta chce wspierać różnorodne inicjatywy społeczne i ekonomiczne zgodne z zasadami zrównoważonego rozwoju.

Wspomniane kraje podjęły się realizacji celów nakreślonych w Bałtyckim Planie Działania HELCOM (HELCOM, 2007) dotyczących znacznej redukcji eutrofizacji do 2021 roku, w tym podjęcie konkretnych środków związanych z poprawą oczyszczania ścieków. Zalecenie 28E/5 „Oczyszczanie ścieków komunalnych” (HELCOM, 2007) określa wymagania związane z oczyszczaniem ścieków, które są bardziej rygorystyczne niż w przypadku np. dyrektywy UE dotyczącej oczyszczania ścieków komunalnych (informacje na temat podstaw prawnych znajdują się w rozdziale 12). Głównym celem projektu PURE jest osiągnięcie wartości określonych w zaleceniu HELCOM dotyczących usuwania fosforu w oczyszczalniach ścieków partnerów projektu oraz poprawa praktyk związanych z gospodarką osadami ściekowymi. Nie ma obecnie zaleceń HELCOM dotyczących gospodarki osadami ściekowymi.

Grupa ds. zanieczyszczeń pochodzenia lądowego HELCOM (LAND) jest odpowiedzialna za redukcję zanieczyszczeń pochodzących z wszystkich źródeł lądowych w obrębie zlewiska Morza Bałtyckiego. Jej zadaniem jest identyfikowanie punktowych i obszarowych źródeł zanieczyszczeń substancjami odżywczymi i szkodliwymi pochodzenia lądowego

i proponowanie odpowiednich działań mających na celu zmniejszenie ich emisji. Podczas konferencji w 2012 roku grupa LAND opowiedziała się za wprowadzeniem poprawek do Zalecenia HELCOM 28E/5, aby uwzględniło ono gospodarkę osadami ściekowymi lub wydanie odrębnego zalecenia HELCOM dotyczącego tego zagadnienia. W trakcie tej konferencji przyjęto propozycję Niemiec i Szwecji, które mają koordynować sporządzanie projektu poprawek/nowego zalecenia.



Ilustracja 1-2: nad brzegami Morza Bałtyckiego położonych jest dziewięć krajów. Zlewisko tego morza – na obszarze którego żyje ponad 85 milionów ludzi – sięga daleko, a jego obszar jest prawie cztery razy większy niż obszar samego morza (granice zlewiska oznaczono na rysunku czarną linią). Morze Bałtyckie jest o wiele płytsze niż większość innych mórz (jego średnia głębokość wynosi 53 m) i jest bardzo podatne na wpływ działań człowieka również ze względu na obecność wody brackiej, zimne zimy i powolną wymianę wód.

(Norwegia, Szwecja, Finlandia, Rosja, Estonia, Łotwa, Litwa, Białoruś, Ukraina, Polska, Republika Czeska, Niemcy, Dania)

Partnerzy projektu PURE

Związek Miast Bałtyckich, Komisja Środowiska Naturalnego

Związek Miast Bałtyckich (UBC) to nieobowiązkowa, proaktywna sieć wykorzystująca wspólny potencjał ponad 100 miast członkowskich w zakresie rozwoju demokratycznego, ekonomicznego, społecznego, kulturalnego i dbałości o środowisko w regionie Morza Bałtyckiego. Komisja Środowiska Naturalnego (EnvCom) Związku Miast Bałtyckich to jedna z 13 komisji UBC. Jest ona odpowiedzialna za działania Związku dotyczące środowiska i zrównoważonego rozwoju obszarów zurbanizowanych. UBC EnvCom jest liderem projektu PURE i jest odpowiedzialna za kwestie związane z zarządzaniem i koordynacją projektu.

Fundacja John Nurminen

Fundacja John Nurminen zajmuje się dwoma głównymi zagadnieniami: działalnością kulturalną związaną z historią mórz i projektami Clean Baltic Sea związanymi z eutrofizacją oraz bezpieczeństwem tankowców. Projekty Clean Sea organizowane przez tę fundację mają na celu zmniejszenie ilości składników odżywczych poprzez ekonomicznie efektywne inwestycje. W ramach PURE fundacja John Nurminen nadzoruje badania i inwestycje techniczne w zakresie poprawy skuteczności usuwania fosforu i działań związanych z gospodarką osadami ściekowymi zgodnie z zasadami zrównoważonego rozwoju.

Komisja Ochrony Środowiska Morskiego Bałtyku HELCOM

Komisja Helsińska (HELCOM) działa na rzecz ochrony środowiska morskiego Morza Bałtyckiego przed zanieczyszczeniami pochodzącymi z różnych źródeł poprzez współpracę instytucji rządowych obejmującą dziewięć krajów położonych nad brzegami Morza Bałtyckiego. HELCOM to instytucja odpowiedzialna za „Konwencję o ochronie środowiska morskiego obszaru Morza Bałtyckiego” zwaną Konwencją Helsińską. W ramach PURE Sekretariat HELCOM jest odpowiedzialny za komunikację wykraczającą poza strukturę projektu oraz rozpowszechnianie informacji.

Riga Water Ltd, SIA Rīgas ūdens (LV)

Przedsiębiorstwo Riga Water Ltd jest odpowiedzialne za dostarczanie wody oraz odprowadzanie i oczyszczanie ścieków na terenie Rygi i aglomeracji ryskiej. Oczyszczalnia ścieków Daugavgrīva została zaprojektowana tak, aby oczyszczać 1 000 000 RLM (równoważna liczba mieszkańców), a oczyszczone ścieki są odprowadzane bezpośrednio do Morza Bałtyckiego, konkretnie do Zatoki Ryskiej. W ramach PURE Riga Water inwestuje w sprzęt do usuwania fosforu i poprawy gospodarki osadami ściekowymi. Wprowadzenie zalecenia HELCOM w Rydze doprowadziło do zmniejszenia emisji fosforu do Morza Bałtyckiego o 100 ton w porównaniu z rokiem 2008.

Komunalne przedsiębiorstwo wodociągowo-kanalizacyjne w Brześciu, Brest Vodokanal (BY)

Brześć to miasto przy granicy białorusko-polskiej. Mieszka w nim 300 000 osób. Ścieki z Brześcia są odprowadzane do rzeki Bug, a następnie płyną przez terytorium Polski do Morza Bałtyckiego. Brestvodokanal znacząco wpływa na poprawę stanu Morza Bałtyckiego, ponieważ w wyniku stosowania zalecenia HELCOM w oczyszczalni ścieków w Brześciu emisja fosforu do Bałtyku została zmniejszona o setki ton. W ramach PURE Brestvodokanal inwestuje w sprzęt do chemicznego usuwania fosforu.

Jurmala Water, PIU Jūrmalas ūdens (LV)

Oczyszczalnia Sloka należąca do Jurmala Water jest położona nad brzegiem Lelupy, która uchodzi do Morza Bałtyckiego. Obecnie oczyszczalnia ta oczyszcza ścieki generowane przez około 30 000 mieszkańców. W ramach PURE Jurmala prowadzi inwestycje poprawiające możliwość kontrolowania biologicznych procesów oczyszczania ścieków, szczególnie w związku z bilansem azotu i usuwaniem fosforu.

Zakład Wodociągów i Kanalizacji Sp. z o.o. w Szczecinie ZWiK (PL)

Położony nad Odrą Szczecin to miasto portowe mające istotny wpływ na emisję substancji odżywczych do Morza Bałtyckiego. W ciągu ostatnich lat miasto to prowadziło duże inwestycje współfinansowane przez fundusze strukturalne UE i mające na celu modernizację oczyszczalni ścieków. W ramach PURE przeprowadzono audyty oczyszczalni ścieków „Pomorzany” (418 000 RLM) i „Zdroje” (177 000 RLM) oraz przedstawiono rozwiązania mogące pozytywnie wpłynąć na ich funkcjonowanie.

Przedsiębiorstwo gospodarki ściekowej w Lubece, Entsorgungsbetriebe Lüneburg (DE)

W przedsiębiorstwie gospodarki ściekowej w Lubece udało się w pełni wprowadzić zalecenia HELCOM dotyczące usuwania fosforu; obecnie poziom fosforu w odprowadzanych ściekach wynosi mniej niż 0,2 mg/l, a współczynnik redukcji wynosi 99,0% (400 000 RLM). W ramach PURE przedsiębiorstwo z Lubeke dzieli się informacjami na temat dobrych praktyk z innymi oczyszczalniami ścieków biorącymi udział w projekcie, a także odgrywa kluczową rolę w działaniach związanych z gospodarką osadami ściekowymi.

Järve Biopuhastus OÜ (EE)

Regionalna oczyszczalnia ścieków Järve Biopuhastus oczyszcza ścieki od około 200 000 RLM i należy do gmin Jõhvi, Kiviõli, Kohtla-Järve i Püssi. Oczyszczone ścieki trafiają do Morza Bałtyckiego, a dokładnie do Zatoki Fińskiej. W ramach PURE przeprowadzono audyt oczyszczalni ścieków Kohtla-Järve oraz przedstawiono rozwiązania mogące pozytywnie wpłynąć na jej funkcjonowanie.

Urząd Miejski w Gdańsku (PL)

Miasto Gdańsk, w którym mieszka 455 000 osób, jest jedynym udziałowcem Gdańskiej Infrastruktury Wodociągowo-Kanalizacyjnej, do której należy gdańska sieć wodno-kanalizacyjna. W ciągu ostatnich lat gdański system wodociągowo-kanalizacyjny został poddany gruntownej modernizacji. W ramach PURE przeprowadzono audyt oczyszczalni ścieków Gdańsk Wschód oraz przedstawiono rozwiązania mogące pozytywnie wpłynąć na jej funkcjonowanie. Miasto Gdańsk zorganizowało konferencję podsumowującą projekt.

Miasto Mariehamn, Mariehamns stad (FI)

Mariehamn, miasto należące do Związku Miast Bałtyckich, posiada dobrze funkcjonującą oczyszczalnię ścieków oczyszczającą ścieki od 30 000 RLM, a departament środowiska Mariehamn posiada zaawansowany i stale rozwijany system monitorowania stanu środowiska. W ramach PURE miasto Mariehamn jest odpowiedzialne za tworzenie bazy danych substancji odżywczych pochodzących ze ścieków komunalnych odprowadzanych w regionie Morza Bałtyckiego.



Ilustracja 1-3: Miasta partnerskie PURE i stolicy krajów nadbałtyckich.



Zdjęcie: Shutterstock.com/Skyfish.

2.1 OSADY ŚCIEKOWE – PROBLEM CZY SZANSA

Skuteczne oczyszczanie ścieków komunalnych prowadzi do powstawania dużych ilości osadów ściekowych. Przykładowo w krajach w całości lub częściowo położonych w zlewisku Morza Bałtyckiego rocznie generuje się około 3,5 milionów ton suchej masy – przewiduje się, że do 2020 roku ta ilość wzrośnie do prawie czterech milionów ton. Gospodarka osadami ściekowymi jest istotną kwestią w każdej nowoczesnej komunalnej oczyszczalni ścieków: ważne jest, aby substancje odżywcze nie dostawały się do osadów ściekowych, aby wykorzystać dostępny materiał i energię oraz zutylizować je skutecznie i z zachowaniem zasad zrównoważonego rozwoju.

W ciągu ostatnich lat szczególną uwagę zwracano na działania związane ze skutecznym usuwaniem substancji odżywczych ze ścieków komunalnych w regionie Morza Bałtyckiego. Ma to na celu redukcję eutrofizacji wód Morza Bałtyckiego poprzez spełnianie odpowiednich wymagań: nowe kraje członkowskie UE znajdujące się nad wschodnim i południowym brzegiem Bałtyku zaczęły wprowadzać postanowienia Dyrektywy dotyczącej oczyszczania ścieków komunalnych (informacje na temat podstaw prawnych znajdują się w rozdziale 12) oraz podejmują działania mające na celu realizację założeń bardziej rygorystycznego zalecenia HELCOM odnośnie do usuwania substancji odżywczych. Również w krajach regionu nienależących do UE podjęto i nadal podejmuje się działania mające na celu poprawę sytuacji związanej z oczyszczaniem ścieków.

Osady ściekowe dzieli się na dwa rodzaje: osady wstępne i nadmierne osady wtórne. Jeśli fosfor jest usuwany ze ścieków poprzez strącanie chemiczne, ilość osadów ściekowych zostaje powiększona o substancje chemiczne wykorzystane w procesie strącania. Substancje odżywcze usuwane ze ścieków znajdują się w osadach ściekowych, które muszą zostać przetworzone tak, aby substancje te nie przedostały się z powrotem do cieków wodnych, a same osady i zawarta w nich energia mogą zostać wykorzystane. Dużą ilość osadów ściekowych generowanych w oczyszczalniach ścieków można wykorzystać na wiele sposobów, np. do pozyskiwania energii, nawożenia gleby, a nawet ponownego użycia substancji odżywczych. Możliwości związane z ich wykorzystaniem zależą od jakości i ilości osadów ściekowych, procesów stosowanych w danej oczyszczalni ścieków oraz przepisów obowiązujących w danym kraju.

Wiele oczyszczalni, nawet tych nowoczesnych, zmagają się z problemami związanymi z pozbywaniem się osadów ściekowych. Problemy te mogą wynikać np. z braku odpowiedniego sprzętu lub substancji chemicznych wykorzystywanych do odwadniania lub zagęszczania osadów ściekowych oraz ograniczonych możliwości wykorzystania do nawożenia osadów zanieczyszczonych metalami ciężkimi. Sposób postępowania z osadami ściekowymi w danej oczyszczalni zależy np. od jej położenia i kosztów transportu, jakości doprowadzanych ścieków, wykorzystywanej technologii usuwania substancji odżywczych, ograniczeń prawnych związanych z utylizacją osadów ściekowych, dostępności i ceny środków wspomagających oraz możliwości przekazania produktów przetwarzania osadów ściekowych. Elastyczność każdego systemu gospodarki osadami ściekowymi umożliwia dopasowanie do ewentualnych zmian



Ilustracja 2-1. Zdjęcie: Shutterstock.com/Enieni.

krajowych przepisów związanych z energią, odpadami lub substancjami odżywczymi oraz instrumentów rynkowych takich jak wprowadzane taryfy lub przepisy podatkowe. Regularne uaktualnianie systemu jest konieczne, aby móc sprostać zmieniającym się warunkom.

Niezbędna jest dokładna i obiektywna ocena ryzyka związanego z wykorzystaniem osadów ściekowych. Powstaje jednak pytanie jak należy postępować z różnymi substancjami chemicznymi pochodzącymi z gospodarstw domowych i znajdującymi się w komunalnych osadach ściekowych oraz w jaki sposób odzyskiwać substancje odżywcze. Problem niebezpiecznych substancji chemicznych znajdujących się w osadach ściekowych jest obecnie omawiany, podobnie jak kwestie regulacji prawnych w związku z weryfikacją dyrektywy UE w sprawie osadów ściekowych.

Kwestia gospodarki osadami ściekowymi ma również wymiar międzynarodowy i polityczny, nie tylko ze względu na różnice w regulacjach prawnych, strategiach energetycznych oraz kosztach postępowania z osadami ściekowymi, ale także w związku z malejącymi światowymi zasobami fosforu. Ważna jest również kwestia odzyskiwania substancji odżywczych: według niektórych szacunków zasoby

fosforu mogą wystarczyć tylko na najbliższe 50 lat. Zasoby te znajdują się głównie w północnej Afryce, Chinach i USA. Pomimo pojawiających się optymistycznych prognoz związanych ze światowymi rezerwami, przewiduje się, że w tym stuleciu cały świat będzie coraz bardziej uzależniony od zasobów jednego kraju – Maroka. W związku z tym bezpieczeństwo żywnościowe UE zależy od importowanego fosforu (Schröder i in., 2011 r.).

Komunalne osady ściekowe zawierają duże ilości cennego fosforu, jednak możliwość jego odzyskiwania należy wziąć pod uwagę już w trakcie planowania rozwiązań dotyczących gospodarki osadami ściekowymi. Ponadto korzystanie z niektórych metody oczyszczania ścieków sprawia, że fosfor nie występuje w osadach ściekowych w łatwej do wykorzystania postaci.

2.2 PODSTAWOWE INFORMACJE NA TEMAT PRZETWARZANIA OSADÓW ŚCIEKOWYCH W KOMUNALNYCH OCZYSZCZALNIACH ŚCIEKÓW

Osady ściekowe są generowane w procesie oczyszczania ścieków komunalnych. Problemy związane z przetwarzaniem osadów ściekowych nie są rozważane tak często jak kwestie związane z parametrami oczyszczonych ścieków, np. odprowadzaną ilością oraz stopniem usunięcia różnych składników. Osady ściekowe stanowią potencjalne zagrożenie dla środowiska naturalnego, np. spienione osady ściekowe mogą nie zostać przetworzone lub osady ściekowe mogą zostać celowo odprowadzone do cieków wodnych.

Dziesiątki lat temu, kiedy rozpoczęto dopiero oczyszczanie ścieków, osady ściekowe odprowadzano do wód międzynarodowych. W niektórych krajach nadal postępuje się w taki sposób. Poza osadami ściekowymi w wyniku oczyszczania ścieków powstają takie produkty uboczne jak substancje stałe oddzielone podczas cedzenia oraz piasek oddzielony w trakcie oczyszczania mechanicznego. Substancje stałe można odwozić i spalić np. w spalarni, a piasek można oczyścić, a następnie wykorzystać jako materiał strukturalny na wysypiskach śmieci.

Praktyczne i techniczne problemy związane z gospodarką osadami ściekowymi:

- stabilizowanie – osady ściekowe nie są chemicznie obojętne i mogą mieć nieprzyjemny zapach;
- minimalizowanie zawartości wody i objętości osadów ściekowych;
- wykorzystywanie potencjału energetycznego, o ile jest to możliwe z ekonomicznego punktu widzenia;
- zmniejszanie ilości szkodliwych mikroorganizmów, jeśli ludzie, zwierzęta lub rośliny mają styczność z osadami ściekowymi oraz
- odzyskiwanie fosforu na potrzeby rolnictwa.



Ilustracja 2-2. Zdjęcie: Shutterstock.com/Kekyalaynen.

Chociaż w krajach regionu Morza Bałtyckiego wykorzystuje się różne sposoby przetwarzania osadów ściekowych, sprawdzone standardowe praktyki są w mniejszym lub większym stopniu stosowane w każdym z nich. Kraje te różnią się między sobą pod względem zróżnicowania i powszechności poszczególnych metod przetwarzania osadów ściekowych; niektóre z tych metod wzajemnie się wykluczają, np. używanie wirówki i taśmowych pras filtracyjnych do odwadniania osadów ściekowych. Suszenie i spalanie osadów ściekowych jest powszechnie stosowane tylko w Niemczech, a na mniejszą skalę – również w Polsce i Szwecji. Obecnie ekonomiczne metody odzyskiwania fosforu nie są dostępne w regionie Morza Bałtyckiego. Realizowanych jest jednak wiele projektów badawczych oraz instalacji pilotowych szczególnie w Niemczech, ze względu na stosowane tam praktyki spalania.

Przewiduje się, że w najbliższych latach ilość osadów ściekowych generowanych w regionie Morza Bałtyckiego wzrośnie, głównie w związku ze wprowadzaniem w krajach takich jak Polska, Łotwa, Białoruś i Rosja zaawansowanych metod oczyszczania ścieków (Tabela 2-1).

Istnieją różne rodzaje osadów ściekowych posiadające różne właściwości fizyczne i biologiczne. Zwykle osady ściekowe składają się z osadów wstępnych i wtórnych (ilustracja 2-3).

Osady wstępne są pobierane z osadnika wstępnego. Ich ilość zależy od czasu retencji i objętości osadnika. Osady

wstępne zawierają duże ilości związków organicznych i są optymalnie przystosowane do przetwarzania beztlenowego. Czasem oczyszczalnie ścieków korzystają tylko z małego osadnika wstępnego lub nie posiadają go wcale, aby zwiększyć ilość substratu przeznaczonego do denitryfikacji w procesie oczyszczania metodą biologiczną. Osady wstępne zawierają średnio około 4% suchej masy (sm). Zawartość substancji organicznych wynosi średnio 67%. (ATV-DVWK-M 368E, 2003)

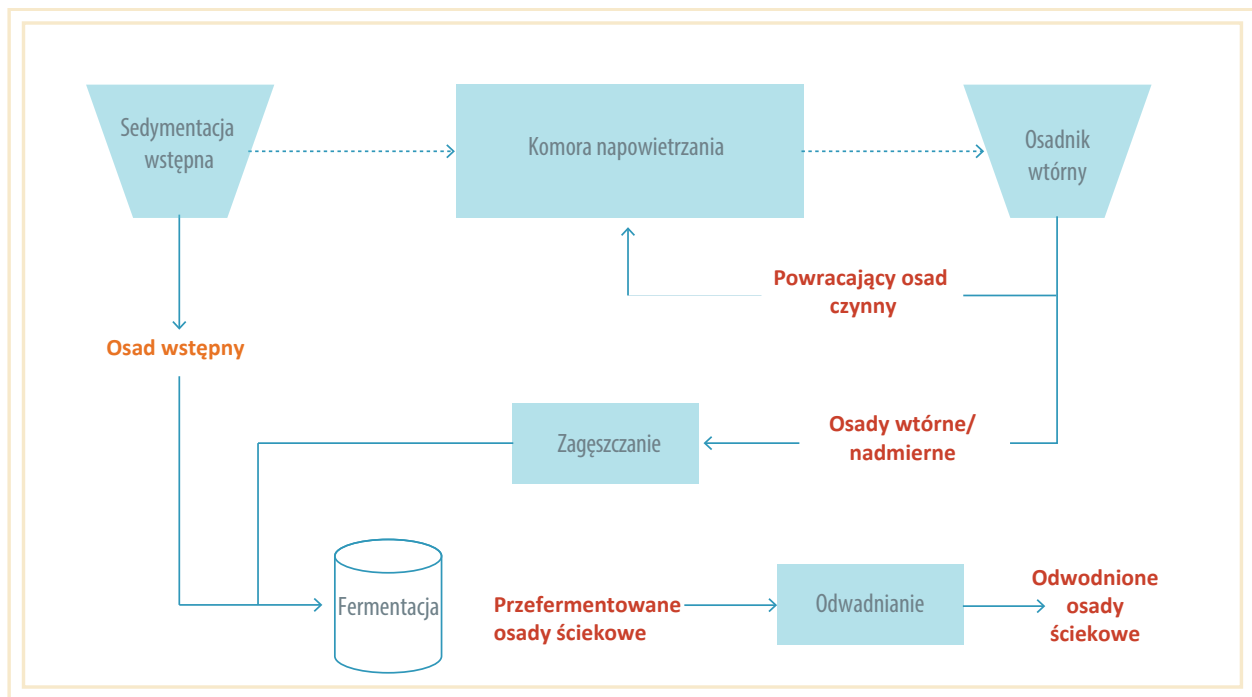
Osady wtórne są pobierane z klarownika (osadnika wtórnego). W komorze napowietrzania znajduje się wiele mikroorganizmów. Czas retencji bakterii w komorze napowietrzania wynosi od 10 do 20 dni, w zależności od temperatury, RLM oczyszczalni ścieków i technologii wykorzystywanej do usuwania azotu (ATV-DVWK-A 131E, 2000). Szczególnie w przypadku usuwania azotu czas retencji musi umożliwiać wzrost ilości bakterii, a osady ściekowe muszą zostać poddane recyrkulacji (zwracanie osadu czynnego). Część osadów wtórnych nie jest już potrzebna (osad nadmierny, tzn. dodatkowy osad lub zużyty osad czynny). Ich ilość zależy od wieku osadu, wykorzystania substratów takich jak metanol, strącania fosforu, biologicznego usuwania fosforu oraz, oczywiście, wcześniejszego oczyszczania, takiego jak biologiczna filtracja. Strącanie chemiczne fosforu prowadzi do wzrostu zawartości substancji nieorganicznych w osadach ściekowych.

W porównaniu z osadami wstępnymi osady nadmierne zawierają tylko 0,5 – 1,0% suchej masy. Zawartość substancji

Tabela 2-1: Całkowita ilość osadów ściekowych w tonach suchej masy na rok (t sm/rok) dla poszczególnych krajów regionu Morza Bałtyckiego zgłoszona Komisji Europejskiej oraz szacunkowe wartości wzrostu dla poszczególnych krajów członkowskich (Milieu, WRc i RPA, 2008 r.).

Kraj	2005/2006	2010	2020
	(t sm/rok)	(t sm/rok)	(t sm/rok)
Białoruś*	50 000	50 000	70 000
Dania	140 021	140 000	140 000
Estonia	n/d	33 000	33 000
Finlandia	147 000	155 000	155 000
Niemcy	2 059 351	2 000 000	2 000 000
Łotwa	23 942	25 000	50 000
Litwa	71 252	80 000	80 000
Polska	523 674	520 000	950 000
Rosja*	180 000	180 000	200 000
Szwecja	210 000	250 000	250 000
Łącznie	3 405 240	3 433 000	3 928 000

*Kraje nie należą do UE, w związku z czym dane nie są dostępne w raporcie Milieu i in., 2008 r; wartości zostały oszacowane przez Pöyry Finland Oy na potrzeby projektu PURE na podstawie liczby ludności korzystającej z sieci komunalnych w regionie Morza Bałtyckiego.



Ilustracja 2-3: Różne rodzaje osadów ściekowych generowanych w procesie oczyszczania ścieków komunalnych.

organicznych zależy od ilości substancji użytych do strącania i średnio wynosi od 70 do 80%. W związku ze wzrostem ilości bakterii w komorze napowietrzania, zawartość bakterii jest znacznie wyższa. Zwykle osady nadmierne mają gorsze parametry zagęszczania niż osady wstępne. (ATV-DVWK-M 368E, 2003). W związku z tym osady nadmierne muszą być dodatkowo zagęszczane. Ponadto osady nadmierne zwykle zagęszcza się mechanicznie (zob. rozdział 3.3) bądź w zagęszczaczach grawitacyjnych. Osady wstępne często zagęszcza się w zagęszczaczu grawitacyjnym (rozdział 3.2). Termin osady surowe może odnosić się do osadów wstępnych (osady, które zostały usunięte z systemu przed etapem oczyszczania biologicznego), do osadów wstępnych/nadmiernych lub ich mieszaniny przed stabilizacją.

Osady ściekowe, które zostały ustabilizowane metodą beztlenową (rozdział 4) są nazywane osadami przefermentowanymi. Fermentacja beztlenowa to główna metoda stabilizowania stosowana podczas oczyszczania ścieków komunalnych. Głównymi korzyściami jest redukcja substancji organicznych i tworzenie biogazu, który może być wykorzystany do uzyskania wymaganej temperatury fermentacji (często 35 – 40°C) i wytwarzania prądu. Po fermentacji osady ściekowe zawierają znacznie mniej lotnych ciał stałych, a ponadto zmienia się ich zapach.

Maksymalna redukcja objętości następuje po fermentacji (o ile jest przeprowadzana) w celu zmniejszenia kosztów transportu i utylizacji. Odwadnianie (rozdział 5) prowadzi do zmniejszenia zawartości wody z 95% do 60 – 80%. Odwodnione osady ściekowe nie są już pompowalne. Mogą być wykorzystywane w rolnictwie (po ewentualnym przetwarzaniu poprawiającym właściwości higieniczne osadów ściekowych, rozdział 6) bądź suszone (rozdział 7) i spalane

(rozdział 8) w spalarni. W niektórych krajach możliwe jest również odkładanie

ich na składowisku odpadów. Stosowana metoda utylizacji (rozdział 9) zależy głównie od krajowych przepisów (rozdział 12).

Przetwarzanie osadów ściekowych to nie tylko zagęszczanie, fermentacja, odwadnianie i utylizacja. Konsekwencje tego procesu są odczuwalne w całej oczyszczalni ścieków:

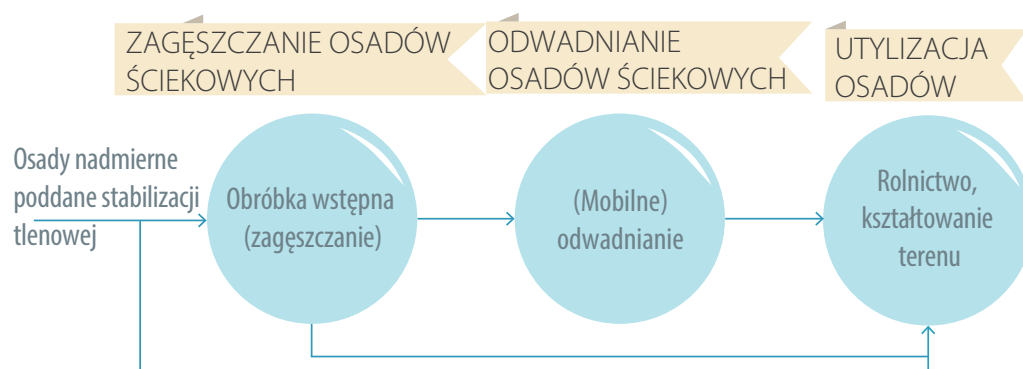
- Dzięki biogazowi pozyskiwanemu z osadów ściekowych możliwe jest zwiększenie ilości generowanej energii (elektrycznej i cieplnej) do poziomu przekraczającego 100% zapotrzebowania oczyszczalni na energię. W związku z tym wytwarzanie energii i wydajność energetyczna to bardzo ważne kwestie. Możliwe jest również zwiększenie ilości pozyskiwanego biogazu poprzez stosowanie niektórych metod wstępnego przetwarzania.
- Czas retencji podczas sedymentacji wstępnej bezpośrednio przekłada się korzystnie na produkcję biogazu. Z drugiej strony dłuższy czas retencji zmniejsza BZT w trakcie oczyszczania biologicznego; prowadzi to do zmniejszenia zdolności denitryfikacyjnych, w związku z czym konieczne może być wykorzystanie dodatkowego źródła węgla. Inne możliwe skutki to lepsze odwadnianie i niższe koszty utylizacji.
- W trakcie fermentacji azot jest redukowany do amoniaku, który w dużych ilościach występuje w odciekach odprowadzanych w procesie odwadniania. Lepsza fermentacja prowadzi do zwiększenia ilości odcieków. Jeśli możliwość usuwania azotu w oczyszczalni ścieków nie jest wystarczająca, możliwe jest stosowanie dodatkowych metod uzdatniania odcieków (rozdział 10).

- Biologiczne usuwanie fosforu zmniejsza możliwość odwadniania nawet o 10% (Kopp, 2010 r.). Niektóre oczyszczalnie mają problemy z zachowaniem stabilności parametrów biologicznego usuwania fosforu lub inne

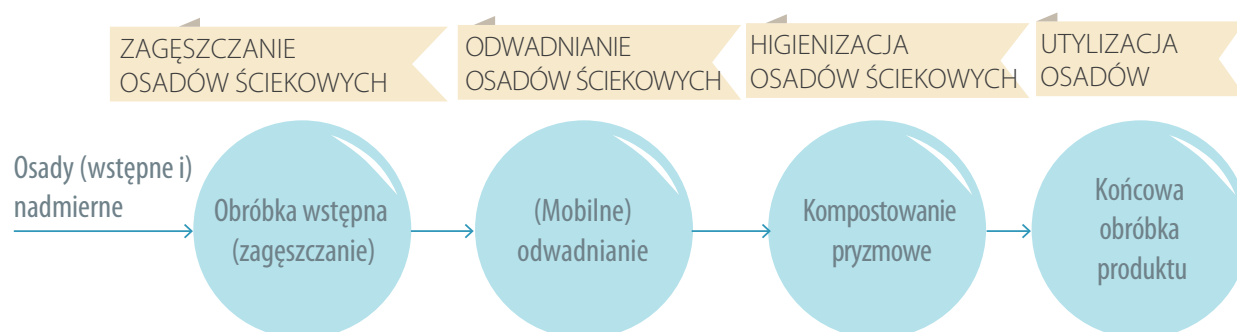
problemy techniczne (np. pęcznienie osadów ściekowych). Z kolei chemiczne usuwanie fosforu prowadzi do zwiększenia ilości osadów ściekowych.

W niniejszej publikacji oczyszczalnie ścieków podzielono na **małe** (<10 000 RLM), **średnie** (10 000 – 100 000 RLM) i **duże** (> 100 000 RLM).

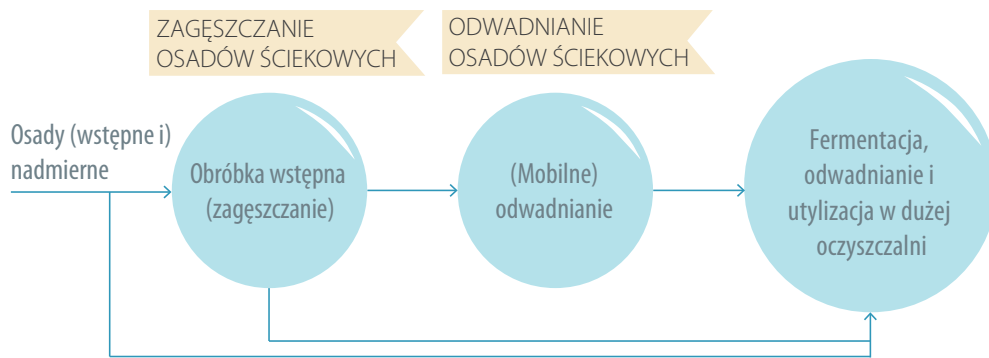
2.3 TYPOWE KOMBINACJE TECHNOLOGII PRZETWARZANIA OSADÓW ŚCIEKOWYCH



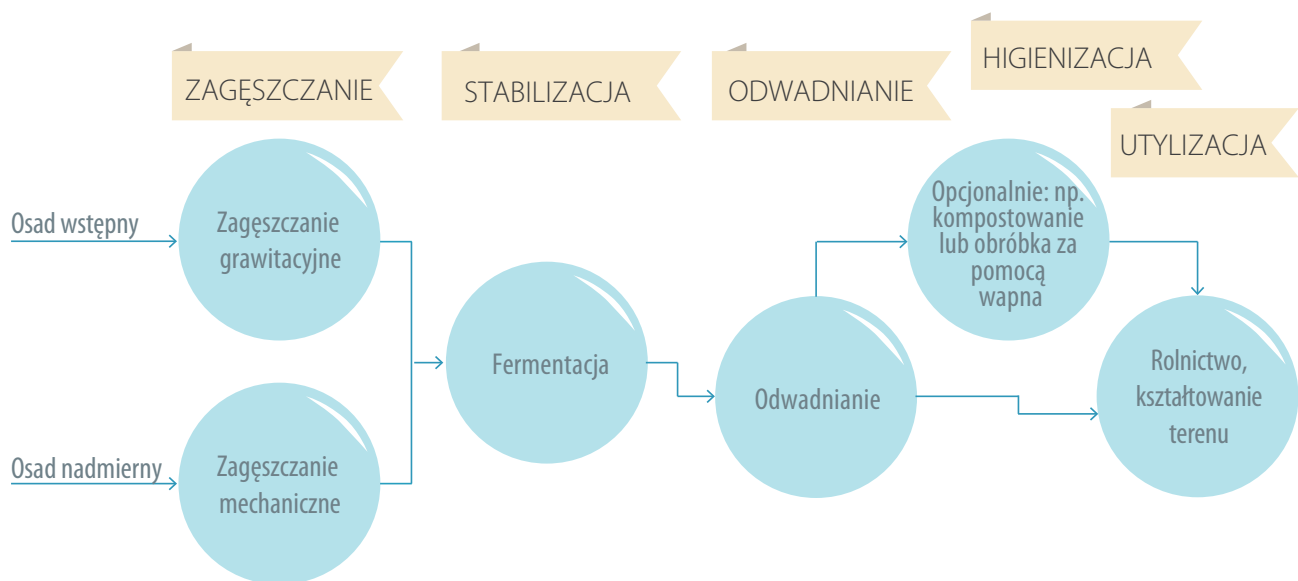
Ilustracja 2-4: Typowa procedura przetwarzania osadów ściekowych dla małych i średnich oczyszczalni ścieków z uwzględnieniem stabilizacji tlenowej.



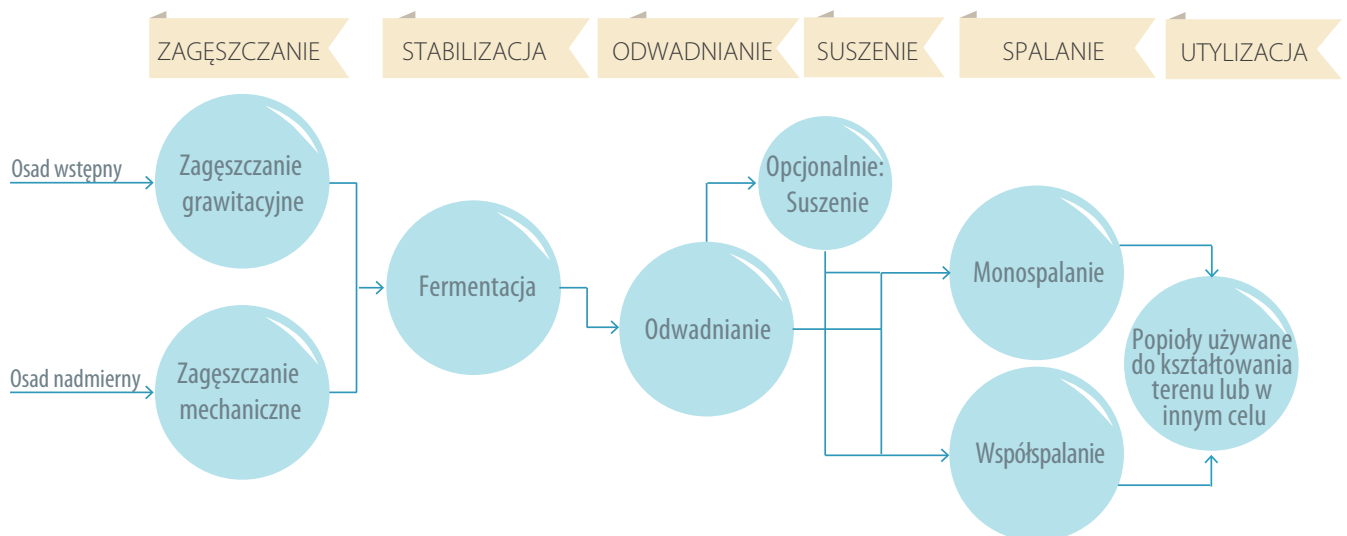
Ilustracja 2-5: Typowa procedura przetwarzania osadów ściekowych dla małych i średnich oczyszczalni ścieków z uwzględnieniem kompostowania.



Ilustracja 2-6: Typowa procedura przetwarzania osadów ściekowych dla średnich oczyszczalni ścieków.



Ilustracja 2-7: Typowa procedura przetwarzania osadów ściekowych dla średnich i dużych oczyszczalni ścieków.



Ilustracja 2-8: Typowa procedura przetwarzania osadów ściekowych dla dużych oczyszczalni ścieków.

2.4 PRZYKŁAD: Rozwiązania w zakresie obróbki osadów ściekowych opracowane w ramach projektu PURE – GDAŃSK, Gdańska Infrastruktura Wodociągowo-Kanalizacyjna Sp. z o. o., Wschód

Oczyszczalnia ścieków w Gdańsku (Polska) to największa oczyszczalnia ścieków biorąca udział w projekcie PURE. Jest ona wyposażona w sprzęt do biologicznego usuwania fosforu i azotu (proces MUCT) oraz umożliwiający strącanie chemiczne fosforu. Oczyszczalnia ta ogółem oczyszcza 781 000 RLM ścieków. Każdego roku przetwarza się tam około 18 374 ton osadów ściekowych (suchej masy, sm).

Ze względu na dużą pojemność osadnika wstępnego i czas retencji wynoszący 3,7 godz., generuje się znaczne ilości osadów wstępnych. Osady wstępne są zagęszczane w zagęszczaczu grawitacyjnym, aż zawartość sm wyniesie 4,8%, a następnie są przesyłane do komory fermentacyjnej. Osady nadmierne są najpierw zagęszczane w zagęszczaczu grawitacyjnym, a następnie mechanicznie zagęszczane w prasach śrubowych, aż zawartość sm wyniesie 6%. Zużycie polimerów wynosi około 3,4 g/kg sm (gram na kilogram suchej masy).

Fermentacja jest wspomagana przez dezintegrację ultradźwiękową mającą na celu zwiększenie ilości produkowanego gazu i zmniejszenie ilości osadów ściekowych. Czas retencji dla fermentacji mezofilnej wynosi 28 dni, a temperatura – 37°C. Zawartość ciał stałych w komorze fermentacyjnej wynosi około 3,1%.

Osady przefermentowane są odwadniane za pomocą wirówek. Parametry odwadniania: zawartość suchej masy wynosi 19,7%, zużycie polimerów – 11,4 g/kg sm. Późniejsze suszenie z wykorzystaniem paliwa olejowego pozwala osiągnąć zawartość suchej masy równą 31,4%. W tym celu stosuje się suszenie kontaktowe.

W oczyszczalni ścieków w Gdańsku biogaz jest produkowany i wykorzystywany w ramach wysoko-sprawnego

obiektu CHP (obiekt skojarzonej gospodarki ciepłoelektrycznej, ze sprawnością elektryczną 40,5%) w celu pozyskania energii elektrycznej i ciepła. Ilość pozyskiwanej energii elektrycznej wystarcza do zasilenia CHP i spalarni osadów ściekowych, w związku z czym 100% potrzebnej energii elektrycznej może być wyprodukowane w CHP. Nadwyżki energii są sprzedawane do przemysłowej sieci zasilania. Generowane ciepło jest wykorzystywane do pokrycia zapotrzebowania oczyszczalni ścieków na potrzeby technologiczne. Ponadto biogaz można przechowywać nawet przez 10 godz., co umożliwia zabezpieczenie oczyszczalni na wypadek sytuacji awaryjnej.

Do niedawna część osadów ściekowych była kompostowana i wykorzystywana do rekultywacji składowisk odpadów. Kiedy spalarnia będzie gotowa do użytku, całość osadów ściekowych będzie spalana. Osady ściekowe nie są wykorzystywane w rolnictwie w związku z ograniczonym popytem na ten produkt w regionie oraz stosunkowo wysoką zawartością metali ciężkich. Od 2013 roku składowanie osadów ściekowych na składowiskach będzie regulowane bardziej rygorystycznymi przepisami (zgodnie z dyrektywami UE).

Plany związane z gospodarką osadami ściekowymi obejmują zmniejszenie ilości składowanych osadów ściekowych oraz całkowite jego zaniechanie do 2015 roku. Zwiększona zostanie ilość osadów ściekowych utylizowanych metodami cieplnymi.

Ilustracja 2-9: Oczyszczalnia ścieków Wschód w Gdańsku. Zdjęcie: GIWK.



2.5 PRZYKŁAD: Rozwiązania w zakresie obróbki osadów ściekowych opracowane w ramach projektu PURE – BRZEŚĆ, Komunalne Przedsiębiorstwo Wodociągowo-Kanalizacyjne Brestvodokanal

Białoruskie miasto Brześć liczy 300 000 mieszkańców. Oczyszczalnia ścieków w Brześciu wykorzystuje tradycyjny proces usuwania BZT z wykorzystaniem osadu czynnego. W ramach projektu PURE prowadzone są tam inwestycje związane ze strącaniem chemicznym fosforu. Planowany jest również remont oczyszczalni ścieków w Brześciu, który ma być finansowany z pożyczek zaciągniętych w międzynarodowych instytucjach finansowych. Od 2010 roku wszystkie osady ściekowe produkowane w tej oczyszczalni ścieków są kierowane do położonej w jej pobliżu przetwórci odpadów w Brześciu, która należy do zewnętrznej firmy i jest przez nią obsługiwana. Na mocy umowy między Brest Vodokanal a przetwórcią odpadów zarówno osady wstępne, jak i nadmierne są w niej przetwarzane za opłatą uiszczaną przez Vodokanal. W przetwórci stałe odpady komunalne są mieszane z osadami ściekowymi, a przetworzone osady są umieszczane na składowiskach należących do tego przedsiębiorstwa. Odcieki są na jej terenie wstępnie oczyszczane, a następnie kierowane do oczyszczalni ścieków i poddawane kompletnemu procesowi oczyszczania. Dane operacyjne zakładu nie są publicznie dostępne.

W przeszłości osady ściekowe generowane w oczyszczalni ścieków w Brześciu były składowane w lagunach osadowych znajdujących się wzdłuż rzeki Bug. Całkowita objętość tych lagun wynosi 100 000 m³. W 2002 roku do oczyszczalni trafiły dwie taśmowe prasy filtracyjne zmniejszające

objętość osadów ściekowych. Zostały one sfinansowane przez Danię i zamontowane w budynku, w którym odbywa się oczyszczanie metodą mechaniczną. Obecnie realizowany jest wspólny polsko-białoruski projekt mający na celu opróżnienie lagun osadowych i zapobieganie przedostawaniu się odcieków osadowych z lagun do rzeki. W ramach tego projektu do oczyszczalni dostarczono jedną przewoźną i jedną stacjonarną taśmową prasę filtracyjną – obie prasy zostały wyprodukowane w Danii. Przewoźna jednostka odwadniająca została umieszczona w pobliżu lagun osadowych, a jednostka stacjonarna – w mechanicznej części oczyszczalni. Zakup tych jednostek został sfinansowany przez polski Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej na mocy umowy zawartej między Funduszem, władzami miasta Brześć i Brest Vodokanal.

Pierwsza laguna osadowa została już całkowicie opróżniona, a obecnie trwa opróżnianie kolejnej. Odwodnione osady ściekowe są umieszczane na składowisku należącym do Brest Vodokanal znajdującym się w odległości około 30 km od rzeki Bug. Stare laguny osadowe mają zostać zrehabilitowane i zamiast nich mają powstać tereny zielone.

Ilustracja 2-10. Brest Vodokanal. Zdjęcie: Pekka Sarkkinen.





3. ZAGĘSZCZANIE OSADÓW ŚCIEKOWYCH

Zdjęcie: Samuli Korpinen, HELCOM.

3.1 WSTĘP

Osad ściekowy, który opuszcza proces oczyszczania ścieków zawiera od 97% do 99,5% wody. Podczas zagęszczania osadów ściekowych zawartość suchej masy w osadach jest zwiększana poprzez zmniejszanie zawartości wody z wykorzystaniem metod o małym zapotrzebowaniu na energię. Zagęszczanie osadów ściekowych można traktować zarówno jako wstępne przetwarzanie przed fermentacją bądź jako wstępne przetwarzanie przed odwadnianiem w oczyszczalni ścieków, która nie wykorzystuje fermentacji (zob. schematy w rozdziale 2.3).

Warto zapamiętać:

Ponieważ niektóre urządzenia służące do odwadniania są w stanie odwadniać osady ściekowe zawierające bardzo dużo wody, osobne zagęszczanie nie zawsze jest konieczne. Zalecane jest skonsultowanie się z producentami.

Zagęszczanie grawitacyjne i mechaniczne można wykorzystywać do przetwarzania osadów wstępnych, osadów nadmiernych lub ich mieszaniny. Osady nadmierne zawsze są zagęszczane w pierwszej kolejności, ponieważ po sedymentacji wtórnej zawartość suchej masy w osadach ściekowych wynosi około 0,5 – 1,0%, podczas gdy osady wstępne odprowadzane z osadników wstępnych mogą zawierać nawet 4,0% sm. Małe lub średnie oczyszczalnie ścieków często posiadają tylko mały osadnik wstępny lub nie posiadają go wcale. Większość osadów ściekowych w tych oczyszczalniach stanowią osady nadmierne, a osady wstępne i wtórne są przetwarzane razem, np. zagęszczane grawitacyjnie. Ponieważ mieszanina osadów wstępnych i nadmiernych ma lepsze właściwości sedymentacyjne niż same osady nadmierne, zagęszczanie grawitacyjne jest skuteczniejsze. Oczywiście w każdej oczyszczalni ścieków stosuje się inne rozwiązania dotyczące zagęszczania osadów ściekowych. Co więcej, duża oczyszczalnia ścieków może posiadać niewielki osadnik wstępny, w związku z czym zagęszczanie łączne jest bardziej ekonomiczne. Niektóre małe oczyszczalnie ścieków w ogóle nie posiadają zagęszczacza.

W procesie zagęszczania osadów ściekowych – podobnie jak w procesie ich odwadniania (zob. rozdział 5) – wykorzystuje się flokulanty organiczne i nieorganiczne (zwykle polimery). Jednak nie są one niezbędne w każdej metodzie zagęszczania lub odwadniania. Flokulanty wymagają odpowiednich warunków mieszania, przechowywania i podawania, które mogą zostać zapewnione przez ich producenta bądź producenta zagęszczacza. Optymalizacja dozowania i mieszania polimerów może poprawić rezultaty procesu zagęszczania. Mieszaniny osadów ściekowych w różnych oczyszczalniach ścieków mają różne właściwości, w związku z czym zalecane jest przeprowadzanie testów w laboratoriach oraz na dużą skalę mających na celu określenie optymalnych rezultatów i kosztów.

Osiągana zawartość sm oraz zużycie energii i środków chemicznych różnią się w zależności od rodzaju osadów ściekowych – różne źródła podają różne dane dotyczące tych parametrów. W niniejszej publikacji w postaci syntetycznej przedstawiono dane liczbowe zebrane z różnych



Ilustracja 3-1. Zdjęcie: Shutterstock.com/John Kasawa

źródeł (raport PURE Pöyry, Burton i in., 2003 r. i DWA M-381E, 2003), również dostarczone przez partnerów projektu PURE. Rezultaty osiągane w oczyszczalniach ścieków partnerów PURE oraz informacje na temat wykorzystywanych przez nich technologii zagęszczania znajdują się na końcu rozdziału.

3.2 ZAGĘSZCZANIE GRAWITACYJNE

Zasady funkcjonowania, rezultaty i wymogi przestrzenne

Zagęszczanie grawitacyjne to najprostszy sposób na zmniejszenie zawartości wody w osadzie ściekowym zapewniający niskie zużycie energii. Osad pompowany jest bezpośrednio do okrągłego zbiornika wyposażonego w wolno obracający się mechanizm zgarniający, który rozdrabnia części szlamu, zwiększając w ten sposób stopień osadzania się i zagęszczania.

Przepływ osadu kierowany jest do centralnego stożka zbiornika. Najważniejsze kryteria w projektowaniu i działaniu zagęszczaczy to obciążenie masowe na metr kwadratowy powierzchni zagęszczacza oraz objętość zapewniająca wystarczający czas przetrzymania na dobrą sedymentację. Zagęszczony osad gromadzony na dnie zagęszczacza jest następnie wypompowywany i poprzez rurę wylotową płynie do następnego etapu obróbki, którym może być komora fermentacji osadu, urządzenia odwadniające lub dodatkowy (mechaniczny) zagęszczacz (ilustracja 3-3). Nawet niezagęszczony i nieustabilizowany osad pochodzący np. z małych zakładów oczyszczania ścieków w Niemczech może być stosowany w rolnictwie.

Do zagęszczania osadu wstępnego nie jest zalecane wykorzystywanie flokulantów. Flokulanty można wykorzystywać do zagęszczania mieszaniny osadów ściekowych bądź tylko osadów nadmiernych celem polepszenia rezultatów tego procesu (Tabela 3-1).

Tabela 3-1: Wyniki procesu zagęszczania grawitacyjnego – zawartość suchej masy (sm) uzyskiwana przy wykorzystaniu i bez wykorzystania flokulantów (DWA-M 381E, 2007), (Burton i in., 2003 r.).

W procesie zagęszczania grawitacyjnego objętość całkowita osadu może zmniejszyć się nawet o 90% w porównaniu z objętością pierwotną; metoda ta jest bardzo mało energochłonna.

Do realizacji procesu zagęszczania grawitacyjnego potrzebny jest osobny zbiornik posiadający zazwyczaj kształt radialny i zbudowany z betonu. Typowa średnica zbiornika wynosi 8 – 20 m. Zagęszczacz grawitacyjny może być ulokowany na otwartej przestrzeni, aczkolwiek na gęsto zaludnionych obszarach oraz w pobliżu budynków mieszkalnych bądź biurowych zbiornik może wymagać pokrycia

Warto zapamiętać:

Innym powodem stosowania metody zagęszczania grawitacyjnego jest długi czas hydraulicznego przetrzymania (do 3 dni) liczony od momentu dopływu strumienia osadów do chwili odprowadzenia zagęszczonych osadów. Zagęszczacze grawitacyjne są częstokroć projektowane w postaci zbiorników buforowych; dotyczy to szczególnie sytuacji, w której jedna z części oczyszczalni, np. instalacja do odwadniania osadów, nie pracuje w sposób ciągły. W takich wypadkach zagęszczacze grawitacyjne są zazwyczaj chętnie stosowane do realizacji procesu zagęszczania mechanicznego.

dachem o lekkiej konstrukcji oraz wyposażenia w układ wentylacji celem zapobieżenia emisji cuchnących gazów (zawierających siarkowodór H_2S).

Proces zagęszczania można niekiedy realizować w osadniku wstępnym lub wtórnym. W tym wypadku zbiornik osadu (o głębokości >4 m) usytuowany jest w części wejściowej pionowego osadnika wstępnego (np. w oczyszczalni ścieków Viikinmäki w Helsinkach, Finlandia) lub w części środkowej radialnego osadnika wtórnego pełniąc wówczas rolę większego zbiornika osadów, w którym realizowany jest proces zagęszczania grawitacyjnego (jak to ma miejsce w niektórych oczyszczalniach ścieków przemysłowych). Uzyskana całkowita zawartość suchej masy ($sm = sm$) jest mniejsza, zaś ryzyko wystąpienia warunków beztlenowych jest większe w porównaniu z tradycyjnym zagęszczaniem grawitacyjnym. Przydatność tego rozwiązania zależy od warunków panujących w danej oczyszczalni ścieków.

Tabela 3-1: Wyniki procesu zagęszczania grawitacyjnego – zawartość suchej masy (sm) uzyskiwana przy wykorzystaniu i bez wykorzystania flokulantów (DWA-M 381E, 2007), (Burton i in., 2003 r.).

	Bez wykorzystania flokulantów	Z wykorzystaniem flokulantów (polimery)
Osad wstępny	5–10% sm	-
Mieszanina osadu wstępnego z nadmiernym	4–6 % sm	5–8 % sm
Osad nadmierny	2–3 % sm	3–4 % sm



Ilustracja 3-2: Zagęszczacz grawitacyjny z Lubeki Zdjęcie: Entsorgungsbetriebe Lübeck.

Przydatność do stosowania przy różnych typach osadów oraz różnych typach i rozmiarach instalacji

Osady wszystkich typów powinny być zagęszczane metodą grawitacyjną. W zależności od własności sedymentacyjnych osadu może okazać się niezbędne dodawanie flokulantu. Ponadto przefermentowany osad może być zagęszczany, przy czym jest on zwykle odwadniany w sposób bezpośredni. Metoda ta jest odpowiednia dla średnich i dużych oczyszczalni ścieków. Niekiedy zagęszczanie nie odbywa się wcale; osad jest pompowany bezpośrednio do instalacji odwadniającej – praktyka ta jest uwzględniana przy projektowaniu wydajności odwadniania osadu.

Eksploatacja, konserwacja, aspekty ochrony środowiska i bezpieczeństwa

Zagęszczanie grawitacyjne odbywa się w sposób ciągły przy zastosowaniu zagęszczacza i zbiornika buforowego. Instalacja wymaga czyszczenia i konserwacji co 1 – 2 miesiące; jednak w przypadku puchnięcia osadu zagęszczacz należy czyścić częściej (w zależności od częstotliwości występowania tego problemu, który należy rozwiązywać również z innych przyczyn). W niektórych oczyszczalniach czyszczenie jest wykonywane w momencie wykrycia problemów.

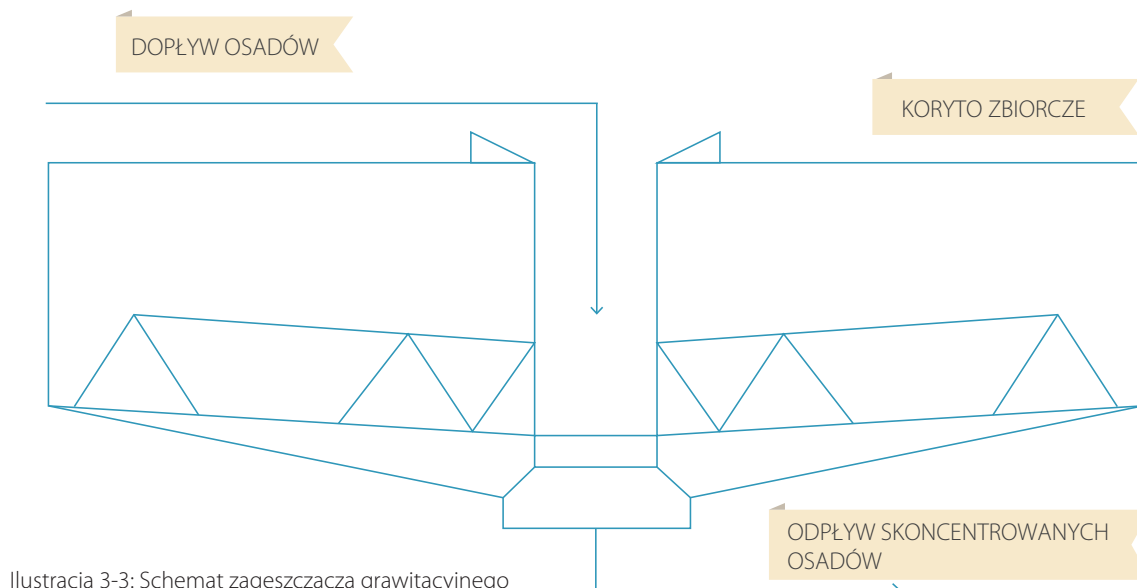
Warto zapamiętać:

Jeśli ilość osadu wstępnego jest bardzo duża, istnieje możliwość dodania do niego osadu nadmiernego celem uzyskania osadu mieszanego. W ten sposób można uzyskać zawartość suchej masy od 3 – 3,5% przy bardzo niskim zużyciu energii i środków chemicznych. Jest to dobre rozwiązanie przy założeniu, że istnieje możliwość fermentacji, a ilość osadu z sedymentacji wstępnej jest bardzo duża. Rozwiązanie to również można stosować przy ograniczonym wykorzystaniu polimerów.

W aspekcie ochrony środowiska zagadnienie to wiąże się z ryzykiem emisji złowonnych gazów (odorów) do atmosfery. Poziom tych emisji może być obniżany w drodze obróbki chemicznej za pomocą wodorotlenku wapnia (w małych i średnich oczyszczalniach) lub przez przykrywanie zbiornika i stosowanie układu wentylacji (w dużych oczyszczalniach). Jeśli oczyszczalnia ścieków położona jest w pobliżu osiedli mieszkaniowych lub innych gęsto zaludnionych obszarów, kontrola emisji odorów z zagęszczacza może być również wymagana w świetle przepisów prawa.

Koszty, parametry zużycia mediów oraz siła robocza

Wielkość nakładów inwestycyjnych na technologię zagęszczania grawitacyjnego zależy od pojemności zbiornika oraz warunków gruntowych. Występowanie emisji odorów powoduje wzrost kosztów. Całkowita suma nakładów inwestycyjnych jest wysoka (wynosi zazwyczaj od 150 000 do 400 000 euro), jednak koszty operacyjne są niskie. Trwałość techniczna zbiornika betonowego wynosi ponad 40 lat, urządzeń głównych 20 – 25 lat, a urządzeń pomocniczych – około 10 – 15 lat. Zużycie energii elektrycznej jest niskie (2 – 6 kWh/t suchej masy). Jeśli stosowany jest flokulant, zużycie jednostkowe tego środka chemicznego wynosi około 0,5 – 3 kg na tonę suchej masy. Stosowanie tego procesu nie wymaga dodatkowej ingerencji człowieka ani specjalnych kwalifikacji personelu wykraczających poza normalny tryb eksploatacji oczyszczalni ścieków.



Ilustracja 3-3: Schemat zagęszczacza grawitacyjnego

Stosowanie w regionie morza bałtyckiego

Zagęszczacze grawitacyjne stosowane są w niemal wszystkich dużych i średnich oczyszczalniach ścieków istniejących w regionie Morza Bałtyckiego, m.in. w miastach Tallin, Tartu i Pärnu (Estonia), Espoo, Turku i Oulu (Finlandia), Sztokholm (Szwecja), Ryga (Łotwa), Wilno i Kowno (Litwa), Warszawa i Gdańsk (Polska), St. Petersburg (Rosja), Kopenhaga (Dania) oraz Berlin i Hamburg (Niemcy).

Zagęszczacz grawitacyjny można albo poddać wymianie (jak np. w Lahti w Finlandii lub Kohtla-Järve w Estonii), albo uzupełnić o inne urządzenia zagęszczające wymagane zwykle przy dodatkowym stosowaniu beztlenowej obróbki osadu w oczyszczalni. Technologia zagęszczania grawitacyjnego (lub innymi metodami) nie jest w ogóle stosowana w niektórych średnich i małych oczyszczalniach ścieków m.in. w Estonii, na Łotwie, w Polsce i w Niemczech. W tych przypadkach urządzenia do odwadniania osadów zostały zaprojektowane pod kątem typu i wydajności odwadniania osadów z uwzględnieniem brak etapu zagęszczania wstępnego

3.3 ZAGĘSZCZANIE MECHANICZNE

Technologia zagęszczania mechanicznego stosowana jest zwykle do zagęszczania osadów nadmiernych. Istnieje również możliwość mechanicznego zagęszczania osadu wstępnego bądź jego mieszaniny z osadem nadmiernym. Mieszanina osadów jest zwykle zagęszczana mechanicznie w oczyszczalniach wyposażonych w niewielkie urządzenie do sedymentacji wstępnej bądź w których nie jest stosowany proces fermentacji osadów.

Proces zagęszczania mechanicznego wymaga stosowania flokulantów i jest energochłonny. Flokulant doprowadzany jest do reaktora flokulacyjnego wyposażonego w mieszadło zapewniające dobre wymieszanie i stabilność kłaczków. Procesy zagęszczania mechanicznego mogą odbywać się w sposób ciągły (przez 24 godziny na dobę/7 dni w tygodniu). Istnieje również możliwość (szczególnie w oczyszczalniach średniej wielkości) pracy na zmiany trwające np. 8 godzin/5 dni lub 16 godzin/5 dni. W tych przypadkach wymagane jest stosowanie zbiornika buforowego (zob. rozdział 3.2).

Technologia zagęszczania mechanicznego stosowana jest zazwyczaj w dużych i średnich oczyszczalniach ścieków oraz w charakterze procesu obróbki wstępnej przed odwadnianiem bezpośrednim z pominięciem fermentacji. Koszt urządzeń do zagęszczania mechanicznego waha się w granicach od 70 000 euro do 150 000 euro, zaś ich trwałość techniczna wynosi 15 – 20 lat. Typowe procedury czyszczenia muszą być wykonywane mniej więcej co dwa tygodnie. Poszczególne metody zagęszczania mechanicznego nie pociągają za sobą żadnych problemów związanych z ochroną środowiska bądź bezpieczeństwem osób.



Ilustracja 3-4. Zagęszczacze grawitacyjne w oczyszczalni ścieków Zdroje, Szczecin, Polska Zdjęcie: ZWiK Szczecin.

W poniższych rozdziałach zawarty jest opis niektórych metod zagęszczania mechanicznego. Istnieją również inne urządzenia stosowane do tego celu, np. zagęszczacze tarcowe, które nie zostały ujęte w niniejszej publikacji.

3.3.1 Zagęszczanie za pomocą zagęszczaczy śrubowych

Zasady funkcjonowania, rezultaty i wymogi przestrzenne

Zagęszczacz śrubowy składa się z pochylego kosza, którego część ma kształt klina. Śruba, która obraca się powoli ze zmienną prędkością, przemieszcza delikatnie osad przez pochylony kosz ku górze. Przez siatkę kosza przenika woda. Stopień zagęszczenia jest regulowany za pomocą płyty umieszczonej na wylocie osadu oraz zmiennej prędkości

obrotów śruby. Kosz druciany o kształcie klina jest oczyszczany podczas pracy za pomocą automatycznego urządzenia myjącego.

Stosowanie zagęszczaczy śrubowych jest zalecane przy zagęszczaniu osadu zawierającego 0,5 – 1% suchej masy do końcowej gęstości od 4 – 7% suchej masy w normalnych warunkach oczyszczania ścieków komunalnych. Całkowita objętość osadu może być zmniejszona o 90% w porówna-

niu z objętością pierwotną przy niewielkim zużyciu energii oraz wody myjącej.

Zagęszczacze śrubowe są zwykle wytwarzane ze stali nierdzewnej, zaś ich wydajność waha się w granicach od 20 m³/h do 100 m³/h. Urządzenia te posiadają konstrukcję zamkniętą, która zmniejsza do minimum emisję odorów. Ilość miejsca wymagana do ustawienia urządzeń jest wprost proporcjonalna do ich wydajności; typowe zakresy wymiarów to: szerokość 2 – 4 m, długość 5 – 10 m i wysokość 3 – 6 m z uwzględnieniem ilości miejsca niezbędnej do wykonywania prac konserwacyjnych. Urządzenia te w każdym wypadku należy instalować w zamkniętych pomieszczeniach.

3.3.2 Zagęszczanie za pomocą zagęszczaczy bębnowych

Zasady funkcjonowania, rezultaty i wymogi przestrzenne

W skład obrotowego zagęszczacza bębnowego wchodzi flokulator osadu z układem zasilania flokulantem oraz sita obrotowe o kształcie cylindrycznym. Po zakończeniu procesu flokulacji osad podawany jest na obrotowe sita bębnowe, które oddzielają od siebie osad i wodę. Zagęszczony osad obraca się na końcu bębnow, zaś oddzielona od niego woda przelewa się przez sita.

Urządzenie posiada parametry techniczne zbliżone do zagęszczaczy śrubowych, a jego wydajność waha się w granicach od 10 m³/h do ponad 70 m³/h w zależności od parametrów zasilania oraz wymaganej zawartości suchej masy na wyjściu. Całkowita objętość osadu może zostać zredukowana o 90% w porównaniu z jego pierwotną objętością. Za pomocą zagęszczacza bębnowego można zwiększyć zawartość suchej masy w osadzie do 5 – 7%.

Zagęszczacz bębnowy zbudowany jest ze stali nierdzewnej i ma całkowicie zamkniętą konstrukcję, która zmniejsza do minimum emisję odorów oraz uciążliwość dla środowiska. Posiada on jednak drzwi inspekcyjne oraz zdejmowane pły-

Parametry zużycia mediów i koszty

Moc zainstalowana wynosi w przybliżeniu 4 – 10 kW, zużycie energii w tym procesie jest nieznaczne w porównaniu z całkowitą ilością energii pobieranej przez oczyszczalnię (ok. 3 – 7 kWh/tsm). Zależy ono od rzeczywistego czasu eksploatacji urządzeń. Zużycie flokulantu chemicznego wynosi około 2 – 6 kg na tonę suchej masy. Proces ten nie wymaga jakiegokolwiek dodatkowej ingerencji człowieka ani kwalifikacji personelu wykraczających poza normalny tryb eksploatacji oczyszczalni ścieków.

ty boczne, które zapewniają personelowi konserwacyjnemu łatwy dostęp do wnętrza urządzenia. Głównymi zaletami obrotowych zagęszczaczy bębnowych są niskie koszty konserwacji, niski pobór energii i wody oraz niewielkie wymogi przestrzenne (w zakresie powierzchni i objętości). Ilość miejsca wymagana do ustawienia urządzeń jest wprost proporcjonalna do ich wydajności; typowe wymiary to: szerokość 2 – 3 m, długość 7 – 15 m i wysokość 3 m z uwzględnieniem ilości miejsca niezbędnej do wykonywania prac konserwacyjnych. Urządzenia te w każdym wypadku należy instalować w zamkniętych pomieszczeniach.

Koszty i parametry zużycia mediów

Zużycie energii elektrycznej jest porównywalne do analogicznego parametru zagęszczacza śrubowego (3 – 7 kWh/tsm). Moc zainstalowana wynosi 4 – 10 kW. Zużycie flokulantu chemicznego wynosi do 2 – 6 kg na tonę suchej masy. Stosowanie tego procesu nie wymaga dodatkowej ingerencji człowieka ani specjalnych kwalifikacji personelu wykraczających poza normalny tryb eksploatacji oczyszczalni ścieków.



Ilustracja 3-5: Obrotowe zagęszczacze bębnowe w Jurmalu (Łotwa) i Szczecinie-Zdrojach (Polska)
Zdjęcia: PIU Jurmalas Udens i ZWiK Szczecin.

3.3.3 Zagęszczanie za pomocą zagęszczaczy taśmowych

Zasady funkcjonowania, rezultaty i wymogi przestrzenne

Zagęszczacz taśmowy (typu grawitacyjnego) został opracowany w oparciu o taśmową prasę filtracyjną służącą do odwadniania, której opis znajduje się w rozdziale 5.3. Głównym elementem zagęszczacza taśmowego jest grawitacyjny przenośnik taśmowy, którego taśma porusza się ponad rolkami napędzanymi silnikiem. Po wyjściu z flokulatora osad jest podawany w sposób ciągły i równomierny na całą szerokość taśmy. Woda przenika przez taśmę, dzięki czemu na końcu taśmy osad osiąga docelową zawartość suchej masy. W celu przyspieszenia odprowadzania wody taśma wyposażona jest w równomiernie rozmieszczone łopatki o kształcie „lemieszy pluga”. Taśma jest czyszczona automatycznie za pomocą filtrowanej wody.

Normalna wydajność urządzenia wynosi od 24 m³/h do 180 m³/h. Całkowita objętość osadu może zostać zredukowana o 90% w porównaniu z jego pierwotną objętością. Uzyskiwana średnia zawartość suchej masy to około 5 – 7%. Wymogi przestrzenne są wprost proporcjonalne do wydajności, która jest porównywalna z analogicznym parametrem zagęszczacza śrubowego.



Zagęszczacz taśmowy zbudowany jest ze stali nierdzewnej, przy czym zaleca się jego całkowite obudowanie w celu minimalizacji emisji odorów oraz uciążliwości dla środowiska. Jego pokrywę można zdejmować, co ułatwia dostęp do jego wnętrza i konserwację. Głównymi zaletami zagęszczaczy taśmowych są niskie koszty konserwacji i energii oraz niewielkie wymogi przestrzenne (w zakresie powierzchni i objętości).

Koszty, parametry zużycia mediów oraz siła robocza

Zużycie energii jest niskie. Moc zainstalowana jest zróżnicowana w zależności od marki urządzenia i waha się w granicach 3 – 10 kW (ok. 3 – 7 kWh/tsm). Zużycie flokulantu chemicznego wynosi zwykle od 2 – 6 kg na tonę suchej masy. Eksploatacja zagęszczacza taśmowego nie wymaga obecności dodatkowego personelu ani specjalnych kwalifikacji.



Ilustracja 3-6: Zagęszczacze taśmowe z Szczecina-Pomorzan y i Lubeki. Zdjęcia: ZWiK Szczecin i Entsorgungsbetriebe Lübeck.

3.3.4 Zagęszczanie za pomocą zagęszczaczy wirówkowych

Wirówki stosowane są do zagęszczania i odwadniania. Szczegółowy opis wirówek dekantacyjnych (służących do odwadniania) znajduje się w rozdziale 5.2. Wirówki dekantacyjne i zagęszczacze wirówkowe różnią się do siebie w istotny sposób pod względem konstrukcji. Zagęszczacze wirówkowe zostały skonstruowane z myślą o efektywnym odwadnianiu przy niskim nakładzie energii i zużyciu chemikaliów, zaś wirówki dekantacyjne – z drugiej strony – o redukowaniu zawartości wody w możliwie największym stopniu.

Wirówki zbudowane są ze stali nierdzewnej i posiadają całkowicie zamkniętą konstrukcję, która zmniejsza do minimum emisję odorów oraz uciążliwość dla środowiska. Wirówka obraca się bardzo szybko, separując od siebie cieczę i substancje stałe. Wydajność urządzenia wynosi od 5 m³/h do 200 m³/h. Osad zagęszczany w zagęszczaczach wirów-

kowych może osiągnąć zawartość suchej masy wynoszącą w przybliżeniu 5 – 7%. Wymogi przestrzenne są zależne od wydajności i są porównywalne z wymogami dla zagęszczaczy bębnowych.

Koszty, parametry zużycia mediów oraz siła robocza

Wymagana wielkość dawki chemikaliów jest w przypadku zagęszczaczy wirówkowych niska (1,0 – 1,5 g/kg sm) jednak zużycie energii jest znacznie większe w porównaniu z pozostałymi technologiami zagęszczania mechanicznego. W odróżnieniu od pozostałych urządzeń do zagęszczania mechanicznego wirówki mogą również pracować bez flokulantów. Jednak w tym przypadku efekt separacji jest znacznie gorszy niż przy użyciu flokulanta.

3.4 PRZYKŁAD: Rozwiązania w zakresie obróbki osadów ściekowych opracowane w ramach projektu PURE – RYGA, SIA Rigas Udens, oczyszczalnia ścieków Daugavgrīva

Oczyszczalnia ścieków w Rydze jest największym zakładem tego typu na Łotwie. Jej całkowita wydajność odpowiadająca ok. 1 000 000 RLM, zaś bieżąca wielkość produkcji osadów ściekowych przeznaczonych do utylizacji wynosi w skali rocznej 6857 ton suchej masy. Oczyszczalnia wyposażona jest w nowoczesny proces usuwania azotu (zmodernizowany latem 2012 r.) oraz instalację do strącania fosforu sfinansowaną częściowo ze środków projektu PURE.

Osad wstępny uzyskiwany jest w procesie sedymentacji wstępnej o czasie retencji równym 2,5 godziny. Możliwa do uzyskania zawartość suchej masy wynosi od 4 do 5%. Osad nadmierny jest zagęszczany mechanicznie w wirówce przy niskim zużyciu polimeru (2 – 4 g/kg sm). Zawartość suchej masy w osadzie nadmiernym można zwiększyć do 5 – 7%, dzięki czemu całkowita zawartość suchej masy za komorą fermentacji osadu wynosi 3%. Fermentacja mezofilowa odbywa się w temperaturze 37°C i trwa od 14 do 20 dni.

Biogaz składowany jest w zbiorniku o pojemności 2500 m³. Produkowany gaz, który można składować przez maks. 5 godzin, nadaje się do zastosowania w obiekcie CHP (obiekcie skojarzonej gospodarki ciepłoelektrycznej). CHP posiada moc elektryczną ok. 2 MW, a jej maksymalna sprawność elektryczna wynosi 38,9%. Wewnętrzny układ zasilania posiada sprawność elektryczną 45% i ciepłą 55%. Obiekt CHP eksploatowany jest przez zewnętrzną firmę.

Przefermentowany osad jest kondycjonowany przy użyciu polimerów (w ilości 8 g/kg sm) i odwadniany w wirówkach. Jednak możliwa do uzyskania zawartość suchej masy



Ilustracja 3-7: Oczyszczalnia ścieków Daugavgrīva w Rydze. Zdjęcie: SIA Rigas Udens.

wynosi jedynie 22%. Osad utylizowany jest w całości z myślą o stosowaniu w rolnictwie; jest to najbardziej rozpowszechniony na Łotwie sposób utylizacji osadów ściekowych. Jak dotychczas nie odnotowano żadnych problemów dotyczących granicznych wartości stężenia zanieczyszczeń.

Ilustracja 3-8: Transport osadów ściekowych w oczyszczalni ścieków Daugavgrīva Zdjęcie: SIA Rigas Udens.



3.5 NAJCZĘŚCIEJ STOSOWANE TECHNOLOGIE ZAGĘSZCZANIA – PODSUMOWANIE

Koszty operacyjne związane z technologią zagęszczania grawitacyjnego są niewielkie. Z technologią zagęszczania mechanicznego związane są wyższe koszty operacyjne, jednak uzyskiwana zawartość suchej masy jest również większa. Prócz nakładów inwestycyjnych na zagęszczacz mechaniczny należy ponieść koszty zbiorników buforowych, a zatem opłacalną inwestycją jest sam zagęszczacz grawitacyjny.

Stosowanie technologii zagęszczania mechanicznego jest bardziej odpowiednie zwłaszcza w przypadku dużych oczyszczalni ścieków wyposażonych w instalacje do fermentacji, ponieważ możliwe jest wówczas uzyskanie osadu o wyższej zawartości suchej masy, który następnie podawany jest do komory fermentacji osadu. Dzięki temu zużycie energii na podgrzewanie osadu w komorze fermentacji jest mniejsze. W przypadku komory fermentacji osadu o krótkim czasie retencji proces fermentacji można zintensyfikować przez zagęszczanie.

Warto zapamiętać:

Ponieważ osady ściekowe posiadają inne własności w zimie, a inne w lecie, zużycie polimerów jest odpowiednio większe lub mniejsze. W okresie przejściowym pomiędzy ciepłą a zimną porą roku i vice versa, zwłaszcza w zimie, procesy zagęszczania, fermentacji i odwadniania należy monitorować. Źródłem problemów może być w szczególności zjawisko puchnięcia osadu.

Zestawienie porównawcze różnych technologii zagęszczania mechanicznego przedstawiono w Tabeli 3-2. Podane wartości są standardowe i dotyczą przeważnie osadu nadmiernego. Wartości te zależą od rodzaju osadu. Zestawienie porównawcze zakładów należących do firm uczestniczących w projekcie PURE przedstawiono w Tabeli 3-3.



Ilustracja 3-9. Zdjęcie: Shutterstock.com/Nostal6ie.

Klarowna woda uzyskana w procesie zagęszczania jest kierowana z powrotem do oczyszczalni ścieków bądź uzdatniana wraz z odciekami powstałymi w procesie od-

wadniania. Zawartość składników odżywczych w klarownej wodzie uzyskanej w procesie zagęszczania jest zwykle niska.

Tabela 3-2: Zestawienie porównawcze zagęszczaczy, sm = sucha masa

Montaż	Zagęszczacz śrubowy	Zagęszczacz bębnowy	Zagęszczacz taśmowy	Wirówka
Zawartość sm	4 – 7%	5 – 7%	5 – 7%	5 – 7%
Zużycie polimerów	2 – 6 g/kg sm	2 – 6 g/kg sm	2 – 6 g/kg sm	1 – 1,5 g/kg sm
Zużycie energii	Niskie	Niskie	Niskie	Wysokie
Zapotrzebowanie na konserwację	Niskie	Niskie	Niskie	Niskie
Wydajność i uwagi	20 – 100 m ³ /h	10 – 70 m ³ /h	24 – 180 m ³ /h	5 – 200 m ³ /h, możliwa eksploatacja bez polimerów
Przykłady zastosowania w regionie Morza Bałtyckiego	Joensuu-Kuhasalo (Finlandia) Lubeka – Priwall (Niemcy) Gdańsk (Polska)	Aarhus-Egå (Dania) Szczecin Zdroje (Polska) Jurmala (Łotwa)	Szczecin Pomorzany, Wrocław (Polska) EC Lubeka (Niemcy) Kohtla-Järve (Estonia)	Ryga (Łotwa) Henriksdalen, Sztokholm (Szwecja)

Tabela 3-3: Zestawienie porównawcze uczestników projektu PURE, sm = sucha masa

Uczestnik PURE	Metoda zagęszczania osadu nadmiernego	Uzyskana zawartość sm	Zużycie flokulantu
Kohtla-Järve	Zagęszczacze taśmowe	6%	4,0 g/kg sm
Ryga	Wirówka	5 – 7%	2 – 4 g/kg sm
Jurmala	Zagęszczacz bębnowy	4 – 7%	3,5 g/kg sm
Gdańsk	Zagęszczacz śrubowy	6%	3,4 g/kg sm
Szczecin Pomorzany	Zagęszczacz taśmowy	6%	3 – 5 g/kg sm
Szczecin Zdroje	Zagęszczacz bębnowy	6,5 %	6,5 g/kg sm
EC Lubeka	Zagęszczacz taśmowy	5 – 6%	1,5 g/kg sm



4. STABILIZACJA

Małże i skorupiaki z Zatoki Fińskiej. Zdjęcie: Essi Keskinen, Metsähallitus.

4.1 ZASADY FERMENTACJI BEZTLENOWEJ

Celem procesu stabilizacji jest minimalizacja występowania reakcji biologicznych i chemicznych. Najstarszą i dotychczas najczęściej stosowaną metodą stabilizacji osadu jest fermentacja beztlenowa. Pierwsze komory służące do fermentacji beztlenowej oddano do eksploatacji w Stanach Zjednoczonych ponad sto lat temu. Stężone osady organiczne i nieorganiczne ulegają beztlenowemu rozkładowi mikrobiologicznemu na metan i substancje nieorganiczne. Głównymi korzyściami uzyskiwanymi w wyniku stosowania procesu fermentacji są stabilizacja osadów ściekowych, zmniejszanie ich objętości (zmniejszenie zawartości masy substancji organicznej osadu) oraz produkcja biogazu.

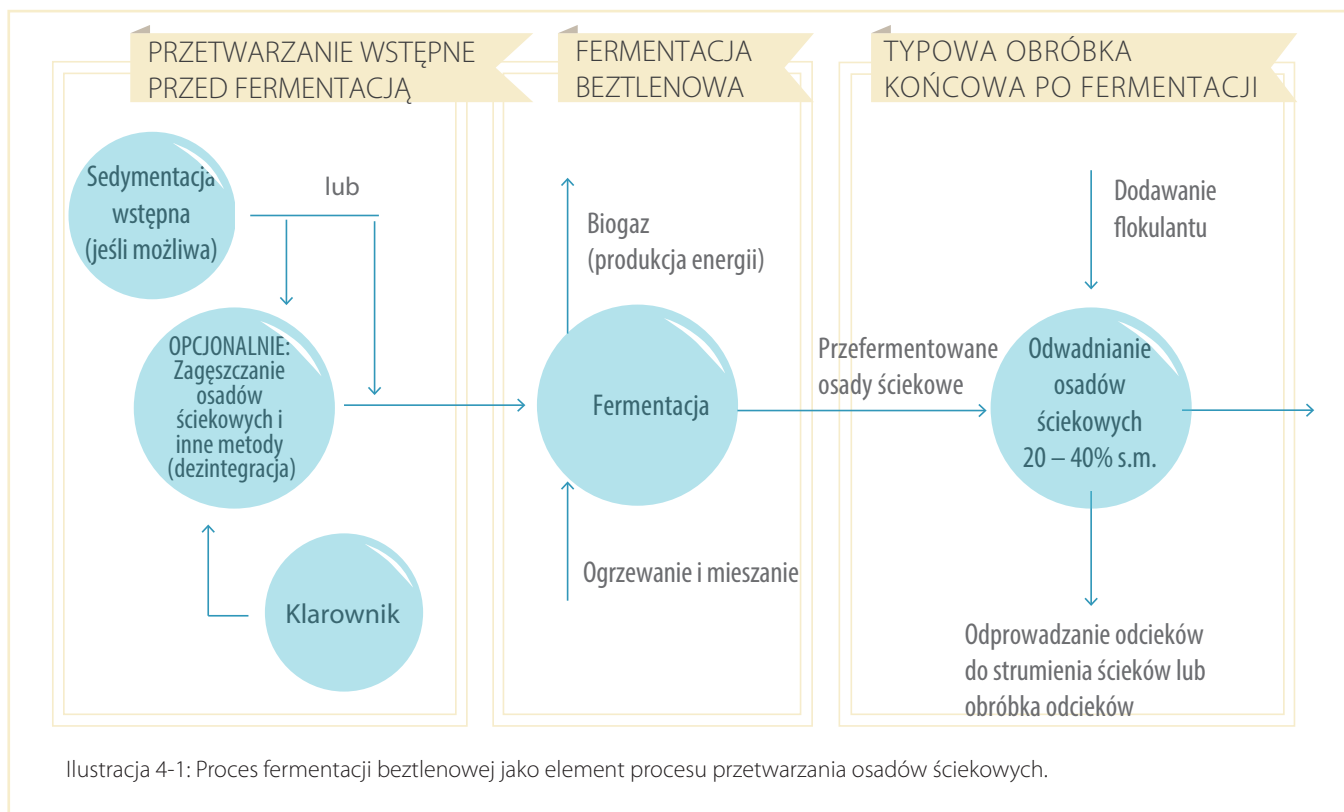
Proces fermentacji beztlenowej może zachodzić w temperaturze ok. 35 – 40°C (fermentacja mezofilowa) lub 53 – 57°C (fermentacja termofilowa). Głównymi zaletami fermentacji termofilowej są wyższa wydajność przetwarzania osadu oraz jego lepsze odwodnienie, a tym samym wyższa jakość higieniczna. Wady to wyższe koszty energii i niższa jakość wód nadosadowych powodowana zawartością rozpuszczonych substancji stałych. Podczas fermentacji termofilowej wydzielają się więcej nieprzyjemnych zapachów, zaś stabilność procesu jest mniejsza w porównaniu z fermentacją mezofilową. Z tej przyczyny proces ten jest stosowany zaledwie w niewielu oczyszczalniach ścieków na świecie. W regionie Morza Bałtyckiego ma to miejsce m.in. w Brunshwiku (Niemcy) i Malmö (Szwecja). Po kilku latach eksperymentów w zakresie fermentacji komunalnych osadów ściekowych w Malmö wybrano rozwiązanie oparte na procesie mezofilowym (LaCour i in., 2004 r.).

Proces fermentacji termofilowej osadów pochodzących ze ścieków komunalnych został szczegółowo przetestowany w odpowiedniej temperaturze w skali laboratoryjnej, pilotażowej oraz pełnej w ciągu ponad 30 lat – niestety bez

powodzenia. Z dużego zużycia energii wynikają częstokroć problemy, co oznacza, że proces fermentacji termofilowej powinien być stosowany w regionach o wyższej temperaturze. W związku z tym poniższe rozważania skupiają się wyłącznie na temperaturze procesu mezofilowego.

Istnieją w zasadzie dwie metody fermentacji mezofilowej: fermentacja mokra i sucha. Fermentacja mokra to metoda konwencjonalna, natomiast stosowanie fermentacji suchej ogranicza się do utylizacji odpadów komunalnych i ogrodowych ulegających biodegradacji. Ponieważ fermentacja sucha nie dotyczy osadów pochodzących jedynie ze ścieków komunalnych, nie jest ona omawiana w niniejszym dokumencie zbyt szczegółowo.

Materiał organiczny poddawany fermentacji mokrej stanowi zazwyczaj mieszaninę osadów wstępnego i nadmiernego, która podawana jest do hermetycznie zamkniętego reaktora w sposób porcjowy lub ciągły. Najczęściej stosowana komora fermentacji beztlenowej osadu jest wyposażona w urządzenia podgrzewające osad i mieszające. Zasadę działania procesu przedstawia Ilustracja 4-1.



4.2 PROCES FERMENTACJI MEZOFILOWEJ

Proces fermentacji mezofilowej jest szeroko stosowany; jego temperatura waha się normalnie w zakresie ok. 35 – 40°C. Głównymi jego zaletami jest duża stabilność, wysoka jakość wód nadosadonych oraz niezawodność.

Fermentacja odbywa się w jednym lub kilku reaktorach zasilanych równolegle lub szeregowo, których czas retencji wynosi standardowo od 20 do 25 dób. Minimalny czas retencji wynosi w przybliżeniu od 14 do 15 dób – krótszy czas retencji pociąga za sobą zwykle zmniejszenie ilości produkowanego biogazu, aczkolwiek w niektórych oczyszczalniach pracujących z czasem retencji krótszym od 14 dób zjawisko to nie ma miejsca. W tych przypadkach osad jest łatwo biodegradowalny; przykładowo udział osadu wstępnego jest duży bądź reakcja hydrolizy zachodzi już na etapie sedymentacji wstępnej z uwagi na zbyt dużą objętość osadników wstępnych. Istnieje również możliwość

skrócenia minimalnego czasu retencji poprzez stosowanie określonych metod obróbki wstępnej.

Na wszystkich pozostałych etapach obróbki osadów – również na etapie fermentacji – charakterystyka obrabianego osadu ma kluczowe znaczenie. Osad wstępny jest łatwiej poddać fermentacji i odwadnianiu w porównaniu z osadem nadmiernym, który zawiera bakterie wchodzące w skład osadu czynnego. Fermentacja osadu nadmiernego wymaga dłuższego czasu retencji.

4.2.1 Komora fermentacyjna

Komora fermentacyjna jest standardowo wyposażona w urządzenia mieszające oraz grzejne, które gwarantują dobrą jakość mieszania oraz stały poziom temperatury. Przermentowany osad można usuwać z reaktora za pomocą pompy lub metodą grawitacyjną poprzez przelewy teleskopowe. Tworząca się na powierzchni piana uchodzi grawitacyjnie przez przelewy teleskopowe. Komory zwykle mają postać zbiorników z betonu lub stali w zależności od pojemności oraz kosztów surowca, wystają ponad powierzchnię gruntu oraz posiadają izolację zapewniającą równomierny rozkład temperatur wewnętrznych.

Kształt komory stanowi ważne kryterium podczas jego projektowania; zagadnienie to omawiane jest szczegółowo w wielu inżynierskich podręcznikach dot. gospodarki ściekowej. Np. wysokość prawidłowo zaprojektowanej komory powinna być zwykle nieco większa od jej średnicy celem zapewnienia odpowiednich warunków mieszania i eksploatacji. W regionie Morza Bałtyckiego stosowane są różne kształty komór. Kształt „jajowy” stosowany jest powszechnie, szczególnie w Niemczech, przy czym w innych krajach często stosowane są reaktory o kształcie cylindrycznym.

Z długim czasem retencji w procesie fermentacji osadu wiąże się stosowanie komór o dużych wymiarach, które zajmują bardzo wiele miejsca. Oprócz zbiornika (zbiorników), których zadaniem jest kompensowanie wahań ilości produkowanego biogazu, komora powinna również posiadać zbiornik gazu wymagający dodatkowej ilości miejsca (zob. rozdział 4.5). Średnica komór i zbiorników gazu wynosi standardowo 6 – 15 m, zaś wymiary miejsca przeznaczonego na urządzenia realizujące proces fermentacji to w przybliżeniu 25 – 35 m na 30 – 40 m. Wszystkie reaktory mogą być sytuowane na

otwartym powietrzu, lecz muszą posiadać izolację. Pompy i inne urządzenia pomocnicze powinny znajdować się w pomieszczeniach zamkniętych usytuowanych standardowo pod reaktorami, bądź w osobnych pompowniach.



Ilustracja 4-2: Różne kształty komór fermentacji osadu w Lubece (Niemcy) i w Rydze (Łotwa) Zdjęcia: Entsorgungsbetriebe Lübeck i SIA Riga Udens.

4.2.2 Obróbka wstępna i podawanie do fermentacji

Niezbędna obróbka wstępna osadu zależy od jego rodzaju i jakości. Zagęszczanie – ogólnie stosowana metoda obróbki wstępnej – opisane jest w rozdziale 3. W szczególności osad nadmierny jest zagęszczany mechanicznie celem uzyskania wyższej zawartości suchej masy.

Mieszanina osadów wstępnego i nadmiernego powinna uzyskać przed fermentacją zawartość suchej masy w zakresie 4 – 7%, jednak mniejsze jej stężenie jest niekiedy bezpieczniejsze z eksploatacyjnego punktu widzenia. Zwiększenie zawartości suchej masy pociąga za sobą zmniejszenie zużycia energii grzewczej oraz skrócenie czasu fermentacji. Pojemność reaktora komory fermentacji osadu może być znacznie zredukowana, zaś wolne miejsce może być wykorzystane na proces kofermentacji. Czynniki ograniczającymi stopień zagęszczenia osadu są możliwość jego przepompowywania, konstrukcja komory fermentacji osadu oraz konieczność uzyskania mieszaniny o dobrej jakości (zob. rozdział 4.2.4).

Ponadto obróbka wstępna może odbywać się metodami chemiczną, termiczną bądź mechaniczną. Na ogół różne procesy mają wspólny cel: zintensyfikowanie produkcji gazu oraz zmniejszenie przestrzeni wymaganej do fermentacji. Niektóre z tych procesów dały również obiecujące wyniki w zakresie redukcji ilości bakterii nitkowatych w komorze fermentacji osadu. Mimo że wiele z tych metod znajduje się wciąż na etapie testowania, najbardziej obiecujące znajdują zastosowania komercyjne. Najpowszechniej z nich stosowane są hydroliza termiczna (np. norweska technologia Cambi) (Walley, 2007 r.), obróbka ultradźwiękowa (Xie i in., 2005 r.) oraz dezintegracja mechaniczna (Machnicka i in., 2009 r.), jednym z przykładów jest instalacja do fragmentacji pod wysokim ciśnieniem zbudowana w firmie Enviro Oy (Forssa, Finlandia). Możliwe jest również stosowanie innych metod dezintegracji.

W rozważaniach na temat obróbki wstępnej należy zawsze brać pod uwagę jej wpływ na jakość odcieków. Ponieważ obróbka wstępna narusza strukturę osadu na poziomie komórkowym, ilość zawieszin stałych – w związku z chemicznym (CHZT) i biologicznym zapotrzebowaniem na tlen (BZT) i azot – w odciekach może stać się nawet kilkakrotnie większa niż w przypadku pominięcia stosowania obróbki wstępnej.

Podawanie ciągle lub przerywane w regularnych odstępach czasu jest korzystne z punktu widzenia eksploatacji komory fermentacji osadu, ponieważ pomaga w zachowaniu stabilnych warunków w jej wnętrzu. Podawanie z jednakowym natężeniem oraz rozmieszczenie większej ilości punktów podawania w komorze fermentacji osadu może złagodzić bądź zredukować wpływ podawania nadmiernej ilości materiału na mikroorganizmy. Nadmiernego obciążenia hydraulicznego można uniknąć, instalując zbiornik zasilający z mieszałem bezpośrednio przed przewodem podającym materiał do komory fermentacji osadu. Nadmierne obciążenie hydrauliczne skraca czas retencji, obniża zasadowość niezbędną dla buforowania, oraz wymaga dostarczenia dodatkowej energii cieplnej. Stabilność przepływu do komory fermentacji osadu jest utrzymywana, kontrolowana i zapewniana przez zwracanie części cieczy obecnej w reaktorze do zbiornika zasilającego (Burton i in., 2003 r., Hammer & Hammer, 2001 r. oraz Vesilind, 2003 r.).

Istnieje również możliwość zwiększania wydajności pracy komór fermentacji osadu przez zagęszczanie części podawanego osadu celem wydłużenia czasu retencji substancji stałych. Wprowadzanie części przefermentowanego osadu oraz zagęszczanie go wspólnie z podawanym osadem wstępnym i nadmiernym bądź z oddzielnie zagęszczanym osadem nadmiernym to najczęściej stosowane w tej mierze metody alternatywne (Burton i in., 2003 r.).



Ilustracja 4-3: Instalacja do dezintegracji ultradźwiękowej w Gdańsku (Polska). Zdjęcie: GIWK.

4.2.3 Ogrzewanie

Ważnym czynnikiem zapewniającym optymalne warunki dla bakterii jest utrzymywanie stałej temperatury we wnętrzu komory fermentacji osadu, ponieważ występowanie wahań temperatury lub zły stan izolacji skutkuje zmniejszeniem produkcji biogazu.

Ogrzewanie osadu i komory może być realizowane z wykorzystaniem konwencjonalnych wymienników ciepła i recyrkulacji osadu bądź w drodze podawania wsadów. Biogaz wyprodukowany w procesie fermentacji jest pierwotnie stosowany do generowania energii elektrycznej w obiektach CHP (obiektach skojarzonej gospodarki ciepłoelek-



Ilustracja 4-4. Zdjęcie: Shutterstock.com/chris2766.

4.2.4 Mieszanie

Zapewnienie efektywnego mieszania ma duże znaczenie dla prawidłowego przebiegu procesu. Mieszanie zawartości komory fermentacji osadu polepsza jej pracę poprzez redukcję zjawiska stratyfikacji termicznej, rozdrabnianie podawanego osadu celem lepszego mieszania go z aktywną biomasą oraz zapobieganie tworzeniu się większej ilości piany. Mieszanie rozpuszcza również inhibitory bądź zmniejsza szkodliwy wpływ czynnika pH i temperatury na wlocie, a tym samym zwiększa pojemność użyteczną reaktora.

Na pomyślny przebieg fermentacji beztlenowej istotny wpływ ma dobór urządzeń mieszających, np. urządzenia te należy optymalnie dobierać pod kątem kształtu komory fermentacji osadu oraz zawartości suchej masy w osadzie. W zastosowaniu znajdują się różnorodne systemy mieszania zawartości komory fermentacji osadu, przy czym w najczęściej stosowanych wykorzystuje się: (i) wtrysk gazu za pomocą rur ssących (szereg rur o dużej średnicy, do których wpuszczany jest gaz z komory fermentacji osadu celem zwiększenia jego objętości i wymieszania), (ii) mieszanie mechaniczne za pomocą obracających się mieszadeł, (iii) pompowanie i recyrkulowanie zawartości komory fermentacji osadu za pomocą zamontowanych z zewnątrz pomp, które zwykle zwracają ciecz z górnej centralnej części zbiornika i ponownie ją wtłaczają poprzez dysze zamontowane stycznie w dolnej części komory fermentacji osadu (Vesilind, 2003 r.). Stosowanie mechanizmu pompowania

Warto zapamiętać:

Redukowanie oddziaływania czynników wewnątrz komory fermentacji osadu oraz podgrzewanie osadu skutkuje powstawaniem reakcji chemicznych. Szczególne problemy może powodować tworzenie się MAP (fosforanu amonowo-magnezowego – struwitu) i wiwianitu (uwodnionego fosforanu żelaza) w rurach i wymiennikach ciepła.

trycznej). Wytwarzana jednocześnie energia grzewcza jest wykorzystywana do ogrzewania podawanego osadu oraz komory fermentacji osadu. Jeśli podawany osad ma stosunkowo niską temperaturę ($5 - 10^{\circ}\text{C}$) przez długi okres roku, jest on zwykle wstępnie podgrzewany w zbiorniku zasilającym wyposażonym w mechanizm mieszający, który z kolei jest ogrzewany za pomocą wymienników ciepła typu rurowego lub lamelowego oraz przez wtórny obieg osadu do niezbędnej w procesie fermentacji mezofilowej temperatury w zakresie $35 - 40^{\circ}\text{C}$.

W przypadku procesu wsadowego każdy z wsadów jest podgrzewany w osobnym zbiorniku za pomocą pary lub gorącej wody, a następnie podawany stopniowo do komór fermentacji osadu. Nie zachodzi konieczność wprowadzania w obieg wtórny osadu podawanego w postaci wsadów. W obu przypadkach dodatkowa ilość energii cieplnej jest wytwarzana przez spalanie biogazu w miarę potrzeb w kotle grzejnym.

obiegowego jest zalecane wyłącznie jako środek wspomagający główny mechanizm mieszający oraz w charakterze awaryjnego mechanizmu mieszającego.

Zasady mieszania definiowane są na etapie projektowania i konstruowania; ponadto szczegółowe wskazówki na temat sposobu obsługi każdego mechanizmu mieszającego zawarte są w instrukcjach obsługi opracowanych przez dostawcę technologii. Każde urządzenie mieszające posiada zalety i wady; jego prawidłowy dobór powinien zależeć od kształtu komory fermentacji osadu oraz charakterystyki omawianej budowli.

4.3 POZOSTAŁE INFORMACJE NA TEMAT FERMENTACJI

Eksploracja, konserwacja, aspekty ochrony środowiska i bezpieczeństwa

Eksploracja komory fermentacji osadu ma charakter ciągły; jedynie jej zasilanie i opróżnianie mogą odbywać się na zmianach roboczych w ciągu doby. Osad może być podawany w sposób ciągły przez zbiornik buforowy osadu wstępnego i nadmiernego bądź bezpośrednio podawany. Mechaniczne zagęszczanie realizowane wyłącznie na zmianach roboczych w ciągu doby zapobiega przerwom w podawaniu osadu.

Nadzorowanie przebiegu procesu obróbki beztlenowej wymaga znajomości biotechnologii w większym stopniu niż w przypadku eksploatacji innych urządzeń do uzdatniania odpadów, m.in. instalacji do ich zagęszczania lub odwadniania. Należy zwrócić uwagę na fakt, iż technologia ta jest potencjalnym źródłem emisji do otoczenia, a ponieważ biogaz jest też substancją wybuchową, niezbędne jest stosowanie odpowiednich środków bezpieczeństwa. Urządzenia elektryczne należy chronić za pomocą zabezpieczeń przeciwwybuchowych. Ponadto personel obsługi oraz wykonujący prace konserwacyjne powinien być odpowiednio wyszkolony pod kątem normalnej eksploatacji oraz sytuacji wyjątkowych związanych zwykle z uruchomieniem, wyłączeniem i pracami konserwacyjnymi. Absolutnie niezbędne jest sporządzenie systemowego planu bezpieczeństwa w zakresie m.in. zezwoleń na prace gorące (np. spawanie) oraz dokonywanie regularnych przeglądów stanu bezpieczeństwa przez kompetentnych ekspertów zatrudnionych w zakładzie.

Ochrona środowiska wiąże się z redukcją emisji biogazu do atmosfery. W fazach rozruchu i wyłączania, podczas interwencji personelu konserwacyjnego oraz w sytuacjach awaryjnych niezbędna jest obecność kanału obejściowego wyposażonego w skrubler lub pochodnię, w którym biogaz jest oczyszczany lub spalany przed wypuszczeniem do atmosfery.

Koszty, parametry zużycia mediów oraz siła robocza

Fermentację beztlenową stosuje się najczęściej w średnich i dużych oczyszczalniach ścieków. Koszty inwestycyjne wahają się od 5 do 15 milionów euro, włączając utylizację biogazu w obiektach CHP (obiektyach skojarzonej gospo-



Ilustracja 4-5. Zdjęcie: Shutterstock.com/Hansenn.

darki ciepłno-elektryczne). W dużych zakładach koszty te mogą być znacznie wyższe, np. dla oczyszczalni ścieków o wartości RLM 1 000 000 ich poziom może wzrosnąć do 50 – 80 milionów euro. Okres trwałości technicznej dla sprzętu mechanicznego i elektrycznego wynosi zazwyczaj 15 – 20 lat, a dla zabudowy betonowej: 30 – 40 lat. Moc zainstalowana wynosi około 100 – 150 kW, a zużycie energii elektrycznej 100 – 400 kWh/t suchej masy. Wartość ta jest skompensowana przez moc elektryczną uzyskaną z biogazu. Z fermentacji pochodzi więc energia netto. Przy wyznaczaniu korzyści ekonomicznych procesu netto należy zatem wziąć pod uwagę zużycie energii przez mieszkadła i pompy wykorzystywane w procesie fermentacji. Proces ten wymaga udziału 2 – 3 dodatkowych osób posiadających umiejętności i specjalne kompetencje w zakresie procesów beztlenowych. Konieczne jest również przeprowadzenie czynności konserwacyjnych w strefach zagrożenia wybuchem, które wykraczają poza normalny zakres pracy oczyszczalni ścieków.

Stosowanie w regionie Morza Bałtyckiego

Technologia jest powszechnie wykorzystywana w średnich i dużych oczyszczalniach ścieków w regionie Morza Bałtyckiego. Wybudowanie komory fermentacyjnej planowane jest również w małych zakładach. Dzięki przesunięciu progu rentowności związanego z budową komory rozwiązanie takie może przynieść również korzyści mniejszym zakładom. Niekiedy kilka mniejszych gmin może zawrzeć umowę o wybudowaniu wspólnego zakładu fermentacji.

W Estonii zakłady takie powstały w Tallinie i Kuresaare, kolejny budowany jest w Tartu. Na Łotwie zakłady fermentacji mieszczą się w Rydze i Limbazi, w Szwecji i Finlandii wybudowano je w większych miastach, jak Sztokholm, Göteborg, Helsinki, Tampere, Espoo, Kuopio, Jyväskylä i Hämeenlinna. W Polsce obiekty fermentacji zlokalizowane są m.in. w Gdańsku, Lublinie i Szczecinie. Tabela 5-2 zawiera informacje na temat wykorzystywania procesu fermentacji (i odwadniania) przez uczestników projektu PURE.

4.4 PODSUMOWANIE DOTYCZĄCE FERMENTACJI BEZTLENOWEJ

Fermentacja mezofilowa jest odpowiednia dla średnich i dużych, a niekiedy dla mniejszych oczyszczalni ścieków. Możliwe jest znaczne zredukowanie poziomu osadów ściekowych i uzyskanie biogazu do produkcji energii. Komory fermentacyjne należy projektować tak, aby czas retencji mógł przekraczać 20 dni. W przypadku większych obiektów dopuszczalne jest skrócenie tego czasu. Składniki su-

chej masy muszą być dobrze wymieszane. Oprócz kosztów inwestycyjnych (uzależnionych od rozmiarów obiektu) i zużycia mocy należy również wziąć pod uwagę, że w procesie fermentacji powstaje dużo odcieków, które zwiększają poziom azotu i chemicznego zapotrzebowania na tlen w oczyszczalni ścieków.

4.5 PRODUKCJA I UZDATNIANIE BIOGAZU

Biogaz gromadzi się w górnej części komory fermentacyjnej. Zawiera średnio 58 – 64% metanu (CH_4), 30 – 40% dwutlenku węgla (CO_2) oraz niewielką ilość wody i siarkowodoru (H_2S). W specjalnych przypadkach, np. kiedy wiele ścieków produkowanych jest przez firmy z branży żywieniowej lub po zakończeniu kofermentacji zawartość metanu (CH_4) może osiągać nawet 70%. Wartość kaloryczna metanu (100%) wynosi 10 kWh/Nm^3 , a biogazu pomiędzy 5,8 a 6,4 kWh/Nm^3 .

Prawidłowo zaprojektowane systemy pobierania, przechowywania i utylizacji gazu pomagają uniknąć wydzielania się nieprzyjemnego odoru biogazu. Ilość wyprodukowanego gazu obliczana jest na podstawie tempa usuwania lotnych ciał stałych. Zależy ona od jakości wykorzystanego substratu i ilości lotnych ciał stałych (suchej masy organicznej – smo). Duże znaczenie mają również aktywność biologiczna i warunki mieszania. Typowy zakres ilości gazu pozyskiwanego z osadów ściekowych wynosi około 400 – 450 m^3 na tonę redukowanej suchej masy organicznej (smo). Potencjał produkcji biogazu jest większy w przypadku osadów wstępnych niż osadów nadmiernych, a dłuższy czas retencji dla sedimentacji wstępnej może mieć bezpośredni korzystny wpływ na produkcję biogazu w komorze fermentacyjnej.

Zwiększenie produkcji biogazu możliwe jest również poprzez dodanie do komory fermentacyjnej dodatkowych

Warto zapamiętać:

Obecność biogazu zawsze stwarza ryzyko wybuchu. Istnieje zatem konieczność ochrony wszystkich agregatów przed wybuchem i umieszczenia znaków ostrzegawczych w widocznych miejscach.

substratów takich jak tłuszcze, surowe (i silnie skoncentrowane) osady ściekowe oraz rozdrobnione bioodpady pod warunkiem dostępnej objętości, np. w przypadku czasu fermentacji przekraczającego 25 dni. Istotne jest, aby dodatkowe substraty zostały wstępnie przetworzone oraz aby wydajność oczyszczalni ścieków była wystarczająca. Zwiększenie ładunku dotyczy głównie ilości azotu pochodzącego z procesu odwadniania. Dodatkowe substraty mogą być wykorzystywane, jeżeli pozwalają na to obowiązujące przepisy prawne. Możliwy jest zakaz wykorzystywania w rolnictwie osadów poddanych obróbce przy udziale dodatkowych substratów lub konieczność uzyskania pozwolenia od odpowiednich organów.



Ilustracja 4-6: Pochodnia gazowa, zbiornik gazu i komory fermentacyjne w Lubece w Niemczech. Zdjęcie: Entsorgungsbetriebe Lübeck.

Punktem odniesienia dla komór fermentacyjnych jest stopień rozkładu substancji organicznych w osadach ściekowych. Rozkład substancji organicznych na poziomie 50% uważany jest za zadowalający.

Metan jest gazem cieplarnianym o znacznie większej sile oddziaływania niż dwutlenek węgla. Ze względów bezpieczeństwa wszystkie obiekty produkujące biogaz muszą być wyposażone w pochodnię, która umożliwi bezpieczne odprowadzenie nadmiernego biogazu w każdych warunkach. Pochodnia musi być dostosowana do maksymalnej ilości biogazu.

Warto zapamiętać:

System gromadzenia i dystrybucji biogazu powinien działać w warunkach nadciśnienia, co pozwala uniknąć ryzyka wybuchu w przypadku nieumyślnego zmieszania gazu z otaczającym powietrzem. Potencjalnie wybuchowe są mieszaniny powietrza i biogazu z komory fermentacyjnej, w których stężenie metanu wynosi nawet 5%. Układy do gromadzenia gazu, rury i zawory należy zaprojektować i eksploatować w sposób, który umożliwi wciągnięcie (zassanie) do komory fermentacyjnej gazu (nie powietrza) w przypadku zmiany poziomu osadów ściekowych w jej wnętrzu (Vesilind, 2003).

4.5.1 Usuwanie i oczyszczanie gazu

Biogaz w komorze fermentacyjnej zawiera również niewielkie ilości wody i siarkowodoru ($< 0,01\%$). Z tego powodu stanowi on przyczynę korozji w obiektach CHP, rurach i zbiorniku gazu. Zalecane jest usuwanie siarki; należy również zamontować jeden (lub kilka) separatorów kropel. W przypadku wysokich wymogów do usunięcia niemal całej wody w biogazie konieczne jest skorzystanie z suszarki.

Oczyszczony gaz zostaje przepompowany do zbiornika gazu. Minimalny poziom magazynowanego gazu odpowiada 1 – 2 godzinom retencji gazu. Większa ilość zapewnia bardziej elastyczne możliwości użytkowania w obiektach CHP. Zbiornik gazu składa się często z podwójnej membrany z tworzywa sztucznego.



Ilustracja 4-7: Zbiorniki gazu w Rydze (Łotwa) i w Szczecinie (Polska). Zdjęcia: SIA Rigas Udens i ZWIK Szczecin.

4.6 WYKORZYSTANIE ENERGII

Biogaz stanowi odnawialne źródło energii. W obiektach CHP (obiektyach skojarzonej gospodarki ciepłoelektrycznej) biogaz wykorzystywany jest do produkcji energii elektrycznej, zasnyczając za pomocą silników gazowych lub mikroturbin. Produkcja energii elektrycznej w nowoczesnych obiektach CHP odbywa się ze sprawnością przekraczającą 40%. Nadmiar ciepła z maszyny i wydzielanego gazu odlotowego może zostać wykorzystany do podgrzania osadów ściekowych przeznaczonych do fermentacji, ogrzania budynku zakładu i suszenia osadów. Jeżeli w pobliżu zlokalizowany jest dzielnicowy system ogrzewania, istnieje również możliwość sprzedania ciepła firmie zajmującej się jego dostawą.

W zależności od systemu w kraju operatora energia elektryczna może zostać wykorzystana na miejscu lub sprzedana. Współczynnik sprawności elektrycznej posiada duże znaczenie. Obiekty, dla których nie przekracza on 35%, mogą zostać uznane za przestarzałe. Obiekt o wysokiej

sprawności elektrycznej jest z drugiej strony mniej efektywny pod względem produkcji ciepła.

Pojawienie się zapotrzebowania na dodatkowe ciepło może wystąpić zwłaszcza w okresie zimowym. Do jego wytworzenia można wykorzystać stały lub tymczasowy ko-

ciół grzejny, w którym użytkowany jest biogaz, gaz ziemny lub lekki olej opałowy. Innowacyjną metodą jest połączenie pompy ciepła wykorzystującej ciepło zawarte w oczyszczonych ściekach.

Nowoczesny obiekt CHP to tylko jeden ze sposobów na zwiększenie produkcji biogazu. Podstawą oszczędności energii jest optymalizacja procesu fermentacji i zarządzania energią. Zakłady, w których produkcja energii elektrycznej i ciepła (np. w Hamburgu) przekracza zapotrzebowanie lub które nie mogą zużyć 100% biogazu, przekazują go do miejskiego systemu zaopatrywania w gaz ziemny.

W celu uzyskania większej ilości biogazu należy zwiększyć redukcję zawiesiny ogólnej na etapie sedymentacji wstępnej. W konsekwencji, z powodu braku źródła węgla do denitryfikacji, konieczne może okazać się wykorzystanie źródła zewnętrznego. Za dobre źródło węgla może służyć na przykład etanol pochodzący z browaru. Inne metody zwiększenia produkcji biogazu to:

- unikanie długiego wieku osadu w komorze napowietrzania;
- optymalizacja procesu mieszania zapobiegająca tworzeniu martwych stref w komorze fermentacyjnej;
- optymalizacja pracy wymiennika ciepła i izolacja komory fermentacyjnej w celu zapewnienia lepszego rozkładu temperatury;
- dezintegracja osadów nadmiernych przed fermentacją w celu zwiększenia jej wydajności oraz
- dodatkowe wykorzystanie kofermentacji.

Wypośażenie obiektu CHP w zbiornik gazu o wystarczającej pojemności i bufor ciepła może przyczynić się do zapewnienia optymalnej sprawności obiektu.



Ilustracja 4-8: Gazogeneratory w Szczecinie (Polska) i Lubece (Niemcy). Zdjęcia: ZWiK Szczecin i Entsorgungsbetriebe Lübeck.



Ilustracja 4-9: Centrala energetyczna w obiekcie CHP wyposażona w pochodnię gazową i system ogrzewania (Ryga, Łotwa). Zdjęcie: SIA Rigas Udens.

4.7 STABILIZACJA TLENOWA

Alternatywną dla fermentacji beztlenowej metodą stabilizacji osadów ściekowych jest długotrwałe napowietrzanie, które w biologiczny sposób rozkłada organiczne substancje. Długookresowe (lub wydłużone) napowietrzanie odbywa się w komorze napowietrzania, dlatego za jego inne określenie może posłużyć „równoczesna fermentacja tlenowa”. Rozbudowano również metody stabilizacji tlenowej przy wyższych temperaturach i w osobnych zbiornikach. Osady ściekowe powstające w wyniku fermentacji tlenowej mogą być utylizowane w różny sposób.

Równoczesna (symultaniczna) stabilizacja tlenowa może polegać na wydłużeniu czasu retencji w ramach obróbki biologicznej do 25 dni przy dobrej dostawie tlenu (ATV-DVWK-M 368E, 2003). Stosowanie tego procesu nie wymaga specjalnych kwalifikacji wykraczających poza normalny tryb eksploatacji oczyszczalni ścieków. Metoda ta jest rzadko spotykana w regionie Morza Bałtyckiego. Wykorzystują ją głównie małe i średniej wielkości oczyszczalnie na terenie Niemiec, które nie korzystają z osadników wstępnych (Einfeldt, 2011).

Możliwe jest wdrożenie innych metod stabilizacji tlenowej, na przykład termofilowej stabilizacji tlenowej (wspomnianej również w rozdziale 6.2.2) zaprojektowanej z myślą o zakładach średniej i dużej wielkości. Stały poziom temperatury procesów mezofilowego i termofilowego oraz dobra dostawa tlenu stanowią gwarancję wystąpienia stabilizacji tlenowej.

Ujemną stroną procesu fermentacji tlenowej są wysokie koszty związane z intensywnym napowietrzaniem. Nie jest również produkowany biogaz.

4.8 PRZYKŁAD: Rozwiązania w zakresie obóbki osadów ściekowych opracowane w ramach projektu PURE – LUBEKA, Entsorgungsbetriebe Lübeck, centralna oczyszczalnia ścieków (ZKW)

W hanzeatyckim mieście Lubeka w Niemczech znajdują się dwie oczyszczalnie ścieków. Osady ściekowe z mniejszego zakładu (równoważna liczba mieszkańców RLM 30 000), który zlokalizowany jest w porcie Travemünde, przesyłane są do zakładu centralnego (RLM 350 000). Jest to trzeci co do wielkości zakład w kraju związkowym Szleszwik-Holsztyn. Posiada on nowoczesny system 2-etapowej filtracji, który wspomaga proces biologicznego usuwania azotu i chemicznego usuwania fosforu. Wartości parametrów typowych dla odpływu z oczyszczalni ścieków przekraczają wymogi europejskie i niemieckie. Proces biologicznego usuwania fosforu nie jest stosowany. Rocznie procesom fermentacji i odwadniania poddawanych jest około 9000 ton osadów ściekowych (suchej masy, sm).

Zakład wyposażony jest w duże urządzenie do obróbki wstępnej. Osady wstępne zawierające 2,5 – 4% sm transportowane bez zagęszczaczy statycznych. Osady nadmierne pochodzące z obróbki biologicznej (osad czynny) zostają zagęszczone mechanicznie do poziomu około 5,5% przy niskim zużyciu polimeru (1 – 3 g/kg sm) i energii.

Stabilizacja osadów ściekowych w komorach fermentacji mezofilowej wymaga czasu retencji wynoszącego co najmniej 18 dni przy temperaturze 37 – 39°C i zawartości suchej masy 2,5%. W ciągu dnia dozowany jest również dodatkowy substrat zewnętrzny w postaci tłuszczu z separatorów. Wyprodukowany biogaz zawiera około 62% metanu; przed zmagazynowaniem go w zbiorniku gazowym o pojemności 4000 m³ zostaje osuszony i odsiarczony, co wspomaga funkcjonowanie obiektu CHP (obiektu skojarzonej gospodarki ciepło-elektrycznej). Trzy nowe gazogeneratory o mocy znamionowej 844 kW każdy łącznie produkują elektryczność i ciepło o wartości 10 GWh. Sprawność elektryczna przy mocy znamionowej osiąga 41,7%, a samowystarczalność związana z zapotrzebowaniem na energię elektryczną osiąga prawie 100%. Zapotrzebowanie na ciepło pokryte jest w ponad 100%.

Osady ściekowe kondycjonowane są za pomocą wapna i żelaza i odwadniane w komorowych prasach filtracyjnych. Uzyskiwana zawartość suchej masy wynosi od 36 do 39%.



Ilustracja 4-10: Komory fermentacyjne w centralnej oczyszczalni ścieków w Lubece.
Zdjęcie: Entsorgungsbetriebe Lübeck.

Obecnie cały osad wykorzystywany jest jako nawóz w gospodarstwach. Transport i utylizacja są realizowane przez zewnętrzną firmę.

Przyszłość wykorzystania osadów ściekowych w rolnictwie stanowi w Niemczech kontrowersyjną kwestię. Oprócz wysokiego poziomu miedzi pochodzącej z instalacji w mieszkaniach nie odnotowano dotychczas problemów z zachowaniem zgodności z ograniczeniami dotyczącymi metali ciężkich. Nowe ograniczenia prawdopodobnie utrudnią wykorzystanie osadów ściekowych w rolnictwie, jednak zaprzestanie praktyk utylizacyjnych stosowanych w Lubece nie jest spodziewane. Od 2005 roku w Niemczech obowiązuje zakaz składowania osadów ściekowych na wysypiskach śmieci. Jedyną alternatywą obok wykorzystania w rolnictwie pozostaje spalanie.

Plany związane z obróbką osadów ściekowych zakładają renowację konstrukcji (jeżeli będzie to konieczne) komór fermentacyjnych oraz zastosowanie rurowych mieszadeł pionowych. Następnie nacisk położony zostanie na ogólne zagadnienia związane z utylizacją osadów ściekowych, w tym decyzje dotyczące nowych urządzeń do odwadniania.

Ilustracja 4-11: Centralna oczyszczalnia ścieków w Lubece.
Zdjęcie: Entsorgungsbetriebe Lübeck.





5. ODWADNIANIE OSADÓW ŚCIEKOWYCH

Zdjęcie: Shutterstock.com/Marteric.

5.1 WSTĘP

Proces odwadniania osadów ściekowych jest stosunkowo prosty: polega na zwiększaniu zawartości suchej masy w osadach ściekowych z użyciem różnorodnego sprzętu. Proces ten zawsze wymaga wykorzystania co najmniej flokulanta, który utrzymuje cząstki nadmiernych osadów w jednostce odwadniającej. Czasami dodawane są również koagulanty, jak sole żelaza i glinu, których celem jest wzmocnienie skuteczności flokulantów (polimerów) i zmniejszenie ich zużycia w procesie odwadniania osadów ściekowych. Niektóre projekty naukowe obejmują metody odwadniania bez użycia środków chemicznych, jednak stopień rozdzielenia i poziom skuteczności nie są wystarczające.

W niniejszym rozdziale wartości powiązane ze zużyciem flokulanta podane zostały osobno dla każdej technologii odwadniania. Jest ono w większym stopniu uzależnione od rodzaju i właściwości odwadnianych osadów ściekowych niż użytych urządzeń do odwadniania. Niezależnie od wybranej technologii odwadniania do uzyskania bardziej rzetelnych informacji dotyczących wyboru odpowiedniego flokulanta i jego ilości oraz optymalizacji pracy jednostki odwadniającej niezbędne jest wykonanie pomiarów laboratoryjnych i badań w pełnej skali.

Typowa zawartość suchej masy w osadzie po odwodnieniu wynosi od 19 do 30%. W zależności od możliwości odwadniania może ona osiągnąć nawet 40%. W przypadku wykorzystania komorowej prasy filtracyjnej zwiększenie zawartości suchej masy w osadzie następuje na skutek kondycjonowania wapnem. Maksymalną zawartość suchej masy można określić metodami laboratoryjnymi. Po osiągnięciu tej wartości po procesie odwadniania woda pozostająca w osadach ściekowych zostaje zatrzymana w komórkach i jedynym sposobem redukcji jej poziomu jest suszenie osadu.

Jedną z przyczyn niskiej zawartości suchej masy w procesie odwadniania jest biologiczne usuwanie fosforu. Bakterie usuwające fosfor ze ścieków produkują zewnątrzkomórkowe substancje polimeryczne (EPS), których odwadnianie jest bardzo trudne. Zniszczenie tych struktur umożliwia wyłącznie dezintegracja (zob. rozdział 4.2.2). W związku z obniżeniem stopnia odwadniania, zapotrzebowanie na wspomaganie chemicznym flokulantem procesu odwadniania wzrasta z powodu EPS.

Poniższe podrozdziały zawierają opis użytecznych rozwiązań w zakresie odwadniania osadów ściekowych. Najpopularniejszymi obecnie metodami odwadniania stosowanymi ze względu na dobre działanie i oszczędność kosztów w

Warto zapamiętać:

Należy zapewnić zapasowe urządzenie odwadniające, dostępne na wypadek awarii. Dotyczy to w szczególności większych oczyszczalni.

miejskich oczyszczalniach ścieków są wirówki i taśmowe prasy filtracyjne. Ponieważ w porównaniu z innymi rodzajami pras komorowe prasy filtracyjne są droższe, ich wykorzystanie ma miejsce głównie w dużych zakładach w innych branżach, np. górnictwie. Prasy hydrauliczne stworzone z myślą o przemyśle spożywczym, w którym najistotniejsza jest higiena, również należą do droższych rozwiązań.

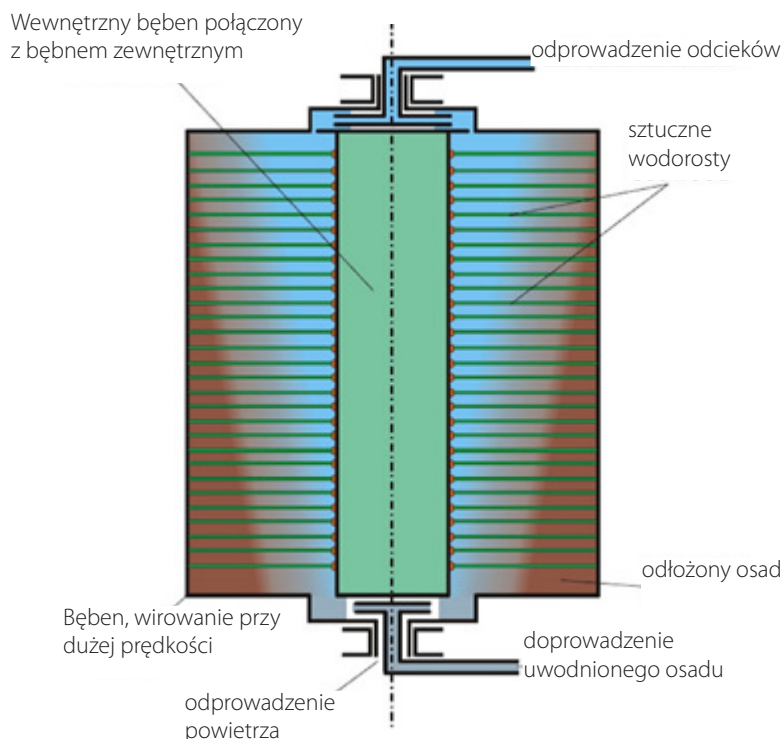
Najodpowiedniejszym rozwiązaniem są prasy śrubowe wykorzystywane w przypadku osadów ściekowych zawierających materiał włóknisty w przemyśle celulozowopapierniczym. Obecnie w regionie Morza Bałtyckiego prasy śrubowe wykorzystuje się również w małych i średniej wielkości miejskich oczyszczalniach ścieków w Finlandii (m.in. Viitasaari, Kannonkoski, Ranua, Tuusniemi i Pyllönmäki), Estonii (m.in. Kohila, Võru, Kallaste i Tapivere) oraz Szwecji (ponad 20, np. Sollefteå, Gnosjö, Hammarö, Hötting i Sorsele). Ze względu na niskie koszty inwestycyjne i operacyjne prasy śrubowe można stosować w mniejszych zakładach. Rozwiązaniem bardziej odpowiednim dla średniej wielkości i dużych obiektów są wirówki lub taśmowe prasy filtracyjne służące do odwadniania osadów ściekowych z miejskich oczyszczalni ścieków. W niektórych obiektach wykorzystanie tych urządzeń powoduje utratę znacznej ilości zawieszonych substancji stałych wraz z odciekami, co znacznie zwiększa ich ładunek wewnętrzny w całej oczyszczalni ścieków.

Warto zapamiętać:

Proces biologicznego usuwania fosforu osłabia możliwości odwadniania osadów ściekowych. Dobrym rozwiązaniem z punktu widzenia ekonomicznego wydaje się być chemiczne usuwanie fosforu, dzięki któremu redukcji ulegają koszty utylizacji i transportu osadów. Biologiczne usuwanie fosforu zapewnia z kolei łatwiejszy sposób odzyskiwania fosforu ze ścieków (zob. rozdział 11). Ponadto ilość osadów ściekowych wytworzona w tym procesie jest mniejsza niż na skutek zastosowania strącania chemicznego.

Warto zapamiętać:

Duży procent zawartości osadu nadmiernego w odwadnianych osadach wpływa na pogorszenie skutków procesu odwadniania i znacznie zwiększa zużycie polimerów. Oprócz tego stabilizacja tlenowa lub czas retencji powyżej 20 dni w komorze fermentacyjnej zwiększa zużycie polimerów (Kopp, 2010).



Osiągana zawartość sm oraz zużycie energii i środków chemicznych w procesie odwadniania różnią się w zależności od rodzaju osadów ściekowych – różne źródła podają różne dane dotyczące tych parametrów. W niniejszej publikacji w postaci syntetycznej przedstawiono dane liczbowe związane z procesem odwadniania pochodzące z różnych źródeł (raport PURE Pöyry, Burton i in., 2003 r. i DWA M-366 szkic, 2011), również dostarczone przez partnerów projektu PURE. Na końcu rozdziału zamieszczono wyniki i przykłady pochodzące z oczyszczalni ścieków wykorzystujących każdą z technik i biorących udział w programie PURE.

Warto zapamiętać:

Temperatura ma bezpośredni związek z zawartością suchej masy po odwodnieniu. Badania wykazały, że zawartość suchej masy po odwodnieniu przy temperaturze osadów ściekowych ok. 48°C jest do 5% wyższa niż przy 20°C (Kopp, 2010).

Ilustracja 5-1: Schemat innowacyjnej metody „Rofitec”.
Rysunek: Uniwersytet Techniczny w Berlinie.

Innowacyjne metody:

Producenci i uniwersytety zajmują się opracowywaniem systemów odwadniania, w których nie są wykorzystywane chemiczne flokulanty. Debata na temat wykorzystania polimerów w procesie odwadniania osadów ściekowych, które zostaną wykorzystane w rolnictwie jest prowadzona szczególnie w Niemczech. Użycie flokulantów wiąże się z dużymi kosztami ponoszonymi przez operatorów. Badaniom poddawane są różne rozwiązania. Jednym z przykładów jest opracowana na uniwersytecie w Berlinie metoda „Rofitec”, która nie wymaga zastosowania flokulantów. Niestety, skutki rozdzielenia nie są jeszcze zadowalające (Ilian i in., 2011).

Innowacyjne metody:

W małych i średniej wielkości oczyszczalniach ścieków w krajach południowej części regionu Morza Bałtyckiego (Niemcy, Dania, Szwecja) alternatywą dla mechanicznej obróbki osadów ściekowych jest wykorzystanie oczyszczania trzcinowego. Procesy mineralizacji i odparowywania zachodzące w trzcinie rosnącej w płytkich stawach osadowych zapewniają skuteczne odwadnianie oraz masową redukcję i higienizację osadów ściekowych w warunkach tlenowych. Końcowy produkt oczyszczania może zostać wykorzystany w procesie kształtowania terenu lub rolnictwie.

W odpowiednich warunkach klimatycznych metoda ta pozwala na osiągnięcie zadowalających efektów odwadniania bez korzystania z zewnętrznych źródeł energii lub środków chemicznych. Energia zewnętrzna potrzebna jest to pompowania osadów ściekowych do stawów i zwracania odcieków do procesu oczyszczania. W wybranych okresach konieczne jest również opróżnianie stawów ściekowych. Oczyszczaniu trzcinowemu mogą zostać poddane osady nieprzefermentowane lub przefermentowane (bądź ich połączenie). (Nielsen, 2007, Schillinger, 2006).

Do utylizacji osadów ściekowych dostosowano również plantacje o krótkiej rotacji (SRP) wykorzystywane do uprawy niespożywczej i niepaszowej. Ze względu na wysoki stopień absorpcji wody i substancji odżywczych preferowanymi gatunkami drzew są wierzba i topola. Ideą SRP jest przekazywanie wstępnie przetworzonych osadów ściekowych rolnikom, którzy wykorzystują substancje odżywcze i wodę do produkcji biomasy. (BIOPROS, 2008).

5.2 WIRÓWKA

Zasady funkcjonowania i wymogi przestrzenne

Standardowym rodzajem wirówki jest wirówka dekantacyjna wyposażona w system ciągłego podawania i odprowadzania osadów ściekowych. Zastosowanie modeli wirówek o wysokiej wartości g (odpowiadającej wielokrotnemu zwiększeniu siły ciężkości, g) pozwalają na uzyskanie dużej zawartości suchej masy. Podstawowy schemat wirówki dekantacyjnej zawiera Ilustracja 5-2. Kluczowymi elementami są bęben o kształcie cylindrycznostożkowym, ślimak przenośnika śrubowego oraz jednostki napędowe. Obudowa bębna pełni funkcję ochronną, tłumi hałas oraz odprowadza płatek odwodnionego osadu ściekowego i oddzieloną (lub odwirowaną) oczyszczoną ciecz poza urządzenie.

Płatek odwodnionego osadu ściekowego zostaje wyrzuty z bębna przez otwór wylotowy znajdujący się na małej średnicy końca części stożkowej. Niewielka różnica prędkości obrotowej pomiędzy bębnem a przenośnikiem pozwala na toczenie, dalsze zagęszczenie i przeniesienie placka osadu ściekowego w górę części stożkowej, gdzie następuje jego usunięcie. Otwory wylotowe cieczy odwirowanej posiadają regulowane zapory do ustawiania odpowiedniego poziomu cieczy w bębnie.

Głównymi czynnikami wywierającymi wpływ na działanie wirówki dekantacyjnej są:

- siła odśrodkowa;
- głębokość obszaru oczyszczania i bębna, tj. zbiornika to przechwytywania substancji stałych z masy;
- budowa części stożkowej bębna i śruby przenośnika;
- kąt zgarniania i różnicowa prędkość śruby przenośnika w dekanterze do prawidłowego odwadniania i przeniesienia osadów ściekowych oraz
- hydrodynamiczna budowa, tzn. parametry wpływające na turbulencje.

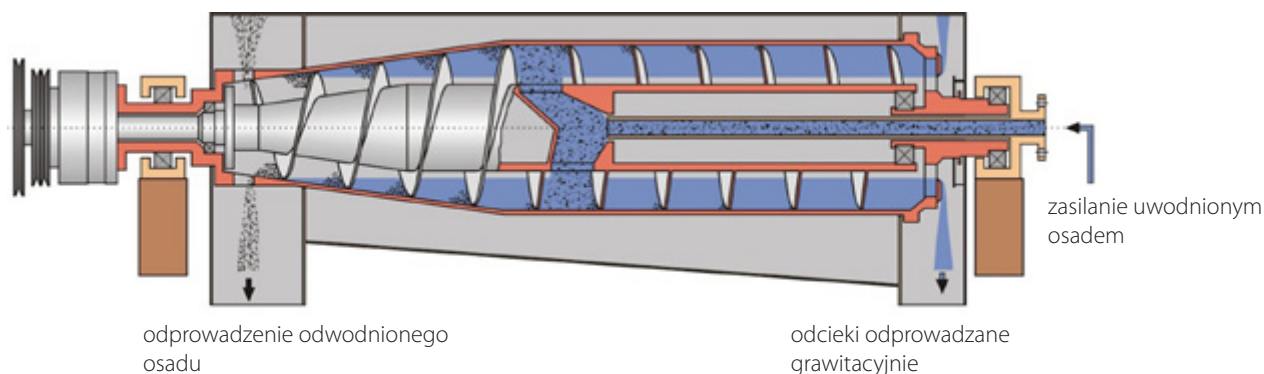
Ilość miejsca wymagana do ustawienia urządzeń jest wprost proporcjonalna do ich wydajności; typowe wymiary to: szerokość 2 – 5 m; długość 7 – 15 m i wysokość 3 – 6 m z uwzględnieniem ilości miejsca niezbędnej do wykonywania prac konserwacyjnych. Urządzenia te w każdym wypadku należy instalować w zamkniętych pomieszczeniach.

Przydatność do stosowania przy różnych typach osadów oraz różnych typach i rozmiarach instalacji

Wirówki wykorzystywane są zazwyczaj do odwadniania osadów przefermentowanych lub ustabilizowanych tlenowo, możliwe jest jednak odwadnianie innych rodzajów osadów ściekowych. Dawniej wirówki wykorzystywano głównie w dużych oczyszczalniach ścieków; obecnie coraz częściej pojawiają się one w zakładach średniej wielkości i małych. Proces odwadniania z użyciem wirówki charakteryzuje zwartość, zamknięty obieg oraz zachowanie czystości i niezawodność. Obecnie dostępne są również modele o niewielkiej wydajności. Przenośne wersje wirówek do umieszczenia na samochodach mogą zostać wykorzystane do odwadniania w kilku małych oczyszczalniach ścieków, umożliwiając podział kosztów pomiędzy operatorów.

Skuteczność odwadniania

Skuteczność odwadniania zależy głównie od rodzaju osadów ściekowych. Odwadnianie osadów wstępnych jest znacznie łatwiejsze niż mieszanin osadów wstępnych i nadmiernych, osadów ustabilizowanych tlenowo lub przefermentowanych. Zawartość suchej masy powstała w wyniku odwadniania osadów wstępnych wynosi około 32 – 40%; odwadnianie mieszaniny osadów wstępnych i nadmiernych powoduje wyprodukowanie sm o zawartości 26–32%; odwadnianie ustabilizowanych tlenowo osadów przekłada się na zawartość sm na poziomie około 18 – 24%, a osadów przefermentowanych – około 22 – 30%.



Ilustracja 5-2: Schemat wirówki dekantacyjnej. Rysunek: Firma Flottweg SE.

Eksploracja, konserwacja, aspekty ochrony środowiska i bezpieczeństwa

Odwadnianie za pomocą wirówki może odbywać się w sposób ciągły (przez 24 godziny na dobę/7 dni w tygodniu). Do zapewnienia stabilności zalecane jest jedynie niewielkie buforowanie zbiornika mieszającego. Rozwiązanie to jest korzystne zwłaszcza dla dużych oczyszczalni ścieków. W średniej wielkości oczyszczalniach ścieków odwadnianie zwykle ma miejsce w czasie jednej lub dwóch zmian w ciągu dnia (8 lub 16 godzin dziennie, 5 dni w tygodniu). Zalecane jest wykorzystanie zbiornika buforowego, ale także zasilanie z komory fermentacyjnej bezpośrednio do urządzenia odwadniającego jest możliwe.

Wirówki należy czyścić codziennie przez 5 – 15 minut, zazwyczaj w czasie, gdy urządzenie jest wyłączone pomiędzy zmianami. Procedura mycia może zostać pominięta w przypadku pracy ciągłej.

Wymogi konserwacyjne obejmują interwencję pośrednią po 2000 – 4000 roboczogodzinach (lub przynajmniej raz w roku) oraz interwencję na większą skalę po upływie 8000 roboczogodzin. Konserwacja pośrednia obejmuje wymianę obudowy silnika i oleju oraz nasmarowanie wirówki. Poważniejsza konserwacja polega na wymianie łożysk silnika oraz kontroli stanu wymiennych płytek ściernych i utwardzonych powierzchni metalowych.

Na siłę odśrodkową, dzięki której następuje oddzielenie cząstek osadów ściekowych od zawiesiny osadów ściekowych, mają wpływ średnica i prędkość obrotowa bębna. Modele o dużej sile odśrodkowej, zazwyczaj przekraczającej 2500 g:

- działają z większą prędkością i zwykle posiadają bębny o mniejszej średnicy, lecz większej długości niż modele konwencjonalne wykorzystywane do obróbki osadów ściekowych podobnego typu i w podobnej ilości;
- główne elementy, łożyska i napędy muszą być wyższej jakości, co przekłada się na większe koszty;
- zużywają więcej energii elektrycznej, choć w nowszych modelach wbudowany system odzyskiwania energii przyczynia się do zwiększenia oszczędności oraz
- umożliwiają uzyskanie większej zawartości suchej masy w osadach ściekowych.

Z osadami wstępnymi związane jest zapotrzebowanie na większy moment obrotowy oraz większe ryzyko erozji materiału niż w przypadku osadów nadmiernych. Umieszczenie na końcówce śruby wymiennych płytek ściernych oraz utwardzonych powierzchni metalowych w miejscach narażonych na intensywne zużycie pozwala zmniejszyć koszty konserwacji.

W miejskich oczyszczalniach ścieków użycie wirówek wymaga flokulanta, który dostatecznie przyspiesza i usprawnia oddzielanie wody od substancji stałych, zapewniając odpowiednią konsystencję osadów ściekowych i niską zawartość substancji stałych w odwirowanej cieczy. Rodzaj i właściwości flokulanta dopasowywane są do rodzaju osa-



Ilustracja 5-3: Wirówki dekantacyjne w Jurmali i Rydze (Łotwa). Zdjęcia: SIA Rigas Udens i PIU Jūrmalas Udens.

dów ściekowych i urządzeń odwadniających. Przykładowo flokulant wykorzystywany w wirówkach ze względu na występujące siły g musi być odporny na ścinanie. Ilość flokulanta wykorzystywanego w wirówkach nie jest nadzwyczajnie duża. Wykorzystanie większej ilości flokulanta zapewnia wytrzymałość urządzenia na większe obciążenia, mimo że możliwe jest obniżenie zawartości substancji stałej (Guyer, 2011).

Korzystanie z takiego sprzętu nie stanowi szczególnego zagrożenia dla środowiska. Poziom hałasu emitowanego przez wiele modeli jest stosunkowo wysoki. Ze względu na zachowanie wymogów związanych z bezpieczeństwem i higieną pracy konieczne jest zastosowanie ochronników słuchu.

Koszty, parametry zużycia mediów oraz siła robocza

Koszty inwestycyjne zwykle wahają się od 100 000 do 250 000 euro, w zależności od pojemności. Przydatność techniczna urządzenia to zazwyczaj 15 – 20 lat. Brak podjęcia odpowiednich czynności konserwacyjnych łożysk i innych zużywalnych części może obniżyć ten okres do 10 – 15 lat.

Moc zainstalowana wynosi (zależnie od pojemności) około 20 – 90 kW, a zużycie energii elektrycznej w procesie to około 30 – 35 kWh/t sm. Wartość ta jest nieznacznie wyższa niż w przypadku innych metod odwadniania osadów ściekowych. Zależy ona również od rzeczywistego czasu eksploatacji urządzeń. Zużycie flokulanta chemicznego wynosi zwykle 4 – 14 kg na tonę sm. Zużycie flokulanta uzależnione jest od kilku czynników, jak konsystencja osadów ściekowych, stopień fermentacji, stosunek zawartości osadu wstępnego do nadmiernego oraz ilość masy organicznej w osadach ściekowych. Zmniejszenie zużycia następuje wskutek wyboru odpowiedniego polimeru katio-

nowego jako flokulanta. Zmienne warunki w oczyszczalni (lub komorze fermentacyjnej) powodują zmiany w sposobie rozłożenia osadów ściekowych na powierzchni, co może przyczynić się do zwiększenia lub zmniejszenia zużycia polimerów. Stosowanie tego procesu nie wymaga dodatkowej ingerencji człowieka ani specjalnych kwalifikacji personelu wykraczających poza normalny tryb eksploatacji oczyszczalni ścieków.

Ilustracja 5-4: Zdemontowana wirówka dekantacyjna w Sankt Petersburgu (Rosja). Zdjęcie: Lotta Ruokanen, HELCOM.



5.3 TAŚMOWA PRASA FILTRACYJNA

Zasady funkcjonowania i wymogi przestrzenne

Kluczowymi elementami taśmowej prasy filtracyjnej są rama wspierająca wbudowany podajnik osadów ściekowych, górny i dolny pas do odsączania grawitacyjnego i prasowania, system prowadzenia pasa i czyszczenia oraz układ wyrzucania osadów ściekowych. Nowoczesne modele często zawierają wbudowaną osłonę, która powstrzymuje rozpryskiwanie osadów ściekowych i filtrowanej wody oraz wydzielanie oparów, mgiełki i odorów. Odpowiednio wykonane urządzenie zawiera również osobne okapturzenie układu powietrza wylotowego znajdujące się nad taśmową prasą filtracyjną.

Osady ściekowe za pomocą rynny rozprowadzane są na całej szerokości pasa w sekcji odsączania grawitacyjnego. Czasami do rynny przyspawane są prowadnice w jeszcze większym stopniu ułatwiające rozprowadzanie osadów ściekowych.

Taśmowe prasy filtracyjne dostępne są w kilku opcjach różniących się układem podawania osadów ściekowych, strefą zagęszczania grawitacyjnego oraz sekcją prasowania osadów. Proces odwadniania w sekcji poziomej musi przebiegać szybko. Dozowanie flokulanta musi być dokładne i skuteczne, tak aby usunięta została jak największa ilość wody. Proces ten przebiega łatwiej w przypadku osadów wstępnych niż osadów nadmiernych. Po przeprowadzeniu odwadniania wstępnego w sekcji poziomej osady ściekowe poddawane są odwodnieniu w sekcjach prasy.

Sekcja odsączania grawitacyjnego, która charakteryzuje się krótkim czasem retencji, może zostać połączona bezpośrednio z niższym pasem prasy. W oczyszczalniach miejskich do zagęszczania osadów ściekowych wymagane są jednak długi czas retencji i delikatny sposób postępowania z osadami. Z tego powodu nad sekcją prasy umieszczona jest duża sekcja odsączania grawitacyjnego. Czasami przed lub nad taśmową prasą filtracyjną zamontowany jest osobny stół grawitacyjny przeznaczony do zagęszczania grawitacyjnego na ruchomym pasie. Podstawowe elementy taśmowej prasy filtracyjnej przedstawia Ilustracja 5.5.

Ilość miejsca wymagana do ustawienia taśmowej prasy filtracyjnej jest wprost proporcjonalna do jej wydajności; typowe zakresy wymiarów to: szerokość 3 – 6 m, długość 5 – 10 m i wysokość 3 – 6 m z uwzględnieniem ilości miejsca niezbędnej do wykonywania prac konserwacyjnych. Urządzenia te w każdym wypadku należy instalować w zamkniętych pomieszczeniach.

Warto zapamiętać:

Zmienne właściwości osadów ściekowych powodują duże wymagania. Należy dopilnować, aby zoptymalizowane zostało dozowanie flokulanta. Istnieje również możliwość przedłużenia pierwszej sekcji w celu zapewnienia właściwego przebiegu odwadniania wstępnego. W przypadku braku flokulacji może dojść do wysłizgnięcia się osadów ściekowych ze strefy prasy. Z tego powodu w wielu przypadkach producenci wymagają minimum 3% zawartości suchej masy w osadach ściekowych, które mają być poddane obróbce za pomocą taśmowej prasy filtracyjnej.

Skuteczność odwadniania

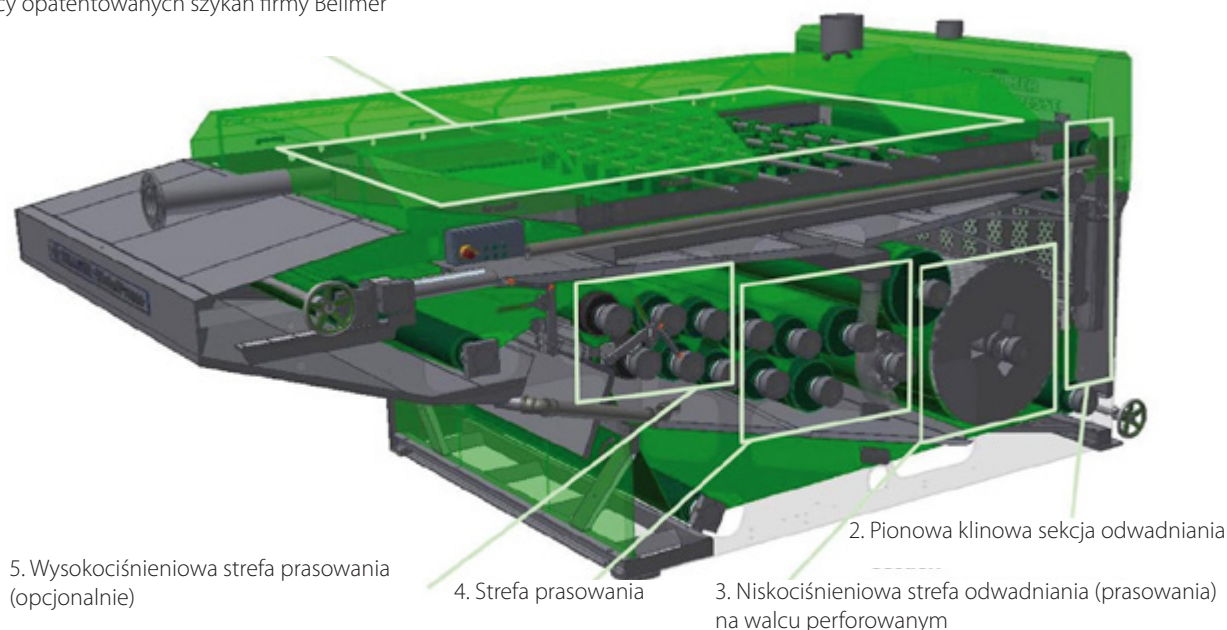
Wyniki odwadniania są nieznacznie niższe niż w przypadku wirówek. Maksymalny stopień odwodnienia osadów wstępnych wynosi 30 – 35%, mieszaniny osadu wstępnego i nadmiernego: 24 – 30%, osadów ustabilizowanych tlenowo: 15 – 22%; a osadów przefermentowanych: 20 – 28%.

Przydatność do stosowania przy różnych typach osadów oraz różnych typach i rozmiarach instalacji

Taśmowe prasy filtracyjne często wykorzystywane są do obróbki osadów przefermentowanych. Odwadnianie zagęszczonych osadów ściekowych jest również możliwe bez pośredniego etapu fermentacji. Technika ta nie jest jednak zalecana do odwadniania osadów niezagęszczonych.

Te urządzenia odwadniające są szeroko stosowane w regionie Morza Bałtyckiego. Mimo powszechnego zastosowania w małych i średniej wielkości zakładach coraz częściej wymieniane są one na wirówki, których struktura jest kom-

1. Pozioma sekcja odsączania grawitacyjnego przy pomocy opatentowanych szykan firmy Bellmer



Ilustracja 5-5: Schemat budowy taśmowej prasy filtracyjnej. Rysunek: Firma Bellmer GmbH.

paktowa i zamknięta. Oczyszczalnie ścieków do RLM 100 000, np. w Tartu w Estonii ciągle wykorzystują taśmowe prasy filtracyjne. Modele przenośne, które można umieścić na samochodach, mogą zostać wykorzystane do odwadniania w małych oczyszczalniach ścieków, umożliwiając podział kosztów pomiędzy operatorów.

Eksploracja, konserwacja, aspekty ochrony środowiska i bezpieczeństwa

Taśmowe prasy filtracyjne umożliwiają odwadnianie osadów ściekowych bez przerwy (24 godziny na dobę, 7 dni w tygodniu), chociaż możliwe jest również wykorzystanie ich w systemie zmianowym. W praktyce wiele średnich oczyszczalni ścieków zdecydowało się na odwadnianie w trakcie jednej lub dwóch zmian w ciągu dnia (8 lub 16 godzin dziennie, 5 dni w tygodniu). Zalecane jest używanie zbiornika buforowego z mieszadłem; jeśli prasa nie jest obsługiwana bez przerwy, zbiornik powinien mieć większą objętość. Dzięki zbiornikowi buforowemu możliwe jest zapewnienie stabilnych warunków. Możliwe jest również podawanie bezpośrednio z komory fermentacyjnej, o ile komora ta jest stale zasilana. Jeśli przetwarzanie osadów ściekowych nie obejmuje fermentacji, osady wstępne i nadmierne należy ciągle zagęszczać zachowując takie same proporcje w celu utrzymania stały stabilnych warunków.

Podobnie jak zagęszczacz taśmowy, taśmowa prasa filtracyjna musi być nieustannie płukana. Płukanie odbywa się automatycznie za pomocą filtrowanej wody (zwykle filtrowanych oczyszczonych ścieków). Konieczne jest również czyszczenie i konserwacja, zwykle co 1 – 2 tygodnie.

Taśmowa prasa filtracyjna jest niezawodnym urządzeniem, o ile konserwacja profilaktyczna jest przeprowadzana regularnie przez personel odpowiedzialny za jej obsługę. Konieczne jest wymienianie oleju w przekładniach i odpowiednio smarowanie rolek taśmy, zgodnie z instrukcjami

Warto zapamiętać:

Pory filtra na pasie mogą zostać wyposażone w dodatkowe sekcje zapewniające lepsze rezultaty odwadniania i wyższą zawartość suchej masy.

dostawcy sprzętu. Jeśli taśmy są obsługiwane hydraulicznie lub łożyska rolek są smarowane ciśnieniowo, te jednostki muszą być regularnie kontrolowane. Taśma jest materiałem zużywalnym i należy ją wymieniać co 1 – 2 lata lub części, jeśli osady ściekowe zawierają bardzo ścierealne substancje.

Miejskowe i zdalne panele sterowania umożliwiają elastyczną regulację taśmowej prasy filtracyjnej i monitorowanie jej działania. Prędkość taśmy i głębokość osadów ściekowych na wlocie sekcji odsączania grawitacyjnego to bardzo ważne parametry wpływające na wydajność. Innymi ważnymi czynnikami jest możliwość automatycznego monitorowania i sterowania położeniem górnej i dolnej taśmy. W niektórych przypadkach pomimo, że prowadzony jest stały monitoring jakości filtratu, pomiary nie są dokładne, a ich wyniki nie mogą zostać wykorzystane do automatycznej regulacji dozowania flokulanta. Dostępne są również specjalne urządzenia służące do monitorowania odsączania wody z taśmy w strefie zagęszczania, jednak ich pomiary nie sprawdzają się zbyt dobrze w związku z kontrolowaniem dawki flokulanta.

Korzystanie z takiego sprzętu nie stanowi szczególnego zagrożenia dla środowiska.

Koszty, parametry zużycia mediów oraz siła robocza

Koszty inwestycyjne zwykle wahają się od 80 000 do 250 000 euro, w zależności od pojemności. Żywotność sprzętu wynosi zwykle 15 – 20 lat, choć taśmy i inne elementy zużywalne muszą być wymieniane raz na 1 – 2 lata. Koszty

inwestycyjne mogą wzrosnąć w zależności od obecności osłony chroniącej przed zapachem oraz pojemności poszczególnych sekcji.

Moc zainstalowana wynosi około 20 – 50 kW, a zużycie energii elektrycznej – około 20 – 30 kWh/t suchej masy. To zużycie jest marginalne w porównaniu z całkowitym zużyciem energii w oczyszczalni ścieków. Zależy ona również od rzeczywistego czasu eksploatacji urządzeń. Zużycie flokulanta chemicznego wynosi zwykle 4 – 12 kg na tonę suchej masy. Zużycie flokulantu jest zwykle nieco niższe niż w przypadku wirówki, ale może się różnić w zależności od parametrów osadów ściekowych.

Stosowanie tego procesu nie wymaga dodatkowej ingerencji człowieka ani specjalnych kwalifikacji personelu wykarczających poza normalny tryb eksploatacji oczyszczalni ścieków.



Ilustracja 5- 6: Osady ściekowe na taśmowej prasie filtracyjnej w Szczecinie. Zdjęcie: ZWIK Szczecin.

5.4 KOMOROWA PRASA FILTRACYJNA

Zasady funkcjonowania i wymogi przestrzenne

Komorowa prasa filtracyjna składa się z szeregu komór filtracyjnych zawierających płyty filtracyjne podtrzymywane przez ramę. Osady ściekowe są do niej doprowadzane partiami. Wypełnione komory filtracyjne są ściskane za pomocą tłoków hydraulicznych. Wewnątrz prasy osady ściekowe są w ciągu kilku sekund ściskane z naciskiem 60 barów. Następnie odwodnione osady ściekowe są odprowadzane z komór poprzez otwarcie płyt filtracyjnych i drgania tkaniny lub płyty. Komory i tkaniny filtracyjne są regularnie myte w celu zapewnienia stałej dobrej jakości filtrowania i dłuższej żywotności tkaniny.

Ilość miejsca wymagana do ustawienia urządzeń jest wprost proporcjonalna do ich wydajności; typowe wymiary to: szerokość 2 – 4 m; długość 7 – 15 m i wysokość 3 – 6 m z uwzględnieniem ilości miejsca niezbędnej do wykonywania prac konserwacyjnych. Urządzenia te w każdym wypadku należy instalować w zamkniętych pomieszczeniach.

Skuteczność odwadniania

Skuteczność odwadniania za pomocą komorowych pras filtracyjnych zależy głównie od parametrów osadów ściekowych i sposobu ich wstępnego przygotowania (kondycjonowania). W przypadku organicznych flokulantów skuteczność odwadniania jest podobna jak dla wirówek.

W przypadku komorowej prasy filtracyjnej jest możliwe użycie takich środków jak mleko wapienne (15 – 25 kg/m³) i chłorku żelaza (5 – 12 kg/m³) do kondycjonowania osadu. W takim przypadku konieczne jest korzystanie z przepuszczalnych tkanin filtracyjnych, płuczki powietrza z reagentem kwasowym oraz regularne czyszczenie (np. co dwa tygodnie) tkanin filtracyjnych za pomocą kwasu solnego. Stosując odwadnianie z wykorzystaniem wapna, można osiągnąć zawartość suchej masy sięgającą 40%, jednak w takim przypadku 30 – 50% wapna znajduje się wewnątrz. Mleko wapienne ma właściwości odkazające, dzięki czemu w niektórych krajach po jego użyciu osady ściekowe mogą być wykorzystywane w rolnictwie (zob. rozdział 6.3). Rezultat odwadniania zależy również od rodzaju i parametrów

osadów ściekowych: kondycjonowanie z wykorzystaniem wapna/żelaza może prowadzić do zwiększenia zawartości suchej masy do 45% w przypadku osadów wstępnych i mieszaniny osadów wstępnych i nadmiernych; 35% sm w przypadku stabilizacji tlenowej osadów ściekowych i 40% sm w przypadku przefermentowanego osadu.

Przydatność do stosowania przy różnych typach osadów oraz różnych typach i rozmiarach instalacji

Odwadnianie za pomocą komorowej prasy filtracyjnej można używać w przypadku osadów wstępnych i nadmiernych, np. po zagęszczaniu i fermentacji, oraz w ramach różnych procesów oczyszczania ścieków. Metoda ta szczególnie dobrze sprawdza się przy obróbce nieorganicznych zawieszonych substancji stałych i osadów ściekowych chemicznych.

Ta technika jest stosowana głównie do odwadniania osadów ściekowych w komunalnych oczyszczalniach ścieków w Niemczech. Komorowa prasa filtracyjna jest częściej używana np. w górnictwie lub innych gałęziach przemysłu, w których zawartość substancji nieorganicznych w osadach ściekowych jest wysoka. W związku z tym ta technologia odwadniania jest odpowiednia do przetwarzania osadów ściekowych zawierających znaczną ilość osadów poddanych chemicznemu strącaniu fosforu.

Eksplotacja, konserwacja, aspekty ochrony środowiska i bezpieczeństwa

Komorowa prasa filtracyjna zwykle pracuje przez jedną lub dwie zmiany w ciągu dnia (8 lub 16 godzin dziennie, 5 dni w tygodniu). Technologia ta wymaga częstego czyszczenia zgodnie z instrukcjami dostawcy oraz wykonywania nieco większej liczby czynności konserwacyjnych i związanych z czyszczeniem niż w przypadku wirówek i taśmowych pras filtracyjnych.

Korzystanie z takiego sprzętu nie stanowi szczególnego zagrożenia dla środowiska. Ponieważ w wyniku stosowania wapna wydziela się amoniak, zalecane jest oczyszczanie powietrza.

Koszty, parametry zużycia mediów oraz siła robocza

Zużycie polimerów w przypadku korzystania z komorowej prasy filtrującej jest porównywalne ze zużyciem w przypadku korzystania z wirówki lub taśmowej pracy filtrującej; zużycie energii znajduje się pomiędzy wartościami zużycia dla obu tych metod. Koszty inwestycyjne i eksploatacyjne

dla komorowej prasy filtrującej są wyższe niż w przypadku wirówek lub taśmowych pras filtrujących ze względu na wyższe koszty inwestycji i personelu.

Koszty inwestycyjne zwykle wahają się od 150 000 do 350 000 euro, w zależności od pojemności i materiału, z którego wykonano urządzenie. Żywotność sprzętu wynosi zwykle 15 – 20 lat, choć tkaniny filtracyjne i inne elementy zużywalne muszą być wymieniane kilkakrotnie w trakcie całego okresu eksploatacji.

Moc zainstalowana wynosi około 20 – 50 kW, a zużycie energii elektrycznej zależy od rzeczywistego czasu eksploatacji urządzenia (około 20 – 30 kWh/t suchej masy). Zużycie floculantu chemicznego wynosi zwykle 4 – 12 kg na tonę suchej masy. Koszty personelu w przypadku użycia tego sprzętu odwadniającego są wysokie. Czyszczenie i sterowanie jest wykonywane przez personel; wymagane jest specjalne szkolenie operatorskie przeprowadzane przez dostawcę sprzętu.

Membranowa prasa filtracyjna

Membranowa prasa filtracyjna to ulepszona wersja komorowej prasy filtracyjnej. W jej przypadku zawartość suchej masy jest o 2 – 3% wyższa w związku z zastosowaniem dodatkowej membrany znajdującej się pomiędzy tkaniną filtracyjną a płytą filtracyjną. Dzięki tej membranie czas odwadniania może zostać skrócony, a zawartość suchej masy – zwiększona. Koszty inwestycyjne związane z membranową prasą filtracyjną są znacznie wyższe. Ponadto, ponieważ płyty są większe, w jednej prasie może znajdować się ich mniej, przez co zmniejsza się ilość odwadnianych osadów ściekowych.



Ilustracja 5-7: Komorowa prasa filtracyjna w Lubece, Niemcy.
Zdjęcie: Entsorgungsbetriebe Lübeck.

5.5 PRASA HYDRAULICZNA

Zasady funkcjonowania, rezultaty i wymogi przestrzenne

Prasa hydrauliczna to jedno z nowatorskich rozwiązań w dziedzinie przetwarzania osadów ściekowych. Warto wziąć pod uwagę jej wykorzystanie w celu odwadniania komunalnych osadów ściekowych, szczególnie w przypadku, gdy parametry odwadniania są złe i/lub wymagane jest uzyskanie wysokiej zawartości suchej masy. Prasa hydrauliczna została opracowana z myślą o separacji ciał stałych od cieczy w substancjach biologicznych. Urządzenia te (pochodzące od jednego dostawcy) zostały zamontowane w kilku obiektach w Niemczech, Austrii i Szwajcarii. Takie rozwiązanie wykorzystuje się również w jednym obiekcie w regionie Morza Bałtyckiego – w oczyszczalni ścieków Käppala w Sztokholmie.

Prasa hydrauliczna to obrotowy układ składający się z cylindra i tłoka z napędem hydraulicznym. Pomiędzy dolną częścią cylindra a tłokiem znajdują się elastyczne elementy odwadniające umożliwiające odsączanie filtratu z wnętrza

prasy. Proces odwadniania za pomocą tej prasy składa się z następujących etapów: podawanie osadów ściekowych, odwadnianie za pomocą cyklicznego dociskania i pętli zbijających, odprowadzanie placka filtracyjnego. Cały proces

trwa zwykle 70 – 120 minut, w zależności od parametrów odwadniania osadów ściekowych. Osady ściekowe są podawane impulsowo. Etap odwadniania jest powtarzany do momentu osiągnięcia odpowiedniego stopnia odwodnienia. Zwykle zawartość suchej masy w odwodnionym osadzie wynosi od 25% do 40%. Wydajność pras hydraulicznych waha się od 130 kg sm/godz. do 500 kg sm/godz. Ilość miejsca wymagana do ustawienia urządzeń jest wprost proporcjonalna do ich wydajności; typowe wymiary to: szerokość 2 – 4 m; długość 7 – 10 m i wysokość 3 – 6 m z uwzględnieniem ilości miejsca niezbędnej do wykonywania prac konserwacyjnych. Urządzenia te w każdym wypadku należy instalować w zamkniętych pomieszczeniach. (Bucher Unipektin AG, 2011).

Przydatność do stosowania przy różnych typach osadów oraz różnych typach i rozmiarach instalacji

Prasy hydrauliczne zwykle wykorzystuje się do odwadniania osadów przefermentowanych, ale możliwe jest użycie go do odwadniania innych rodzajów. Odpowiednia zawartość suchej masy w zawiesinie, która ma być przetwarzana za pomocą takiej prasy wynosi od 2 do 10%. Sprzęt tego typu jest o wiele droższy niż taśmowe prasy filtracyjne czy wirówki, w związku z czym jest wykorzystywany głównie w dużych oczyszczalniach ścieków.



Innowacyjne metody:

Dzięki metodzie KEMICOND zawartość suchej masy w osadach ściekowych odwadnianych za pomocą prasy hydraulicznej w oczyszczalni ścieków w Sztokholmie może wynieść nawet 50%. Metoda ta jest wyjaśniona w rozdziale 6.3. Choć ta metoda jest używana w połączeniu z prasą hydrauliczną, jej zastosowanie jest również możliwe w połączeniu z innymi urządzeniami odwadniającymi.

Eksplatacja, konserwacja, aspekty ochrony środowiska i bezpieczeństwa

Prasa hydrauliczna jest w pełni zautomatyzowana, jednak ponieważ osady ściekowe nie są do niej doprowadzane bez przerwy, potrzebny jest zbiornik buforowy. Urządzenie może pracować automatycznie w sposób ciągły (24 godziny na dobę, 7 dni w tygodniu) bądź przez jedną lub dwie zmiany w ciągu dnia (8 lub 16 godzin dziennie, 5 dni w tygodniu). Technologia ta wymaga częstego czyszczenia zgodnie z instrukcjami dostawcy oraz wykonywania nieco większej liczby czynności konserwacyjnych i związanych z czyszczeniem w porównaniu z opisanymi wcześniej technikami odwadniania. Korzystanie z takiego sprzętu nie stanowi szczególnego zagrożenia dla środowiska ani dla bezpieczeństwa pracy.

Koszty, parametry zużycia mediów oraz siła robocza

Koszty inwestycyjne zwykle wahają się od 180 000 do 400 000 euro, w zależności od wydajności i materiału, z którego wykonano urządzenie. Żywotność sprzętu wynosi zwykle 15 – 20 lat, choć płyty sitowe i inne elementy zużywalne muszą być wymieniane kilkakrotnie w trakcie całego okresu eksploatacji.

Moc zainstalowana wynosi w przybliżeniu 20 – 50 kW; zużycie energii w tym procesie jest nieznaczne w porównaniu z całkowitą ilością energii pobieranej przez oczyszczalnię (ok. 20 – 30 kWh/t suchej masy). Zależy ona również od rzeczywistego czasu eksploatacji urządzeń. Zużycie floculantu chemicznego wynosi zwykle 5 – 12 kg na tonę suchej masy. Stosowanie tego procesu nie wymaga dodatkowej ingerencji człowieka ani specjalnych kwalifikacji personelu wykraczających poza normalny tryb eksploatacji oczyszczalni ścieków, mimo to wymagane jest specjalne szkolenie zorganizowane przez dostawcę sprzętu.

Ilustracja 5-8: Prasy hydrauliczne. Zdjęcia: Firma Bucher Unipektin AG, Szwajcaria.

5.6 PRZYKŁAD: Rozwiązania w zakresie obróbki osadów ściekowych opracowane w ramach projektu PURE – JURMALA, PIU jurmalas Udens, oczyszczalnia ścieków Sloka

Całkowita wydajność oczyszczalni ścieków w Jurmala (Łotwa) odpowiada 37 500 RLM. Rocznie utylizuje się około 1000 ton (sucha masa, sm) osadów ściekowych. Oczyszczalnia ta posiada wyposażenie umożliwiające usuwanie azotu i biologiczne usuwanie fosforu. W ramach projektu PURE przeprowadzono różne inwestycje, m.in. związane ze sprzętem pomiarowym poprawiającym możliwość monitorowania procesu, w celu zwiększenia wydajności usuwania fosforu i azotu.

W oczyszczalni ścieków w Jurmala nie prowadzi się procesu fermentacji. Ponieważ w tej oczyszczalni nie prowadzi się sedimentacji wstępnej, całość osadów ściekowych jest sklasyfikowana jako osady nadmierne, które są zagęszczane mechaniczne. Jeden zagęszczacz bębnowy zwiększa zawartość suchej masy nawet o 4 – 7%; zużycie polimerów wynosi 3,5 g/kg suchej masy (gram na kilogram suchej masy).

Po zagęszczeniu osady ściekowe są odwadniane za pomocą wirówki, która zmniejsza zawartość wody do minimum, co skutkuje osiągnięciem 18% zawartości suchej masy. Zużycie polimerów wynosi około 5,4 g/kg sm. Kompostowanie i utylizacja są przeprowadzane przez zewnętrzną firmę. Do tej pory nie przekroczono limitów zawartości metali ciężkich. Jurmala Water planuje opracować optymalne roz-



Ilustracja 5-9: Wirówka i zagęszczacz bębnowy, oczyszczalnia ścieków Sloka, Łotwa. Zdjęcia: PIU Jurmalas Udens.

wiązania w zakresie redukcji objętości osadów ściekowych, ich utylizacji i ponownego wykorzystania, które pomogą zmniejszyć koszty transportu i składowania tej ich części, która jest przekazywana zewnętrznej firmie do kompostowania.

Ilustracja 5-10: Oczyszczalnia ścieków Sloka w Jurmala. Zdjęcie: PIU Jurmalas Udens.



5.7 NAJCZĘŚCIEJ STOSOWANE TECHNOLOGIE ODWADNIANIA – PODSUMOWANIE

Zagadnienia dotyczące utylizacji osadów ściekowych często są bezpośrednio związane z ich odwadnianiem. Koszty transportu, utylizacji i ewentualnego suszenia bezpośrednio zależą od odwodnienia osadów ściekowych. Maksymalna wydajność i zawartość suchej masy może pomóc ograniczyć koszty. Dlatego zalecane jest prowadzenie dokładnych obliczeń związanych z rezultatami odwadniania, kosztami energii i substancji chemicznych oraz branie ich pod uwagę przy podejmowaniu decyzji oraz podczas przetargów. Testy pilotażowe dla każdej dostępnej możliwości mogą być pomocne podczas obliczeń. Zestawienie różnych metod i ich przydatności do stosowania w różnego rodzaju

Warto zapamiętać:

Wszystkie testy pilotażowe powinny być prowadzone w jednakowych warunkach (temperatura, pH, stopień przefermentowania itp.), zbliżonych do ostatecznych warunków roboczych. W trakcie testów na terenie oczyszczalni nie powinny odbywać się żadne prace budowlane.

zakładach zawiera tabela 5-1. Zestawienie porównawcze zakładów należących do firm uczestniczących w projekcie PURE przedstawiono w tabeli 5-2.

Tabela 5-1: Zestawienie metod odwadniania oraz ich wykorzystanie w regionie Morza Bałtyckiego, sm = sucha masa

Uczestnik PURE	Rodzaj osadów ściekowych	Urządzenie odwadniające	BioF	sm	Zużycie flokulantu
Kohtla-Järve	Bez fermentacji	Wirówka	Tak	22 %	8 g/kg sm
Ryga	Przefermentowane osady ściekowe	Wirówka	Tak	19 %	8 g/kg sm
Jurmala	Bez fermentacji	Wirówka	Tak	18 %	5,4 g/kg sm
Gdańsk	Przefermentowane osady ściekowe	Wirówka	Tak	19,7 %	11,4 g/kg sm
Szczecin - Pomorzany	Przefermentowane osady ściekowe	Taśmowa prasa filtracyjna	Tak	20 %	8 – 12 g/kg sm
Szczecin - Zdroje	Przefermentowane osady ściekowe	Wirówka	Tak	19 %	5,3 g/kg sm
EC Lubeka	Przefermentowane osady ściekowe	Komorowa prasa filtracyjna	Nie	37 %	500 g/kg sm (WAP-NO)

Tabela 5-2: Zestawienie partnerów PURE – fermentacja i odwadnianie. BioF = biologiczne usuwanie fosforu; sm = sucha masa

	Wirówka	Taśmowa prasa filtracyjna	Komorowa prasa filtracyjna		Prasa hydrauliczna
			Kondycjonowanie przy użyciu polimerów	Kondycjonowanie wapnem	
Skuteczność odwadniania - stabilizacja tlenowa - przefermentowane osady ściekowe	18–24 % 22–30 %	15–22 % 20–28 %	18–24 % 22–30 %	28–35 % 30–40 %	20–35 % ¹ - -
Zużycie flokulanta	4-14 g/kg sm	4-12 g/kg sm	5 -12 g/kg sm	Wapno 15 – 25 kg/m ³ i żelazo	5- 12 g/kg sm
Zużycie energii	Wysokie	Niskie	Średnie	Średnie	Średnie
Praca zautomatyzowana i ciągła	Tak/tak	Tak/tak	Nie/nie	Nie/nie	Tak/nie
Koszty inwestycji	Średnie	Średnie	Bardzo wysokie	Bardzo wysokie	Bardzo wysokie
Zastosowanie	Duże, średnie i małe oczyszczalnie (jednostka przewoźna)	Duże, średnie i małe oczyszczalnie (jednostka przewoźna)	Duże oczyszczalnie	Duże oczyszczalnie	Duże oczyszczalnie
Przykłady zastosowania w regionie Morza Bałtyckiego	Helsinki, Tampere (Finlandia) Tallin, Kohtla-Järve (Estonia) Sankt Petersburg (Rosja) Ryga, Jurmala (Łotwa) Hamburg (Niemcy) Warszawa, Gdańsk, Szczecin Zdroje (Polska)	Tarto, Viljandi (Estonia) Päikane (Finlandia) Szczecin-Pomorzany (Polska) Lüneburg (Niemcy)	niektóre oczyszczalnie w północnej części Niemiec	Kilonia, Lubeka (Niemcy)	Sztokholm Kåpala (Szwecja)

¹ Brak danych na temat różnych rodzajów osadów ściekowych.



6. HIGIENIZACJA OSADÓW ŚCIEKOWYCH

Zdjęcie: HSY Water

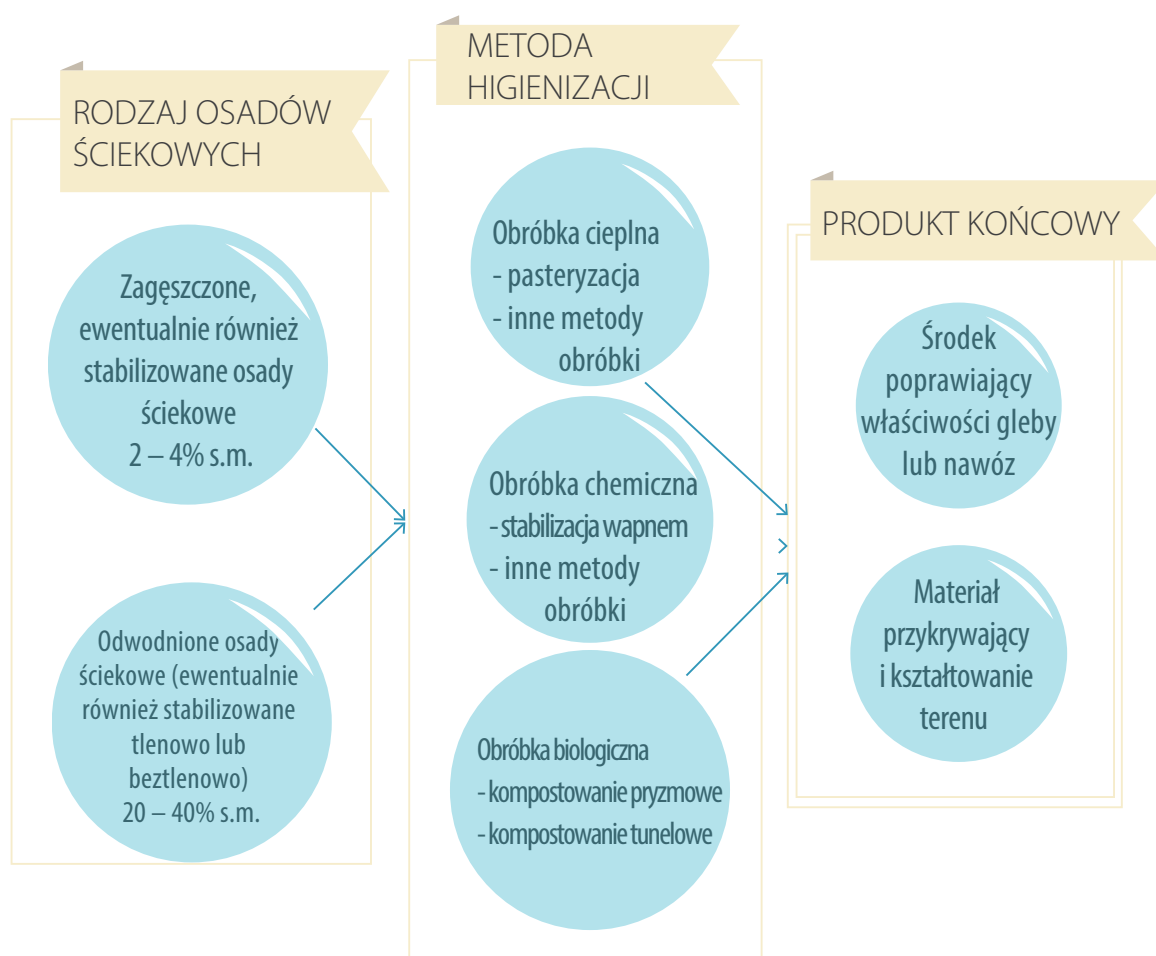
6.1 WSTĘP

Higienizacja lub dezynfekcja komunalnych osadów ściekowych to procedura zmniejszania zawartości bakterii patogenicznych w osadach ściekowych poniżej poziomu ustalonego przez odpowiednie władze. Konieczność przeprowadzenia higienizacji zależy od sposobu utylizacji osadów ściekowych i jest istotna w przypadku wykorzystania ich w rolnictwie i do kształtowania terenu. Odpowiednie wytyczne zostały określone przez WHO, a także niemieckie i szwedzkie władze, a ich część obowiązuje tylko w Niemczech i Szwecji (SNV, 2003 r., Umweltbundesamt, 2009 r. i WHO, 2003 r.).

Higienizacja osadów ściekowych może zostać przeprowadzona na dwa sposoby:

- podniesienie temperatury osadów ściekowych powyżej 55 – 70°C przez odpowiedni okres, i
- podniesienie wartości pH osadów ściekowych powyżej 12 przez odpowiedni okres.

W trakcie obróbki bakterie powinny zostać usunięte, a ich poziom – sprawdzony poprzez dokonanie odpowiednich pomiarów. Zasady rządzące procesem higienizacji osadów ściekowych przedstawia Ilustracja 6-1.



Ilustracja 6-1: Higienizacja osadów ściekowych

6.2 OBRÓBKA CIEPLNA

W procesie dezynfekcji termicznej temperatura osadów ściekowych jest podnoszona do poziomu zapewniającego niszczenie bakterii. Higienizacja termiczna jest zalecana, a w niektórych przypadkach wymagana, jeśli razem z komunalnymi osadami ściekowymi przetwarzane są szczątki zwierzęce i odpady rzeźnicze.

Wysoką temperaturę niezbędną do higienizacji można zapewnić kilkoma metodami:

- pasteryzacja (wstępna);
- kondycjonowanie termiczne;
- suszenie;
- termofilowa stabilizacja beztlenowa;
- termofilowa stabilizacja tlenowa;
- tlenowa termofilowa obróbka wstępna i
- kompostowanie.

6.2.1 Pasteryzacja

Pasteryzacja to najpowszechniejsza metoda higienizacji termicznej. Została ona opracowana przez Ludwika Pasteura w latach 60. XIX wieku. Jest powszechnie stosowana do konserwowania żywności. W oczyszczalniach ścieków metodę tę wykorzystuje się w następujący sposób.

Osady wstępne i nadmierne są podgrzewane w zbiorniku higienizacyjnym do temperatury wyższej niż 65°C, ale nieprzekraczającej 100°C. Czas retencji musi wynosić 30 minut przy temperaturze 65°C, 25 minut przy 70°C i 10 minut przy 80°C.

Przepisy prawne każdego kraju określają wymagane warunki pasteryzacji: temperaturę oraz czas retencji. Pasteryzacja musi zostać przeprowadzona przed fermentacją, aby wszystkie bakterie patogenne zostały zniszczone. Pozostałości tych bakterii są wykorzystywane w procesie fermentacji i ponowne skażenie jest niemożliwe. Pasteryzacja po fermentacji zapewniłaby warunki sprzyjające ponownemu skażeniu bakteriami patogennymi. (UBA, 2009 r.)

Warto zapamiętać:

Pasteryzacja wiąże się z dużym zużyciem energii. Dobre zagęszczenie pozwala zmniejszyć koszty, ponieważ ogranicza ilość osadów ściekowych, które trzeba ogrzać. Możliwe jest również ograniczenie zużycia energii poprzez wykorzystanie wymiennika ciepła: podawane osady ściekowe są ogrzewane dzięki chłodzeniu osadów na wylocie do temperatury fermentacji. Szacuje się, że całkowite zużycie ciepła w procesie pasteryzacji wynosi 11,9 kWh/m³, bez uwzględniania strat ciepła w reaktorze (UBA, 2009 r.).



Ilustracja 6-2: Zakład pasteryzacji w Kohtla-Järve, Estonia. Zdjęcie: OÜ Järve Biopuhastus.

6.2.2 Inne metody obróbki termicznej

- Kondycjonowanie termiczne to podniesienie temperatury osadów ściekowych na krótki czas w osobnym zbiorniku reakcyjnym przed fermentacją w celu zwiększenia ilości generowanego gazu i dezintegracji osadów ściekowych. Przykładem takiej metody jest hydroliza termiczna. Metoda ta stosowana jest zwykle w przypadku osadów nadmiernych. Przetwarzanie osadów wstępnych i nadmiernych razem prowadzi do zwiększenia zużycia ciepła.
- Suszenie (zob. 7) również wiąże się z podniesieniem temperatury powyżej określonego poziomu. Metoda



Ilustracja 6-3. Zdjęcie:Shutterstock.com/Peter Gudella.

Warto zapamiętać:

Termofilowa tlenowa obróbka wstępna jest opcjonalnym rozwiązaniem w przypadku, gdy komory fermentacyjne są zbyt ciężkie.

Warto zapamiętać:

Temperatury wyższe niż 180°C mogą prowadzić do reakcji mogących skutkować powstaniem substancji toksycznych. W procesie odwadniania toksyczne substancje chemiczne są przekazywane z powrotem do oczyszczalni ścieków (odcieki), co skutkuje problemami związanymi z działaniem oraz wpływa na końcowy stan oczyszczonych ścieków. W niektórych przypadkach wysoka temperatura powoduje wydzielanie zapachu.

ta również prowadzi do higienizacji osadów. Zużycie ciepła jest znacznie wyższe niż w przypadku pasteryzacji, ale spadek objętości prowadzi do zmniejszenia kosztów utylizacji. Suszenie jest zwykle procesem wstępnym przed spalaniem (zob. rozdział 8).

- Termofilowa stabilizacja beztlenowa została objaśniona w rozdziale 4, a ponadto nie ma praktycznego zastosowania w regionie Morza Bałtyckiego. Możliwe, że technologia ta zacznie być stosowana w przyszłości, np. w zakładach przetwarzania bioodpadów, w zależności od wymagań określonych przepisami.
- Termofilowa tlenowa obróbka wstępna i termofilowa stabilizacja tlenowa zużywają zbyt dużą ilość energii, w związku z czym metody te nie są jeszcze stosowane.
- Podczas kompostowania temperatura również rośnie powyżej poziomu wymaganego do higienizacji. Kompostowanie zostało opisane w rozdziale 6.4.

6.3 OBRÓBKA CHEMICZNA

Osady ściekowe mogą być poddawane higienizacji przy użyciu związków wapnia (CaO lub Ca(OH)_2) poprzez zwiększenie pH osadów ściekowych do poziomu 12 i utrzymanie go na tym poziomie przez cały czas trwania aktywności biologicznej. Minimalny czas higienizacji wynosi 2 godziny. Dawka jest zwykle ustalana na podstawie zmierzonej wartości pH, a zużycie wapna zależy od twardości i innych chemicznych właściwości ścieków.

Przydatność do stosowania przy różnych typach osadów oraz różnej wydajności

Mleko wapienne (Ca(OH)_2) zwykle dodaje się do niezagęszczonych osadów ściekowych o niskiej zawartości suchej masy; w przypadku kondycjonowania dodaje się je do osadów przed odwadnianiem za pomocą komorowej prasy filtracyjnej (zob. rozdział 5.4). Wapno palone (CaO) zwykle dodaje się do odwodnionych osadów ściekowych.

Po przetworzeniu z wykorzystaniem wapna zwykle nie ma konieczności zmniejszania pH; po odwadnianiu jakkolwiek metodą opisaną w rozdziale 5 osady ściekowe mogą być wykorzystywane w rolnictwie oraz do kształtowania terenu pod drogi, tory kolejowe lub parki. Dzieje się tak dlatego, że pH gleby jest zwykle zbyt niskie, w związku z

tym często do gruntów uprawnych dodaje się związki zasadowe w celu poprawienia ich właściwości umożliwiających wzrost roślin.

Wymogi przestrzenne oraz dotyczące funkcjonowania i konserwacji, aspekty ochrony środowiska i bezpieczeństwa

Ilość miejsca wymagana w związku z obróbką za pomocą wapna zależy od wydajności; typowe wymiary to: szerokość 3 – 4 m; długość 5 – 10 m i wysokość 3 – 6 m z uwzględnieniem ilości miejsca niezbędnej do wykonywania prac konserwacyjnych. Urządzenia te w każdym wypadku należy instalować w zamkniętych pomieszczeniach.

Obsługa i konserwacja sprzętu związanego z tym procesem jest stosunkowo prosta: niezbędny jest sprzęt dozujący

substancje chemiczne i silos magazynowy oraz mieszalnik osadów ściekowych i substancji chemicznych.

Używając wapna do higienizacji, należy brać pod uwagę następujące czynniki:

- całkowita ilość osadów ściekowych zwiększa się, w związku z czym rosną koszty utylizacji;
- rośnie wartość pH – osady ściekowe poddane obróbce za pomocą wapna mogą być wykorzystywane w rolnictwie;
- konieczne może być użycie płuczki z reagentem kwasowym do absorpcji amoniaku z powietrza;
- bezpieczeństwo chemiczne jest ważne ze względu na wysoką zasadowość oraz

Warto zapamiętać:

W zależności od krajowych przepisów pomiar poziomu zanieczyszczeń w osadach ściekowych może być przeprowadzany po dodaniu wapna. Wapno może rozrzedzić osady ściekowe, ale również zanieczyścić je. Konieczne jest monitorowanie jakości wapna.

- potrzebna dawka substancji chemicznych wynosi do 300 – 400 kg na tonę suchej masy.

Niektóre specjalne kwestie poruszono w rozdziale 6.3.4.

6.3.1 Higienizacja za pomocą mleka wapiennego

Zwykle do obróbki osadów ściekowych o niskiej zawartości suchej masy (2 – 4%) wykorzystuje się mleko wapienne (5 – 10% $\text{Ca}(\text{OH})_2$), które zwiększa wartość pH; jednak ponieważ reakcja ta nie jest egzotermiczna, nie prowadzi ona do wzrostu temperatury. Wapno gaszone $\text{Ca}(\text{OH})_2$ jest rozpuszczane w wodzie w celu uzyskania mleka wapiennego, które następnie jest mieszane z osadami ściekowymi w osobnym mieszalniku przed ich zagęszczaniem i stabilizacją. Mieszalnik do mieszania wapna gaszonego i osadów

ściekowych o niskiej zawartości suchej masy to otwarty zbiornik wyposażony w pionowe mieszadło.

W małych i średnich oczyszczalniach ścieków nieposiadających jednostek odwadniających możliwe jest dezynfekowanie osadów ściekowych za pomocą mleka wapiennego (do stabilizacji tlenowej/beztlenowej osadów), składowanie osadów przez pewien czas po zmieszaniu, a następnie wykorzystanie ich w rolnictwie.

6.3.2 Kondycjonowanie przy użyciu mleka wapiennego i związków żelaza

W przypadku korzystania z komorowych pras filtracyjnych możliwe jest wykorzystanie mleka wapiennego i związków żelaza jako flokulanta w procesie odwadniania (zob. rozdział 5.4). W takim przypadku w komorowej prasie filtracyjnej należy zamontować specjalne tkaniny filtracyjne. Po odwodnieniu osady ściekowe należy składować przez pewien czas, po czym można je wykorzystać w rolnictwie. Ze względu na wysokie ceny komorowych pras filtracyjnych metoda ta jest odpowiednia dla średnich i dużych oczyszczalni.

Skutki uboczne kondycjonowania:

- jakość odcieków ulega zmianie, a w rurach odkłada się węgiel wapnia;
- odcieki zwiększają wydajność buforowania w procesie oczyszczania ścieków;
- uzdatnianie odcieków nie jest możliwe bez problemów eksploatacyjnych
- poprawie ulega równowaga wapniowa/sodowa, mniejsze pęcznienie osadów oraz
- możliwe blokowanie elementów układu napowietrzania.



Ilustracja 6-4: Osady ściekowe kondycjonowane za pomocą mleka wapiennego, a następnie odwodnione. Zdjęcia: Entsorgungsbetriebe Lübeck.

6.3.3 Obróbka za pomocą wapna palonego

Stabilizacja za pomocą tlenku wapnia jest zwykle stosowana w przypadku osadów ściekowych o wysokiej zawartości suchej masy (20 – 40%, tzn. osady odwodnione). Suchy proszek wapienny jest mieszany z odwodnionymi osadami ściekowymi w zamkniętym mieszalniku tylko przez 15 – 20 minut ze względu na szybki wzrost temperatury. W trakcie mieszania CaO z odwodnionymi osadami ściekowymi wartość pH rośnie do poziomu przekraczającego 12. Następnie CaO zaczyna reagować z wodą i w wyniku tej egzotermicznej reakcji temperatura rośnie i zwykle przekracza 60°C. Część wody odparowuje, a zawartość suchej masy jest nieco zwiększona.

Wapno palone może być używane w każdej oczyszczalni ścieków posiadającej jednostkę odwadniającą (zob. rozdział 5). Ze względu na reakcję egzotermiczną i wysoką temperaturę higienizacja za pomocą wapna palonego jest skuteczniejsza niż za pomocą mleka wapiennego.

Mieszalnik do mieszania wapna palonego z osadami ściekowymi o wysokiej zawartości suchej masy to zamknięty układ, w którego skład wchodzi m.in. poziome mieszadło lopatkowe.

Koszty, parametry zużycia mediów oraz siła robocza

Koszty inwestycyjne związane ze sprzętem do obróbki za pomocą wapna wahają się od 200 000 do 400 000 euro,

w zależności od pojemności. Okres trwałości technicznej sprzętu wynosi zwykle 15 – 20 lat. Zużycie substancji chemicznych dla tego procesu stanowi największą część całkowitych kosztów eksploatacyjnych. Może ono wynieść nawet 300 – 400 kg CaO/t suchej masy. Minimalne zużycie to kwestia indywidualna uzależniona od rodzaju osadów ściekowych i zawartości suchej masy. Można je określić eksperymentalnie, pamiętając o następujących wymaganiach: min. 2 godz. przy $\text{pH} > 12$. Koszty substancji chemicznych zależą od kosztów wapna, które różnią się w zależności od ilości i kraju. W przypadku zużycia określonego powyżej, koszty substancji chemicznych wynoszą od 20 do 40 Euro/tsm. Moc zainstalowana wynosi około 10 – 20 kW, a zużycie energii elektrycznej – około 7 – 15 kWh/t suchej masy. To zużycie jest marginalne w porównaniu z całkowitym zużyciem energii w oczyszczalni ścieków.

Proces ten nie wymaga jakiegokolwiek dodatkowej ingerencji człowieka ani kwalifikacji personelu wykraczających poza normalny tryb eksploatacji oczyszczalni ścieków. Do kondycjonowania za pomocą mleka wapiennego i związków żelaza niezbędna jest komorowa prasa filtracyjna. Koszty związane z jej wykorzystaniem omówiono w rozdziale 5.4.

Stosowanie w regionie Morza Bałtyckiego

W regionie Morza Bałtyckiego obróbka za pomocą wapna jest rzadko stosowana. Przykładami fińskich przedsiębiorstw korzystających z takich metod są Iisalmi Water, która wykorzystuje stabilizację odwodnionych osadów ściekowych za pomocą wapna w swojej oczyszczalni Vuohiniemi, a także Savonlinna Water. W regionie Morza Bałtyckiego kondycjonowanie za pomocą mleka wapiennego i związków żelaza jest stosowane w Niemczech w Lubece i Kilonii. Oczyszczalnie ścieków w Szczecinie mają możliwość stosowania obróbki osadów ściekowych za pomocą wapna w związku z ich wykorzystaniem w rolnictwie, ale nie korzystają z tej możliwości.

6.3.4 Inne substancje chemiczne

Istnieją różne możliwości związane z obróbką osadów ściekowych za pomocą substancji chemicznych innych niż wapno. Zwykle wykorzystuje się substancje chemiczne zwiększające wartość pH. Zawsze należy przetwarzać całą porcję osadów ściekowych. Niezwykle ważne jest, aby stosowana metoda higienizacji spełniała obowiązujące przepisy.

Metoda Kemicond może być stosowana do obróbki zagęszczonych osadów wstępnych lub nadmiernych. Zwykle głównym celem stabilizacji metodą Kemicond jest higienizacja osadów ściekowych. Zauważono również, że wpływa ona na poprawę parametrów odwadniania osadów. Obróbka ma miejsce w osobnym mieszalniku i polega na obniżeniu wartości pH poniżej 4 poprzez użycie kwasu siarkowe-

go (H_2SO_4). W kwaśnych warunkach przypominająca żel struktura osadów ściekowych ulegnie dezintegracji, a sole metali, np. fosforan żelaza (II) ($\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$) czy tlenek żelaza (FeO), zostaną rozpuszczone. Po tym etapie osady ściekowe są utleniane za pomocą nadtlenu wodoru (H_2O_2), a jony żelaza są przekształcane z Fe^{2+} w Fe^{3+} . Następnie ta druga postać żelaza służy do strącania fosforanów, w wyniku czego powstaje fosforan żelazowy (FePO_4).

W warunkach utleniających przypominająca żel struktura osadów ściekowych ulegnie dalszej dezintegracji. Podczas odwadniania po zastosowaniu metody Kemicond możliwe jest uwolnienie większej ilości wody z osadów ściekowych. Obróbka chemiczna kończy się neutralizacją osadów ściekowych za pomocą wodorotlenku sodu (NaOH) przed do-

daniem polimerów w celu poprawy procesu odwadniania osadów ściekowych.

W trakcie obróbki osady ściekowe są poddawane higienizacji poprzez utlenianie nadtlaniem wodoru – jest on prawie pozbawiony zapachu, a jego składowanie i transport nie sprawiają problemów. Możliwe, że krajowe przepisy ograniczają korzystanie z technologii tego typu oraz dopuszczalnych metod utylizacji (rolnictwo, kształtowanie terenu bez kompostowania lub po kompostowaniu, które jest zalecane przez dostawcę).

Wymogi przestrzenne zależą głównie od wydajności. Niezbędne są urządzenia dozujące i mieszające oraz silosy magazynowe. Typowe wymiary sprzętu: szerokość 4 – 6 m, długość 8 – 10 m, wysokość 4 – 6 m. Należy zwracać uwagę na bezpieczeństwo chemiczne ze względu na wykorzystanie kwasów, zasad i utleniaczy. Koszty eksploatacyjne (substancji chemicznych) są wysokie. Typowe zużycie wynosi około 220 kg H_2SO_4 na tonę suchej masy i 27 kg H_2O_2 na tonę suchej masy. Ze względu na wysokie koszty metoda ta jest odpowiednia dla dużych oczyszczalni ścieków.

Koszty, parametry zużycia mediów oraz siła robocza

Koszty inwestycyjne związane z tą technologią wahają się od 400 000 do 700 000 euro, w zależności od wydajności. Koszty inwestycyjne można nieco obniżyć, zlecając przeprowadzenie całego procesu oraz utylizację przetworzonego produktu zewnętrznemu wykonawcy. Okres trwałości technicznej sprzętu wynosi zwykle 15 – 20 lat. Całkowite koszty substancji chemicznych zależą od kosztów kwasu siarkowego i nadtlenu wodoru, które różnią się w zależności od ilości i kraju. Zużycie kwasu siarkowego wynosi około 220 kg H_2SO_4 /t suchej masy, a zużycie nadtlenu wodoru – około 27 kg H_2O_2 /t suchej masy. W przypadku powyższego zużycia koszty substancji chemicznych wynoszą od 50 do 60 euro/tsm. Moc zainstalowana wynosi około 15 – 25 kW, a zużycie energii elektrycz-

Innowacyjne metody:

Higienizacja to tylko efekt uboczny metody Kemicond. Obróbka tą metodą poprawia skuteczność odwadniania. W oczyszczalni ścieków w Sztokholmie zawartość suchej masy w osadach ściekowych wynosi nawet 50% dzięki stosowaniu metody Kemicond w połączeniu z odwadnianiem za pomocą prasy hydraulicznej; w innych oczyszczalniach ścieków połączenie komorowej prasy filtracyjnej i metody Kemicond pozwala osiągnąć zawartość suchej masy od 38% do 45% (Brendler, 2006 r.). Możliwe jest również łączenie tej metody z wykorzystaniem wirówek i taśmowych pras filtracyjnych.

nej – około 10 – 20 kWh/t suchej masy. To zużycie jest stosunkowo małe w porównaniu z całkowitym zużyciem energii w oczyszczalni ścieków. Zależy ona również od rzeczywistego czasu eksploatacji urządzeń. Zużycie substancji chemicznych dla tego procesu stanowi największą część całkowitych kosztów eksploatacyjnych, jednak dokładne zużycie w danym przypadku należy określić na podstawie testów laboratoryjnych i pilotażowych.

Stosowanie tego procesu nie wymaga dodatkowej ingerencji człowieka, ale potrzebne mogą być specjalne kwalifikacje personelu związane z bezpieczeństwem chemicznym wykraczające poza normalny tryb eksploatacji oczyszczalni ścieków.



Ilustracja 6-5. Zdjęcie: Jannica Haldin, HELCOM.

Stosowanie w regionie Morza Bałtyckiego

Technologia ta jest używana tylko w kilku oczyszczalniach ścieków w regionie Morza Bałtyckiego. Do tej grupy należy oczyszczalnia Käppala w Sztokholmie (Szwecja) i fińska oczyszczalnia Oulu (przykład outsourcingu).

6.4 OBRÓBKA BIOLOGICZNA

6.4.1 Zasady działania i przydatność do stosowania przy różnych typach osadów

Kompostowanie to proces rozkładu z wykorzystaniem bakterii tlenowych mający na celu stabilizację odpadów organicznych i produkcję próchnicy (kompostu). Kompostowanie to prosta i sprawdzona technologia zapewniająca higienizację (60°C przez 3 – 6 dni) i wytwarzanie przydatnych substancji takich jak kompost i nawozy. Należy zapoznać się z krajowymi przepisami, ponieważ w niektórych państwach wymagany czas kompostowania może wynosić znacznie więcej niż sześć dni.

Wybór technologii kompostowania opiera się o następujące kryteria:

- niskie koszty inwestycji kapitałowych i eksploatacji;
- prostota tej technologii, która może być w sposób niezawodny obsługiwana przez osoby nie posiadające specjalistycznego wykształcenia.

Kompostowanie osadów wymaga uprzedniego zwiększenia w nich zawartości suchej masy przynajmniej do 15%, aby można było je traktować jako substancje stałe. Aby uzyskać taką zawartość suchej masy w osadach wstępnym i nadmiernym, należy poddać je zagęszczaniu i odwadnianiu (zob. rozdziały 3 i 5). Metodę tę można również stosować w odniesieniu do osadu poddanego stabilizacji beztlenowej (przefermentowanego) i w dalszej kolejności odwadnianiu. W uzyskaniu wymaganej do kompostowania zawartości suchej masy oraz odpowiedniej proporcji zawartości

węgla i azotu może pomóc mieszanie z materiałami ściólkowymi, np. suchymi trocinami.

Spektrum technologii kompostowania stosowanych w regionie Morza Bałtyckiego rozpoczyna się od prostych systemów kompostowania przyzmoego usytuowanych na otwartym powietrzu i niewymagających stosowania złożonych instalacji technologicznych, a kończy na kompostowniach umieszczonych w całości w pomieszczeniach zamkniętych, w których stosowane są procesy przyspieszonej obróbki oraz wysokiej klasy instalacje do oczyszczania powietrza odlotowego. Różnorakie technologie są w dużej mierze sprawdzone i zbadane pod kątem ich możliwości i ograniczeń. Do obróbki osadów ściekowych najlepiej nadają się technologie kompostowania przyzmoego i tunelowego. W przypadku obu metod eksploatacja i konserwacja są stosunkowo proste i wymagają jedynie podstawowej wiedzy w zakresie zjawisk biologicznych i biochemicznych zachodzących w procesie kompostowania.

6.4.2 Kompostowanie przyzmoego

Eksploatacja, konserwacja, aspekty ochrony środowiska i bezpieczeństwa

Kompostowanie metodą przyzmoą wymaga pewnej wiedzy i praktyki w zakresie ustawiania przyz, ich systematycznego przewracania oraz monitorowania temperatury i innych kluczowych parametrów procesu kompostowania. Niekiedy proponowane jest wykorzystywanie dodatków i drobnoustrojów do zapewnienia prawidłowego przebiegu procesu kompostowania, jednakże wielu operatorów żywi przekonanie, że nie istnieje konieczność stosowania specjalnych dodatków, jeśli część osadu jest mieszana z materiałem ściólkowym. Zazwyczaj nie jest wymagane pokrywanie przyz jakimkolwiek materiałem.

Kompostowanie przyzmoego odbywa się na otwartym powietrzu, na powierzchniach pokrytych asfaltem lub innym materiałem o niskiej przepuszczalności celem ochrony gleby, tam gdzie brak wystarczającej ilości miejsca na przewracanie i magazynowanie w fazie dojrzewania. Podczas formowania przyz wykonywanego zwykle przy użyciu ładowarek czołowych osad mieszany jest z materiałem ściólkowym (trocinami, zrębkami lub torfem). Normalnie materiał ściólkowy mieszany jest w proporcji objętościowej 40 – 50% z kompostowanym osadem, po czym jest od niego oddzielany i kierowany do ponownego wykorzysta-

nia. Ponieważ metoda ta musi być stosowana w wilgotnym środowisku i w obecności tlenu, kompostowany osad musi być napowietrzany przez regularne przewracanie przyz z częstotliwością dwóch do czterech tygodni.

Maszyny używane do przewracania przyz są kluczowym elementem procesu produkcji kompostu wysokiej jakości, jak również jednym z głównych źródeł kosztów inwestycyjnych i eksploatacyjnych. W skład maszyn do przewracania przyz wchodzi ładowarki czołowe, bębny obrotowe, urządzenia do przesiewania materiału ściólkowego oraz przenośniki taśmowe i ślimakowe – w zależności od lokalnych warunków załadunku i rozładunku materiałów. Już od 1930 r. do przewracania kompostu używano sprzętu rolniczego, zaś sprzęt specjalistyczny przeznaczony do stosowania w tym celu na dużą skalę stał się dostępny w latach 70-tych i był udoskonalany od samego początku lat 90-tych ubiegłego wieku.

Standardowe wymogi przestrzenne zależą w głównej mierze od ilości osadów ściekowych. Wymiary wymaganej przestrzeni są porównywalne z innymi metodami higienizacji i mogą wynosić 50 – 100 m na 150 – 200 m z uwzględnieniem miejsca składowania materiału na kompost.

Kompostowanie przyzmore może być stosowane w małych i średnich zakładach. Można również stosować tę metodę w dużych oczyszczalniach ścieków, o ile dostępna jest wystarczająca ilość miejsca.

Koszty, parametry zużycia mediów oraz siła robocza

Koszty inwestycji wynoszą zwykle od 500 000 do 3 mln euro w zależności od wydajności maszyn przewracających oraz wymiarów obszaru kompostowania i materiałów, z których jest on wykonany. Koszty inwestycji można nieco zmniejszyć, powierzając przewracanie kompostu firmom zewnętrznym, bądź znacznie ograniczyć, powierzając im całokształt tej operacji włącznie z utylizacją kompostu. Okres trwałości technicznej tych urządzeń wynosi zwykle 10 – 15 lat. Możliwy do odzyskiwania materiał wspomagający proces kompostowania, np. wióry drzewne (pochodzące m.in. z odpadów budowlanych i rozbiórkowych), jest niezbędny do utrzymywania kompostu w warunkach obecności tlenu. Wióry drzewne są zwykle odzyskiwane przez przesiewanie gotowego kompostu; w celu skompensowa-

Warto zapamiętać:

Korzystanie z technologii tego rodzaju w warunkach normalnej eksploatacji nie stanowi szczególnego zagrożenia dla środowiska. Jedynie w przypadku niedostatecznego przewracania lub nawilżania materiału przyzmy mogą na skutek braku tlenu rozpocząć emisję cuchnących gazów zawierających siarkowodór do atmosfery.

nia niewielkich strat tego materiału powstających z biegiem czasu dodawana jest niewielka ilość nowych wiórów. Koszty dodatkowego materiału są niższe od 10 euro/t sm

W procesie tym nie zachodzi konieczność stosowania energii elektrycznej ani chemikaliów, ponieważ jest on obsługiwany za pomocą mobilnego sprzętu napędzanego silnikami wysokoprężnymi na olej napędowy. Stosowanie tego procesu nie wymaga dodatkowej ingerencji człowieka – pomimo konieczności przewracania przyzmy – ani specjalnych kwalifikacji personelu wykraczających poza normalny tryb eksploatacji oczyszczalni ścieków.



Ilustracja 6-6: Kompostowanie osadów ściekowych w Helsinkach (Finlandia) i Kohtla-Järve (Estonia). Zdjęcia: HSY Water i OÜ Järve Biopuhastus.

Stosowanie w regionie Morza Bałtyckiego

Opisywana technologia kompostowania jest szeroko stosowana w regionie Morza Bałtyckiego. Proces jest stosowany w gminach miejskich do 1 000 000 RLM, np. w Helsińskim Regionie Metropolitalnym (Finlandia); w miastach średniej wielkości takich jak Kohtla-Järve i Viljandi (Estonia), Jurmala (Łotwa) czy Oulu (Finlandia), jak również w zakładach na terenie Danii, Niemiec (np. Siebenhitz), Litwy, Polski (m.in. Słupsk) i Szwecji (m.in. Uppsala, Vänersborg, Borås i Sofiedal). Kompostowanie przyzmore znajduje również coraz szersze zastosowanie w Rosji.

6.4.3 Kompostowanie tunelowe

Eksploatacja, konserwacja, aspekty ochrony środowiska i bezpieczeństwa

Kompostowanie tunelowe jest procesem wsadowym realizowanym w szeregu tuneli napelnianych przy użyciu ładowarek czołowych lub bardziej zaawansowanych systemów automatycznych, np. przenośników. Obecne trendy rozwojowe zmierzają do tworzenia mniej skomplikowanych systemów oraz inwestowania przede wszystkim w obszary mieszania, betonowe konstrukcje tuneli oraz systemy wentylacyjne służące do ich napowietrzania. Standardowe tunele posiadają szerokość 4 – 6 m, wysokość 6 m i długość 20 – 40 m wraz ze ścianami oddzielającymi dwa sąsiadujące tunele; wymiary standardowej budowli to szerokość 20 – 25 m, wysokość 6 m i długość 20 – 40 m. Po zakończeniu etapu intensywnego kompostowania w tunelach osad dojrzewa i stabilizuje się w pryzmach wymagających przestrzeni o wymiarach około 50 – 60 m na 80 – 100 m. Kompostowanie tunelowe jest technologią stosowaną od dawna i wypróbowaną, którą można wdrażać w średnich i dużych biologicznych oczyszczalniach ścieków.

W przypadku większych kompostowni (500 000 – 1 000 000 RLM), gdzie wymagana jest wysoka wydajność, kompostowanie tunelowe może skracać czas przebywania osadów ściekowych do 10 – 15 dób w procesie kompostowania. Główne właściwości to:

- Szybsze tempo przewracania na skutek sterowania wydajnością każdego z tuneli i jej monitorowania.
- Napowietrzanie wymuszane przy użyciu podciśnienia celem uniknięcia niekontrolowanych emisji do atmosfery. Do tego celu mogą służyć proste kanały napowietrzające wykonane w podlogach. Powietrze płynące przez te kanały gromadzi się w dmuchawach wymuszających przepływ powietrza zewnętrznego przez osad, a tym samym przyspieszenie procesu kompostowania.
- Uzdatanianie powietrza wylotowego. Nagromadzone powietrze ma bardzo nieprzyjemny zapach i jest zanieczyszczone amoniakiem. Jego uzdatnienie w minimalnym stopniu wymaga przepuszczenia przez płuczkę kwasową; zalecane jest również przepiętrowanie za pomocą filtru biologicznego.

Warto zapamiętać:

Podobnie jak w procesie kompostowania pryzmowego, w przypadku niedostatecznego przewracania lub nadmiernego nawilżania materiału tunele kompostowe mogą na skutek braku tlenu rozpocząć emisję cuchnących gazów zawierających siarkowodor do atmosfery.

Koszty, parametry zużycia mediów oraz siła robocza

Koszty inwestycji wynoszą zwykle od 1,5 do 5 mln euro w zależności od pojemności i wymiarów budowli kompostowych oraz materiałów, z których są one wykonane. Również przy stosowaniu tej technologii – podobnie jak kompostowania pryzmowego – w przypadku użycia ładowarek czołowych do mieszania materiałów oraz napelniania i opróżniania tuneli prace te powierza się firmom zewnętrznym celem zredukowania kapitałowych nakładów inwestycyjnych oraz kosztów zatrudnienia personelu stałego. Okres trwałości technicznej sprzętu wynosi zwykle 15 – 20 lat.

Moc zainstalowana może wahać się w granicach od 75 do 120 kW z uwagi na konieczność wentylacji komór kompostowych; pobór energii elektrycznej w tym procesie można w znacznym stopniu porównać do całkowitego poboru w procesie uzdatniania ścieków, tj. około 100 – 200 kWh/tsm. Zależy ona również od rzeczywistego czasu eksploatacji urządzeń. Kompostowanie tunelowe nie wymaga zwykle stosowania chemikaliów. Pomimo konieczności napelniania i opróżniania tuneli stosowanie tego procesu nie wymaga dodatkowej ingerencji człowieka ani specjalnych kwalifikacji personelu wykraczających poza normalny tryb eksploatacji oczyszczalni ścieków.

W wielu kompostowniach tunelowych przetwarzana jest mieszanina osadów ściekowych, wstępnie wyselekcjonowanych u źródła biologicznych odpadów komunalnych oraz zielonych odpadów ogrodowych.

Stosowanie w regionie Morza Bałtyckiego

Technologia kompostowania znajduje dość szerokie zastosowanie w niektórych krajach regionu Morza Bałtyckiego, jednak do dnia dzisiejszego jest niezwykle rzadko stosowana w Polsce, Niemczech, Estonii, Łotwie i na Litwie. Kompostowanie tunelowe nie jest w ogóle praktykowane w Rosji i na Białorusi. W Finlandii kompostowanie tunelowe stosowane jest w miejscowościach Jyväskylä, Varkaus, Lahti, Rovaniemi, Espoo (kompostownia tunelowa Nurmijärvi), Joutseno, Kitee, Himanka i Mäntsälä. W Danii i Szwecji istnieje kilka kompostowni tunelowych usytuowanych na gęsto zaludnionych obszarach.

6.5 PRZYKŁAD: Rozwiązania w zakresie obróbki osadów ściekowych opracowane w ramach projektu PURE–KOHTLA-JÄRVE, OÜ Järve Biopuhastus, oczyszczalnia ścieków Järve

Całkowita wydajność oczyszczalni ścieków w Kohtla-Järve (Estonia) odpowiada 200 000 RLM. Każdego roku przetwarza się tam około 2700 ton osadów ściekowych (sucha masa, sm). Zakład ten posiada wyposażenie umożliwiające usuwanie azotu oraz chemiczne i biologiczne usuwanie fosforu.

Ponieważ w oczyszczalni ścieków Kohtla-Järve brak systemu sedymentacji wstępnej, całość produkowanego osadu stanowi osad nadmierny. Osad nadmierny jest zagęszczany mechanicznie do około 6% sm Zużycie polimerów wynosi około 4 g/kg sm.

Po zagęszczaniu mechanicznym osad podawany jest do reaktorów, w których pozbawiany jest szkodliwych bakterii. W toku procesu osad jest podgrzewany w ciągu 20 – 24 godzin do temperatury 55°C. Następnie jest odwadniany na wirówce i osiąga 22% sm Zużycie polimerów wynosi około 8 g/kg sm. Po odwodnieniu osad jest mieszany z rozdrobnionym materiałem drzewnym i formowany w pryzmy na terenie kompostowni.

Osad przetworzony w kompostowni stosowany jest do prac związanych z kształtowaniem terenu. Przekroczenie którejkolwiek z normatywnych wartości granicznych stężenia metali ciężkich jest wykluczone. Jednak z uwagi na występowanie w Kohtla-Järve dużej ilości ścieków prze-



Ilustracja 6-7: Oczyszczalnia ścieków Kohtla-Järve. Zdjęcie: OÜ Järve Biopuhastus.

mysłowych operator nie może sprzedawać kompostu na rynku, lecz dostarcza go bezpłatnie.

Obecnie zakład nie posiada instalacji do fermentacji beztlenowej, a tym samym nie produkuje energii samodzielnie; bilans energetyczny jest zatem ujemny. W najbliższej przyszłości planowana jest budowa komory fermentacji osadu celem uruchomienia produkcji energii i zredukowania ilości osadów.

Ilustracja 6-8: Kompostowanie osadów ściekowych w Kohtla-Järve (Estonia). Zdjęcie: OÜ Järve Biopuhastus.



6.6 PRZYKŁAD: Rozwiązania w zakresie obróbki osadów ściekowych opracowane w ramach projektu PURE – HELSINKI, HSY Water, oczyszczalnie Viikinmäki i Suomenoja

Helsiński Obszar Metropolitalny generuje w skali rocznej ponad 100 milionów m³ ścieków (ogółem 1,1 mln RLM) oczyszczanych w dwóch największych fińskich oczyszczalniach ścieków – Viikinmäki (Helsinki) i Suomenoja (Espoo) eksploatowanych przez firmę HSY Water – regionalną organizację świadczącą usługi w zakresie ochrony środowiska. Firma HSY Water jest stowarzyszonym uczestnikiem projektu PURE. W Viikinmäki produkowanych jest 65 000 ton, zaś w Suomenoja – 25 000 ton osuszonego osadu w skali rocznej.

Czas retencji na etapie sedymentacji wstępnej wynosi 2,8 h w Viikinmäki oraz 2,1 h w Suomenoja, a ogólna zawartość suchej masy (sm) – odpowiednio 3,6% i 1,3%. W Suomenoja osad wstępny jest zagęszczany przed fermentacją. Stężenie osadu nadmiernego w Viikinmäki wynosi 7,5 g/l. Średnia zawartość suchej masy w osadzie podawanym do komór fermentacji osadu wyniosła 4,1% w 2011 r.

W Viikinmäki istnieją cztery komory fermentacji osadu pracujące w układzie szeregowym – dwie z nich realizują wstępną fazę fermentacji, a dwie pozostałe – fazę wtórną. Przed drugą fazą osad nie jest podgrzewany. W Suomenoja dwie komory fermentacji pracują równolegle. Czas retencji i temperatura materiału podawanego do komór fermentacji osadu wynoszą 17 dób i 37°C w Viikinmäki oraz 13 dób i 35,5°C w Suomenoja. Zawartość suchej masy po fermentacji to 2,3% (Viikinmäki) i 2,7% (Suomenoja).

Proces odwadniania realizowany jest w wirówkach (czterech w Viikinmäki i trzech w Suomenoja). Zawartość suchej masy po odwodnieniu wynosi w przypadku obu zakładów 29%. Zużycie polimerów wynosi 4,5 g/t sm (Viikinmäki) i 6,1 g/kg sm (Suomenoja).

Osad przefermentowany w Viikinmäki jest transportowany do kompostowni Sipoo położonej na wschód od Helsinek. Po dodaniu torfu osad jest kompostowany przez okres 6 – 9 miesięcy w bioreaktorach o otwartej konstrukcji. Po dodaniu piasku, mineralów i substancji odżywczych oraz przesianiu produkt sprzedawany jest do celów związanych

z kształtowaniem terenu oraz wykorzystania w rolnictwie. Bieżący popyt na rynku przekracza aktualne możliwości produkcyjne firmy HSY Water. Osad przefermentowany w Suomenoja jest poddawany dalszej obróbce w zakładzie Nurmijärvi położonym na północ od Espoo, gdzie po dodaniu do niego torfu i nadającego się do recyklingu materiału wiążącego jest on kompostowany przez okres trzech tygodni w tunelach obsługiwanych przez firmę zewnętrzną. Jest on używany jako materiał przykrywający na składowisku odpadów będącym częścią Centrum Oczyszczania Ścieków Ämmässuo, którego operatorem jest firma HSY. Odcieki powstałe w procesie kompostowania są odprowadzane z powrotem do oczyszczalni Viikinmäki i Suomenoja.

Biogaz powstały w procesie fermentacji jest zużywany w obiektach CHP (obiektach skojarzonej gospodarki ciepłoelektrycznej) znajdujących się przy oczyszczalniach do produkcji energii elektrycznej i ciepłej. W 2011 r. produkcja biogazu wyniosła 12,3 mln m³ w Viikinmäki i 3,5 mln m³ w Suomenoja. W Viikinmäki wyprodukowano łącznie 27 500 MWh energii ciepłej z biogazu, zaś 4100 MWh z odzysku ciepła, pokrywając ogółem ponad 99% zapotrzebowania. W Suomenoja wyprodukowano 9560 MWh energii ciepłej, w tym 97% z biogazu. W Viikinmäki wyprodukowano 25 000 MWh energii elektrycznej (pokrywając 60% zapotrzebowania), zaś w Suomenoja – 4500 MWh (35% zapotrzebowania).

W 2011 r. w Viikinmäki uruchomiono szeroko zakrojony projekt badawczy mający na celu wdrożenie systemu usuwania azotu z odcieków, z wirówek. Począwszy od grudnia 2012 r. biogaz wyprodukowany w Suomenoja będzie sprzedawany zewnętrznej firmie, która podda go uzdatnianiu celem wprowadzenia do sieci gazu ziemnego oraz stosowania jako paliwa w transporcie.

Ilustracja 6-9. Oczyszczalnia Viikinmäki w Helsinkach została wybudowana w skale macierzystej. Zdjęcie: HSY Water.



6.7 PODSUMOWANIE METOD HIGIENIZACJI

Praktykowane metody higienizacji dają zróżnicowane wyniki i skutki uboczne, co sprawia, że wybór właściwej metody jest cokolwiek złożony. Ceny energii i środków chemicznych są różne w różnych krajach, zaś wielkość dostępnego terenu i koszty procesu kompostowania znacznie różnią się

od siebie w poszczególnych oczyszczalniach ścieków. Zestawienie różnych metod i ich przydatności do stosowania w różnego rodzaju zakładach zawiera Tabela 6-1. Zestawienie porównawcze zakładów należących do firm uczestniczących w projekcie PURE przedstawiono w Tabeli 6-2.

Tabela 6-1: Zestawienie różnych metod higienizacji. W zależności od przepisów oraz kosztów (energii, osobowych, inwestycyjnych, środków chemicznych) klasyfikacja może ulec zmianie (w oparciu o UBA 2009). sm = zawartość suchej masy, OŚ = oczyszczalnia ścieków

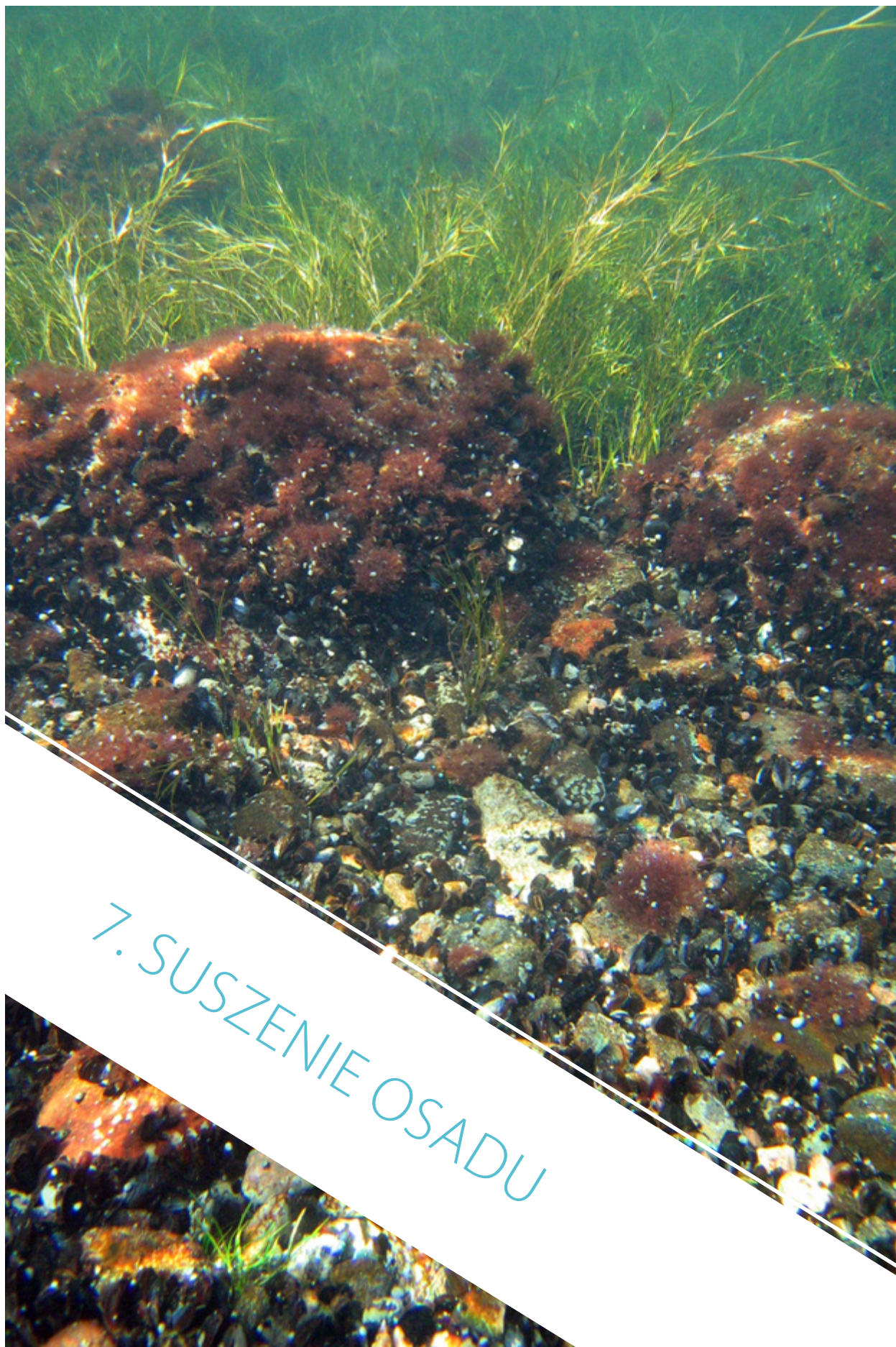
Małe OŚ	Średnie OŚ	Duże OŚ
Obróbka cieplna		
-	Pasteryzacja	Pasteryzacja
-	Termofilowa stabilizacja tlenowa	Tlenowa termofilowa obróbka wstępna
-	-	Kondycjonowanie termiczne
		Termofilowa stabilizacja beztlenowa
Suszenie (na słońcu, zob. rozdział 7)	Suszenie (na słońcu)	Suszenie (termiczne)
Obróbka chemiczna		
Obróbka osadu o niskiej zawartości sm za pomocą mleka wapiennego	Obróbka osadu o niskiej zawartości sm za pomocą mleka wapiennego	
-	Kondycjonowanie za pomocą mleka wapiennego w komorowej prasie filtracyjnej	Kondycjonowanie za pomocą mleka wapiennego w komorowej prasie filtracyjnej
Użycie wapna palonego po odwodnieniu (proces mobilny)	Użycie wapna palonego po odwodnieniu (proces mobilny lub stacjonarny)	Użycie wapna palonego po odwodnieniu
Obróbka biologiczna		
Kompostowanie w przyzmach z zastosowaniem odwadniania	Kompostowanie w przyzmach z zastosowaniem odwadniania	Kompostowanie w przyzmach z zastosowaniem odwadniania
-	Kompostowanie w tunelach z zastosowaniem odwadniania	Kompostowanie w tunelach z zastosowaniem odwadniania

Stosowanie w regionie Morza Bałtyckiego

Metody higienizacji stosowane w poszczególnych krajach regionu Morza Bałtyckiego różnią się od siebie. Najczęściej stosowanymi metodami są kompostowanie, obróbka za pomocą wapna oraz pasteryzacja. W Finlandii i Estonii stale udoskonalane jest kompostowanie, zaś w Niemczech powszechnie stosowana jest obróbka za pomocą wapna. Niektóre metody, m.in. suszenie na słońcu, suszenie do stosowania w rolnictwie, termofilowa stabilizacja tlenowa, tlenowa termofilowa obróbka wstępna i termofilowa stabilizacja beztlenowa, nie znajdują zastosowania w regionie Morza Bałtyckiego. Stosowane jest kondycjonowanie termiczne, przy czym ma to miejsce rzadko w celach związanych z higienizacją, ponieważ zapotrzebowanie na energię jest o wiele wyższe w przypadku jednoczesnej obróbki osadu wstępnego. Pośród firm zaangażowanych w projekt PURE higienizacja stosowana jest w Kohtla-Järve (Estonia) i Lubece (Niemcy).

Tabela 6-2: Zestawienie porównawcze metod higienizacji najczęściej stosowanych w regionie Morza Bałtyckiego.

	Kompostowanie	Obróbka za pomocą wapna	Pasteryzacja
Koszty inwestycji	Wysokie	Niskie/średnie	Średnie
Zapotrzebowanie na energię	Niskie	Niskie	Wysokie
Zapotrzebowanie na chemikalia	Nie	Tak	Nie
Konieczność stosowania materiałów strukturalnych	Tak	Nie	Nie
Konieczność odwadniania osadów	Tak	Nie	Nie
Wymagania przestrzenne	Wysokie	Niskie	Niskie
Wyniki higienizacji	Średnie/dobre	Średnie/dobre	Bardzo dobre



7. SUSZENIE OSADU

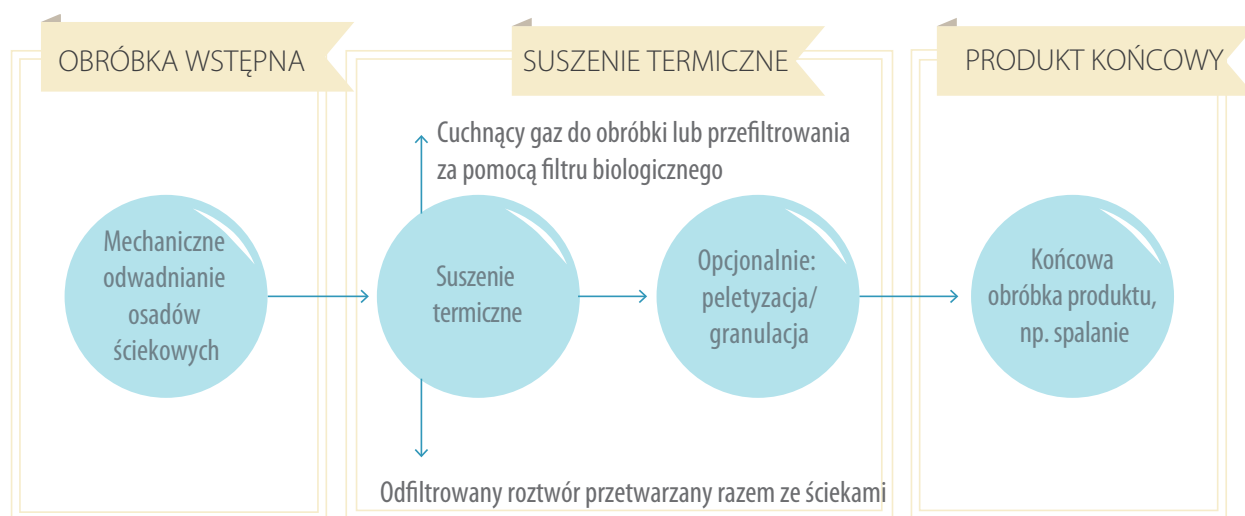
Małże i rdestnice na piaszczystym dnie. Zdjęcie: Metsähallitus.

7.1 WSTĘP

Suszenie termiczne jest technologią, której zadaniem jest znaczne zmniejszenie zawartości wody w osadzie. Suszenie jest przeważnie stosowane w dużych oczyszczalniach ścieków celem podniesienia wartości opałowej osadów ściekowych podlegających spalaniu. Suszenie do stosowania w rolnictwie jest również możliwe, lecz praktykowane rzadko z uwagi na wysokie koszty tego procesu. Usuwanie wody przez jej odparowywanie z uprzednio obrobionego i odwodnionego osadu zwiększa zawartość suchej masy w osadzie oraz zmniejsza jego objętość i masę. Typowa zawartość suchej masy w odwodnionym osadzie wynosi od 20 do 30%. Po zakończeniu suszenia zawartość suchej masy wzrasta do 50 – 90%.

Proces suszenia termicznego obejmuje zwykle transport bliski i składowanie pośrednie materiału; jest on poprzedzany odwadnianiem osadu, przechowywaniem go w silosie i wymaga generowania energii cieplnej oraz stosowania urządzeń rozdzielających, urządzenia do suszenia termicz-

nego, biologicznego filtru gazów odlotowych, urządzenia do obróbki końcowej (instalacji do granulowania) oraz zbiornika produktu końcowego. Zasady rządzące procesem suszenia termicznego przedstawia Ilustracja 7-1.



Ilustracja 7-1: Zasady rządzące procesem suszenia termicznego.

Innowacyjne metody:

Suszenie osadu na słońcu wiąże się z bardzo niskimi kosztami operacyjnymi. Nie znajdowało ono dotychczas zastosowania w Regionie Morza Bałtyckiego. Suszenie osadów ściekowych na słońcu jest stosowane w kilku zakładach położonych w północnych Niemczech (Bredstedt). Dodatkowe ciepło pochodzące z oczyszczalni ścieków, biogazowni lub innych źródeł (przemysłowych, geotermalnych) jest wykorzystywane do suszenia – szczególnie w okresie zimowym. Jak dotychczas suszenie na słońcu stosowane jest w małych i średnich oczyszczalniach. Z uwagi na wysokie koszty energii pochodzącej ze źródeł zewnętrznych, np. ropy i gazu, możliwość stosowania tej metody staje się coraz bardziej atrakcyjną w przypadku większych zakładów. Klimat panujący w północnej części regionu Morza Bałtyckiego (Finlandii, północnej Szwecji, Estonii) jest czynnikiem zmniejszającym wydajność; jednakże w innych krajach takich jak Polska, Dania, Niemcy, Litwa, Łotwa i południowa Szwecja suszenie na słońcu jawi się jako możliwe rozwiązanie alternatywne. W krajach takich jak Rosja, gdzie ceny gazu są dość niskie, suszenie na słońcu nie opłaca się. Należy brać pod uwagę takie czynniki jak wilgotność powietrza, obciążenie śniegiem itp; wymagania projektowe są podobne do tych, które dotyczą szklarni usytuowanych w tym samym regionie co oczyszczalnia ścieków. Na ogół koszty operacyjne są niskie, a koszty inwestycji – wysokie.

7.2 ZASADY I METODY SUSZENIA OSADÓW

Suszenie termiczne opiera się na wykorzystywaniu ciepła do odparowywania wody z osadu po jego odwodnieniu. Ilość energii zużytej w procesie odwadniania jest znacznie mniejsza niż w procesie suszenia, a zatem wymagane jest uzyskanie wysokiej zawartości suchej masy po odwadnianiu. Procesy suszenia termicznego dzielą się na dwie główne kategorie – z użyciem ogrzewania bezpośredniego (suszenie konwencjonalne) i pośredniego (suszenie kontaktowe). Klasyfikacja ta opiera się na sposobie przyłożenia energii termicznej do osadu celem zwiększenia jego temperatury.

Suszeniu podlega odwodniony (20 – 30% sm) osad wstępny i/lub nadmierny, jak również osad przefermentowany po odwodnieniu. Z uwagi na wysokie koszty inwestycji stosowanie tej metody ogranicza się do dużych zakładów.

W przypadku suszenia bezpośredniego konwekcja ciepła jest osiągana w bezpośrednim kontakcie z gorącym powietrzem lub gorącymi gazami. Temperatura osadu podnosi się, a woda ulega odparowaniu. Typowymi urządzeniami do suszenia bezpośredniego są obrotowe suszarki bębnowe oraz suszarki taśmowe. Temperatury w zakresie około 450 – 460°C (suszarki bębnowe) lub 120 – 160°C (suszarki taśmowe) generowane przez okres 5 – 10 minut (suszarki bębnowe) lub 40 – 60 minut (suszarki taśmowe).

Suszarka obrotowa składa się z cylindrycznego stalowego korpusu, który obraca się na łożyskach i jest montowany wraz z osią pod niewielkim kątem w stosunku do poziomu. Podawany osad jest mieszany z osadem wstępnie osuszonym i poddany recyrkulacji w mieszalniku usytuowanym w przedniej części suszarki. Podana mieszanina wraz z gorącymi gazami jest transportowana w stronę wylotu suszarki. Podczas transportu elementy rozmieszczone osiowo wzdłuż obracającej się ściany wewnętrznej unoszą i przemieszczają strumień osadu przez suszarkę. Osuszony osad jest przesiewany, przy czym materiał o zbyt dużych wymiarach przechodzi przez kruszarkę, a materiał suchy jest podawany do silosu lub na koszt transportowy. (Burton i in., 2003 r.).

W przypadku suszenia pośredniego osad jest oddzielony ścianą od medium przewodzącego ciepło, którym jest zazwyczaj gorąca woda, olej lub para. Do typowych urządzeń stosowanych w procesie suszenia pośredniego należą suszarki pionowe z tacami, poziome suszarki tarczowe, łopatkowe lub spiralne, jak również fluidyzacyjne. Przykładowo w suszarce dyskowej generowana jest w czasie 45 – 60 minut temperatura rzędu 160 – 200°C w odniesieniu do pary jako medium grzewczego oraz 190 – 240°C w odniesieniu do oleju grzewczego. Na etapie suszenia temperatura produktu wynosi 85 – 95°C, a temperatura powietrza odlotowego od 95 – 110°C.

Do suszenia bezpośredniego stosowane są najczęściej suszarki poziome wyposażone w łopatki, wydrążone elementy przelotowe lub tarcze zamontowane na jednym lub większej liczbie obracających się wałów celem transportowania osadu przez suszarkę. Medium grzewcze (para, olej lub gorąca woda) cyrkuluje poprzez pokryty płaszczem korpus suszarki oraz wydrążony rdzeń zespołu obrotowego. Osad podawany prostopadle do wału suszarki przepływa spiralnym strumieniem przez jego wnętrze. Suszarka pełni

dwie funkcje – przewodzenie ciepła i transport substancji stałych. Suszenie osadu następuje po jego rozdrobnieniu na skutek mieszania w chwili, gdy osad styka się z gorącymi metalowymi powierzchniami suszarki (Burton i in., 2003 r.). Część osuszonego osadu jest poddawana recyrkulacji wewnątrz suszarki celem zapobieżenia przyczepianiu się jego cząstek do gorących metalowych powierzchni, gdy zawartość suchej masy wynosi 45 – 60%.

Wyniki i produkt finalny procesu

Suszenie termiczne może być procesem całościowym prowadzonym do momentu, w którym zawartość suchej masy przekracza 85%, lub częściowym, który dopuszcza zawartość suchej masy niższą od 85%. Całkowicie osuszony pro-



Ilustracja 7-2: Osuszacz tarczowy stosowany w Gdańsku (Polska). Zdjęcie: GIWK.

dukt ma postać pyłu lub granulek (bądź grudek). Produkt w postaci pyłu jest zwykle kierowany bezpośrednio do spalania (zob. rozdział 8), zaś osad granulowany jest łatwiejszy do transportowania. Osad granulowany można wykorzystać jako nawóz w rolnictwie. Zawartość suchej masy rzędu 85 – 90% predestynuje go do przechowywania w silosach lub dużych workach. W przypadku stosowania w charakterze paliwa zawartość suchej masy zależy od bilansu energetycznego i jest ustalana w zależności od potrzeb.

Minimalna zawartość suchej masy w materiale spalonym bez udziału dodatkowego paliwa wynosi 45 – 60%. Produkt nie pyli podczas transportu i na dalszych etapach przetwarzania.

Materiał osuszony metodą termiczną spełnia zazwyczaj wymagania norm higienicznych. Osuszanie termiczne zmniejsza również objętość i masę osadów ściekowych. Jeśli zawartość suchej masy w nieosuszonym osadzie wynosi 25%, a w osuszonym – 95%, masa osadu zmniejsza się o około 73,7% w porównaniu z masą pierwotną.

Suszenie termiczne zwiększa wartość opałową osadu, dzięki czemu można go wykorzystać w sposób bardziej efektywny do produkcji energii. Proces spalania materiału o zawartości suchej masy przekraczającej 50% jest samowystarczalny (autotermiczny).

Eksploracja, konserwacja, aspekty ochrony środowiska i bezpieczeństwa

Technologia ta eksploatowana jest zwykle w sposób ciągły (24 godziny na dobę przez 7 dni w tygodniu) szczególnie wtedy, gdy osuszony osad kierowany jest do spalania. Eksploatacja i konserwacja jest tu nieco trudniejsza niż w przypadku innych operacji przetwarzania osadów, przy czym ich spalanie jest jeszcze bardziej złożone pod względem technicznym.

Niekiedy nawet po granulacji produktu w powietrzu unosi się pył, dlatego też podczas pracy z produktem wymagane jest używanie sprzętu ochrony osobistej. Ponieważ w trakcie tego procesu może również występować ryzyko pożaru i wybuchu pyłu, sekcje zakładu wymagają stosowania środków ochrony przeciwybuchowej. W warunkach silnego rozdrobnienia i osuszenia osadu metodą termiczną zagrożenie pożarem i wybuchem może występować podczas jego transportu i przechowywania. Unoszący się w powietrzu pył organiczny może ulec nagłemu zapłonowi w obecności źródła ognia. Główne środki zapobiegające zagrożeniom związanym z pyłem powstającym z osadów to:

- ciągłe oczyszczanie wszystkich obszarów z pyłu;
- zapewnienie obecności otworów dekompresyjnych lub przeciwybuchowych zaworów bezpieczeństwa w systemie wentylacji;
- zamontowanie urządzeń elektrycznych o konstrukcji przeciwybuchowej;
- wprowadzenie obojętnej atmosfery azotu do systemów transportu i składowania osadów (nasylenie azotem) oraz

- elektryczne połączenie wyrównawcze i uziemienie wszystkich przewodów i naczyń przewodzących prąd.

Głównymi problemami związanymi z ochroną środowiska są emisje pyłów i odorów do atmosfery mające miejsce podczas suszenia. Wpływ pierwszej z nich można skutecznie zredukować przy użyciu filtrów do gazów spalinyowych, natomiast emisje odorów (gazów złoonych) – za pomocą płuczek gazowych.

Koszty, parametry zużycia mediów oraz siła robocza

Wysokość nakładów kapitałowych, a zwłaszcza kosztów operacyjnych, jest w przypadku procesu suszenia termicznego stosunkowo duża – w głównej mierze ze względu na wysokie zapotrzebowanie na energię grzewczą. Zaleca się zatem ulokowanie instalacji do suszenia termicznego tam, gdzie można pozyskać tanią energię ciepłą wytwarzaną dodatkowo przez źródło energii pierwotnej, bądź biogaz lub gaz wysypiskowy. W procesie tym dobrze jest wykorzystywać nadmiar energii cieplnej pochodzącej z instalacji do fermentacji beztlenowej bądź spalarni odpadów, lokalnych sieci ciepłowniczych lub pobliskich szklarni. Z punktu widzenia ochrony środowiska stosowanie paliw kopalnych do suszenia nie jest zalecane.

Nakłady inwestycyjne na instalację do suszenia oraz przeznaczone dla niej pomieszczenie zamknięte mieszczą się zwykle w zakresie od 500 000 euro do 2 000 000 euro w zależności od typu, pojemności oraz materiałów użytych do ich budowy. Okres trwałości technicznej sprzętu wynosi zwykle 15 – 20 lat. Moc zainstalowana może wahać się w granicach 150 – 200 kW przy uwzględnieniu napędów głównych, dmuchaw itp., zaś zapotrzebowanie na moc w tym procesie wynosić w przybliżeniu 70 – 100 kWh/tsm w zależności od typu urządzeń. To zużycie jest stosunkowo duże w porównaniu z całkowitym zużyciem energii w oczyszczalni ścieków. Zależy ona również od rzeczywistego czasu eksploatacji urządzeń. Suszenie osadów nie wymaga zazwyczaj stosowania chemikaliów. Proces ten nie wymaga dodatkowej ingerencji personelu; jednak jego operatorzy powinni posiadać umiejętności i specjalne kompetencje w zakresie procesów termicznych oraz czynności konserwacyjnych w strefach zagrożenia wybuchem, które wykraczają poza normalny zakres pracy oczyszczalni ścieków.



Ilustracja 7-3: Instalacje do suszenia i spalania osadów w Szczecinie (Polska), Zdjęcie: ZWIK Szczecin.

7.3 PRZYKŁAD: Rozwiązania w zakresie obróbki osadów ściekowych opracowane w ramach projektu PURE – SZCZECIN, Zakład Wodociągów i Kanalizacji Sp. z o.o. w Szczecinie ZWiK

Oczyszczalnia ścieków Pomorzany.

Polskie miasto Szczecin posiada dwie nowoczesne oczyszczalnie ścieków. Oczyszczalnia ścieków Pomorzany posiada ogólną wydajność projektową odpowiadającą 418 000 RLM, a wielkość rocznej produkcji osadów wynosi w niej docelowo 6300 (obecnie 5000 – 5500) ton (suchej masy) – blisko dwukrotnie więcej w porównaniu z drugą szczecińską oczyszczalnią ścieków – Szczecin Zdroje. Zakład ten posiada instalacje do usuwania azotu oraz biologicznego i chemicznego usuwania fosforu.

Oczyszczalnia ścieków Pomorzany wyposażona jest w instalację do sedymentacji wstępnej o czasie retencji 2 godzin. Produkowany w niej osad wstępny zawiera 2,5% suchej masy. Jest on zagęszczany metodą grawitacyjną do 6% sm Osad nadmierny jest zagęszczany mechanicznie w filtrze taśmowym do maks. 6% sm Zużycie polimerów w filtrze taśmowym wynosi około 3 – 5 g/kg sm.

Osady nadmierny i wstępny podawane są do mezofilowej komory fermentacyjnej (3,5% sm). Temperatura fermentacji wynosi 37°C, a czas retencji – 20 dob. Biogaz zużywany jest w trzech jednostkach CHP, z których każda posiada moc 350 kW i sprawność elektryczną 37%. Współczynnik samowystarczalności wynosi 60%, a okres przechowywania gazu – około 25 godzin.

Przefermentowany osad jest odwadniany w taśmowej prasie filtracyjnej do około 20% sm Zużycie polimerów wyno-



Ilustracja 7-4: Komory fermentacji osadu i zbiorniki gazu oczyszczalni ścieków Pomorzany w Szczecinie (Polska). Zdjęcie: ZWiK Szczecin.

si około 8 – 12 g/kg sm. Odwodniony osad jest suszony w dwóch suszarkach taśmowych do maks. 96% sm, a następnie spalany w spalarni. Popiół powstały w wyniku spalania jest usuwany na wysypisko.

W najbliższych latach planowana jest optymalizacja procesu fermentacji i odwadniania osadów; możliwe jest również zastosowanie procesu dezintegracji.

Ilustracja 7-5: Oczyszczalnia ścieków Pomorzany w Szczecinie. Zdjęcie: ZWiK Szczecin.



Oczyszczalnia ścieków Zdroje

Druga szczecińska czyszczalnia ścieków – Zdroje – jest mniejsza od wyżej opisanego zakładu. Ogólna wydajność projektowa tej oczyszczalni wynosi 177 000 RLM ścieków. Jednak jej obecna łączna wielkość produkcji osadu wynosi tylko 1680 ton (sm) rocznie. Oczyszczalnia Zdroje posiada instalacje do usuwania azotu oraz biologicznego i chemicznego usuwania fosforu.

Osad wstępny jest gromadzony w zbiorniku do sedymentacji wstępnej o czasie retencji 1,5 h. Następnie osad jest zagęszczany metodą grawitacyjną do 5% sm. Osad nadmierny jest zagęszczany mechanicznie w zagęszczaczach bębnowych do ponad 5% sm. Konieczne jest stosowanie polimerów w ilości wynoszącej ogółem 6,5 g/kg sm. Zagęszczony osad podawany jest do komory fermentacyjnej, której temperatura robocza wynosi od 33°C do 37°C. Zawartość suchej masy to 3,5%, a czas retencji – 24 doby.

Przefermentowany osad jest odwadniany w wirówkach do 19% sm. Zużycie polimerów wynosi około 5,3 g/kg sm. Odwodniony osad jest osuszany do 95% sm w suszarce taśmowej. Do suszenia wykorzystywana jest m.in. energia cieplna z obiektu CHP. Gazogenerator o mocy 238 kW posiada sprawność elektryczną 35%. Obiekt CHP jest w

stanie pokryć około 40% zapotrzebowania na energię elektryczną.

Odwodniony i osuszony osad transportowany jest samochodami w kontenerach i spalany jest w spalarni wchodzącej w skład oczyszczalni ścieków Pomorzany. Można go również wykorzystywać do rekultywacji wysypisk bądź w rolnictwie (w tym drugim przypadku po higienizacji za pomocą wapna).

Na najbliższe lata planowane jest przeprowadzenie różnorodnych testów, których zadaniem jest wykazanie, czy możliwa jest dalsza optymalizacja procesu odwadniania lub dezintegracji, np. kondycjonowanie za pomocą soli żelaza, lub za pomocą dezintegracji.

Ilustracja 7-6: Oczyszczalnia ścieków Zdroje w Szczecinie. Zdjęcie: ZWiK Szczecin.



7.4 ZESTAWIENIE PODSTAWOWYCH METOD SUSZENIA TERMICZNEGO

Tabela 7 1: Suszenie bezpośrednie i pośrednie – zestawienie, sm = sucha masa

Montaż	Właściwości	Uwagi
Suszenie bezpośrednie	Osad styka się bezpośrednio z medium przewodzącym ciepło. Standardowe urządzenia to suszarki bębnowe (obrotowe) i taśmowe	Koszty inwestycji – od 0,5 mln do 2 mln euro. Moc zainstalowana 150 – 200 kW Zużycie energii elektrycznej 70 – 100 kWh/t sm
(45 – 90% sm)	Osad nie styka się bezpośrednio z medium przewodzącym ciepło; stosowane są m.in. suszarki z tacami, łopatkowe lub fluidyzacyjne.	W celu zmniejszenia kosztów energii możliwe jest wykorzystanie energii cieplnej pochodzącej z innych źródeł. Konieczne jest oznaczenie stref zagrożonych wybuchem.

Stosowanie w regionie Morza Bałtyckiego

Suszenie termiczne to technologia dobrze znana i wypróbowana w Europie Środkowej, gdzie jest stosowana zarówno na dużą, jak i średnią skalę. W regionie Morza Bałtyckiego suszenie termiczne stosowane jest od dawna np. w Kopenhadze (Dania), Hetlingen i Hamburgu (Niemcy), zaś od krótszego czasu w Finlandii (Ekokem, Riihimäki) i Polsce (m.in. w Krakowie, Gdańsku, Łodzi i Szczecinie). Suszenie na słońcu stosowane jest w Bredstedt (Niemcy). W Polsce suszarnie słoneczne (wykorzystujące tylko energię słoneczną), zrealizowano m. in. w żarach i Kozienicach.



8. SPALANIE OSADÓW

Zdjęcie: Lotta Ruokanen, HELCOM.

8.1 WSTĘP

Osady ściekowe są dobrym nawozem z uwagi na wysokie stężenie fosforu i azotu; jednak mogą one być również pełne zanieczyszczeń. Oprócz różnorodnych substancji organicznych w osadach mogą gromadzić się metale ciężkie, które zanieczyszczają środowisko. Z tej przyczyny w ostatnich latach spalanie osadów upowszechniało się w coraz większym stopniu. Proces spalania umożliwia uzyskanie dodatniego bilansu energetycznego z wykorzystaniem wartości opałowej osadów. Głównym argumentem przemawiającym za spalaniem osadów jest jednak fakt, iż miejskie oczyszczalnie ścieków wytwarzają tak wielką ich ilość, że brak na nie miejsca na wysypiskach, a zdolności przerobowe instalacji do ich przetwarzania (np. kompostowni) są zbyt małe.

Nowa ramowa dyrektywa UE dotycząca odpadów (2008/98/WE) jest już zharmonizowana bądź trwa obecnie proces jej harmonizacji z przepisami prawa obowiązującymi w państwach członkowskich. Nowa dyrektywa ma stanowić zachętę do wtórnego przetwarzania materiałów zawartych w osadach oraz ograniczyć usuwanie substancji organicznych na składowiska odpadów. Pierwsze z tych wymagań ma na celu promowanie wykorzystywania osadów na gruntach rolnych oraz do innych zastosowań akceptowanych przez rolników i właściwe organy stanowiące przepisy dla rolnictwa. W świetle drugiego z wymagań producenci osadów mają być zachęcani lub zobligowani do spalania osadów, które nie mogą być wykorzystane w inny sposób.

Np. w Hamburgu i Berlinie (Ruhleben) corocznie spala się 150 000 t osadów. Również w wielu miastach Polski, m.in.



Ilustracja 8-1: Monospalarnia VERA w Hamburgu. Zdjęcie: VERA Klärschlammverbrennung GmbH.

w Gdańsku i Szczecinie, które biorą udział w projekcie PURE, jak również w St. Petersburgu (Rosja) spalanie jest jednym z procesów wdrożonych w oczyszczalniach ścieków obsługujących te miasta.

8.2 WYMAGANIA OGÓLNE I ROZWIĄZANIA W ZAKRESIE SPALANIA OSADÓW

Osady można spalać wspólnie z innymi źródłami energii, m.in. stałymi odpadami komunalnymi lub paliwami kopalnymi bądź osobno przy użyciu innych paliw stosowanych jedynie w charakterze środków pomocniczych. Kryteria projektowania procesu spalania osadów w różnych typach kotłów zależą od składu mieszaniny oraz wartości opałowej różnych paliw. Do spalania przeznaczane są osady przefermentowane, odwodnione i w miarę możliwości osuszone. Można spalać osady nienysuszone i nieprzefermentowane; w tym przypadku zachodzi jednak konieczność stosowania dodatkowego paliwa.

W przypadku monospalania proporcje pomiędzy osadem a paliwem pomocniczym, np. węglem, olejem opałowym lub gazem ziemnym, zależą od zawartości suchej masy i popiołu w osadzie. Zależnie od zawartości suchej masy – jeśli wynosi ona przynajmniej 90% – osad może być spalany osobno przy wykorzystaniu bardzo małej ilości paliw pomocniczych, o ile takowe są dostępne. Jednak w trakcie rozruchu, a częstokroć normalnej ciągłej eksploatacji zakładu, zapas paliwa pomocniczego i instalacja spalająca utrzymywane są w stałej gotowości; ma to na celu lepsze kompensowanie wahań zawartości suchej masy w podawanych osadach. W przypadku współspalania operator dysponuje zwykle wystarczającą ilością stałych odpadów komunalnych bądź innych paliw stałych, dzięki czemu nie musi stosować żadnych dodatkowych środków opałowych.

Ogólna zasada głosi, że zawartość suchej masy i wartość opałowa osadu, jak również innych paliw, powinna być możliwie jak najwyższa. Standardowa wartość opałowa substancji stałych zawartych w osadzie wynosi 3 – 5 MJ/kg sm i zależy w głównej mierze od zawartości popiołu w danym materiale. Rzecz jasna, wartość opałowa osadu zależy również od jego wilgotności oraz stopnia przefermentowania. Optymalizacja zawartości suchej masy zależy od wartości opałowej innych użytych paliw; jeśli ich średnia wartość opałowa jest bardzo wysoka, odwodniony osad można spalać przy zawartości suchej masy w zakresie 20 – 30%, tj. bez jakiegokolwiek konieczności termicznego suszenia osadu. Jako przykład może służyć instalacja do współspalania osadów komunalnych z węglem zbudowana



Ilustracja 8-2: Spalarnia w St. Petersburgu Zdjęcie: Lotta Ruokanen, HELCOM.

w miejscowości Bottrop położonej nieopodal miasta Essen (Niemcy) (Schmelz, 2011 r.); dużej ilości przykładów wspólnego spalania osadów ściekowych z resztkami drewna dostarcza przemysł celulozowopapierniczy.

Jednym z ważnych zadań procesu spalania osadów jest uzyskanie możliwie najbardziej optymalnej turbulencji wewnątrz pieca. W tym celu do pieca podawane jest w nadmiarze powietrze podtrzymujące proces spalania. Ponieważ jednak nadmiar powietrza pochłania ciepło, jego ilość należy zoptymalizować oraz podgrzać je za pomocą spalin przed wlotem do pieca. Jest to tzw. system odzysku ciepła pieca.

8.2.1 Współspalanie

Współspalanie mieszanin różnych paliw stałych, ciekłych i gazowych stosowane jest od dziesięcioleci, dzięki czemu możliwe je uznać za wypróbowaną technologię. Spalanie komunalnych lub przemysłowych osadów ściekowych jest upowszechnione w Niemczech i Finlandii bardziej niż w innych krajach regionu Morza Bałtyckiego.

W Niemczech osady spalane są w głównej mierze wspólnie z węglem lub stałymi odpadami komunalnymi; w tym przypadku popiół zawiera tak małą ilość fosforu i tak wielką ilość zanieczyszczeń, że utylizacja fosforu nie może być brana pod uwagę. W Szwecji i Finlandii wielka ilość przemysłowych osadów ściekowych jest spalana wspólnie z korą lub innymi materiałami drewnopochodnymi. Jeśli w tych kotłach miałyby być spalane komunalne osady ściekowe – co jeszcze nie ma miejsca – popiół powinien zawierać znaczną ilość fosforu, który można odzyskać.

Współspalanie z innymi paliwami lub odpadami daje zwykle duże korzyści ekonomiczne, ponieważ kocioł powinien być obliczony na ilość nie mniejszą niż 25 000 tsm/rok, zaś optymalna ilość materiału spalanego wspólnie z wszelkimi możliwymi paliwami powinna wynosić 200 000 – 250 000 t/rok. Całkowita sprawność energetyczna współspalarni wynosi 70 – 85% z uwagi na wysoką średnią wartość

Warto zauważyć, że choć stale odpady komunalne można spalać w piecach obrotowych – jak to ma powszechnie miejsce w przemyśle cementowym Niemiec i kilku innych krajach – osad nie może być spalany tą metodą. Dzieje się tak, ponieważ osad zachowuje się inaczej niż inne paliwa stałe – tworzą się z niego kulki toczące się wewnątrz pieca, które nie ulegają całkowitemu spalaniu.

Eksplatacja, konserwacja, aspekty ochrony środowiska i bezpieczeństwa

Spalarnia musi zazwyczaj pracować 24 godziny na dobę przez 7 dni w tygodniu, ponieważ codzienne lub cotygodniowe postoje pociągają za sobą dodatkowe koszty. Obsługa i konserwacja wymaga znacznie wyższych kwalifikacji zawodowych w porównaniu z innymi procesami utylizacji ścieków. Kotły muszą posiadać układy regulacji wysokich temperatur roboczych i zbiorników ciśnieniowych, a ich obsługa wymaga odrębnego zezwolenia ze strony kompetentnej osoby i może być realizowana przez operatora posiadającego odpowiednią licencję.

Problemy dotyczące ochrony środowiska wiążą się z emisją gazów spalinowych oraz odpowielaniem (zob. rozdział 9.4). Emisja spalin do atmosfery może być kontrolowana za pomocą urządzeń do odpylania gazów i usuwania z nich tlenków siarki i azotu.

opalać mieszaniny różnorodnych paliw oraz możliwość równoczesnego generowania energii cieplnej (na potrzeby procesu lub komunalnych systemów ciepłowniczych) i elektrycznej.

Udział osadów w procesie współspalania wynosi standardowo 5 – 15%; w mieszaninie paliw musi on być mniejszy od 20% wagowych w przypadku kotłów z paleniskiem rusztowym. Całkowite koszty inwestycji dotyczących kotła do współspalania wahają się zwykle w zakresie od 60 mln do 100 mln euro zależnie od pojemności. Dodatkowe koszty inwestycyjne związane ze spalaniem osadów wynoszą w przybliżeniu od 3 mln do 5 mln euro. Współspalarnia jest zwykle własnością zarządzającej nią zewnętrznej firmy eksploatującej kocioł opalany węglem bądź operatora spalarni odpadów, nie jest natomiast częścią oczyszczalni ścieków.

8.2.2 Monospalanie

Zadaniem technologii monospalania jest proste niszczenie osadu bez odzysku energii, gdy wartość opałowa netto osadu nie gwarantuje wytworzenia nadmiaru energii. Jeśli osad jest przefermentowany, jego wartość opałowa jest jeszcze niższa. Standardowa wartość opałowa suchej masy zawartej w osadzie wynosi około 3 MJ/kg sm. W procesie monospalania biorą zatem udział wyłącznie systemy odbioru, mieszania i podawania paliwa oraz piec wyposażony w palniki paliw pomocniczych i rozruchowych takich jak olej, gaz ziemny, węgiel lub biogaz pozyskany w procesie fermentacji.

Koszty inwestycyjne związane z prostym monospalaniem są niższe niż w przypadku współspalania, przy czym koszty operacyjne są tu znacznie wyższe z uwagi na konieczność stosowania paliwa pomocniczego i brak dochodów ze sprzedaży energii cieplnej i elektrycznej.

Liczba i całkowita wydajność monospalarni działających w regionie Morza Bałtyckiego są znacznie niższe od analogicznych danych dotyczących współspalarni. Proces monospalania sprzyja w większym stopniu odzyskowi fosforu, ponieważ wytwarzany w nim popiół zawiera ten pierwiastek oraz jest mniej zanieczyszczony metalami ciężkimi w porównaniu z popiołem powstającym w procesie współ-

spalania. Zawartość metali ciężkich lub innych zanieczyszczeń obojętnych w popiele powstałym w procesie spalania zależy od ich zawartości w osadach.

Całkowite koszty inwestycji dotyczących kotła do monospalania wahają się zwykle w zakresie od 20 mln do 40 mln euro zależnie od pojemności. Monospalarnia może być własnością i pod zarządem zewnętrznej firmy eksploatującej spalarnię odpadów bądź integralną częścią dużej oczyszczalni ścieków (lub obsługiwać kilka średnich oczyszczalni ścieków).

8.3 TECHNOLOGIE SPALANIA OSADÓW

W procesie współspalania stosowane jest zarówno spalanie na palenisku rusztowym, jak i fluidalne. Spalanie fluidalne jest praktycznie jedyną technologią monospalania.

8.3.1 Spalanie na palenisku rusztowym

Zasada działania

Osady ściekowe są zaliczane zwykle do odpadów. W wielu zakładach przetwarzających odpady na energię stosowana jest technologia spalania na palenisku rusztowym. Na rynku oferowany jest szeroki asortyment rusztów produkowanych przez różne firmy. Typ rusztu jest ściśle związany ze sposobem transportu paliwa do komory spalania. Paliwo podawane jest do pieca przy użyciu układu mechanicznego lub hydraulicznego.

Sposób doprowadzania powietrza pierwotnego i wtórnego do kotła i poszczególnych stref spalania różni się nieznacznie w zależności od marki urządzenia. Temperatura spalania zwiększa się stopniowo wewnątrz pieca i wynosi zwykle 850 – 1000°C (wartość maksymalna). Ruszt chłodzony jest powietrzem pierwotnym lub wodą w zależności od konstrukcji opracowanej przez producenta. Szczegółowych informacji na ten temat można zasięgnąć u producentów.

Parametry zużycia mediów oraz siła robocza

Moc zainstalowana wynosi 300 – 500 kW z uwagi na konieczność zastosowania dmuchaw powietrza pierwotnego i wtórnego oraz układów odprowadzania spalin. Zapotrzebowanie na energię elektryczną w przypadku tego procesu może być znaczne (ok. 400 – 1200 kWh/t sm) w porównaniu z całkowitym zapotrzebowaniem związanym z



Ilustracja 8-3: Spalarnia w Szczecinie (Polska).
Zdjęcie: ZWiK Szczecin.

procesem uzdatniania ścieków; ponadto urządzenia muszą pracować w sposób ciągły. Spalanie osadów nie wymaga stosowania chemikaliów. Proces ten wymaga udziału 4 – 5 dodatkowych osób posiadających umiejętności i specjalne kompetencje w zakresie procesów termicznych oraz prac

konserwacyjnych w strefach zagrożenia wybuchem itp., które wykraczają poza normalny zakres pracy oczyszczalni ścieków.

Stosowanie w regionie Morza Bałtyckiego

Współspalanie osadów i stałych odpadów komunalnych na palenisku rusztowym jest technologią dobrze znaną i wypróbowaną w Europie Środkowej. Technologia ta nie jest jeszcze stosowana na zbyt szeroką skalę w regionie Morza Bałtyckiego za wyjątkiem Niemiec, gdzie współspalanie z węglem praktykowane jest m.in. w Bielefeld, Bremie (Farge), Duisburgu i Veltheim.

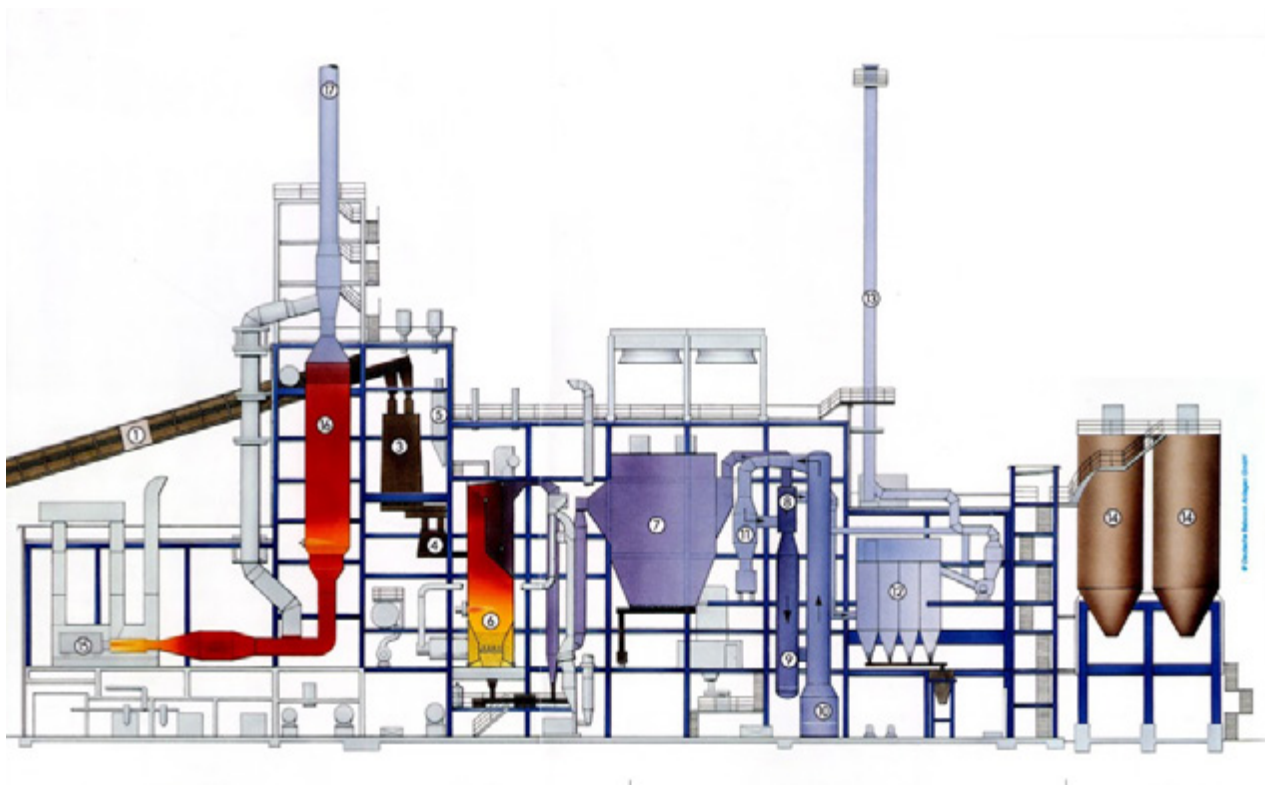
8.3.2 Spalanie fluidalne

Zasada działania

Spalaniu w technologii fluidalnej można poddawać 100% osadów (monospalanie) lub 10 – 50% osadów w obecności innych (zwykle stałych) paliw (współspalanie). Spalanie fluidalne odbywa się w instalacji, w której skład wchodzi kocioł z podłogowym rusztem fluidalnym, piec wyłożony materiałem ogniotrwałym oraz piaskowe złożo fluidalne.

Paliwo podawane jest do pieca ponad złożem fluidalnym za pomocą układu mechanicznego lub hydraulicznego. Fluidyzacja zachodzi pod wpływem powietrza pierwotnego nadmuchiwanego przez dysze umieszczone w ruszcie. Piasek pozostaje na dnie pieca w formie pęcherzykowatej warstwy o grubości jednego metra. Suszenie, zgazowanie, zapłon i spalanie paliwa odbywa się w złożu fluidalnym.

Temperatura w wolnej przestrzeni ponad złożem waha się zwykle w zakresie 850 – 950°C. Przestrzeń ta ma za zadanie zapewnienie retencji gazów w strefie spalania. Temperatura samego złoża jest niższa i wynosi przynajmniej około 650°C. Spalanie odbywa się stopniowo w obecności powietrza wtórnego, które może być rozdzielane na dwa różne poziomy wtrysku. Resztki oraz większe cząsteczki paliwa ulegają spalaniu w złożu piaskowym.



Ilustracja 8-4: Schemat instalacji do spalania fluidalnego w Hamburgu (Niemcy) Rysunek: VERA Klärschlammverbrennung GmbH.

Do kotła musi być stale doprowadzany nowy piasek, ponieważ proces spalania fluidalnego zachodzi w piaszkowym złożu fluidalnym, a podczas spalania część piasku uchodzi przez popielnik usytuowany w części dolnej, a część ulatuje wraz ze spalinami. W tym celu instalowany jest zazwyczaj silos do piasku wyposażony w podajnik. Jeśli to konieczne, część piasku może być również zawrócona do obiegu wtórnego poprzez układ umieszczony równolegle do dolnego popielnika. Szczegółowych informacji na ten temat można zasięgnąć u producentów.

Koszty, parametry zużycia mediów oraz siła robocza

Koszty inwestycji wynoszą zwykle od 20 do 40 mln euro w zależności od pojemności i typu instalacji do odzysku energii i innych urządzeń. Okres trwałości technicznej sprzętu wynosi zwykle 20 – 25 lat.

Moc zainstalowana wynosi 400 – 600 kW z uwagi na konieczność zastosowania dmuchaw powietrza pierwotnego i wtórnego, systemu cyrkulacji złoża fluidalnego oraz układów odprowadzania spalin. Zapotrzebowanie na energię elektryczną (ok. 400 – 1200 kWh/t sm) może być znacznie większe w porównaniu z całkowitym zapotrzebowaniem związanym z procesem oczyszczania ścieków; ponadto urządzenia muszą pracować w sposób ciągły. Spalanie osadów nie wymaga stosowania chemikaliów. Proces ten wymaga udziału 4 – 5 dodatkowych osób posiadających umiejętności i specjalne kompetencje w zakresie procesów termicznych, zbiorników ciśnieniowych oraz prac konserwacyjnych w strefach zagrożenia wybuchem itp., które wykraczają poza normalny zakres pracy oczyszczalni ścieków.

Stosowanie w regionie Morza Bałtyckiego

Spalanie fluidalne osadów i odpadów stałych to technologie dobrze znane i wypróbowane w zakładach przemysłowych regionu Morza Bałtyckiego. Zostały one zastosowane w kilku dużych oczyszczalniach ścieków do monospalania osadów, m.in. w Kopenhadze (Dania), St. Petersburgu (Rosja) oraz w Polsce (m.in. w Krakowie, Gdańsku, Łodzi). Poza regionem Morza Bałtyckiego technologia ta znalazła zastosowanie w Wielkiej Brytanii, Holandii, Szwajcarii, Austrii, Francji i we Włoszech.

8.4 ZESTAWIENIE PODSTAWOWYCH METOD SPALANIA

Tabela 8-1: Spalanie na palenisku rusztowym i fluidalne.

Montaż	Właściwości	Zastosowanie	Uwagi
Spalanie na palenisku rusztowym	Spalanie w instalacji o temperaturze roboczej 850 – 1000°C, w skład której wchodzi ruszt dolny i piec wyłożony materiałem ogniotrwałym	Brak zastosowania w procesie monospalania osadów. Proces stosowany do współspalania osadów, których udział wynosi < 20%.	Koszty inwestycji – od 60 mln do 100 mln euro. Moc zainstalowana 300 – 500 kW. Wymaga udziału 4 – 5 dodatkowych osób posiadających specjalne kwalifikacje; instalacja nie jest normalnie obsługiwana przez personel oczyszczalni ścieków.
Spalanie fluidalne	Spalanie w instalacji o temperaturze roboczej 850 – 950°C składającej się z kotła o podłodze z dyszami fluidyzacyjnymi, pieca wyłożonego materiałem ogniotrwałym oraz złoża piaskowego	Proces stosowany zarówno do monospalania i współspalania osadów.	Koszty inwestycji – od 20 mln do 40 mln euro. Moc zainstalowana 400 – 600 kW. Wymaga udziału 4 – 5 dodatkowych osób posiadających specjalne kwalifikacje; w przypadku monospalania instalacja może być obsługiwana przez personel oczyszczalni ścieków.



9. UTYLIZACJA OSADÓW ŚCIEKOWYCH I POPIOŁU PO SPALANIU

Zdjęcie: Shutterstock.com/Hyvit Dimyadi.

9.1 WSTĘP

W przeszłości osady ściekowe były usuwane na składowiska odpadów do olbrzymich stawów osadowych; w suchym klimacie wysychały na słońcu, bądź były zrzućane do oceanów. W ostatnim czasie opracowano metody efektywnego wykorzystania odwodnionych osadów i popiołu powstającego w procesie ich spalania. Bardziej zaawansowane metody utylizacji osadu lub popiołu mają zazwyczaj na celu ponowne użycie przekompostowanego lub przefermentowanego osadu w charakterze nawozu rolniczego bądź do kształtowania terenu, jak również odzysk fosforu i/lub azotu do ponownego użycia w rolnictwie jako nawozu dodatkowego.

W Europie i regionie Morza Bałtyckiego opracowano i wdrożono różnorodne strategie utylizacji osadów. W krajach takich jak Holandia, Belgia i Szwajcaria utylizacja osadów do celów rolniczych jest zabroniona lub ograniczona, przy czym osady są spalane. W innych krajach, m.in. Finlandii, Estonii i Norwegii, przekompostowany osad jest wykorzystywany np. na terenach zielonych. W Islandii, na Malcie i Grecji osady są w całości usuwane na składowiska odpadów. W Rosji i na Białorusi gromadzenie osadów w lagunach osadowych lub stawach osadowych jest powszechne.

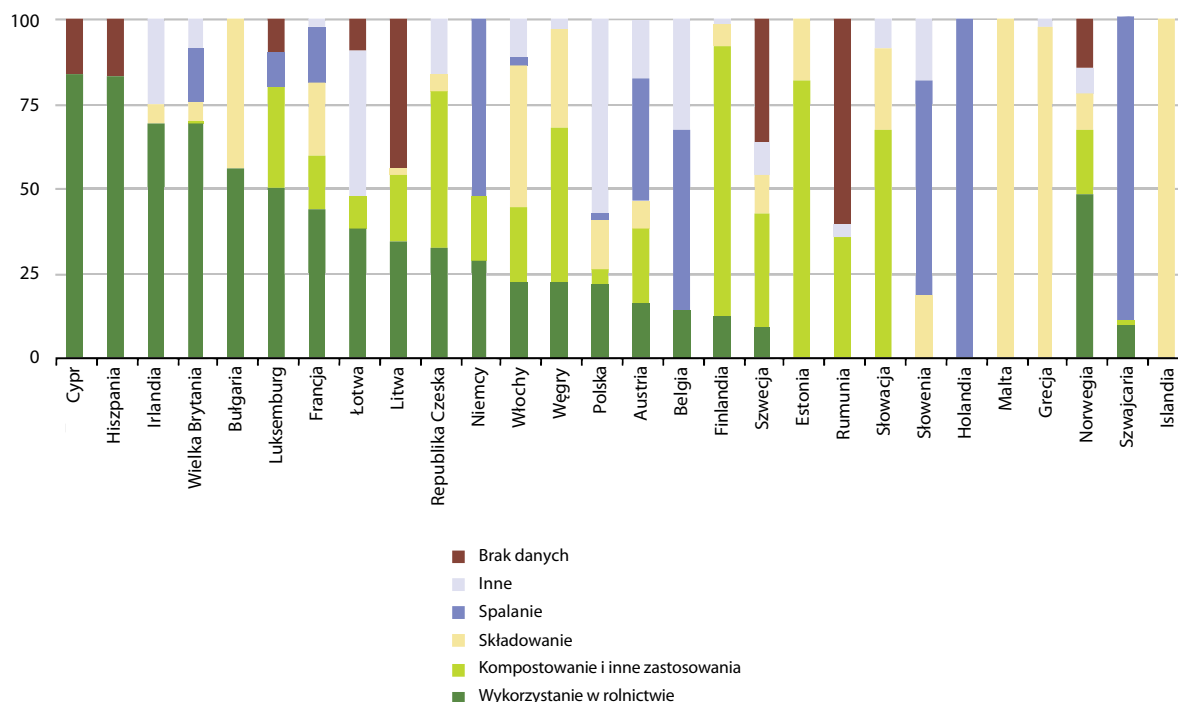
W osadach ściekowych występuje wysokie stężenie substancji odżywczych, m.in. fosforu, azotu i węgla, oraz zanieczyszczeń takich jak metale ciężkie (np. kadm, rtęć) oraz zanieczyszczeń organicznych (np. polichlorowane bifenylo – PCB). Substancje zawarte w osadach ściekowych pochodzą z reguły z gospodarstw domowych i przemysłu ulokowanych na obszarze obsługiwanym przez daną oczyszczalnię ścieków. Wysokie stężenia miedzi i cynku są częstokroć generowane przez gospodarstwa domowe, zaś

kadm, chromu, rtęci i ołowiu – w głównej mierze przez zakłady przemysłowe. Jeśli osady posiadają niskie stężenie substancji szkodliwych, oznacza to w teorii, że mogą być wykorzystywane w rolnictwie. Krajowe przepisy oraz wola polityczna decydują częstokroć o tym, jakie metody są stosowane w praktyce.

Ze względu na wysoką zawartość substancji organicznych w osadach (przefermentowanych lub nieprzefermentowanych) możliwe jest spalanie wysuszonego osadu w spalarni i zmniejszanie jego objętości. Istnieje również możliwość wytwarzania z osadów dodatkowych ilości energii elektrycznej lub ciepłej (zob. rozdziały 7 i 8). Pilnego rozwiązania oczekuje nadal problem utylizacji popiołu powstałego w wyniku spalania.

W wielu krajach usuwanie osadów na wysypiska odpadów jest ograniczane, a w niektórych nawet zakazane (zob. rozdział 12). Usuwanie osadów na wysypiska eliminuje je jako potencjalne źródło zasobów substancji odżywczych bądź energii.

Ilustracja 9-1: Uzdatnianie osadów ściekowych w miejskich oczyszczalniach ścieków wg technologii, 2009 r.* (% masy całkowitej)
Źródło: Eurostat.



* Belgia, Niemcy, Luksemburg, Holandia i Austria – 2008 r.; Republika Czeska, Irlandia, Łotwa i Słowacja – 2007 r.; Grecja i Szwajcaria – 2006 r.; Włochy, Cypr i Wielka Brytania – 2005 r.; Francja i Węgry – 2004 r.; Islandia – 2003 r.; Szwecja – 2002 r.; Finlandia – 2000 r.; Dania i Portugalia – brak danych.

9.2 WYKORZYSTYWANIE OSADÓW ŚCIEKOWYCH W ROLNICTWIE

Wykorzystywanie osadów ze ścieków komunalnych w rolnictwie praktykowane jest w regionie Morza Bałtyckiego przynajmniej od 40 lat. Zainteresowanie utylizacją osadów do celów rolniczych w poszczególnych krajach Europy i regionu Morza Bałtyckiego jest zróżnicowane. Również w granicach pojedynczego kraju takiego jak Niemcy mogą występować znaczne różnice w tej mierze: w północnych Niemczech udział utylizacji osadów do celów rolniczych wynosi ponad 60%, zaś w południowej części Niemiec – poniżej 20%. Ze względu na obecność zanieczyszczeń w osadach, które z tej przyczyny można uznać za potencjalne źródło skażeń, w środowiskach rolniczych, politycznych oraz opinii publicznej narasta sceptycyzm w odniesieniu do stosowania osadów w rolnictwie. W najbliższej przyszłości przewidywane jest opracowanie nowych technologii odzyskiwania z osadów fosforu – jednej z substancji odżywczych stosowanych w rolnictwie.

W latach 50-tych i 60-tych ubiegłego wieku przepisy dotyczące wykorzystywania osadów ściekowych w rolnictwie były mniej restrykcyjne. Z biegiem lat wiedza na temat potencjalnych skutków ubocznych stosowania osadów ściekowych w rolnictwie zwiększyła się – dowiedziono obecności w nich metali ciężkich i zanieczyszczeń organicznych. Ponieważ metody analizy laboratoryjnej zostały udoskonalone, odkryto nowe substancje, a tym samym powstało pole do tworzenia nowych lub bardziej rygorystycznych przepisów.

W wielu krajach na przestrzeni ostatnich 20 lat zawartość metali ciężkich w osadach ściekowych zmniejszyła się. Np. w Wielkiej Brytanii redukcja ta waha się w granicach od 59% do 85% (Palfrey, 2011 r.), a w Niemczech – od 20% do ponad 90% (Bergs, 2010 r.). W szczególności spadło stężenie czynników o charakterze krytycznym (rtęć, kadm, ołów i chrom). Rozrzut tych stężeń w UE jest duży, przy czym dane te nie obejmują całości regionu Morza Bałtyckiego (Tabela 9-1). We wszystkich krajach regionu Morza Bałtyckiego obowiązują określone prawem wartości graniczne stężeń metali ciężkich (rozdział 12).

Wielkość stężeń metali ciężkich w osadach zależy w każdym wypadku od stosowanego procesu oczyszczania ścieków. Należy realizowany proces utylizacji osadów zwiększa w nich zarówno zawartość zanieczyszczeń, jak i substancji odżywczych. Żaden z nawozów przemysłowych – niezależnie od pochodzenia – nie jest wolny od zanieczyszczeń. Niektóre surowce, z których wytwarzane są nawozy mineralne, charakteryzują się wysokim stężeniem kadmu i uranu. Przepisy prawne niektórych krajów dopuszczają wyższą zawartość kadmu przy dostatecznie wysokim stężeniu fosforu (Niemcy; Bergs, 2008 r.). W osadach ściekowych nie występuje zwykle wysokie stężenie kadmu ani uranu.



Ilustracja 9-2. Osad użyty do rekultywacji lasu na Łotwie
Zdjęcie: SIA Rigas Udens.

Ekologiczne wykorzystanie osadów w rolnictwie wymaga uprzedniego dokonania ich wstępnej obróbki w wystarczającym stopniu. Istnieje możliwość wykorzystania w rolnictwie nieodwodnionych osadów ciekłych – jak jest to praktykowane w Niemczech – w ilości kontrolowanej ze względu na ochroną wód gruntowych. Zalecane jest wykorzystywanie osadów odwodnionych lub osuszonych. Odpowiednią metodą obróbki wstępnej osadów w małych i średnich oczyszczalniach może być suszenie na słońcu z zastosowaniem podłoża z trzciny. W regionach północnych zbyt chłodny klimat uniemożliwia suszenie na słońcu (zob. rozdział 7).

Tabela 9-1: Stężenie pierwiastków chemicznych w osadach ściekowych w mg/kg sm (Palfrey, 2011 r.)

	Cd	Cu	Ni	Zn	Pb	Hg	Cr
Średnia dla ścieków w UE (2006)	1,9	207	27	715	52	1,5	50
Zakres dla ścieków w UE	0,4–6,9	73–356	11–66	332–1235	8,9–114	0,2–4,6	14–127

Nawożenie za pomocą osadów ściekowych dozwolone jest zazwyczaj jedynie w określonej porze roku i musi być wykonywane bezpośrednio do gleby. Kompostowanie lub stabilizacja chemiczna osadu za pomocą wapna celem wyeliminowania zeń wszystkich bakterii chorobotwórczych to metody zalecane, choć częstokroć nie wymagane. Przepisy dotyczące osadów ściekowych są opisane szczegółowo w rozdziale 12.

Wykorzystanie osadów w rolnictwie może, prócz metali ciężkich i patogenów, ograniczać obecność związków organicznych takich jak węglowodory wielopierścieniowe (WWA), zdolne do adsorpcji halogenki organiczne (AOX) i polichlorowane bifenyle (PCB). W ciągu ostatnich kilku lat pojawiły się nowe problemy dotyczące mikrozanieczyszczeń organicznych takich jak hormony, pozostałości leków oraz substancji ogniotrwałych pochodzących z nowoczesnych ubrań itp. W Niemczech maksymalne ilości resztek polimerów mają być uwzględniane przy tworzeniu nowych przepisów. Problem dotyczący mikrozanieczyszczeń organicznych jest obecnie otwarty i wymaga podjęcia

dalszych działań przez firmy eksploatujące oczyszczalnie ścieków i organy regulacyjne działające w regionie Morza Bałtyckiego.

Ceny nawozów przemysłowych dla rolnictwa (w porównaniu z kosztami osadów ściekowych) zależne są od stanu konkurencji w poszczególnych krajach oraz możliwości dotowania nawozów przemysłowych, jak to ma miejsce w Rosji. Ogólnie rzecz biorąc średni poziom cen nawozów wzrósł na przestrzeni ostatnich 3 – 5 lat.

Zainteresowanie produkcją nawozów z osadów wzrasta (przynajmniej poza regionem Morza Bałtyckiego, np. w Norwegii i Holandii), przy czym brana jest pod uwagę granulacja lub spalanie osadów oraz użycie popiołu w charakterze nawozu bądź surowca do produkcji nawozu (zob. 10.4 i 12). Zainteresowanie utylizacją osadów do celów rolniczych może spaść w obliczu dostępności nowych technologii odzyskiwania fosforu (zob. rozdział 11). Odzysk fosforu z osadów nie jest obecnie procesem rentownym.

9.3 USUWANIE OSADÓW ŚCIEKOWYCH NA WYSYPISKA

W Unii Europejskiej szeroko stosowaną praktyką było do niedawna usuwanie na wysypiska osadów niemożliwych do wykorzystania w rolnictwie lub do kształtowania terenu. Składowiska, pewien obszar który osiągnął ostateczną wysokość, wymagają rekultywacji; odpowiednim materiałem do tego celu jest osad.

Jedynym wymogiem jakościowym dotyczącym rekultywacji wysypisk za pomocą osadów jest wykluczenie ich użycia w stanie ciekłym zgodnie z restrykcyjnymi na ogół przepisami w zakresie usuwania wszelkich materiałów ciekłych na wysypiska. Ostatnio wprowadzone ograniczenia lub zakazy dotyczące usuwania na wysypiska materiałów ulegających biodegradacji obejmą również w dłuższej perspektywie czasowej osady ściekowe oraz wykorzystywanie kompostowanych osadów w charakterze materiału do rekultywacji i kształtowania terenu. Ograniczenie to nie obejmuje krajów spoza UE. Z restrykcyjnego charakteru tych przepisów będą wynikać rosnące potrzeby i naciski dotyczące znajdowania korzystnych zastosowań osadów m.in. w rolnictwie, budowie parków, dróg i kolei, jak również do spalania i utylizacji popiołów.



Ilustracja 9-3. Popiół ze spalonego osadu i wykonany z niego produkt (St. Petersburg, Rosja).

Zdjęcie: Lotta Ruokanen, HELCOM.

9.4 UTYLIZACJA OSADÓW ŚCIEKOWYCH I POPIOŁU PO MONOSPALANIU

Popiół z osadów ściekowych jest produktem ich spalania (zob. rozdział 8). Do dalszego przetwarzania i utylizacji można kierować wyłącznie popiół powstały w wyniku monospalania osadów, jak również jego mieszaniny z innymi popiołami o wysokiej zawartości fosforu i innych substancji odżywczych. Popiół powstały w procesie współspalania posiada bardzo niskie stężenie fosforu i prawdopodobnie zbyt wysoki poziom zanieczyszczeń, o ile osad jest spalany np. z komunalnymi odpadami z gospodarstw domowych, a tym samym jest zwykle usuwany na wysypiska. Utylizacja osadu spalanego w cementowni nie stanowi problemu, ponieważ popioły są wiązane przez produkt.

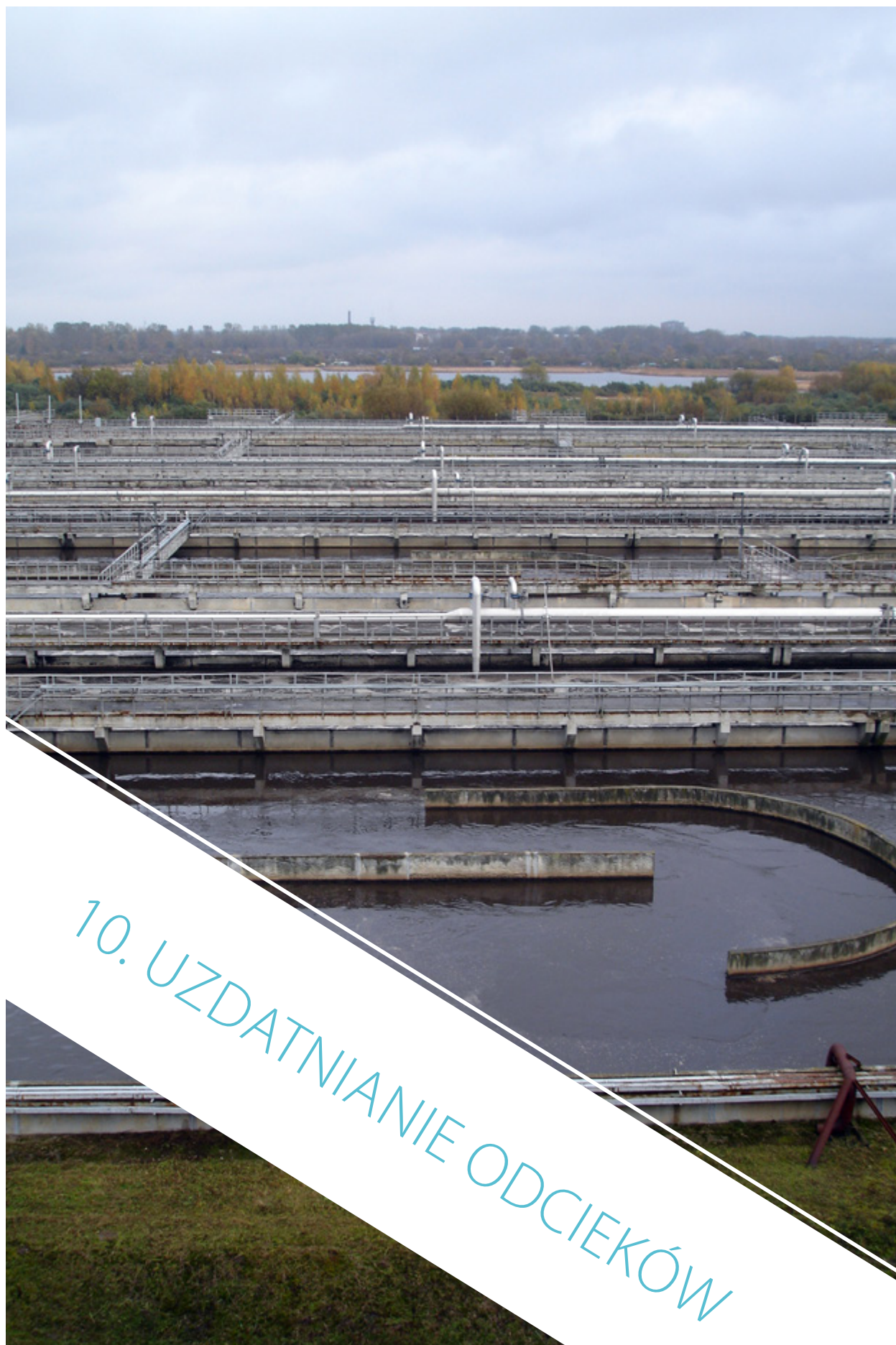
Stężenie substancji odżywczych w popiele powstałym w wyniku spalania osadu niemal podwaja się w porównaniu z niespalonym osadem zależnie od zawartości substancji organicznych w tym ostatnim. Szacunkowa zawartość fosforu w popiele powstałym w wyniku monospalania waha się w granicach od 8 do 20%. Mikrozanieczyszczenia organiczne ulegają zniszczeniu podczas spalania, zaś rtęć eliminowana jest w procesie oczyszczania gazów odlotowych. Jednak spalanie powoduje wzrost stężenia wszystkich pozostałych metali ciężkich, wskutek czego bezpośrednie nawożenie może okazać się niemożliwe.

Po zakończeniu spalania fosfor jest związany chemicznie w popiele, na skutek czego jego dostępność biologiczna jest niewielka. Opis możliwości utylizacji i wykorzystania osadów ściekowych do celów rolniczych zawiera rozdział 11. Jeśli w przyszłości zostanie wynaleziony proces biologicznego udostępniania fosforu, popiół z osadów ściekowych powinien być składowany do późniejszej utylizacji na „monowysypisku”. Badania skupiające się na efektywnym wykorzystaniu popiołu pozostaną przez najbliższe lata jednym z największych wyzwań stojących przed nauką.

W roku 2012 na terytorium regionu Morza Bałtyckiego stworzono wiele przepisów ograniczających wykorzystywanie popiołów do celów rolniczych (zob. rozdział 12). Osad jest zaliczany do odpadów, zaś popiół powstały w wyniku ich spalania – początkowo do odpadów niebezpiecznych, na skutek czego efektywne wykorzystywanie bądź utylizacja tego popiołu wymaga specjalnego zezwolenia. Taka interpretacja tych zagadnień dominuje w regionie Morza Bałtyckiego i stanowi główną przeszkodę dla szerszego wykorzystania popiołu uzyskanego w procesie monospalania w rolnictwie. Jednakże w Niemczech (i należącej do regionu Morza Bałtyckiego Holandii) podjęto ostatnio wstępne próby rozwiązania tego problemu oraz zwiększenia stopnia utylizacji fosforu zawartego w produkcie monospalania. Usuwanie popiołu powstałego w wyniku monospalania na wysypiska (lub specjalnie wydzielone miejsca z myślą o wykorzystaniu go w przyszłości) może również podlegać ograniczeniom i/lub specjalnym przepisom, ponieważ własności spalanego osadu są podobne do własności popiołu ze spalanych odpadów.

9.5 METODY UTYLIZACJI – PODSUMOWANIE

- Istnieje kilka metod utylizacji osadów; strategie utylizacji osadów realizowane w poszczególnych krajach regionu Morza Bałtyckiego są zróżnicowane.
- Wykorzystywanie osadów w rolnictwie oraz spalanie i utylizacja popiołów pociąga za sobą ich dość powszechne użycie w regionie w charakterze materiału lub źródła energii.
- Po kompostowaniu lub higienizacji inną metodą osad jest wykorzystywany w niektórych krajach regionu na terenach zielonych, np. w parkach.
- Ilość dostępnych substancji odżywczych w osadach zależy od stosowanego procesu oczyszczania ścieków.
- Obecność zanieczyszczeń w osadach ogranicza ich stosowanie w rolnictwie; pomimo zredukowania w wielu krajach stężenia metali ciężkich pojawiły się nowe problemy.
- Popiół powstały w wyniku monospalania osadów jest bogaty w fosfor oraz posiada tak mało zanieczyszczeń, że można go stosować w rolnictwie.
- Dostępność substancji odżywczych w popiołach jest niewielka i wymaga stosowania dodatkowych metod utylizacji, które znajdują się wciąż jeszcze na etapie opracowywania.
- W niektórych częściach regionu stosowane są nadal doły szlamowe lub laguny osadowe; nie jest to ekologiczna metoda gospodarki osadami, ponieważ uniemożliwia ona ich wykorzystanie w charakterze materiału oraz eliminuje ich potencjał odżywczy i energetyczny; co więcej, nieszczelne miejsca składowania osadów stanowią potencjalne zagrożenie dla środowiska wodnego.
- W najbliższych latach składowanie osadów zostanie ograniczone w UE w świetle nowych przepisów oraz w związku ze wzrostem zainteresowania odzyskiem substancji odżywczych z tego materiału.



Zdjęcie: Lotta Ruokanen, HELCOM.

10.1 WSTĘP

Ocieki z fermentacji beztlenowej, nadmiar wody powstały w komorze obsługującej ten proces lub w procesie odwadniania osadów bądź skropliny powstałe podczas suszenia termicznego zawierają znaczne ilości azotu, fosforu i zawieszin stałych. Z tej przyczyny opracowano, przebadano i wdrożono w wielu oczyszczalniach ścieków kilka metod utylizacji odcieków. Ponadto do odcieków zaliczany jest odfiltrowany roztwór pochodzący z procesu obróbki końcowej (kompostowania) oraz miejsc składowania przefermentowanego osadu. Ocieki zewnętrzne pochodzą m.in. z regionalnych zakładów utylizacji odpadów i osadów.

Ocieki powstałe w procesie fermentacji są zazwyczaj mocno stężone; w wyniku obróbki mikrobiologicznej powstaje wysokie stężenie amoniaku. Prócz tego rozpuszcza się fosfor, zwłaszcza w procesie usuwania fosforu biologicznego. Typowymi cechami jakościowymi odcieków są wysokie stężenie amoniaku, azotu i zawieszin stałych oraz wysoka alkaliczność. Zawartość substancji powodujących wysokie chemiczne zapotrzebowanie na tlen (ChZT) jest wysoka; jednakże ocieki nie zawierają wiele łatwo rozkładających się materiałów organicznych (BZT). Fosfor ulega adsorpcji do frakcji zawieszin stałych. Poza tym zawiesziny stale nie mają dużej skłonności do osadzania się.

Większość metod uzdatniania odcieków ma wpływ na ich denitryfikację, ponieważ proces oczyszczania ścieków charakteryzuje się wrażliwością na wysokie stężenie azotu, zwłaszcza gdy materiał wejściowy nie jest podawany w sposób ciągły. Podawanie materiału wejściowego w sposób ciągły zależy od stosowanej metody odwadniania oraz układu zmian roboczych. Jeśli ocieki są zrzucane 24 godziny na dobę przez 7 dni w tygodniu i występują proble-

my eksploatacyjne bądź proces denitryfikacji jest nieskuteczny, zaleca się wdrożenie oddzielnego procesu utylizacji odcieków. W przypadku zastosowania komorowej prasy filtracyjnej lub eksploatacji zakładu w trybie innym niż 24 godziny na dobę przez 7 dni w tygodniu rozwiązaniem wszelkich problemów jest zbiornik buforowy.

Uzdatnianie odcieków odbywa się przy użyciu metod chemicznej i mechanicznej bądź biologicznej. Ilość odcieków można oszacować wtedy, gdy jakość i ilość podawanego osadu jest mierzona, a proces fermentacji przebiega w sposób stabilny. Najważniejszymi czynnikami określającymi jakość odcieków są jakość procesu odwadniania oraz rodzaj stosowanych osadów.

Warto zapamiętać:

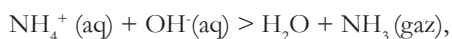
Jeśli jako flokulant stosowane jest wapno, nie zaleca się wdrażania oddzielnego procesu utylizacji odcieków z uwagi na gromadzenie się węglanu wapnia.

10.2 PROCES FIZYCZNEGO/CHEMICZNEGO UZDATNIANIA ODCIEKÓW

Istnieją różne możliwości fizycznego lub chemicznego uzdatniania odcieków. Większość procesów uzdatniania ma na celu denitryfikację, m.in. z wykorzystaniem zeolitu lub odpędzania amoniaku.

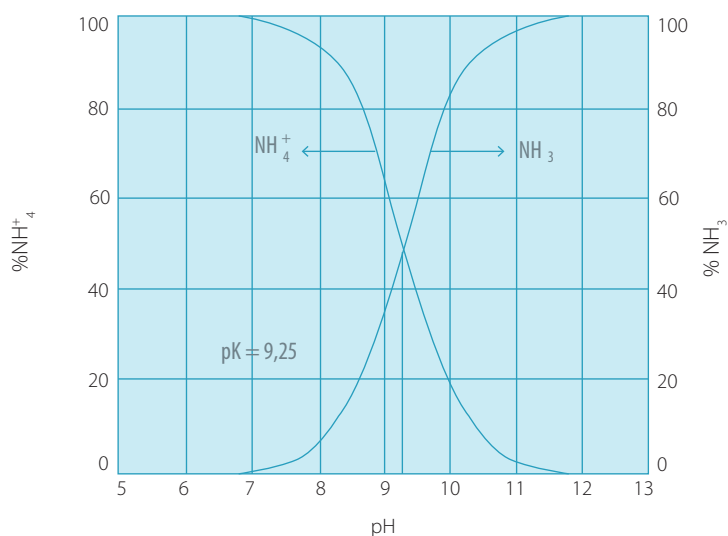
Zasady działania i wyniki procesu

Najczęściej stosowaną metodą obróbki chemicznej celem denitryfikacji jest odpędzanie amoniaku. Amoniak można usuwać z wody w drodze reakcji zachodzącej pomiędzy azotem amonowym (NH_4^+-N) a amoniakiem (NH_3). Reakcję zachodzącą w procesie odpędzania amoniaku przedstawia wzór:

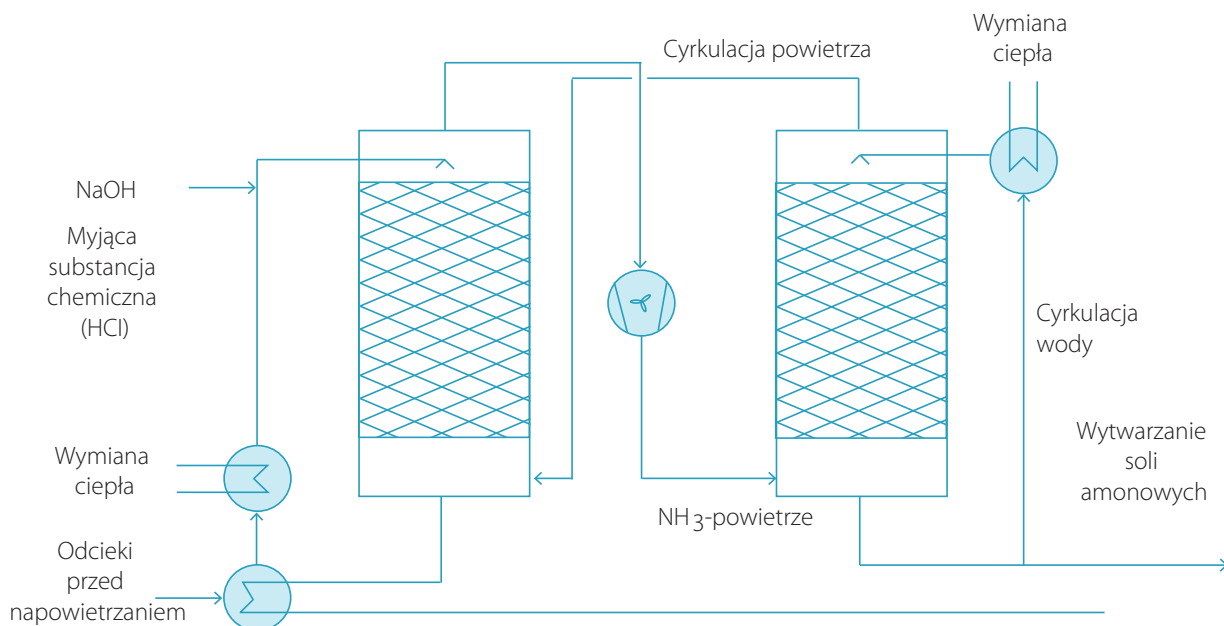


gdzie (aq) oznacza roztwór wodny. Podczas odpędzania zwiększa się wartość czynnika pH. Wartość czynnika pH jest wprost proporcjonalna do ilości NH_4^+-N w formie amoniaku. Jeśli wartość pH jest wysoka (> 10), większość azotu amonowego nie przybiera formy NH_3 (Ilustracja 10-1).

W procesie odpędzania amoniaku wartość pH odcieków wzrasta, a temperatura rośnie przez pewien czas, co sprzyja również przejściu na stronę bilansu dotyczącą amoniaku.



Ilustracja 10-1: Wykres stanu równowagi dla amoniaku (NH_3), azotu amonowego (NH_4^+) przy zmiennej wartości pH.



Ilustracja 10-2: Schemat zasadniczy procesu odpędzania amoniaku.

Następnie odciek jest przeprowadzany przez wieżę napowietrzającą, w której gazowy amoniak jest przenoszony do fazy powietrza. Powietrze przepływa do płuczki, w której amoniak przekształcany jest w postaci ciekłej, przy czym w obecności kwasu powstaje sól amonowa (Ilustr. 10-2). Sól amonowa lub stężona ciecz powstała w tym procesie przeznaczona jest na sprzedaż.

Eksploracja, konserwacja, aspekty ochrony środowiska i bezpieczeństwa

Technologia ta jest zwykle eksploatowana 24 godziny na dobę przez 7 dni w tygodniu. Jeśli osady ściekowe nie są odwadniane bez przerwy, potrzebny jest reaktor buforowy kompensujący wahania natężenia przepływu.

Obsługa procesów obróbki odcieków wymaga większej wiedzy z zakresu chemii niż obsługa sprzętu do przetwarzania osadów ściekowych. Uwalnianie się amoniaku może stanowić problem z punktu widzenia ochrony środowiska i BHP. Powstawanie zatorów w wieżach może stanowić problem z punktu widzenia bezpieczeństwa, ponieważ zachodzi wówczas konieczność ich ręcznego czyszczenia.

Koszty, parametry zużycia mediów oraz siła robocza

Całkowite koszty inwestycji związanych z procesem odpędzania wahają się zwykle w zakresie od 2 mln do 4 mln euro zależnie od pojemności. Okres trwałości technicznej sprzętu wynosi zwykle 15 – 20 lat.

Koszty chemikaliów są bardzo wysokie i zależą od pojemności buforowej wody, stężenia substancji w odciekach oraz produktu końcowego procesu.



Ilustracja 10-3. Zdjęcie: Shutterstock.com/Hansenn.

Stosowanie w regionie Morza Bałtyckiego

Proces usuwania amoniaku jest wykorzystywany w Finlandii w zakładach należących do Biovacka Oy w Topinoja, Turku i Vehmaa zajmujących się produkcją gazu z wykorzystaniem osadów ściekowych i bioodpadów. Zakład Topinoja przetwarza wyłącznie komunalne osady ściekowe z oczyszczalni ścieków w Turku, a zakład Vehmaa – komunalne osady ściekowe i odchody zwierzęce pochodzące z dużych gospodarstw rolnych. Stripping amoniaku to proces wykorzystywany głównie w związku z przetwarzaniem odpadów przemysłowych przy dużych ilościach azotu. Przy oczyszczaniu ścieków wykorzystuje się go rzadko.

10.3 BIOLOGICZNE UZDATNIANIE ODCIEKÓW

Biologiczne technologie obróbki odcieków są takie same jak w przypadku usuwania azotu. Najczęściej wykorzystywany jest tradycyjny proces denitryfikacji/nitryfikacji (proces DN) wspomagany przez zewnętrzne źródło węgla poprawiającego parametry denitryfikacji. Źródło węgla jest niezbędne, aby osiągnąć korzystny stosunek azotu i węgla. W praktyce metoda ta okazała się nie w pełni skuteczna, w związku z czym opracowano inne metody. Nie zostały one jeszcze sprawdzone na szeroką skalę.

10.3.1 Proces denitracji/nitracji

Na podstawie procesu denitryfikacji i nitryfikacji opracowano proces nitracji i denitracji (skrótowej nitryfikacji i następnie przeprowadzenie procesu denitryfikacji). Amoniak jest utleniany do azotynów, a następnie redukowany do postaci azotu cząsteczkowego. Całkowite zużycie energii jest niższe (oszczędności sięgające 40%), a ponadto wymagane jest tylko 60% ilości węgla potrzebnej w tradycyjnym pro-

cesie usuwania azotu. Zastosowanie tego procesu jest możliwe, ponieważ proces tworzenia azotynów został oddzielony od reszty procesu nitryfikacji. Istotne są takie czynniki jak stężenie amoniaku, temperatura, zawartość tlenu i wartość pH (Beier i in., 2008 r.). Metoda ta jest wykorzystywana w różnych procesach komercyjnych, np. SHARON®, SAT i PANDA.

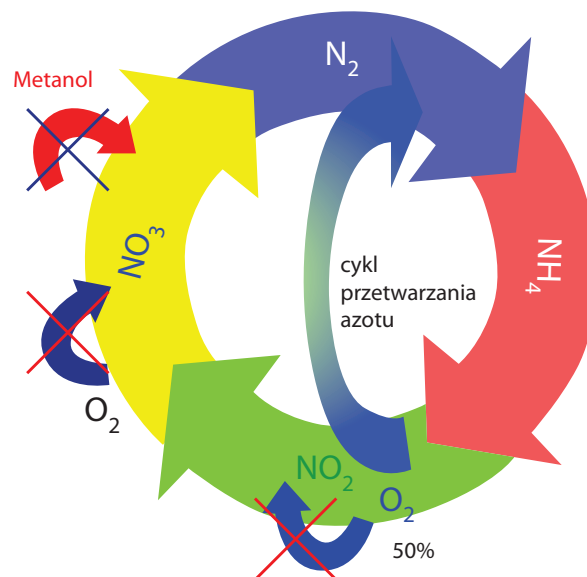
10.3.2 Deamonifikacja

Proces deamonifikacji został opracowany w latach 90-tych XX wieku. Znaczna część oczyszczalni wykorzystujących ten proces znajduje się w Holandii. Proces ten jest oparty na aktywności bakterii *Planctomycetes* zdolnych do przetwarzania azotynów i amoniaku w warunkach beztlenowych. Produktem tej reakcji jest azot cząsteczkowy (N_2). Źródło węgla nie jest potrzebne.

Proces ten można stosować na dwa sposoby:

- Deamonifikacja dwustopniowa z wykorzystaniem dwóch różnych zbiorników. Proces ten został opracowany na podstawie procesu denitracji. W pierwszym zbiorniku tworzone są azotyny; w drugim zbiorniku azotyny i amoniak są przetwarzane przez bakterie oraz produkowany jest azot cząsteczkowy. Do pierwszego zbiornika doprowadzane jest powietrze; zawartość drugiego jest tylko mieszana (warunki beztlenowe). Problemem związanym z tym procesem jest wysokie, niemożliwe do kontrolowania stężenie azotynów w pierwszym zbiorniku, w związku z czym proces nie jest zbyt stabilny.
- Deamonifikacja jednostopniowa. Tworzenie azotynów i deamonifikacja zachodzą w jednym zbiorniku. Układ jest kontrolowany poprzez zmianę stężenia tlenu i wartości pH. Komercyjnie tę metodę wykorzystuje się np. w procesach DEMON® i CANON®.

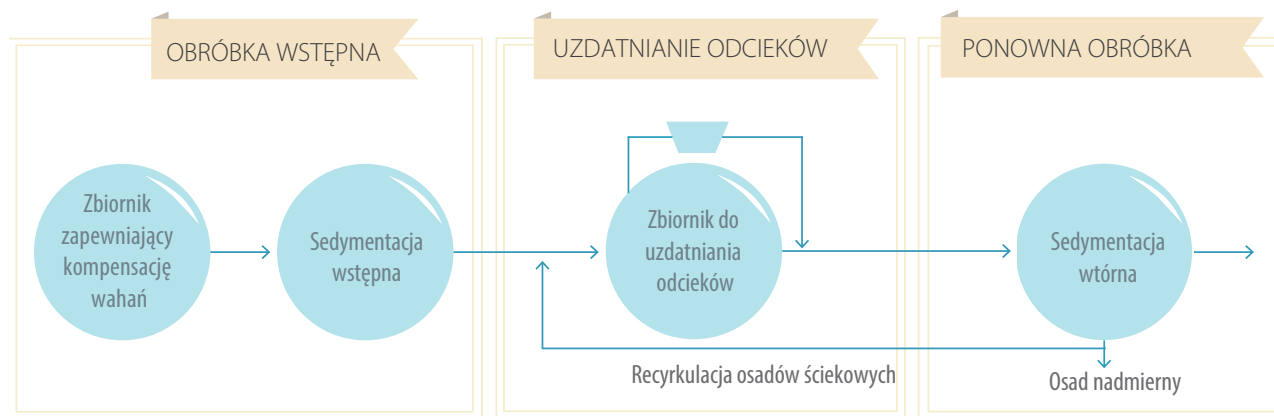
Proces nitracji i deamonifikacji jest wykorzystywany do obróbki osadu czynnego. Optymalna temperatura robocza wynosi 30 – 40°C, a temperatura minimalna – 25°C. W ramach obróbki wstępnej konieczne jest usuwanie zawieszonych substancji stałych i redukcja ChZT w celu zapewnienia równomiernych właściwości doprowadzanych odcieków. W tym procesie wykorzystywane są dwa rodzaje osadów ściekowych: granulowane osady ściekowe powstałe w wyniku obróbki o wieku osadu 100 – 200 dni



Ilustracja 10-4: Cykl przetwarzania azotu w procesie nitracji-deamonifikacji.

i biologiczne osady ściekowe o wieku osadu 2 – 10 dni. Granulowane osady ściekowe są poddawane procesowi w postaci osadów zaszczipiających, których objętość zaczyna się zwiększać w związku z korzystnymi dla tego rodzaju osadów warunkami. System monitorowania procesu jest oparty na pomiarze wartości pH.

Zaletami procesu nitracji i deamonifikacji jest zmniejszenie zużycia energii o 60% oraz mniejsze koszty eksploatacyjne w porównaniu z procesem DN (nitryfikacji-denitryfikacji), nie jest wymagane zewnętrzne źródło węgla, nie ma konieczności stosowania dodatkowych substancji chemicznych służących do zapewnienia zasadowości, a ponadto wielkość produkcji osadów jest bardzo mała.



Ilustracja 10-5: Obróbka odcieków w procesie nitracji-deamonifikacji.

Najbardziej problematyczną kwestią związaną z wszystkimi tymi procesami jest ich kontrolowanie, ponieważ warunki muszą być stabilne, np.:

- spełnianie wymagań dotyczących temperatury, gdy temperatura robocza jest niższa niż 30°C oraz
- spełnianie wymagań związanych z zawartością zawieszonych substancji stałych, gdy ich zawartość jest wysoka.

Kolejną metodą obróbki odcieków jest poszerzony proces nityfikacji i denityfikacji we wsadowym reaktorze sekwencyjnym (SBR), który jest wykorzystywany w komercyjnej technologii BABE®.

Eksplatacja, konserwacja, aspekty ochrony środowiska i bezpieczeństwa

Biologiczne uzdatnianie odcieków zwykle zachodzi w sposób ciągły, podobnie jak proces fermentacji beztlenowej, w wyniku którego powstaje największa część odcieków. Jeśli osady ściekowe nie są odwadniane bez przerwy, potrzebny jest reaktor buforowy wyrównujący przepływy. Obsługa

procesów obróbki odcieków wymaga nieco większej wiedzy z zakresu biotechnologii niż obsługa sprzętu do przetwarzania osadów ściekowych. Korzystanie z tych metod nie stanowi szczególnego zagrożenia dla środowiska ani dla bezpieczeństwa pracy.

Koszty, parametry zużycia mediów oraz siła robocza

Całkowite koszty inwestycji związanych z biologicznym uzdatnianiem odcieków wahają się zwykle od 1 mln do 2 mln euro zależnie od pojemności. Okres trwałości technicznej sprzętu wynosi zwykle 15 – 20 lat.

Moc zainstalowana wynosi w przybliżeniu 20 – 40 kW; zużycie energii w tym procesie jest nieznaczne w porównaniu z całkowitą ilością energii pobieranej przez oczyszczalnię. Stosowanie tego procesu nie wymaga dodatkowej ingerencji człowieka ani specjalnych kwalifikacji personelu wykraczających poza normalny tryb eksploatacji oczyszczalni ścieków.

Stosowanie w regionie Morza Bałtyckiego

W regionie Morza Bałtyckiego wymagania dotyczące usuwania azotu w oczyszczalniach ścieków zostały zaostrzone. Nawet 20% całkowitej ilości ładunku azotu amonowego może pochodzić z odcieków wewnętrznych. Wydajność procesu oczyszczania metodą osadu czynnego często jest niewystarczająca, w związku z czym zalecana jest osobna obróbka odcieków.

Procesy biologiczne są wykorzystywane na pełną skalę w różnych miejscach na świecie od 2005 roku. Jednym przykładem takiej oczyszczalni jest Lakeuden Etappi w Seinäjoki w Finlandii, która zajmuje się przetwarzaniem osadów ściekowych i komunalnych bioodpadów pochodzących z gospodarstw domowych. W Kokkolu w Finlandii rozpoczyna swoją działalność nowa oczyszczalnia wykorzystująca tylko osady ściekowe. Komunalna oczyszczalnia ścieków Himmerfjärdsverket w Szwecji wykorzystuje proces nitracji i deamonifikacji oparty na nośnikach (kształtkach), a oczyszczalnia ścieków w Linköping (od 2009 roku) i Helsinkach testowały proces SHARON. Wiosną 2012 roku oczyszczalnia ścieków w Helsinkach stosowała proces nitracji i deamonifikacji do przetwarzania części ścieków. W Holandii proces SHARON jest wykorzystywany np. w Rotterdamie, Utrechcie i Zwolle.

10.4 ZESTAWIENIE GŁÓWNYCH METOD UZDATNIANIA ODCIEKÓW

Tabela 10-1: Porównanie różnych metod. Proces DN = proces denitryfikacji-nitryfikacji.

Montaż	Właściwości	Zastosowanie	Uwagi
Proces DN	Tradycyjny proces DN. Aby osiągnąć dobrą skuteczność usuwania azotu, konieczne jest wykorzystanie zewnętrznego źródła węgla.	Wcześniej stosowany do obróbki odcieków pochodzących z fermentacji osadów wstępnych i wtórnych. Obecnie niestosowany, ponieważ nowe procesy są bardziej skuteczne i niezawodne.	Koszty inwestycji – od 1,5 mln do 3 mln euro. Wysokie koszty eksploatacyjne związane z wykorzystaniem zewnętrznego źródła węgla (np. metanol).
Proces nitracji i denitracji	Proces nieuwzględniający nitryfikacji. Mniejsze zużycie energii i zapotrzebowanie na węgiel.	W niektórych przypadkach wykorzystywany jako wstępny etap obróbki odcieków przed procesem deamonifikacji.	Koszty inwestycji – od 1,5 mln do 3 mln euro. Koszty eksploatacyjne są znacznie niższe niż w przypadku procesu DN.
Proces nitracji i deamonifikacji	Proces obróbki osadu czynnego, w wyniku którego z azotynów i amoniaku wytwarzany jest azot cząsteczkowy. Optymalna temperatura robocza wynosi 30 – 40°C, a temperatura minimalna – 25°C.	Wykorzystywany do obróbki odcieków po fermentacji osadów wstępnych i nadmiernych w średnich i dużych oczyszczalniach ścieków.	Koszty inwestycji – od 1 mln do 2 mln euro. Niskie koszty eksploatacyjne stanowią o atrakcyjności tego procesu. Moc zainstalowana 20 – 40 kW.
Stripping amoniaku	Proces chemiczny, w wyniku którego powstaje nawóz bogaty w azot (sole amonowe).	Wykorzystywany do obróbki odcieków po fermentacji osadów wstępnych i nadmiernych w średnich i dużych oczyszczalniach ścieków.	Koszty inwestycji – od 2 mln do 4 mln euro. Koszty eksploatacyjne są bardzo wysokie i mogą być argumentem przeciw wyborowi tej metody.

Szczególnie w przypadku procesu deamonifikacji możliwe jest zmniejszenie zużycia energii i węgla oraz ilości osadów ściekowych. Prowadzi to do zmniejszenia emisji dwutlenku węgla.



11. ODZYSKIWANIE FOSFORU Z
PRZETWARZANYCH OSADÓW
ŚCIEKOWYCH

Chelbia modra w Morzu Bałtyckim. Zdjęcie: Metsähallitus.

11.1 WSTĘP

Fosfor to substancja odżywcza niezbędna dla roślin i wykorzystywana do nawożenia pól uprawnych, a także w produktach konsumpcyjnych, np. detergentach. Dostępność fosforu jest często czynnikiem wpływającym na wzrost roślin, a uwalnianie fosforu do rzek, jezior i mórz powoduje nadmierny wzrost roślin i alg, tzn. proces nazywany eutrofizacją mający wiele negatywnych skutków dla ekosystemów wodnych. Z drugiej strony zasoby fosforu są ograniczone – wydobywa się go tylko w niektórych miejscach na świecie, np. na Saharze Zachodniej (Maroko), w Chinach i Stanach Zjednoczonych. Przewiduje się, że w ciągu najbliższych 5 lat światowe zużycie fosforu (w postaci związku P_2O_5 , wykorzystywanego w nawozach) będzie rosło w tempie 2,5% rocznie, a największy wzrost zostanie zanotowany w Azji i Afryce Południowej (USGS, 2012 r.).

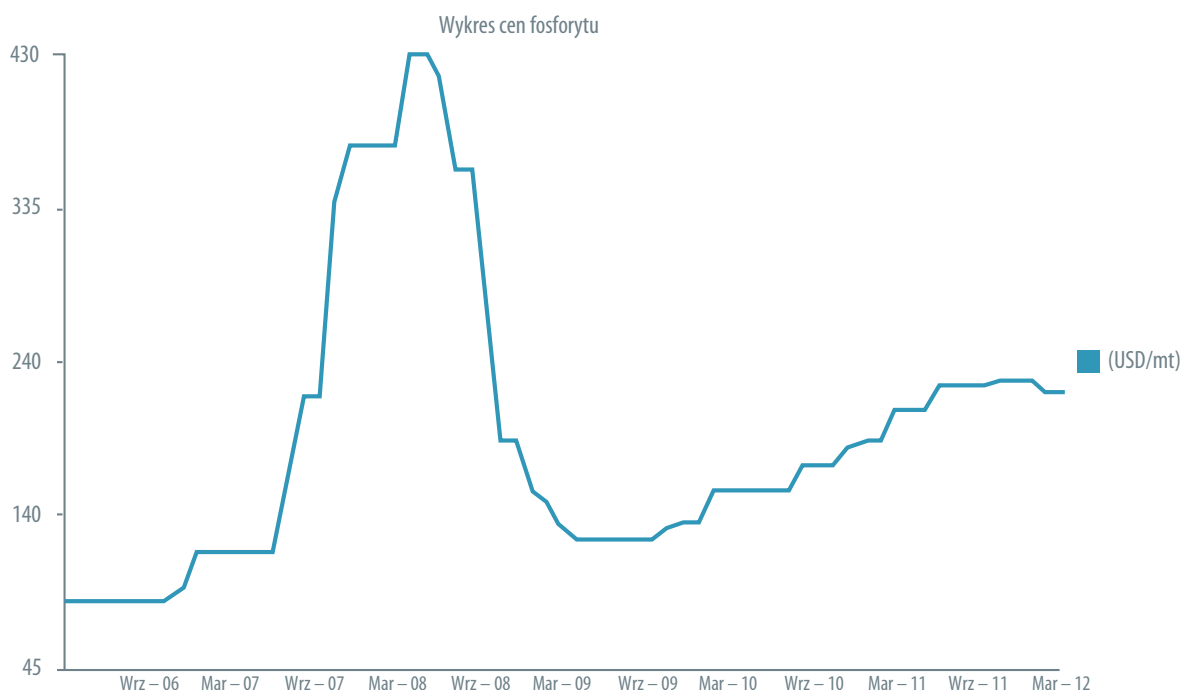
Kilka badań zawiera omówienie teorii szczytu wydobycia fosforu (phosphorus peak) mówiącej o tym, że maksymalna produkcja tego pierwiastka została już osiągnięta lub zostanie osiągnięta wkrótce. Niektóre badania wykazały, że istnieją jeszcze dostępne źródła fosforu, ale ich eksploatacja nie jest jeszcze korzystna z ekonomicznego punktu widzenia. Szacuje się, że cena fosforytów jak również apatytów będzie rosła (zob. Ilustracja 11-1), co doprowadzi również do wzrostu cen żywności.

Najlepszym sposobem zaoszczędzenia zasobów jest zrezygnowanie z wykorzystania fosforu np. w detergentach, co zostało wprowadzone w niektórych krajach (PHöchst-MengV w Niemczech, 1980 r. lub poprawka do rozporządzenia WE 648/2004 w sprawie detergentów). Dzięki odzyskiwaniu fosforu możliwe jest częściowe zastąpienie produkcji wykorzystującej apatyt oraz importu fosforu. Źródła umożliwiające odzyskiwanie fosforu:

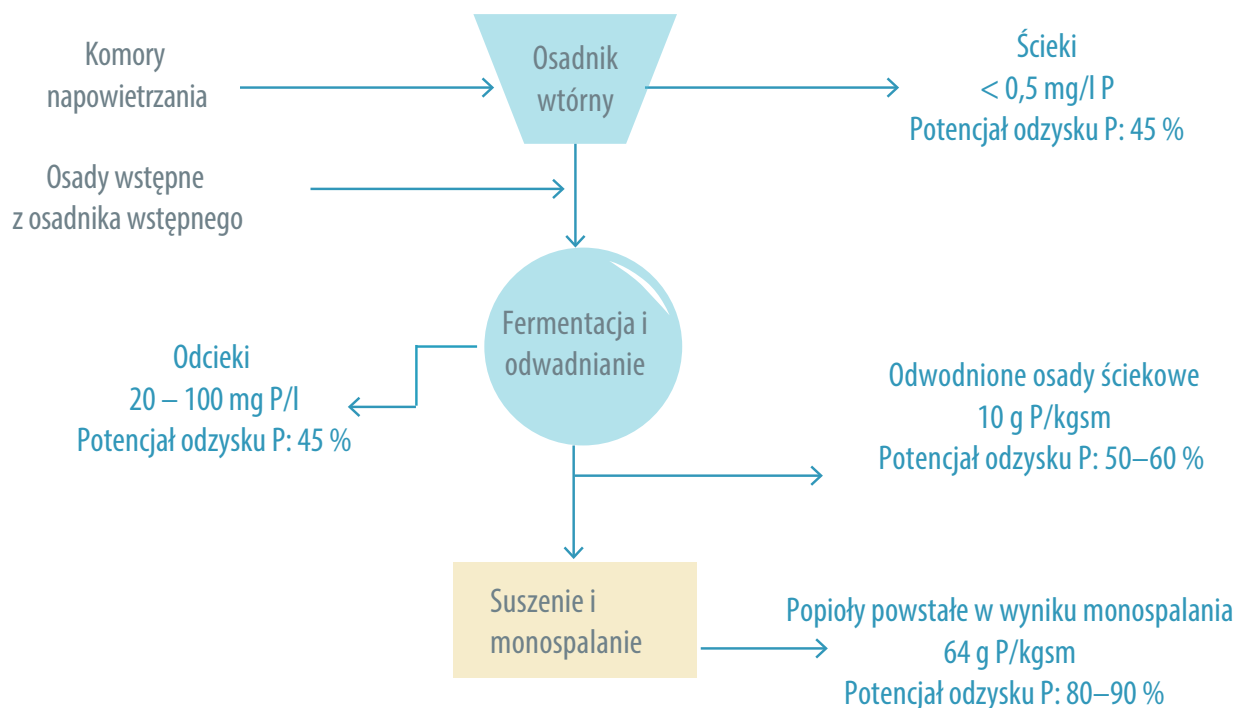
- ścieki, osady ściekowe i popiół powstały w wyniku monospalania;

- zwierzęca mączka kostna i podobne substancje;
- odchody zwierzęce oraz
- odpadowa (przeterminowa) żywność.

W ciągu ostatnich lat powołano wiele inicjatyw badawczych, m.in. w Skandynawii i Niemczech (przez niemieckie Federalne Ministerstwo Edukacji i Badań Naukowych BMBF i Federalne Ministerstwo Środowiska BMU w 2005 r.), związanych z odzyskiwaniem fosforu z osadów ściekowych. Poszczególne kraje uwzględniły odzyskiwanie fosforu w swoich długoterminowych planach strategicznych oraz programach związanych z nowymi technologiami. Szwecja ogłosiła długoterminowy cel zakładający odzyskiwanie do 2015 roku 60% fosforu z osadów ściekowych (SEPA, 2002 r.). W 2003 roku Niemcy ogłosiły, że prowadzą działania mające na celu opracowanie nowych technologii odzyskiwania (CEEP, 2003 r.). Rząd Finlandii w 2010 roku zobowiązał się, że kraj ten zostanie liderem w zakresie odzyskiwania substancji odżywczych (MMM, 2011 r.).



Ilustracja 11-1: Zmiany cen fosforytu w ciągu ostatnich lat. Źródło: www.mongabay.com.



Ilustracja 11-2: Różne możliwości odzyskiwania fosforu (P), typowe stężenie fosforu i możliwość odzysku. Dane liczbowe: Jardin, 2010 r. i Adam, 2009 r.

Cele odzyskiwania fosforu w oczyszczalniach ścieków:

- odzyskiwanie maksymalnej ilości fosforu o wysokiej dostępności biologicznej;
- niskie stężenie metali ciężkich;
- niskie stężenie szkodliwych substancji organicznych oraz
- ekonomiczny sposób realizacji procesu odzyskiwania.

Ilości azotu, węgla i mikroskładników odżywczych są mniej ważne. Istnieje ograniczona liczba sposobów odzyskiwania fosforu w oczyszczalniach ścieków (zob. Ilustracja 11-2).

Metody odzyskiwania substancji odżywczych to wciąż rozwijane technologie opracowywane głównie w Europie

i Ameryce Północnej, ale liczba oczyszczalni, w których wprowadza się programy pilotażowe i demonstracyjne, stale rośnie. Technologii tych nie można uznać za w pełni sprawdzone, ponieważ niektóre zakłady realizujące programy demonstracyjne początkowo narażone były na poważne problemy – część z nich została nawet zamknięta. Technologie opisane poniżej nie mogą być zalecane do użytku na szerszą skalę. Podsumowując, wszystkie te technologie są kosztowne i nieopłacalne. Niektóre technologie zostały opracowane w związku z problemami operacyjnymi, dlatego też sprawdzają się tylko w konkretnych okolicznościach. W przypadku każdej oczyszczalni ścieków podstawowe warunki są inne i zależą od wykorzystywanych procesów i metod przetwarzania osadów ściekowych.



Ilustracja 11-3: Nawóz. Zdjęcie: Shutterstock.com/Kymmcleod.

Istnieją dwie różne technologie odzyskiwania fosforu: odzyskiwanie fosforu z popiołów powstałych w wyniku monospalania osadów oraz odzyskiwanie ze ścieków lub osadów ściekowych za pomocą substancji chemicznych. Obecnie, uwzględniając dostępne metody odzyskiwania, teoretyczny maksymalny stopień odzysku wynosi około 45% (Jardin, 2010 r.) i 50 – 60% (Adam, 2009 r.) odpowiednio dla ścieków i osadów ściekowych, podczas gdy w przypadku odzyskiwania z popiołów może wynieść nawet 80% (Jardin, 2010 r.) lub 90% (Adam, 2009 r.).

Innowacyjne metody:

Proces usuwania fosforu używany w danej oczyszczalni ścieków wpływa na dostępność biologiczną fosforu wykorzystywanego w nawozach. W przypadku biologicznego usuwania fosforu stopień odzysku jest wysoki, również w przypadku bezpośredniego wykorzystania osadów ściekowych w rolnictwie. Biologiczne usuwanie fosforu może jednak powodować problemy związane z procesami oczyszczania ścieków i przetwarzania osadów ściekowych: gorszą skuteczność odwadniania, pęcznienie osadów ściekowych oraz wytwarzanie struwitu blokującego rury.

Strącanie chemiczne żelazem lub aluminium wiąże się z obniżeniem dostępności biologicznej fosforu. Mimo to wiele oczyszczalni ścieków, np. w Niemczech, stosujących strącanie chemiczne wykorzystuje swoje osady ściekowe w rolnictwie. Nowe technologie odzysku z popiołów (zob. rozdział 11.3) mogą w przyszłości wpłynąć na poprawę dostępności biologicznej fosforu strącanego chemicznie.

11.2 ODZYSKIWANIE FOSFORU ZE ŚCIEKÓW LUB OSADÓW ŚCIEKOWYCH

Możliwość odzysku ze ścieków lub osadów ściekowych jest znacznie mniejsza niż w przypadku popiołów powstałych w wyniku monospalania osadów. Fosfor można odzyskiwać z osadów nadmiernych, odcieków, osadów odwodnionych, a także ze ścieków (zob. Ilustracja 11-2). Odzysk ze ścieków nie jest zalecany ze względu na zbyt dużą ich ilość i zbyt niskie stężenie fosforu.

Dodatkowe procesy towarzyszące konwencjonalnemu oczyszczaniu ścieków zostały niedawno zestawione (Adam, 2009 r.); za ich podstawę może służyć:

- **Strącanie**, np. proces PRISA lub AirPrex, oraz
- **Krystalizacja**, np. Ostara PEARL, Unitika PHOSNIX, proces CSH Darmstadt lub DHV Crystalactor.

Procesy Ostara PEARL, Unitika PHOSNIX, AirPrex i DHV Crystalactor są stosowane w formie pilotażowej i demonstracyjnej; wydajność wynosi od 20 do 250 m³/godz. Chociaż uzyskane rezultaty są przeważnie zachęcające, konieczne jest przeprowadzenie dalszych prac mających na celu zwiększenie opłacalności i możliwości wykorzystania odzyskanego fosforu.

W przypadku wielu wspomnianych wcześniej metod występują problemy związane z osadzaniem się substancji chemicznych w rurach, pompach i na powierzchniach zbiorników. Konieczne jest ich rozwiązanie, zanim można będzie stwierdzić, że metody te są sprawdzone (Adam, 2009 r.). Do tej pory wybudowano kilka demonstracyjnych zakładów w Japonii, Kanadzie, USA, Niemczech i Holandii, zwykle obsługujących boczny strumień. Holenderska oczyszczalnia Geestmerambacht stosująca proces DHV Crystalactor® (z wykorzystaniem Ca(OH)₂ i NaOH) została poddana testom w latach 90-tych XX wieku, ale później została zamknięta ze względu na wysokie koszty eksploatacyjne.

Od 1998 roku w Berlinie (Niemcy) biologiczne usuwanie fosforu powoduje wytrącanie MAP (fosforan magnezowo-amonowy lub struwit) w rurach. Różne próby przeciwdziałania temu zjawisku nie rozwiązały problemu, a koszty czyszczenia i konserwacji są bardzo wysokie. Po przeprowadzeniu pierwszej próby w latach 2002 – 2009 w 2010

roku wybudowano zakład wykorzystujący proces AirPrex na pełną skalę. Wiele problemów udało się rozwiązać dzięki sprzedawaniu struwitu jako surowca wykorzystywanego do produkcji nawozów (Lengemann, 2011 r.).

Zasady działania i wyniki procesu

Powietrze i chlorek magnezu (MgCl₂) są dodatkowo podawane w ramach procesu w celu utworzenia struwitu (MAP–fosforan magnezowo-amonowy). Po wybudowaniu reaktora o wydajności 100 m³/godz. dzienna produkcja MAP wynosi 2 – 3 ton (Lengemann, 2011).

Pierwszy demonstracyjny reaktor na potrzeby procesu Ostara PEARL (z wykorzystaniem Mg(OH)₂ i NaOH) o wydajności 20 m³/godz. został uruchomiony w maju 2007 roku w Edmonton w Kanadzie; inne reaktory znajdują się w USA w Portland (Oregon) i Suffolk (Wirginia) i zostały uruchomione odpowiednio w 2009 i 2010 roku. Czwarty reaktor został uruchomiony w 2010 roku w York (Pensylwania) (Ostara, 2010 r.). Wydajność produkcji struwitu wynosi zwykle 500 kg/dzień, a produkt końcowy jest sprzedawany pod nazwą Crystal Green® jako nawóz o powolnym uwalnianiu do pól golfowych i trawników komunalnych. Reaktory te to reaktory ze złożem fluidalnym odzyskujące substancje odżywcze z odfiltrowanego roztworu powstałego w wyniku procesu obróbki osadów ściekowych w postaci struwitu. Koszty inwestycyjne dla takiej instalacji zostały ocenione przez dostawcę technologii na od 2 mln do 3 mln euro.

W Japonii wybudowano trzy reaktory o wydajności 6 – 20 m³/godz. na potrzeby procesu Unitika PHOSNIX (z wykorzystaniem Mg(OH)₂ i NaOH). Jest to proces wykorzystywany do obróbki strumienia bocznego; może być stosowany do obróbki osadów ściekowych poddanych róż-

nym procesom, np. fermentacji i biologicznemu usuwaniu substancji odżywczych. Osady ściekowe są pompowane do dolnej części reaktora, a substancje chemiczne (wodorotlenek sodu i $Mg(OH)_2$) są dodawane w celu przeprowadzenia strącania i osiągnięcia pH o wartości 8,5 – 8,8. Kryształy rosną i opadają na dno kolumny, skąd są regularnie usuwane. Drobne cząstki struwitu oddzielone od całości wyprodukowanego struwitu są podawane z powrotem do reaktora jako materiał zaszczipiający. Do powstania granuliek struwitu o wielkości 0,5 – 1,0 mm potrzebny jest czas retencji wynoszący dziesięć dni. Produkt jest odwadniany przez 24 godziny przy użyciu systemu filtrów workowych lub poprzez naturalne schnięcie w odpowiedniej temperaturze otoczenia. Rezultaty tych procesów okazały się zadowalające, a struwit jest sprzedawany jako surowiec do produkcji nawozów (Nawa, 2009 r.).

Istnieje kilka mokrych procesów chemicznych stosowanych do obróbki osadów ściekowych o różnej zawartości suchej masy z wykorzystaniem kwasu, ciśnienia, ciepła i utleniaczy. Najczęściej wykorzystywane są następujące procesy (Adam, 2009 r.): KREPRO, LOPROX, Aqua Reci i Seaborne (lub Gifhorn). Wyniki są obiecujące, ale

nadal potrzebne są dodatkowe prace techniczne. Skład chemiczny odzyskanego fosforu jest dobrze znany, ale konieczne jest prowadzenie dalszych prac dotyczących produktów zawierających odzyskany fosfor. Proces Seaborne/Gifhorn (z wykorzystaniem MgO , $NaOH$, Na_2S , H_2SO_4 i flokulantu) zaczął być stosowany na pełną skalę w marcu 2010 roku, ale zaprzestano jego używania ze względu na trudności techniczne. Koszty inwestycyjne poniesione w tym zakładzie wyniosły około 7,5 mln euro (Bayerle, 2009).

Proces Mephrec to termiczna metoda odzyskiwania fosforu (Adam, 2009 r., Scheidig, 2009 r. i Petzet i Cornel, 2011 r.). Mephrec umożliwia wykorzystanie zarówno odwodnionych osadów ściekowych, jak i popiołów powstałych w wyniku monospalania. Proces ten wykorzystuje technologie wytopu i gazyfikacji przy użyciu koksu metalurgicznego w temperaturze około 2000°C, w wyniku którego powstaje żużel zawierający większość fosforu. Proces ten można opisać w następujący sposób: odwodnione osady ściekowe są mieszane z cementem i spalane w piecu szybowym. W procesie tym do produkcji żużla wykorzystywany jest koks metalurgiczny, wapień lub dolomit.



Ilustracja 11-4: Odzysk fosforu jest ważny dla produkcji materiałów poprawiających jakość gleby i odzysku substancji odżywczych. Zdjęcie: Shutterstock/Singham.

11.3 ODZYSKIWANIE FOSFORU Z POPIOŁÓW

W popiołach powstałych w wyniku monospalania osadów ściekowych (zob. rozdziały 8 i 9) występuje wysokie stężenie fosforu, jednak jest on związany chemicznie. Masa organiczna jest spalana, a wszystkie szkodliwe substancje organiczne ulegają zniszczeniu. Rtęć jest usuwana w procesie obróbki gazów spalinowych następującym po spalaniu. Jednak stężenie pozostałych metali ciężkich jest wyższe niż w przypadku odwodnionych lub osuszonych osadów ściekowych. Usunięcie popiołów na składowiska wiąże się z utratą zasobów i z tego powodu nie jest zalecane. Popioły powstające w wyniku współspalania często mają zbyt niskie stężenie fosforu, aby jego odzysk był możliwy. Jest to spowodowane mieszaniami osadów z odpadami lub węglem.

Zasada działania

Istnieją różne możliwości wykorzystania fosforu odzyskanego w wyniku monospalania osadów ściekowych:

- wykorzystanie popiołu po przetworzeniu w celu zwiększenia dostępności biologicznej (np. RecoPhos) lub
- oddzielenie metali ciężkich i obróbka w celu zwiększenia dostępności biologicznej (z kwasami i zasadą – PASH i BioCon; obróbka termiczna i chemiczna – AshDec i Mephrec (Petzet i Cornel, 2010 r.)).

Na podstawie informacji uzyskanych od dostawców różnych technologii można wywnioskować, że jeśli fosfor znajdujący się w popiołach nie zostanie przekształcony w lepiej rozpuszczalną postać niż w przypadku monospalania, fosfor ten będzie dostępny dla roślin dopiero po upływie 3 – 5 lat (Hermann, 2012). Jednak w południowej Holandii znajduje się jeden zakład wykorzystujący monospalanie, który przekazuje popiół firmie Thermphos International B.V w celu pozyskania fosforu. Proces AshDec pozwala na przekształcenie fosforu znajdującego się w popiołach w lepiej rozpuszczalną postać umożliwiającą osiągnięcie szybszej dostępności dla roślin bez wykorzystania obróbki termicznej (Hermann, 2012 r.). W uproszczeniu proces ten polega na monospalaniu osadów ściekowych w temperaturze około 1000°C z niewielkim dodatkiem magnezu i chlorku potasu, po którym następuje chemiczna obróbka

popiołów. Proces ten powoli zaczyna być stosowany na skalę przemysłową, a dostawca tej technologii (Outotec) obecnie opracowuje projekt koncepcyjny dwóch projektów przemysłowych.

Kilka innych procesów jest opracowywanych lub znajduje się w fazie testów, np. SEPHOS, PASCH i BioCon oparte na mokrej destrukcji chemicznej oraz Thermophos oparty na destrukcji termicznej (szczegółowe informacje: Adam, 2009 r.).

Obróbkę cieplną można stosować zarówno w oczyszczalni ścieków, jak i w elektrowni (Scheidig i in., 2009 r.). W tym drugim przypadku obróbka gazów spalinowych może zostać zintegrowana z obróbką gazów spalinowych z elektrowni. Rozwiązanie to jest zwykle bardziej ekonomiczne niż odrębna obróbka tych gazów.

Innowacyjne metody:

Ponieważ technologie te są nadal w fazie opracowywania, popioły pochodzące z monospalania można magazynować na składowiskach przeznaczonych tylko dla tego materiału w celu ich wykorzystania, gdy zastosowanie technologii będzie możliwe. W fazie planowania monospalarni należy uwzględnić składowiska, które będą wykorzystywane do momentu, gdy technologie odzyskiwania fosforu będą dostępne.

11.4 ZESTAWIENIE PODSTAWOWYCH METOD ODZYSKIWANIA FOSFORU

W 2012 roku wykorzystuje się elementy wielu różnych metod i technologii – w niektórych przypadkach na pełną skalę. Z prawie każdą technologią związane są różne problemy, np. wysokie koszty oraz nieosiągnięcie zakładanej wydajności. W kilku krajach prowadzonych jest wiele badań, w związku z czym przewiduje się, że możliwe do wykorzystania rozwiązanie technologiczne zostanie opracowane w najbliższej przyszłości. Wprowadzanie tych produktów na rynek może rozpocząć się za kilka lat, choć proces ten zależy również od światowych cen fosforu.



Ilustracja 11-5: Fosfor uwalniany do cieków wodnych powoduje eutrofizację, np. nadmierny rozrost glonów nitkowatych. Zdjęcie: Samuli Korpinen, HELCOM.



12. PRZEPISY OBOWIĄZUJĄCE W UE ORAZ KRAJOWE PRZEPISY PAŃSTW REGIONU MORZA BAŁTYCKIEGO

Zimne zimy wpływają na przepisy dotyczące przetwarzania osadów ściekowych w regionie Morza Bałtyckiego. Zdjęcie: Samuli Korpinen, HELCOM.

W niniejszym rozdziale przedstawiono i pokrótce opisano obowiązujące w Unii Europejskiej przepisy dotyczące przetwarzania osadów ściekowych. Najwięcej uwagi poświęcono dyrektywie UE w sprawie osadów ściekowych. Dalsza część rozdziału poświęcona jest krajowym przepisom państw należących do regionu Morza Bałtyckiego: zarówno państw będących, jak i niebędących członkami UE. Omówiono wiele zastrzeżeń prawnych dotyczących różnych dostępnych metod przetwarzania osadów ściekowych.

12.1 PRZEPISY UE DOTYCZĄCE PRZETWARZANIA OSADÓW ŚCIEKOWYCH

Przepisy UE obowiązują w krajach leżących w zlewisku Morza Bałtyckiego, za wyjątkiem Rosji i Białorusi. Ramy prawne opracowane przez Unię Europejską regulujące kwestie związane z obróbką osadów ściekowych oraz ich utylizacji obejmują głównie dyrektywy, które muszą zostać uwzględnione w systemach prawnych państw członkowskich. W ostatecznej wersji każda dyrektywa zawiera informacje dla krajowych organów prawodawczych na temat terminów uzyskania oczekiwanych rezultatów (w przypadku dyrektyw określających konkretne cele, np. dyrektywa w sprawie składowania odpadów) oraz zasady dotyczące raportowania i komunikacji.

Dyrektywy są wprowadzane od dwóch dekad, w związku z czym poszczególne dyrektywy różnią się między sobą pod względem stopnia rygorystyczności wymagań. W niektórych krajach członkowskich wprowadzono już dwa lub więcej przepisów uwzględniających postanowienia jednej dyrektywy. W wyniku tego w niektórych krajach UE obowiązują bardziej rygorystyczne niż w innych krajach przepisy dotyczące przetwarzania osadów ściekowych. Dlatego konieczna jest weryfikacja niektórych, w szczególności nieaktualnych, dyrektyw.

Akty prawne UE dotyczące przetwarzania i utylizacji osadów ściekowych obowiązujące dnia 1 września 2011 roku (w kolejności chronologicznej, wg dnia wprowadzenia):



Ilustracja 12-1: Składowanie osadów ściekowych jest uregulowane prawnie. Zdjęcie: Shutterstock/Pedro Miguel Sousa.

1. DYREKTYWA RADY z dnia 12 czerwca 1986 r. w sprawie ochrony środowiska, w szczególności gleby, w przypadku wykorzystywania osadów ściekowych w rolnictwie (86/278/EWG) – **dyrektywa osadowa**
2. DYREKTYWA RADY z dnia 21. maja 1991 r. dotycząca oczyszczania ścieków komunalnych (91/271/EWG) – **dyrektywa ściekowa**
3. DYREKTYWA RADY z dnia 12 grudnia 1991 r. dotycząca ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego (91/676/EWG) – **dyrektywa azotanowa**
4. DYREKTYWA RADY z dnia 26 kwietnia 1999 r. w sprawie składowania odpadów (1999/31/WE) – **dyrektywa składowiskowa**
5. DYREKTYWA PARLAMENTU EUROPEJSKIEGO I RADY z dnia 4 grudnia 2000 r. w sprawie spalania odpadów (2000/76/WE) – **dyrektywa spalarniowa**

6. DECYZJA KOMISJI z dnia 3 maja 2000 r. zastępująca decyzję 94/3/WE ustanawiającą wykaz odpadów zgodnie z art. 1 lit. a) dyrektywy Rady 75/442/EWG w sprawie odpadów oraz decyzję Rady 94/904/WE ustanawiającą wykaz odpadów niebezpiecznych zgodnie z art. 1 ust. 4 dyrektywy Rady 91/689/EWG w sprawie odpadów niebezpiecznych (2000/532/WE)
7. DYREKTYWA PARLAMENTU EUROPEJSKIEGO I RADY z dnia 27 września 2001 r. w sprawie wspierania produkcji na rynku wewnętrznym energii elektrycznej wytwarzanej ze źródeł odnawialnych (2001/77/WE) – **dyrektywa o energii odnawialnej**
8. ROZPORZĄDZENIE (WE) PARLAMENTU EUROPEJSKIEGO I RADY z dnia 13 października 2003 r. w sprawie nawozów (nr 2003/2003) – **rozporządzenie o nawozach**
9. DYREKTYWA PARLAMENTU EUROPEJSKIEGO I RADY z dnia 19 listopada 2008 roku w sprawie odpadów oraz uchylająca niektóre dyrektywy (2008/98/WE) – **dyrektywa odpadowa**
10. DYREKTYWA PARLAMENTU EUROPEJSKIEGO I RADY z dnia 16 grudnia 2008 r. w sprawie środowiskowych norm jakości w dziedzinie polityki wodnej, zmieniająca i w następstwie uchylająca dyrektywy Rady 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG i 86/280/EWG oraz zmieniająca dyrektywę 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady (2008/105/WE) – **dyrektywa w sprawie substancji priorytetowych**

Poniżej przedstawiono różne dyrektywy w kolejności od bardziej ogólnych do bardziej szczegółowych. Najważniejszą dyrektywą szczegółową jest dyrektywa osadowa (86/278/EWG).

Dyrektywa odpadowa (2008/98/WE)

Z punktu widzenia prawodawstwa dyrektywa odpadowa jest głównym ogólnym aktem prawnym wpływającym na przetwarzanie wszystkich rodzajów odpadów, w tym osadów ściekowych. Wzywa ona wszystkie kraje członkowskie do podjęcia środków wspomagających zapobieganie wytwarzaniu odpadów oraz zmniejszenie ich ilości oraz informująca o potencjalnych szkodliwych skutkach. Artykuł 4 tej dyrektywy potwierdza hierarchię gospodarowania odpadami, zgodnie z którą najlepszym rozwiązaniem jest zapobieganie generowaniu odpadów, a następnie zmniejszenie ich ilości, ponowne wykorzystanie, recykling i odzysk energii. Określa również zasady dotyczące wykorzystania i utylizacji odpadów, planów gospodarowania odpadami, procedur zatwierdzania oraz monitorowania.

Kolejną ważną funkcją, jaką pełni dyrektywa odpadowa, jest podawanie definicji takich terminów jak „odpady”,



Ilustracja 12-2: Na mocy dyrektywy osadowej konieczne jest prowadzenie laboratoryjnych pomiarów osadów ściekowych i gleby. Zdjęcie: Jan-Eric Luft, Entsorgungsbetriebe Lübeck.

„bioodpady”, „odpady niebezpieczne” oraz potwierdzenie listy rodzajów odpadów przedstawionej w decyzji Rady 2000/532/WE¹. Według tej dyrektywy bioodpady to ulegające biodegradacji odpady ogrodowe i parkowe, odpady spożywcze i kuchenne z gospodarstw domowych, restauracji, placówek zbiorowego żywienia i handlu detalicznego i porównywalne odpady z zakładów przetwórstwa spożywczego; na podstawie tej definicji można wywnioskować, że osady ściekowe nie należą do tej grupy. Ponadto, pamiętając, że osady ściekowe nie zostały osobno wymienione jako wyjątek, można założyć, że wszystkie postanowienia tej dyrektywy odnoszą się do osadów ściekowych – podobnie jak inne dyrektywy dotyczące „odpadów”, o ile nie zostało określone inaczej. Zostało również ustalone, że dyrektywy szczegółowe odnoszące się do konkretnych odpadów (np. osadów ściekowych) są stosowane łącznie z dyrektywą odpadową. W ostatecznej wersji dyrektywa zobowiązuje wszystkie państwa członkowskie do stworzenia do 12 grudnia 2010 roku odpowiednich krajowych przepisów zapewniających zgodność z jej postanowieniami.

Dyrektywa ściekowa (91/271/EWG)

Jak wskazuje nazwa, dyrektywa ta reguluje wszystkie etapy procesu oczyszczania ścieków, a także do pewnego stopnia przetwarzanie osadów. Artykuł 14 tej dyrektywy potwierdza założenia dyrektywy odpadowej i określa, że we wszystkich odpowiednich sytuacjach osady ściekowe powinny zostać wykorzystane ponownie. Nie określa ona jednak żadnych konkretnych wymagań za wyjątkiem tego, że „drogi usuwania ograniczają do minimum skutki niekorzystnego wpływu na środowisko”. Ten sam artykuł zakazuje odprowadzania osadów ściekowych do wód powierzchniowych lub przez zrzuty ze statków i rurociągów po 1 stycznia 1999 roku. Ponadto na mocy tej dyrektywy kraje członkowskie są zobowiązane do wprowadzenia do 31 maja 2005 roku procedury ponownego oczyszczania

¹ Poprawiona w 2001 roku przez kilka innych decyzji; ujednolicona wersja obowiązuje od 1 stycznia 2002 roku

ścieków z wykorzystaniem przede wszystkim biologicznych procesów oczyszczania z wykorzystaniem osadników wtórnych.

Artykuł 16 dyrektywy ściekowej wymaga składania co dwa lata raportów dotyczących utylizacji osadów ściekowych: odpowiednie władze lokalne przekazują informacje Radzie za pośrednictwem władz krajowych. Kraje członkowskie były zobowiązane do wprowadzenia postanowień tej dyrektywy najpóźniej do 30 czerwca 1993 roku².

Dyrektywa osadowa (86/278/EWG)

Dyrektywa ta mimo, że reguluje prawie wyłącznie wykorzystanie w rolnictwie³, jest jedynym, a także najważniejszym, aktem prawnym uchwalonym na poziomie Rady odnoszącym się tylko do osadów ściekowych. Osady ściekowe z zakładów oczyszczających ścieki z gospodarstw domowych i ścieki komunalne, szamb lub innych podobnych instalacji mogą być wykorzystywane w rolnictwie wyłącznie zgodnie z postanowieniami tej dyrektywy. Ponadto w artykule 2 (b) wyszczególniono następujące dopuszczalne metody przetwarzania osadów ściekowych do wykorzystania w rolnictwie: oczyszczanie biologiczne, chemiczne lub termiczne, długotrwale składowanie lub każdy inny proces pozwalający znacznie zmniejszyć jego podatność na fermentację i zagrożenie dla zdrowia, wynikające ze stosowania osadów. Nieoczyszczone osady ściekowe mogą być wykorzystywane tylko wówczas, jeśli są one wstrzykiwane lub wymieszane z glebą. Warunki dopuszczające takie postępowanie powinny zostać określone przez państwa członkowskie.

Dyrektywa osadowa zawiera wartości graniczne stężeń metali ciężkich w glebie i osadach ściekowych, a także ich średnich ilości wprowadzanych do gleby w ciągu roku. Żadna z tych wartości granicznych nie może zostać przekroczona⁴. Ponadto dyrektywa ta zabrania wykorzystania osadów ściekowych na pastwiskach i glebach przeznaczonych do uprawy owoców i warzyw (za wyjątkiem drzew owocowych). Załączniki IIA i IIB do tej dyrektywy zawierają zasady przeprowadzania analiz (choć dyrektywa nie określa wyraźnie, kto powinien je przeprowadzać): osady ściekowe należy poddawać analizie co sześć miesięcy lub co 12 miesięcy, jeśli wyniki nie różnią się znacznie na przestrzeni roku; analiza powinna obejmować następujące parametry: sucha masa, substancja organiczna, pH, stężenie azotu, fosforu i metali ciężkich.

Gleba powinna być analizowana tylko w celu określenia wartości pH i stężenia metali ciężkich; częstotliwość przeprowadzania analiz powinna zostać określona przez kraje

członkowskie. Należy pamiętać, że nie wszystkie analizowane parametry bezpośrednio wpływają na ograniczenie możliwości wykorzystania osadów ściekowych – niektóre są badane w celu uzyskania informacji lub przeprowadzenia dalszych szacunków. Na mocy artykułu 10 kraje członkowskie zobowiązane są do prowadzenia aktualnej ewidencji, w której rejestruje się ilości osadów ściekowych wyprodukowanych i dostarczonych do użytku w rolnictwie, ich składu i właściwości, metody obróbki, nazwy i adresy odbiorców oraz miejsca, w których wykorzystano osady ściekowe, a także dostępność takich informacji dla władz.

Dyrektywa umożliwia krajowym organom prawodawczym określanie bardziej rygorystycznych przepisów, o ile zachodzi taka potrzeba. Kraje członkowskie miały trzy lata na stworzenie odpowiednich przepisów niezbędnych do wprowadzenia postanowień tej dyrektywy (czyli termin minął 12 czerwca 1989 r.) i zostały zobligowane do składania Radzie raportów co trzy lata.

Dyrektywa składowiskowa (1999/31/WE)

Dyrektywa składowiskowa określa rygorystyczne wymagania operacyjne i techniczne związane ze składowaniem odpadów, co utrudnia umieszczanie osadów ściekowych na składowiskach. Ten akt prawny określa środki i procedury służące zapobieganiu szkodliwemu wpływowi na środowisko i ograniczeniu jego negatywnych skutków oraz zapobieganiu wszystkim zagrożeniom zdrowia ludzkiego związanym ze składowaniem. Ponadto definiuje różne kategorie odpadów (komunalne/niebezpieczne/nieszkodliwe/obojętne), składowiska dla każdej kategorii, standardowe procedury przyjęcia odpadów oraz system zezwoleń związanych z korzystaniem ze składowisk.

Dyrektywa ta nie obejmuje rozrzucania osadów (w tym również ściekowych) po glebie celem jej nawożenia lub ulepszenia. Zabrania ona usuwania odpadów ciekłych na wysypiska – osady ściekowe nie są w jej świetle zaliczane do kategorii odpadów ciekłych. Dyrektywa składowiskowa wymusza również obróbkę odpadów przeznaczonych do usunięcia na wysypisko; zgodnie z artykułem 2 (h) termin „obróbka” oznacza procesy fizyczne, cieplne, chemiczne lub biologiczne, włącznie z sortowaniem, które zmieniają właściwości odpadów w celu zredukowania ich objętości lub niebezpiecznych właściwości, ułatwiają obchodzenie się z nimi lub pomagają w odzysku.

Ponadto dyrektywa stanowi, że każde z państw członkowskich ustanawia strategię krajową dotyczącą zmniejszenia

² Dla krajów, które wstąpiły do UE po tym dniu ustalono różne ostateczne terminy wprowadzenia tych postanowień, w niektórych przypadkach okres przejściowy był dłuższy, niemniej obecnie ta, jak również pozostałe dyrektywy wspomniane w niniejszym rozdziale są stopniowo włączane w ramy prawne wszystkich państw członkowskich UE należących do regionu Morza Bałtyckiego.

³ Bardziej szczegółowe wymagania związane z produkcją nawozów z osadów ściekowych oraz informacje na temat ich rodzajów i oznaczeń można znaleźć w rozporządzeniu WE 2003/2003 w sprawie nawozów.

⁴ Jednak dyrektywa pozwala państwom członkowskim na określenie wymagań dotyczących maksymalnej ilości osadów ściekowych wprowadzanych do gleby z uwzględnieniem stężenia metali ciężkich i rocznego średniego stężenia, bądź tylko jednej z tych wartości.

ilości odpadów ulegających biodegradacji (zdefiniowanych jako „wszelkie odpady, które podlegają rozpadowi bez-tlenowemu lub tlenowemu, takie jak żywność lub odpady ogrodnicze, papier i tektura”), które trafiają na składowiska, w drodze osobnego gromadzenia, kompostowania, produkcji biogazu i odzyskiwania materiałów/energii oraz recyklingu nie później niż do 2003 r. Celami tej strategii są:

- zredukowanie do 75% całkowitej ilości odpadów komunalnych ulegających biodegradacji wytworzonych w 1995 r. nie później niż do 2006 r.
- do 50% nie później niż do 2009 r. oraz
- do 35% nie później niż do 2012 r.

Co trzy lata mają być składane obowiązkowe raporty; ponadto państwa członkowskie otrzymały dwa lata na utworzenie przepisów prawa niezbędnych do wdrożenia tej dyrektywy w życie – nie później niż do 16 lipca 2001 r.

Dyrektywa azotanowa (91/676/EWG) i dyrektywa w sprawie środowiskowych norm jakości w dziedzinie polityki wodnej (2008/105/WE)

Obie ww. dyrektywy wywierają przemożny wpływ na usuwanie odpadów na wysypiska. Pierwsza z nich stawia wymóg identyfikacji przez państwa członkowskie stref podatnych na zanieczyszczenie związkami azotu. Strefy te definiowane są jako obszary, na których woda posiada jakość odpowiadającą standardom WE dotyczącym wody pitnej z punktu widzenia zawartości azotanów bądź przekraczającą poza te standardy. Standardy te określa dyrektywa 75/440/EWG dotycząca jakości wód powierzchniowych



Ilustracja 12-3: Zawartość azotanów i substancji niebezpiecznych w wodach powierzchniowych jest regulowana. Zdjęcie: Shutterstock/Chepko Danil Vitalevich.

przeznaczonych do pozyskiwania wody pitnej na terenie państw członkowskich. We wspomnianych strefach należy tworzyć i realizować programy działań zmierzających do zmniejszenia stopnia zanieczyszczenia wód związkami azotu, uwzględniające również zmniejszenie ilości nawozów stosowanych w rolnictwie (w zależności od charakterystyki poszczególnych stref).

Dyrektywa w sprawie środowiskowych norm jakości w dziedzinie polityki wodnej ustanawia limity stężeń 33 najbardziej niebezpiecznych substancji w europejskich wodach powierzchniowych. Należą do nich wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (PAH) stanowiące główny produkt uboczny spalania, polibromowane etery bifenylowe (PBDE) używane w charakterze środków opóźniających palenie się oraz metale ciężkie, których stężenia graniczne wyznacza dyrektywa dotycząca osadów ściekowych 86/278/EWG (kadm, rtęć, nikiel i ołów; dwa pierwsze z nich określane są jako najbardziej niebezpieczne) oraz osiem innych substancji zanieczyszczających, m.in. DDT i niektóre inne pestycydy. W związku z tym dyrektywa stawia wymóg wyznaczenia tzw. stref mieszania położonych w sąsiedztwie punktowych źródeł zrzutów do cieków wodnych, jeśli stężenie najbardziej niebezpiecznych substancji może przekraczać standardy UE dotyczące wody pitnej. Standardy te określa dyrektywa 75/440/EWG dotycząca jakości wód powierzchniowych przeznaczonych do pozyskiwania wody pitnej na terenie państw członkowskich.

Dyrektywa w sprawie spalania odpadów (2000/76/WE) oraz dyrektywa w sprawie energii ze źródeł odnawialnych (2001/77/WE)

Pierwsza z tych dyrektyw reguluje działalność spalarni odpadów oraz zakładów, których szczególnym zadaniem jest spalanie osadów. Stawia ona również wymogi dotyczące wszystkich emisji generowanych przez te zakłady – zanieczyszczeń powietrza, pozostałości substancji stałych (popiół z osadów) oraz oczyszczania gazów odlotowych, oczyszczania ścieków z gazów odlotowych (wody płuczkowej) i odcieków ze złoża popiołu. Zgodnie z tą dyrektywą operatorzy spalarni osadów muszą uzyskać certyfikat środowiskowy zezwalający na prowadzenie działalności.

Państwa członkowskie mają obowiązek określenia sankcji za nieprzestrzeganie tych regulacji, zaś postanowienia dyrektywy obowiązują operatorów istniejących zakładów od dnia 28 grudnia 2005 r. Krajowe przepisy ustawowe, wykonawcze i administracyjne niezbędne do realizacji niniejszej dyrektywy powinny zostać ustalone nie później niż do dnia 28 grudnia 2002 r.

Dyrektywa w sprawie spalania odpadów określa jednocześnie zasady spalania odpadów komunalnych, niebezpiecznych i po części organicznych, wyłączając ze swego zakresu spalarnie odpadów roślinnych powstających w leśnictwie, rolnictwie i przemyśle spożywczym, jak również odpadów z drewna i korka. Dyrektywa w sprawie spalania odpadów nie traktuje odzysku energii jako priorytetu, co oznacza, iż nie wpisuje się w hierarchię gospodarki odpadami okre-

ślona w ramowej dyrektywie w sprawie odpadów. Jednak przyjęta w późniejszym czasie dyrektywa w sprawie energii ze źródeł odnawialnych (2001/77/EC) tworzy w ogólnym zarysie zasady promowania wzrostu udziału odnawialnych źródeł energii elektrycznej.

Pozostałe przepisy i normy

W świetle przepisów **REACH (rozporządzenia w sprawie rejestracji, oceny, udzielania zezwoleń i stosowanych ograniczeń w zakresie chemikaliów)** odpady nie są uważane za substancje, a tym samym większość wymogów narzucanych przez te przepisy nie dotyczy odpadów, a zwłaszcza osadów. Niemniej jednak dostawcy chemikaliów muszą legitymować się prawidłowym sposobem zarządzania ryzykiem również na etapie utylizacji ich odpadów. ECHA – Europejska Agencja Chemikaliów przyjęła w maju 2010 r. dokument poświęcony kwestiom związanym z odpadami i substancjami odzyskiwanymi po uprzednim dokonaniu jego oceny. Substancje odzyskiwane z odpadów w momencie utraty statusu odpadów podlegają ponownie wymogom stawianym przez przepisy REACH⁵.

Moment, w którym odpad „przestaje być odpadem”, stał się przedmiotem długotrwałych debat. Zgodnie z artykułem 6 (1) i (2) dyrektywy ramowej w sprawie odpadów niektóre określone rodzaje odpadów przestają być odpadami w momencie, w którym zostały poddane procesowi odzysku i spełniają ściśle kryteria opracowane zgodnie z określonymi warunkami, w szczególności jeśli:

- a) dana substancja lub przedmiot znajduje powszechne zastosowanie do konkretnych celów;
- b) istnieje rynek takich substancji lub przedmiotów bądź popyt na nie;
- c) dana substancja lub przedmiot spełniają wymagania techniczne dla konkretnych celów oraz wymagania obowiązujących przepisów i norm mających zastosowanie do produktów oraz
- d) zastosowanie danej substancji lub przedmiotu nie prowadzi do ogólnych niekorzystnych skutków dla środowiska lub zdrowia ludzkiego.

W 1993 r. Europejski Komitet Standaryzacji (CEN) powołał **Techniczny Komitet 308 (TC308)**, którego zadaniem było opracowanie szeregu znormalizowanych metod prawidłowej gospodarki osadami należycie spełniających wymagania przepisów UE. Komitet CEN TC 308 zajmuje się osadami i jest odpowiedzialny za opracowanie standardów ich analizy oraz kodeksów dobrych praktyk w zakresie różnych sposobów ich wykorzystywania i utylizacji. Normy europejskie powinny być harmonizowane z normami krajowymi bez jakichkolwiek zmian. Pozostałymi

komitetami zajmującymi się zagadnieniami związanymi z powyższym są: **ISO/TC190** „Jakość gleby”; **CEN/TC223** „Polepszacze gleby i podłoża uprawowe” oraz **CEN/TC292** „Charakterystyka odpadów”.

Najnowsze opracowania przepisów prawa

Najważniejsze znaczenie z punktu widzenia utylizacji osadów ma proces wprowadzania poprawek do dyrektywy osadowej. 3. projekt z roku 2000 zawiera propozycję niemal całkowitej rewizji dyrektywy: nowe aspekty o największym znaczeniu wiążą się z wprowadzeniem ścisłych wymagań dotyczących definiowania (1) zaawansowanych oraz (2) konwencjonalnych metod obróbki osadów mających głównie na celu ich higienizację i redukcję nieprzyjemnych zapachów.

Po zaawansowanej obróbce osad można wykorzystywać jako nawóz do roślin pastewnych rosnących na pastwiskach, na gruntach ornych, na uprawach owoców i warzyw stykających się z gruntem i spożywanych w stanie surowym, w sadach owocowych, winnicach, plantacjach drzew i szkółkach leśnych, parkach, na terenach zielonych, w ogrodach miejskich, na wszystkich ogólnodostępnych obszarach miejskich oraz do rekultywacji terenu. Osady obrabiane metodami konwencjonalnymi można wykorzystywać do powyższych celów tylko pod warunkiem wprowadzania na dużą głębokość oraz przestrzegania wymogów w zakresie ograniczeń czasowych wypasu, zbioru plonów i publicznego dostępu. Wykorzystywanie osadów poddanych obróbce konwencjonalnej w parkach, na terenach zielonych i ogrodach miejskich oraz lasach ma być zabronione.

Również podane w 3. projekcie wartości graniczne stężeń metali ciężkich są bardziej rygorystyczne od aktualnie obowiązujących; nowe propozycje w tej mierze zależne są od zawartości fosforu. W odróżnieniu od aktualnych postanowień dyrektywy proponowane wartości graniczne dotyczą również mikrozanieczyszczeń organicznych i dioksyn.

W 2010 r. Komisja Europejska odrzuciła pomysł ustanowienia odrębnych przepisów dotyczących zarządzania bioodpadami w UE, na skutek czego nowe rozwiązania udoskonalające obróbkę bioodpadów wymagają rewizji istniejących przepisów, zwłaszcza dyrektywy osadowej. Tym samym 3. projekt utracił częściowo swoje znaczenie, zaś opracowany niedawno temu dokument roboczy w sprawie osadów i bioodpadów zawiera propozycję utworzenia trzystopniowego systemu legislacyjnego, który rozróżnia:

- 1) Tzw. kompost o wysokiej jakości lub odpad przefermentowany (segregowany u źródła), który można wykorzystać na glebach bez dodatkowej kontroli; podlega on kryteriom zniesienia statusu odpadów w odniesieniu do bioodpadów.

⁵ We wszystkich krajach UE osady uważane są za odpady. Istnieją jednak różnice dotyczące interpretacji statusu prawnego kompostu i nawozów wytwarzanych z osadów. W Niemczech i Finlandii substancje te, o ile spełniają wymogi przepisów dotyczących nawozów, otrzymują etykietę „produktu odpadowego”; na Łotwie i Litwie zaś są „produktem” – licencjonowanym nawozem organicznym lub kompostem. Tym samym w tych czterech krajach produkty te mogą podlegać wymogom norm REACH.

2) Osady i bioodpady wykorzystywane do celów rolniczych, które podlegają przepisom przewidzianej dyrektywy osadowej.

3) Bioodpady i osady o niższej jakości, wykorzystywane wyłącznie na terenach nierolniczych, podlegające jedynie przepisom krajowym.

Co się tyczy nowych propozycji dotyczących przewidziania dyrektywy osadowej, propozycja ustalenia limitów stężeń metali ciężkich w zależności od zawartości fosforu została wstępnie odrzucona, ponieważ limity te muszą mieć

charakter ogólny i nie powinny zależeć od pojedynczego określonego parametru agronomicznego. Ponadto dalsze propozycje ograniczeń dotyczą: wystarczającego stopnia stabilizacji osadu (aby nie wydzielal zbyt nieprzyjemnych zapachów), oczyszczania, zakazu stosowania osadów na terenach nasyconych wodą, zalanych, zamrożonych lub pokrytych śniegiem oraz częstotliwości stosowania osadów.

Wspomniane powyżej kryteria zniesienia statusu odpadu zostały włączone do pierwszego dokumentu roboczego opublikowanego w lutym 2011 r.

12.2 KRAJOWE PRZEPISY UTYLIZACJI OSADÓW ŚCIEKOWYCH OBOWIĄZUJĄCE NA TERYTORIUM REGIONU MORZA BAŁTYCKIEGO

Niniejszy rozdział zawiera szczegółową analizę przepisów obowiązujących w poszczególnych krajach regionu Morza Bałtyckiego w zestawieniu z przepisami UE. Kraje te zostały podzielone z uwzględnieniem podobieństw występujących w ich ustawodawstwie na następujące grupy: 1) trzy kraje skandynawskie – Dania, Finlandia i Szwecja oraz Niemcy, w których opracowano najbardziej rygorystyczne przepisy w zakresie obróbki osadów; 2) Polska i trzy kraje bałtyckie – Estonia, Łotwa i Litwa oraz 3) dwa niebędące członkami UE kraje tego regionu – Rosja i Białoruś.

Analiza obowiązujących w poszczególnych krajach przepisów w zakresie osadów składa się z następujących punktów:

- Najważniejsze przepisy prawa ekologicznego i właściwe organy władzy.
- Przepisy dotyczące wykorzystywania osadów do celów rolniczych:
 - typy osadów ujętych w tych przepisach
 - obowiązujące i zalecane metody utylizacji
 - limity stężeń metali ciężkich, patogenów i związków organicznych
 - maksymalne dopuszczalne ilości osadu lub określonego pierwiastka (np. fosforu całkowite-go) stosowane w ciągu roku
 - obszary, na których użycie osadów jest zabronione
 - analizy osadów i gleb oraz częstotliwość tych analiz

- Przepisy na temat innych zastosowań osadów, np. w leśnictwie, do kształtowania terenów, rekultywacji, na terenach zielonych.

- Odrębne przepisy dotyczące spalania i składowania osadów.

Informacje na temat każdej z grup krajów zostały zebrane w dwóch tabelach porównawczych, z których jedna dotyczy dopuszczalnych wartości stężeń metali ciężkich, a druga zawiera podsumowanie najważniejszych aktów prawnych, które ułatwia czytelnikowi poznanie podobieństw, różnic oraz poziomu rygorystyczności środków prawnych służących w każdym z krajów do regulacji zasad obróbki osadów ściekowych.

Bardziej szczegółowa analiza przepisów prawnych obowiązujących w poszczególnych krajach podana jest odrębnym załączniku do niniejszej publikacji.

12.2.1 Kraje skandynawskie i Niemcy

Tabela 12-1: Zestawienie porównawcze limitów stężenia metali ciężkich w osadach ściekowych wykorzystywanych do celów rolniczych w świetle przepisów aktualnie obowiązujących w Finlandii, Szwecji, Danii i Niemczech. Jeśli którykolwiek kraj posiada większą liczbę aktów prawnych różniących się pod względem limitów stężeń metali ciężkich, w niniejszej tabeli uwzględniany jest akt zharmonizowany z europejską dyrektywą osadową.

Kraj (analizowana substancja)	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	As
	w mg/kg suchej masy							
FINLANDIA (w osadach)	3	300	600	2	100	150	1500	-
SZWECJA (w osadach)	2	100	600	2,5	50	100	800	-
DANIA (w osadach)	0,8	100	1000	0,8	30	120	4000	25 ogrodnictw
NIEMCY (w osadach)	10(5)*	900	800	8	200	900	2500 (2000)*	-
Dyrektywa UE 86/278 (w osadach)	20–40	-	1 000–	16–25	300–400	750– 1 200	2 500 – 4 000	-
FINLANDIA (w glebie, pH>5,8 (po stabilizacji wapnem 5,5))	0,5	200	100	0,2	60	60	150	-
SZWECJA (w glebie)	0,4	60	40	0,3	30	40	100–150	-
DANIA (w glebie)	0,5	30	40	0,5	15	40	100	-
NIEMCY (w glebie)	1,5 (1)*	100	60	1	50	100	200 (150)*	-
Dyrektywa UE 86/278 (w glebie, pH 6–7)	1–3	-	50–140	1–1,5	30–75	50–300	150–300	-
w g/ha/rok								
FINLANDIA (średnioroczne obciążenie gruntów)	1,5	300	600	1	100	100	1 500	-
SZWECJA (średnioroczne obciążenie gruntów)	1,75	100	600	2,5	50	100	800	-
DANIA (średnioroczne obciążenie gruntów)	Przepisy duńskie nie określają wartości granicznych							
NIEMCY (średnioroczne obciążenie gruntów)	Przepisy niemieckie nie określają wartości granicznych							
Dyrektywa UE 86/278 (obciążenie w skali rocznej)	150	-	12 000	100	3 000	15 000	30 000	-

*Na glebach zaliczanych do lekkich, z zawartością gliny <5% oraz pH 5 – 6.

Tabela 12-2: Analiza porównawcza aktualnie obowiązujących przepisów prawa fińskiego, szwedzkiego, duńskiego i niemieckiego w zakresie obróbki osadów w zestawieniu z przepisami UE. PC = państwo (państwa) członkowskie UE; --- = „brak”.

Aspekt Kraj	Techniki obróbki (wykorz. w rolnictwie)	Stosowanie surowego osadu (wykorz. w rolnictwie)	Limity stężeń patogenów (wykorz. w rolnictwie)	Limity stężeń subst. organicznych (wykorz. w rolnictwie)
FINLANDIA	Fermentacja, stabilizacja wapnem lub inne metody redukujące w znacznym stopniu zawartość patogenów	Zabronione	---	---
SZWECJA	Obróbka biologiczna, chemiczna, cieplna, długotrwale przechowywanie lub inny proces silnie redukujący zagrożenia dla zdrowia	Dopuszczalne po wprowadzeniu do gleby w ciągu 24 godzin po rozrzuconiu	---	---
DANIA	Stabilizacja, kompostowanie, pasteryzacja	Zabronione	Nie występuje salmonella; paciorkowce kałowe poniżej 100 na gram	DEHP, PAHs (9), NPE, LAS
NIEMCY	---	Zabronione	---	AOX, PCB (6), PCDD/PCDF
EU	Obróbka biologiczna, chemiczna, cieplna, długotrwale przechowywanie lub inny proces silnie redukujący zagrożenia dla zdrowia	PC mogą ustalać warunki stosowania surowych osadów (jeśli są wtryskiwane do gleby lub mieszane z glebą)	---	---

Maks. ilości stosowane na glebach (wykorz. w rolnictwie)	Częstotliwość analiz (wykorz. w rolnictwie)	Wykorzystanie w leśnictwie, gospodarce leśnej, rekultywacji gruntów, na terenach zielonych	Spalanie/składowanie
Ustalane na podstawie jakości gleby i zapotrzebowania roślin uprawnych na składniki odżywcze	Osady: 12 w pierwszym roku, a następnie 4 na rok. Gleba: przed pierwszym zastosowaniem	Decyzja Ministerstwa Rolnictwa i Leśnictwa – te same limity co w rolnictwie + arsen	Gromadzenie, obróbka i wykorzystanie gazu wysypiskowego Spalanie: zalecany odzysk energii
Maks. ilość całkowitego P: zależnie od klasy P gleby i całkowitego $\text{NH}_4\text{-N}$: 150 kg/ha/rok	Osady: 1, 4 lub 12 na rok. Gleba: przed pierwszym zastosowaniem	Zalecenia SEPA	Składowanie zabronione od 2005 r. Spalanie: zezwolenia władz regionalnych
7 ton suchej masy/ha/rok	Osady: metale ciężkie – co 3 miesiące, związki org. – corocznie. Gleba: przed pierwszym zastosowaniem	W leśnictwie – na zezwolenie władz lokalnych; na terenach zielonych – po pasteryzacji	---
5 ton suchej masy/ha/3 lata	Osady: metale ciężkie, związki org. – 2 na rok. Gleba: przed pierwszym zastosowaniem, co 10 lat	Zakaz użycia w lasach, w gospodarce leśnej i na obszarach zielonych	Tylko osad z mniej niż 5% zawartością substancji organicznych można składować na wysypiskach od 2005 r.
PC ustalają maks. dopuszczalne ilości osadów podawanych do gleby	Osady: 1 – 2 rocznie Gleba: przed pierwszym zastosowaniem (PC mogą decydować o dalszej częstotliwości)	Nieregulowane przez dyrektywę osadową (86/278/EWG)	Dyrektywa składowiskowa (1999/31/WE) Dyrektywa dot. spalania (2000/76/WE)

12.2.2 Kraje bałtyckie i Polska

Tabela 12-3: Zestawienie porównawcze limitów stężenia metali ciężkich w osadach ściekowych wykorzystywanych do celów rolniczych w świetle przepisów aktualnie obowiązujących w Estonii, na Łotwie, Litwie i w Polsce.

Aspekt Kraj	Techniki obróbki (wykorz. w rolnictwie)	Stosowanie surowego osadu (wykorz. w rolnictwie)	Limity stężeń patogenów (wykorz. w rolnictwie)	Limity stężeń subst. organicznych (wykorz. w rolnictwie)
ESTONIA	Fermentacja tlenowa/beztlenowa łącznie z kompostowaniem, obróbką chemiczną lub cieplną	Dozwolone wyłącznie do kształtowania terenów i rekultywacji w przypadku wymieszania z glebą w ciągu 2 dni po rozrzuconiu	Kałowe bakterie koli < 1000 CFU, i brak jaj helmintów w 1 litrze	---
ŁOTWA	Składowanie, fermentacja beztlenowa, tlenowa i stabilizacja wapnem, kompostowanie, pasteryzacja, suszenie w temp. 100°C	Określone w przepisach; brak określonego zastosowania	---	---
LITWA	Obróbka biologiczna, chemiczna, cieplna, długotrwale przechowywanie lub inny proces silnie redukujący zagrożenia dla zdrowia	Zabronione, jak również osady kategorii III lub klasy C	Escherichia coli, Clostridium perfringens, jaja i larwy helmintów oraz enterobakterie chorobotwórcze ⁶	---
POLSKA	Stabilizacja i obróbka biologiczna, chemiczna, cieplna lub inny proces redukujący w znacznym stopniu zagrożenia dla zdrowia	Zabronione	Brak salmonelli w 100 g, jak również jaj glist ludzkich, włosogłówek ludzkich bądź glist psich lub kocich	---
EU	Obróbka biologiczna, chemiczna, cieplna, długotrwale przechowywanie lub inny proces silnie redukujący zagrożenia dla zdrowia	PC mogą ustalać warunki stosowania surowych osadów (jeśli są wtryskiwane do gleby lub mieszane z glebą)	---	---

⁶Na Łotwie limity stężeń metali ciężkich są zróżnicowane w zależności od typu gleby (piasek/glina piaszczysta, glina/il) oraz jej wartości pH (5–6; 6,1–7 i >7), stąd istnieje łącznie sześć limitów stężenia każdego z metali ciężkich. W niniejszej tabeli są one przedstawione w postaci zakresów od wartości najniższej (dla gleb piaszczystych/gliniasto-piaszczystych o pH 5–6) do najwyższej (dla gleb gliniastych/ilastych o pH >7).

Maks. ilości stosowane na glebach (wykorz. w rolnictwie)	Częstotliwość analiz (wykorz. w rolnictwie)	Wykorzystanie w leśnictwie, gospodarce leśnej, rekultywacji gruntów, na terenach zielonych	Spalanie/ składowanie
---	Osady: 2, 4, 6 lub 12 razy w pierwszym roku, następnie 4, 3, 2, 1 x/rok. Gleba: przed pierwszym zastosowaniem, następnie co 5 lat	Wszystkie obowiązujące zasady kształtowania terenu i rekultywacji określają te same przepisy co dotyczące wykorzystywania do celów rolniczych. .	---
Maks. ilość całkowitego P: 40 kg/ha/rok oraz całkowitego NH ₄ -N: 30 kg/ha/rok	Osady: 1, 2, 3, 4 lub 12 razy na rok. Gleba: przed pierwszym zastosowaniem	W zakresie leśnictwa i rekultywacji obowiązują specjalne przepisy podane w jednym i tym samym akcie prawnym z uwzględnieniem maks. ilości; w zakresie terenów zielonych – dod. limity stężeń metali ciężkich.	Składowanie: specjalne przepisy w akcie prawnym regulującym kwestie związane z uprawą roli Spalanie: ---
Maks. ilość całkowitego P: 40 kg/ha/rok oraz całkowitego N: 170 kg/ha/rok	Osady: 1, 4 lub 12 razy na rok. Gleba: przed pierwszym zastosowaniem, następnie – zależnie od wyników	Zasady rekultywacji i nawożenia roślin energetycznych regulują specjalne przepisy podane w jednym i tym samym akcie prawnym – maks. ilość to 100 t/ha/rok.	Składowanie: (Narodowy plan strategiczny gospodarki odpadami); cel – redukcja ilości bioodpadów na wysypiskach Spalanie: ---
3 t/ha/rok	Osady: 2, 3 lub 6 razy na rok. Gleba: przed pierwszym zastosowaniem	Jakiegokolwiek inne wykorzystywanie niż w rolnictwie, na terenach zielonych, rekultywacji i kompostowanie jest zabronione + maks. ilości 15 t/ha/rok	Składowanie: (Ustawa o odpadach); cel – redukcja ilości bioodpadów na wysypiskach Spalanie: ---
PC ustalają maks. dopuszczalne ilości osadów podawanych do gleby	Osady: 1 – 2 x rocznie. Gleba: przed pierwszym zastosowaniem (PC mogą decydować o dalszej częstotliwości)	Nieregulowane przez dyrektywę osadową (86/278/EWG)	Dyrektywa składowiskowa (1999/31/WE) Dyrektywa dot. spalania (2000/76/WE)

Tabela 12-4: Analiza porównawcza aktualnie obowiązujących przepisów prawa estońskiego, łotewskiego, litewskiego i polskiego w zakresie obróbki osadów w zestawieniu z przepisami UE. PC = państwo (państwa) członkowskie UE; --- = „brak”.

Kraj (analizowana substancja)	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	As
	w mg/kg suchej masy							
ESTONIA (w osadach)	20	1 000	1 000	16	300	750	2 500	-
ŁOTWA (w osadach)	10	600	800	10	200	500	2 500	-
LITWA (w osadach: kategoria I/II)	1,5/20	140/400	75/1000	1/8	50/300	140/750	300/2 500	-
POLSKA (w osadach)	20	1 000	500	16	300	750	2 500	-
Dyrektywa UE 86/278 (w osadach)	20–40	-	1 000–1750	16–25	300–400	750–1200	2 500–4000	-
ESTONIA (w glebie)	3	100	50	1,5	50	100	300	-
ŁOTWA (w glebie)*	0,5–0,9	40–90	15–70	0.1-0.5	15–70	20–40	50–100	-
LITWA (w glebie: piasek, glina piaszczysta/glina, ił)	1/1.5	50/80	50/80	0.6/1.0	50/60	50/80	160/260	-
POLSKA (w glebie: lekkie/średnie/ciężkie)	1/2/3	50/75/100	25/50/75	0,8/1,2/1,5	20/35/50	40/60/80	80/120/180	-
Dyrektywa UE 86/278 (w glebie, pH 6–7)	1–3	-	50–140	1–1,5	30–75	50–300	150–300	-
w g/ha/rok								
ESTONIA (średnioroczne obciążenie gruntów)	150	4 500	12 000	100	3 000	15 000	30 000	-
ŁOTWA (średnioroczne obciążenie gruntów: piasek, glina piaszczysta/glina, ił)	30/35	600/700	1 000/1200	8/10	250/300	300/350	5 000/6000	-
LITWA (średnioroczne obciążenie gruntów): piasek, glina piaszczysta/glina, ił)	100/150	7 000/ 10 000	8 000/ 12 000	50/100	2 000/ 3 000	10 000/ 15 000	20 000/ 30 000	-
POLSKA (średnioroczne obciążenie gruntów):	Przepisy polskie nie określają wartości granicznych							
Dyrektywa UE 86/278 (obciążenie w skali rocznej)	150	-	12 000	100	3 000	15 000	30 000	-

*Na Łotwie limity stężeń metali ciężkich są zróżnicowane w zależności od typu gleby (piasek/glina piaszczysta, glina/ił) oraz jej wartości pH (5–6; 6,1–7 i >7), stąd istnieje łącznie sześć limitów stężenia każdego z metali ciężkich. W niniejszej tabeli są one przedstawione w postaci zakresów od wartości najniższej (dla gleb piaszczystych/gliniastopiaszczystych o pH 5–6) do najwyższej (dla gleb gliniastych/ilastych o pH >7)..

12.2.3 Rosja i Białoruś

Tabela 12-5: Zestawienie porównawcze limitów stężenia metali ciężkich w osadach ściekowych wykorzystywanych do celów rolniczych w świetle przepisów aktualnie obowiązujących w Rosji i na Białorusi oraz przepisów UE. Ponieważ w Rosji i na Białorusi stosowane są te same standardy, są one porównywane z wymogami dyrektywy osadowej.

Kraj (analizowana substancja)	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	As
	w mg/kg suchej masy							
ROSJA (w osadach: grupa I/II)	15/30	500/1 000	750/15 000	7,5/15	200/ 400	250/500	1 750/3 500	42131
Dyrektywa UE 86/278 (w osadach)	20–40	-	1000–1750	16–25	300–400	750–1 200	2 500–4 000	-
ROSJA (w glebie, pH > 5,5)								
Maksymalne dopuszczalne stężenia	-	6**	3*	2,1	4*	32/6*	23*	2
Tymczasowo dopuszczalne stężenia (głina piaszczysta/ił)	0,5/2	-	33/132	-	20/80	32/130	55/220	55/10
Dyrektywa UE 86/278 (w glebie, pH 6 – 7)	1–3	-	50–140	1–1.5	30–75	50–300	150–300	-
w g/ha/rok								
ROSJA (średnio-roczone obciążenie gruntów)	Przepisy rosyjskie nie określają wartości granicznych							
Dyrektywa UE 86/278 (obciążenie w skali rocznej)	150	-	12 000	100	3000	15 000	30 000	-

*wartości dotyczące mobilnych form pierwiastków

**wartość dotycząca mobilnej formy Cr (III)

Tabela 12-6: Analiza porównawcza aktualnie obowiązujących przepisów prawa rosyjskiego i białoruskiego w zakresie obróbki osadów w zestawieniu z przepisami UE. PC = państwo (państwa) członkowskie UE; N = azot; --- = „brak”.

Aspekt	Techniki obróbki (wykorz. w rolnictwie)	Stosowanie surowego osadu (wykorz. w rolnictwie)	Limity stężeń patogenów (wykorz. w rolnictwie)	Limity stężeń subst. organicznych (wykorz. w rolnictwie)	Maks. ilości stosowane na glebach (wykorz. w rolnictwie)	Częstotliwość analiz (wykorz. w rolnictwie)	Wykorzystanie w leśnictwie, gospodarce leśnej, rekultywacji gruntów, na terenach zielonych	Spalanie/ składowanie
ROSJA	Obróbka biologiczna, cieplna, stabilizacja tlenowa, długotrwałe składowanie, pasteryzacja, kompostowanie	Nie podano szczegółowych przepisów	Escherichia coli > 100/1000*, Salmonella, jaja helmintów i cysty chorobotwórczych pierwotniaków jelitowych	Substancje organiczne > 20%, całkowity N > 0,6% DM, P2O5 > 1,5% DM	Maks. ilość całkowitego N – 300 kg / ha/rok; maks. ilość suchej masy: gleby ciężkie – 10 t/ha/5 lat, lekkie gleby piaszczyste – 7 t/ha/3 lata	Osady: nieokreślone. Gleba: przed pierwszym zastosowaniem osadu	Dozwolone w sadownictwie przemysłowym, na terenach zielonych, w lasach, do rekultywacji wysypisk i innych terenów	Składowanie: osady można składować na miejscach wysypisk odpadów stałych; obróbka nie jest wymagana. Spalanie: ---
EU	Obróbka biologiczna, chemiczna, cieplna, długotrwałe przechowywanie lub inny proces silnie redukujący zagrożenia dla zdrowia	PC mogą ustalić warunki stosowania surowych osadów (jeśli są wtryskiwane do gleby lub mieszane z glebą)	---	---	PC ustalają maks. dopuszczalne ilości osadów podawanych do gleby	Osady: 1 – 2 x rocznie. Gleba: przed pierwszym zastosowaniem (PC mogą decydować o dalszej częstotliwości)	Nieregulowane przez dyrektywę osadową (86/278/EWG)	Dyrektywa składowiskowa (1999/31/WE) Dyrektywa dot. spalania (2000/76/WE)

*dotyczy osadów grupy I/II

12.3 WNIOSKI

Na obszarze regionu Morza Bałtyckiego obowiązują trzy rodzaje przepisów regulujących obróbkę osadów: dyrektywy i inne akty prawne stanowione na szczeblu UE, zharmonizowane z nimi przepisy tworzone przez państwa członkowskie UE oraz standardy i normy obowiązujące w krajach spoza UE. Wszystkie te przepisy można badać w dwóch aspektach: formy, w której zostały przyjęte, oraz zawartych w nich wymogów. Znaczenie zawartych w nich wymogów wydaje się oczywiste, zaś ich forma i typ są istotne przy ocenie ograniczeń prawnych.

Przepisy krajowe zharmonizowane z dyrektywami UE oraz przepisy stanowione w krajach spoza UE

Większość przepisów obowiązujących w państwach członkowskich UE podlega harmonizacji z dyrektywami UE, z których najważniejszą jest dyrektywa osadowa. Z tej przyczyny są one podobne do siebie pod względem formy i struktury. Zarówno fińska decyzja, jak i niemieckie rozporządzenie w sprawie wykorzystywania osadów ściekowych do celów rolniczych w sposób dosłowny wyklucza stosowanie nawozów wytwarzanych z osadów. Przepisy szwedzkie i duńskie są również bardzo do siebie podobne; w Danii wydano dwie ustawy regulujące i kontrolujące wykorzystanie osadów do celów rolniczych.

W krajach bałtyckich sytuacja jest zgoła odmienna; jedynie regulacja estońska posiada strukturę podobną do decyzji fińskiej. Ponadto prawo trzech krajów: Estonii, Łotwy i Litwy, przewiduje więcej sposobów użycia osadów w jednym dokumencie prawnym, w tym (poza stosowaniem do celów rolniczych) w celach związanych z rekultywacją i kształtowaniem terenów, stosowaniem na terenach zielonych i w leśnictwie oraz nawożeniem roślin niejadalnych. Prawo łotewskie odnosi wszystkie postanowienia tej regulacji zarówno do osadów ściekowych, jak i kompostu. W Polsce część wymogów dotyczących osadów ujęta jest w ogólnej Ustawie o odpadach, zaś ich pozostała część – w odrębnym zarządzeniu na temat osadów ściekowych.

W Rosji i na Białorusi prawo dotyczące osadów kształtowane jest w całkowicie odmienny sposób. Inaczej niż w innych krajach regionu rosyjskie normy dotyczące stosowania osadów w rolnictwie nie mają statusu ustaw, przepisów, nakazów i decyzji, lecz „norm państwowych”, co sprawia, że ich charakter przybliża je do dokumentów Europejskiego Komitetu Normalizacyjnego (CEN).

Ograniczenia i wymagania w zakresie obróbki i utylizacji osadów

Ograniczenia nakładane przez ustawodawstwo krajów regionu Morza Bałtyckiego na obróbkę i utylizację osadów można podzielić na wymagania ogólne w odniesieniu do wszystkich przepisów oraz bardziej szczegółowe występujące w ustawodawstwie poszczególnych krajów. Ograniczenia natury ogólnej obejmują zwykle:

- metody obróbki wstępnej;
- limity stężeń metali ciężkich w osadach i glebie;



Ilustracja 12-4. Zdjęcie: Johanna Karhu, HELCOM.

- dobór upraw oraz obszarów uprawnych, na których ma być stosowany osad oraz
- kontrolę zgodności z aktami ustawodawczymi.

Limity stężeń metali ciężkich w osadach i glebie są najniższe w krajach skandynawskich. W Szwecji i Niemczech usuwanie osadów na wysypiska jest zakazane, zaś w Danii i Finlandii występuje bardzo rzadko, aczkolwiek nie jest formalnie zabronione. Z uwagi na powyższe czynniki skandynawskie i niemieckie przepisy dotyczące osadów są powszechnie uważane za najbardziej rygorystyczne. Państwa bałtyckie i Polska ustanowiły z kolei zwięzłe i szczegółowe wymagania dotyczące m.in. procedur obróbki bądź obszarów, na których wykorzystywanie osadów nie jest dozwolone. Utylizacja osadów staje się przez to bardziej złożona – przynajmniej z formalnego punktu widzenia. Rosyjskie normy są bardzo podobne w tej mierze do norm polskich i bałtyckich, z tym że przewidują stosowanie jeszcze bardziej wyszukanych metod obliczania ilości osadów, które mogą być rozrzucone na gruntach rolnych.

Bardziej szczegółowe wymagania dotyczą takich kwestii jak obciążenia w skali rocznej, obszary rozrzucania osadów lub inne niż rolne sposoby ich utylizacji. Np. ponieważ dyrektywa osadowa UE na to, Dania zezwala, Szwecja i Polska określiły maksymalne dopuszczalne ilości suchej masy, jakie można rozrzucać na glebie w określonym czasie

(odpowiednio 7 t/ha/rok, 5 t/ha/3 lata i 3 t/ha/rok). Pozostałe kraje zdecydowały się na określenie średniorocznego stężenia metali ciężkich. Pomimo iż Rosja nie jest zmuszona do spełniania tego wymogu, jej przepisy od dawna określają maksymalne ilości suchej masy dopuszczalne do stosowania w określonym czasie: 10 t/ha/5 lat w odniesieniu do gleb ciężkich i 7 t/ha/3 lata w odniesieniu do lekkich gleb piaszczystych.

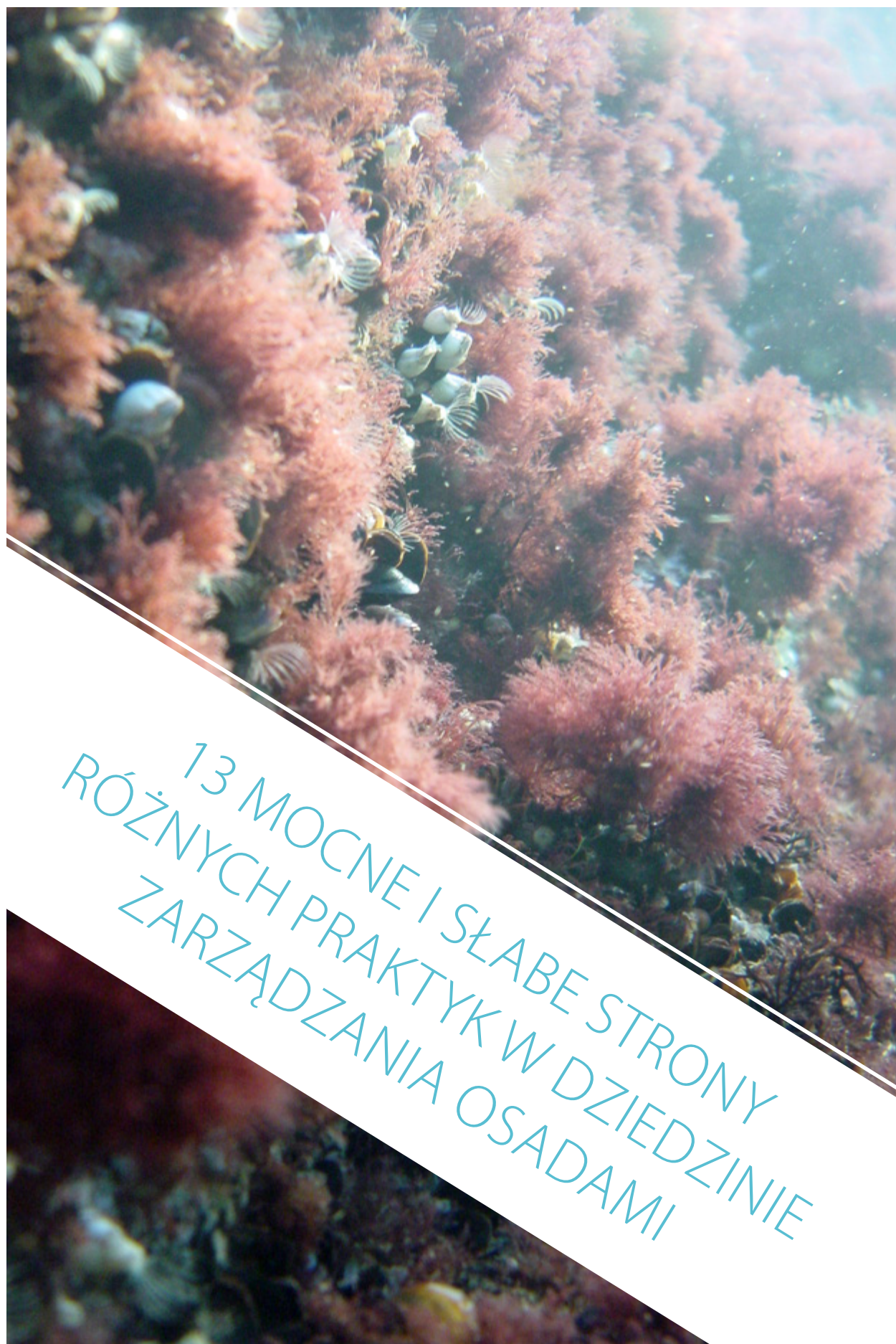
Obszary, na których stosowanie osadów jest zabronione, obejmują na ogół użytki zielone i gleby pod uprawę owoców i warzyw. Ponadto w przepisach większości krajów zakaz ten prócz takich obszarów jak parki narodowe i obszary chronione obejmuje strefy położone blisko zbiorników wodnych (które w przepisach litewskich są bardzo precyzyjnie określone), obszary zalewowe i mokradła, oraz gleby zamrożone i zaśnieżone. W aspekcie geograficznym stosowanie osadów jest ograniczone tylko w Polsce, gdzie ustawodawstwo przewiduje, że osady mogą być wykorzystywane do celów rolniczych tylko na terenie tego województwa, w którym zostały wyprodukowane. Co się tyczy ram czasowych, nie wolno w ogóle stosować osadów

w okresie wegetacji upraw (w niektórych krajach okresy dzielące momenty zastosowania osadu i rozpoczęcia uprawy roślin są jednoznacznie określone). Przepisy litewskie dokładnie określają czas, w którym stosowanie osadu jest zakazane, tj. od 15 grudnia do 1 marca następnego roku.

W większości krajów regionu wykorzystywanie osadów jest dozwolone w uprawach roślin realizowanych poza rolnictwem, leśnictwie, na terenach zielonych, do rekultywacji, niekiedy z zastrzeżeniem tych samych limitów stężeń metali ciężkich, które obowiązują w rolnictwie. Jedynie przepisy niemieckie i polskie zabraniają wykorzystywania osadów w leśnictwie, przy czym wydane w Niemczech rozporządzenie w sprawie osadów ściekowych również zabrania wykorzystania osadów w gospodarce leśnej i na terenach zielonych. W Danii na terenach zielonych mogą być stosowane wyłącznie pasteryzowane osady ściekowe, a na ich stosowanie w lasach naturalnych należy uzyskiwać zezwolenia w lokalnych organach administracyjnych.



Ilustracja 12-5. Zdjęcie: Shutterstock.com/Gerard Koudenburg



13 MOCNE I SŁABE STRONY RÓŻNYCH PRAKTYK W DZIEDZINIE ZARZĄDZANIA OSADAMI

Krasnorosty, małże i skorupiaki w Morzu Bałtyckim. Zdjęcie: Samuli Korpinen, HELCOM.

Codziennie wybory i przyszłe wyzwania w dziedzinie utylizacji osadów nie wiążą się wyłącznie z zagadnieniami gospodarki wodnej, ale są uzależnione od ograniczeń, zachęt i polityki np. w dziedzinie rolnictwa i energetyki. Problemy dotyczą zatem szerszego kręgu kierownictwa politycznego i administracji. Oczyszczalnie ścieków działające w regionie Morza Bałtyckiego mają jednak już teraz możliwości ewoluowania zgodnie ze współczesnymi koncepcjami w kierunku rafinerii biopalin, produkcji odnawialnych źródeł energii i odzysku składników odżywczych.

13.1 KOSZTY I BODŹCE EKONOMICZNE DOT. OPCJONALNYCH TECHNOLOGII OBRÓBK I UTYLIZACJI OSADÓW

Koszty związane z gospodarką osadami mogą pochłaniać maks. 50% całkowitych kosztów eksploatacji oczyszczalni ścieków; zaś optymalizacja obróbki i utylizacji osadów może znacząco przyczynić się do wzrostu rentowności gospodarki wodnej jako całości (Starberg i in., 2005 r.).

Koszty transportu, utylizacji i ewentualnego suszenia osadów są bezpośrednio uzależnione od efektywności odwadniania osadu i uzyskanej w jego wyniku zawartości suchej masy (szczegółowe informacje – zob. część 5.7). Zaleca się zatem szczegółowe kalkulowanie wyników procesu odwadniania oraz kosztów zużycia energii i chemikaliów w drodze badań pilotażowych różnych opcjonalnych rozwiązań oraz jego uwzględnianie w podejmowaniu decyzji i procesach przetargowych.

Wzrost kosztów zewnętrznych źródeł energii, jej cen gwarantowanych oraz innych systemów wspierania odnawialnych źródeł energii są bodźcami dla zwiększenia udziału fermentacji beztlenowej i produkcji biogazu w oczyszczalniach ścieków. Jednak głównym celem fermentacji osadów jest ich stabilizacja; ponadto, jeśli produkcja energii ma ulec maksymalizacji, poszczególne procesy powinny być w dalszym ciągu optymalizowane i rozwijane (Arnold, 2010 r.). Produkcja biogazu może być również zwiększana przy użyciu takich metod obróbki wstępnej jak dezintegracja ultradźwiękowa, aczkolwiek metody te pociągają za sobą dodatkowe inwestycje i koszty eksploatacji. Niemniej jednak pomyślne stosowanie rozwiązań technicznych daje oszczędności finansowe, np. według szacunków firmy Ultrawaves GmbH technologia dezintegracji ultradźwiękowej wdrożona w oczyszczalni ścieków w Bambergu (Niemcy) celem eliminacji lotnych substancji w suchej masie pozwoliła zaoszczędzić ok. 1,5 mln euro, ponieważ nie było potrzeby budowy nowej komory fermentacyjnej (Nickel, 2011 r.).

Porównywanie różnych rozwiązań przy szerszym uwzględnieniu aspektów ochrony środowiska daje sprzeczne wyniki. Np. w świetle ocen cyklu eksploatacji okazało się, że spalanie osadów może być droższe od innych rozwiązań (przy uwzględnieniu emisji gazów cieplarnianych oraz emisji netto dwutlenku węgla) pomimo oszczędności przy zakupie energii elektrycznej i ciepła (Barber, 2009 r.). Szeroko stosowana fermentacja beztlenowa, zwłaszcza z zastosowaniem zaawansowanych metod obróbki wstępnej,

powoduje bardzo niską emisję dwutlenku węgla; mogą jednak wystąpić problemy z siloksanem, siarką lub zanieczyszczeniami w postaci związków chlorowców, które powodują korozję sprzętu bądź nieoczekiwane zmiany w przebiegu procesów i destabilizację (Arnold, 2010).

Ponadto technologie utylizacji osadów stosowane w regionie Morza Bałtyckiego wpływają na koszty jego obróbki w oczyszczalniach, przy czym w większości przypadków wymagana jest higienizacja osadu przeznaczonego do stosowania w rolnictwie. W przypadku kompostowania traktowanego jako opcjonalne rozwiązanie gospodarki osadami dostępność gruntów, a tym samym cena kompostowania mogą się znacznie różnić w zależności od poszczególnych krajów i oczyszczalni ścieków.

Może zaistnieć możliwość zlecenia utylizacji osadów przez zakłady wodociągowe podmiotom zewnętrznym w celu ulepszenia gleb lub produkcji nawozów bądź przedsiębiorstwom energetycznym w przypadku biogazu.



Ilustracja 13-1. Zdjęcie: Shutterstock.com/Hraska.

13.2 SUBSTANCJE NIEBEZPIECZNE I JAKOŚĆ OSADÓW ŚCIEKOWYCH

Osady ściekowe muszą być poddawane stabilizacji i ewentualnie higienizacji w celu usunięcia patogenów. Poza patogenami osady ściekowe zawierają niewielkie ilości wielu substancji chemicznych. Stężenie metali ciężkich jest od dawna regulowane przepisami krajowymi i UE, dzięki czemu ich ilość w komunalnych osadach ściekowych została znacznie zmniejszona. Obecnie intensywnie omawiana jest kwestia substancji organicznych uznanych za niebezpieczne i znajdujących się w komunalnych ściekach i osadach ściekowych.

W przypadku metali ciężkich wysokie stężenia miedzi i cynku w ściekach są generowane w gospodarstwach domowych, a kadmu, chromu, rtęci i ołowiu – głównie przez zakłady przemysłowe. W wielu krajach na przestrzeni ostatnich 20 lat zawartość metali ciężkich w osadach ściekowych zmniejszyła się. Podczas spalania organiczne mikrozanieczyszczenia są niszczone, a rtęć jest usuwana w procesie oczyszczania gazów odlotowych; rośnie jednak stężenie wszystkich pozostałych metali ciężkich, przez co nawożenie popiołem bezpośrednio po spalaniu może być niemożliwe. Niektóre źródła nawozów mineralnych zawierają duże ilości kadmu i uranu, co nie jest powszechne w przypadku osadów ściekowych. (zob. rozdziały 9 i 11)

Organiczne substancje chemiczne pochodzą głównie z gospodarstw domowych, ale częściowo również ze ścieków przemysłowych, o ile takie ścieki trafiają do danej oczyszczalni. Mikrozanieczyszczenia te mogą wpływać na możliwość wykorzystywania osadów ściekowych do poprawiania jakości gleby lub odzyskiwania substancji odżywczych. Istnieje wiele leków i środków opóźniających palenie (oraz innych substancji), a także produktów ich rozkładu i przekształcania, w związku z czym ograniczanie czy nawet monitorowanie ilości poszczególnych substancji jest skomplikowane i kosztowe. Spośród państw regionu Morza Bałtyckiego Dania i Niemcy wprowadziły krajowe

Podczas dokonywania oceny ryzyka należy oszacować prawdopodobieństwo wystąpienia szkód spowodowanych poszczególnymi czynnikami ryzyka, m.in. możliwymi drogami łączącymi źródło (np. osady ściekowe) z odbiorcami, przykładowo środowiskiem lub ludźmi. Zwykle kontrola zawartości niebezpiecznych substancji w ściekach i osadach ściekowych była oparta na analizach chemicznych oraz wyznaczonych limitach stężeń poszczególnych substancji lub grup substancji. Problem ten staje się jeszcze bardziej skomplikowany, ponieważ poszczególne zanieczyszczenia podlegają fizycznym, chemicznym i mikrobiologicznym przekształceniom oraz procesom przesączania i retencji zarówno w trakcie przetwarzania osadów ściekowych, jak i po ich dodaniu do gleby rolniczej (Aubain i in., 2002 r.). Niektóre praktyki zmniejszania zawartości patogenów w osadach ściekowych wykorzystywanych w rolnictwie (higienizacja, ograniczenia czasowe oraz rodzaje upraw i powierzchni) mogą również zmniejszyć wpływ mikrozanieczyszczeń.

Opracowywane są propozycje rozwiązań umożliwiających łączne szacowanie wpływu i ekotoksyczności dla wszystkich potencjalnie szkodliwych właściwości w bardziej ekonomiczny sposób niż analizowanie poszczególnych substancji, np. kompleksowa ocena wpływu ścieków WEA (whole effluent analysis), która jest wykorzystywana podczas oczyszczania części ścieków przemysłowych w Niemczech i Danii. Szersze stosowanie WEA podczas oczyszczania komunalnych ścieków lub osadów ściekowych było omawiane w ramach projektu Kontrola substancji niebezpiecznych w regionie Morza Bałtyckiego, COHIBA (Nakari i in., 2011 r.) oraz Grupy HELCOM ds. monitoringu i oceny (HELCOM MONAS, 2011 r.). Unia EUREAU skomentowała podejście WEA, podkreślając znaczenie monitorowania źródła, tzn. zapobiegania przedostawianiu się substancji do kanalizacji i oczyszczalni. Sama metoda WEA powinna być stosowana łącznie z analizami chemicznymi w celu identyfikacji źródeł substancji niebezpiecznych oraz planowania czynności zapobiegawczych po wykryciu szkodliwego zjawiska w badanych ściekach. W ramach projektu COHIBA opracowane zostały wytyczne i zalecenia dotyczące analizowania i porównywania różnych pomiarów związane z ekonomicznym zmniejszaniem emisji niektórych niebezpiecznych substancji chemicznych ze ścieków komunalnych (Mathan i in., 2012 r.).



przepisy ograniczające zawartość niektórych związków organicznych w osadach ściekowych wykorzystywanych w rolnictwie. Szwecja również wprowadziła standardowe limity zawartości niektórych związków organicznych.

Zwykle w przypadku, gdy tereny rolne, na których mają zostać wykorzystane produkty pozyskane z osadów ściekowych, są zbyt ograniczone lub znajdują się daleko, bądź jeśli wykorzystywanie osadów ściekowych w rolnictwie spotyka się ze nadmiernie silnym sprzeciwem społecznym, zalecane jest spalanie osadów ściekowych. Dyskusja na temat organicznych substancji chemicznych w osadach ściekowych również przyczyniła się do powstania niskiego przyzwolenia społecznego dla wykorzystania osadów w rolnictwie (Aubain i in., 2002 r.). W procesie spalania niszczone są niebezpieczne substancje organiczne i generowania jest energia, przy czym jednak cenne składniki odżywcze ulegają utracie na skutek spopielenia, zaś sam

popiół jest zazwyczaj określany mianem niebezpiecznego odpadu. Spalarnie emitują również różne substancje do atmosfery, gleby i prawdopodobnie wody i muszą posiadać certyfikaty ekologiczne (zob. rozdział 12). Jednak w krajach, w których wykorzystywanie osadów do celów rolniczych i związanych z kształtowaniem krajobrazu ma duże znaczenie, istnieje długoletnia tradycja, w oparciu o którą ścieki podawane do oczyszczalni muszą spełniać pewne wymagania jakościowe. Jeśli preferowane jest spalanie, nie istnieje bodziec zachęcający do zapewnienia w pierwszym rzędzie jakości osadu.

13.3 ODZYSK FOSFORU A UTYLIZACJA OSADÓW

Przez dziesięciolecia tak ważny pierwiastek jak fosfor był zrzucany do odbiorników wodnych wraz z niedostatecznie oczyszczonymi ściekami. W latach 70-tych i 80-tych efektywność oczyszczania ścieków komunalnych na terenie regionu Morza Bałtyckiego wzrosła. Jednak ponowne wykorzystywanie substancji odżywczych wyodrębnianych ze strumienia ścieków nie było efektywne. Aby odzysk fosforu był bardziej efektywny, nie można postrzegać tego pierwiastka w ramach różnych polityk jedynie w kategoriach substancji zanieczyszczającej, lecz również jako zasób możliwy do odzyskania. Bardziej skuteczny odzysk fosforu przyczynia się również do zmniejszenia jego uciążliwości dla środowiska.

W okresie od 1950 r. do 2000 r. globalne zużycie nawozów wzrosło sześciokrotnie, zaś stężenie fosforu w ekosystemach – przynajmniej o 75% (UNEP, 2011 r.). Fosfor przekazywany jest z kopalń do zakładów chemicznych, a następnie 90% fosforanów na całym świecie znajduje zastosowanie w postaci nawozów w rolnictwie do produkcji zbóż, warzyw i mięsa dla przemysłu spożywczego, który sprzedaje produkty na rynki, skąd trafiają na stoły konsumentów, a w końcu do ścieków. System ten generuje ogromne straty fosforu, ponieważ 80% tego pierwiastka jest tracone pomiędzy kopalnią a gospodarstwem domowym.

Już obecnie podejmowane są wysiłki zmierzające do zmniejszenia strat fosforu w rolnictwie, np. w drodze poprawy jakości gleb i zapobiegania erozji. Jednocześnie wzrost populacji i zmiana nawyków żywieniowych w stronę przewagi mięsa i produktów mlecznych powoduje na całym świecie zwiększenie zapotrzebowania na fosfor (Schröder i in., 2011 r.). Stąd konieczne jest zwiększenie efektywności utylizacji fosforu oraz opracowywanie technik jego odzysku do ponownego wykorzystania. UE dąży do zwiększenia samowystarczalności pod względem fosforu, zarówno redukując jego straty (efektywność), jak i zwiększając stopień jego utylizacji (odzysk), przy czym fosfor jest zawsze określany mianem zasobu priorytetowego (EEA, 2011 r.).

Obecnie w UE ponad 40% osadów ściekowych jest rozrzucone na gruntach (Milieu, 2008 r.), przy czym część z nich nie podlega utylizacji w oczyszczalniach, ponieważ fosfor wiąże się z solami żelaza i aluminium, które rozpuszczają się powoli (Schröder i in., 2011 r.). W świetle krajowych przepisów dotyczących nawozów bądź Wspólnej Polityki Rolnej (CAP) dotacje mogą być udzielane rol-

nikom pod warunkiem zapewnienia pewnego poziomu rozpuszczalności fosforu w produkcie przeznaczonym do stosowania w charakterze nawozu lub ulepszcza gleby. Wszystkie technologie odzysku fosforu znajdują się nadal w fazie badań pilotażowych lub demonstrowania, podczas których występują pewne problemy natury technicznej, których pokonanie nie jest jeszcze możliwe z ekonomicznego punktu widzenia – jedyne przykłady dotyczące regionu Morza Bałtyckiego występują w Niemczech (zob. rozdział 11). Jest mało prawdopodobne, aby pojedynczy zakład wodociągowy w regionie był w stanie udoskonalać produkty i zmieniać chemiczną formę występowania fosforu w osadach, np. uwalniając go z żelaza do bardziej rozpuszczalnego związku. Jednak pojawiły się propozycje stosowania instrumentów ekonomicznych celem zwiększenia stopnia odzysku fosforu, np. przez opodatkowanie lub zakaz stosowania żelaza w oczyszczalniach w charakterze środka strącającego (Schröder i in., 2011 r.). Powyższe koliduje jednak z rygorystycznymi wymogami w zakresie usuwania fosforu oraz działaniami w zakresie ochrony środowiska zmierzającymi do drastycznego zredukowania ilości fosforu zrzucanego do wrażliwego Morza Bałtyckiego i cieków wodnych w jego zlewisku.

Przed rozpoczęciem wytwarzania kompostu lub innych produktów z osadów zakład wodociągowy (lub grupa zakładów wodociągowych) powinny zbadać sytuację na lokalnych rynkach zbytu nie tylko pod kątem stosowania tych materiałów w rolnictwie, lecz również do kształtowania terenów, rekultywacji gruntów oraz na terenach zielonych. Ponadto mogą obowiązywać różne zasady i warunki spełnienia wymogów ich stosowania jako nawozu, oraz może zachodzić konieczność uzyskiwania zezwoleń na rozrzucanie danego produktu na grunt. Sytuacja ta nie powinna ob-

ciążyć zakładu wodociągowego czy spółki wodnej, ponieważ zazwyczaj rozrzucanie na grunt jest zadaniem innym podmiotów, m.in. rolników; może ona jednak mieć wpływ na sytuację panującą na rynku.

Strategie utylizacji osadów są różne w różnych krajach regionu Morza Bałtyckiego: w Finlandii i Estonii ponad 80% osadu jest kompostowane i używane do kształtowania terenów lub na terenach zielonych; w Łotwie i na Litwie ponad 30% znajduje zastosowanie do celów rolniczych; w Niemczech ponad 50% podlega spalaniu (Milieu i in., 2008 r.). W niektórych krajach osady są składowane w niewielkim stopniu, przy czym w Szwecji, Polsce i Estonii składowaniu podlega ponad 10% osadów ściekowych. W najbliższej przyszłości ilość składowanych odpadów organicznych będzie ograniczana, zaś składowanie osadów ściekowych i produktów kompostowania osadów zostanie w EU praktycznie zakazane. Z tego względu konieczne jest opracowywanie innych technologii utylizacji. W krajach regionu nie będących członkami UE osady są nadal powszechnie składowane na lagunach osadowych lub wysypiskach, aczkolwiek takie metody ich utylizacji jak spalanie, fermenta-

cja beztlenowa lub kompostowanie są aktualnie stosowane lub torują sobie drogę do zastosowania w wielu oczyszczalniach ścieków. Polityka energetyczna poszczególnych krajów ma wielki wpływ na koszty każdej z metod.

W UE wysunięto propozycję opracowania dyrektywy dotyczącej fosforu i bezpieczeństwa żywności, w której mają znaleźć zastosowanie takie instrumenty ekonomiczne jak podatki od strat fosforu oraz dotowanie jego odzysku i utylizacji (Schröder, 2011 r.). Niektóre kraje określają wielkości docelowe (zob. rozdział 11.1), np. w Szwecji ilość fosforu odzyskiwanego ze ścieków komunalnych ma wynieść 60% do 2015 r. Zagadnieniem tym interesuje się również przemysł: Firma ICL Fertilizers Europe – największy producent nawozów fosforowych i potasowych, planuje wykorzystanie fosforu pochodzącego z odzysku jako 10 – 15% całości surowca (SCOPE, 2012 r.; ICL Fertilizers Europe, 2012 r.).



Ilustracja 13-2. Zdjęcie: Minna Pyhälä, HELCOM.

13.4 RAMY PRAWNE – DYREKTYWY UE I PRZEPISY KRAJOWE

Obowiązujące obecnie ogólne ograniczenia możliwych sposobów obróbki i utylizacji osadów dotyczą zwykle metod obróbki wstępnej, limitów stężeń metali ciężkich w osadach i glebie, wyboru upraw i obszarów stosowania osadów oraz kontroli zgodności ww. metod z przepisami (zob. rozdział 12). Gospodarka osadami w ośmiu z dziesięciu krajów położonych nad Morzem Bałtyckim regulowana jest przez dużą liczbę przepisów ustanowionych na szczeblu UE.



Ilustracja 13-3. Zdjęcie: Shutterstock.com/Ersler Dmitry

W świetle ramowej dyrektywy odpadowej osady ściekowe traktowane są jako odpady. Z kolei dyrektywa w sprawie utylizacji ścieków komunalnych zabrania od 1999 r. usuwania osadów do wód powierzchniowych oraz zrzucania ich ze statków bądź wylewania przez rurociągi. Ponadto osady powinny być ponownie wykorzystywane tam, gdzie jest to możliwe, a metody ich utylizacji – ograniczać do minimum ich szkodliwy wpływ na środowisko.

Natomiast osady ze ścieków komunalnych mogą być stosowane do celów rolniczych wyłącznie zgodnie z trzecią z dyrektyw – dyrektywą osadową. Wyszczególniono tu następujące dopuszczalne metody przetwarzania osadów ściekowych do wykorzystania w rolnictwie: oczyszczanie biologiczne, chemiczne lub termiczne, długotrwałe składowanie lub każdy inny proces pozwalający znacznie zmniejszyć jego podatność na fermentację i zagrożenie dla zdrowia wynikające ze stosowania osadów. Czwarta z dyrektyw – dyrektywa w sprawie składowania odpadów, zabrania przyjmowania odpadów płynnych na wysypiska; również ilość odpadów ulegających biodegradacji, łącznie z osadami ściekowymi, powinna być zredukowana poprzez ich osobne gromadzenie, kompostowanie, produkcję biogazu lub innych materiałów oraz odzysk energii i recykling. Dyrektywa dot. spalania reguluje działalność spalarni osadów i wymaga jej certyfikowania przez krajowe organy ds. ochrony środowiska – również pod kątem wszelkich generowanych emisji. Poza pięcioma powyższymi opracowano również inne dyrektywy wywierające wpływ na gospodarkę osadami ze ścieków komunalnych m.in. pod kątem ilości chemikaliów.

Najważniejszym z ostatnio podejmowanych procesów legislacyjnych jest proces modyfikacji dyrektywy osado-

wej. Trzeci projekt z 2000 r. stanowi propozycję niemal całkowitej zmiany tej dyrektywy. Wprowadza on szczegółowe wymogi w zakresie definiowania zaawansowanych i konwencjonalnych metod obróbki dotyczących w głównej mierze higienizacji i redukcji przykrych zapachów. Jednak w 2010 r. Komisja Europejska odrzuciła pomysł ustanowienia odrębnych przepisów regulujących zarządzanie bioodpadami w UE, na skutek czego 3-ci projekt utracił częściowo swe znaczenie. Niedawno opracowano dokument roboczy w sprawie osadów i bioodpadów. Zawiera on propozycję utworzenia trzystopniowego systemu legislacyjnego, który ma rozróżniać kompost o wysokiej jakości (lub osad przefermentowany), osady i bioodpady stosowane w rolnictwie oraz bioodpady i osady o niższej jakości, których stosowanie ogranicza się wyłącznie do terenów nierolniczych.

W aktualnie obowiązujących w poszczególnych krajach nadbałtyckich przepisach szczebla krajowego występują różnice – np. najbardziej rygorystyczne przepisy limitujące stężenia metali ciężkich obowiązują w krajach skandynawskich i Niemczech. Szczegółowe przepisy dotyczące procedur obróbki lub obszarów, na których rozrzucanie osadów jest zabronione, obowiązują w Estonii, Łotwie, na Litwie (państwach bałtyckich) oraz w Polsce. Stosowanie osadów ściekowych w rolnictwie i do kształtowania terenu jest ograniczone pod względem wielkości obszarów oraz ram czasowych. Również rosyjskie normy państwowe – GOST i SanPiN, które obowiązują również na Białorusi, stawiają podobne wymogi w zakresie obróbki i wielkości obszarów co przepisy obowiązujące w państwach bałtyckich.

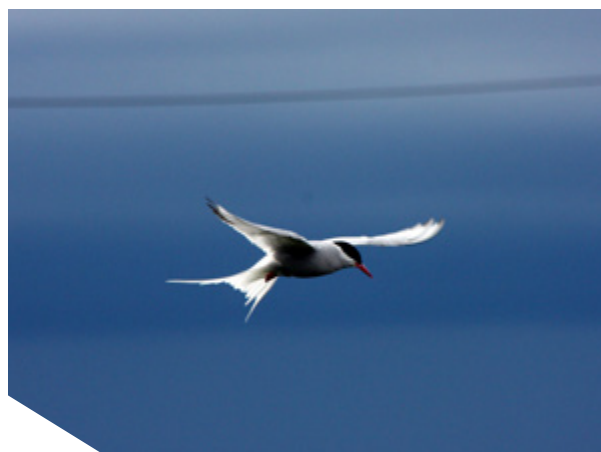
13.5 ZARZĄDZANIE POLITYCZNE I INNE PRAKTYKI REGULACYJNE

Poza dyrektywami Unia Europejska posiada również inne instrumenty zarządzania. Innym organem ponadnarodowym jest międzyrządowa Komisja Ochrony Środowiska Morskiego Bałtyku (HELCOM), która realizuje na szeroką skalę projekty polityczne i zalecenia oparte na ekosystemowym podejściu do poprawy stanu wrażliwego środowiska morskiego oraz minimalizacji jego zanieczyszczenia. Ponieważ Rosja bierze również udział w pracach HELCOM, wszystkie dziesięć krajów nadmorskich ma obowiązek wdrażania projektów tej komisji w życie.

Morze Bałtyckie jest szczególnie wrażliwe na wpływ zrzuconych do niego substancji odżywczych w porównaniu z innymi europejskimi akwenami morskimi. Jednym z najważniejszych zadań Komisji Helsińskiej jest sformułowanie zaleceń dotyczących działań zmierzających do likwidacji niektórych źródeł zanieczyszczeń bądź obszarów szczególnej troski z uwzględnieniem specyfiki regionu Morza Bałtyckiego. Zalecenia te mają być zharmonizowane przez kraje członkowskie z obowiązującymi w nich przepisami wewnętrznymi. Z początkiem lat 80. komisja HELCOM przyjęła ponad 260 firmowanych przez nią zaleceń dotyczących ochrony Morza Bałtyckiego, z których 120 obowiązuje do dziś⁷.

Oczekuje się, że komisja HELCOM opracuje zalecenie dotyczące zrównoważonej gospodarki osadami (zob. rozdział 1.2) ustanawiające minimalne wymagania w zakresie wpływu procesów utylizacji osadów na środowisko, niezależne od rozwiązań technicznych stosowanych w poszczególnych oczyszczalniach. Środkiem zaradczym polepszającym bieżącą sytuację byłoby sformułowanie wytycznych bądź celów usprawnienia i ujednolicenia różnorodnych szczegółowych przepisów stosowania produktów z osadów, m.in. do celów rolniczych. Ramowe przepisy dotyczące zagospodarowywania osadów zgodnie z zasadami ochrony środowiska mogłyby również zawierać zalecenia w zakresie wspierania produkcji energii elektrycznej na niewielką skalę, dalszą utylizację fosforu w drodze wykorzystywania produktów z osadów w rolnictwie, jak również wytyczne oceny ryzyka, jakie niesie zawartość substancji niebezpiecznych w osadach.

Metodą łatwiejszą i bardziej opłacalną jest redukcja ilości zanieczyszczeń u źródła niż za pomocą urządzeń montowanych „na końcu rury”. Szacuje się, że trzecią część fosforu zawartego w ściekach z gospodarstw domowych można wyeliminować przez wprowadzenie detergentów niezawierających tego pierwiastka oraz że w detergentach zawarte jest nawet 25% fosforu wpływającego na średnie obciążenie środowiska (Swedish Chemical Agency, 2010 r.). W środkach piorących związki fosforu są zwykle za-



Ilustracja 13-4. Zdjęcie: Jannica Haldin, HELCOM.

stępowane przez kwasy wielokarboksylowe oraz zeolity o konsystencji gliny. W niektórych krajach nadbałtyckich stosowanie detergentów wolnych od fosforu jest powszechne – w 2007 r. komisja HELCOM przyjęła zalecenie nr 28E/7 w sprawie zastąpienia fosforanów w detergentach (HELCOM, 2007 r.). W grudniu 2011 r. Parlament Europejski poparł zakaz stosowania na niemal całym terytorium UE⁸ fosforu w domowych środkach piorących, który ma obowiązywać od czerwca 2013 r. Prawdopodobnie od stycznia 2017 r. wejdą w życie podobne ograniczenia dotyczące detergentów stosowanych w zmywarkach do naczyń. Oszacowano, że ilość osadów wzrośnie wraz z rosnącym wykorzystaniem zeolitów, zaś zużycie chemikaliów wytrącających fosfor zmniejszy się wraz ze spadkiem stężenia tego pierwiastka w nieoczyszczonych ściekach. Rzeczywisty rezultat stosowania tych przepisów jest stale widoczny.

Plan działania na rzecz zabezpieczenia wód Europy (Blueprint to Safeguard Europe's Water Resources) stanowi próbę rozwiązania w świetle polityki UE problemów związanych z uzyskaniem dobrego stanu ekologicznego wód europejskich do 2015 r. zgodnie z wymogami ramowej dyrektywy wodnej przyjętej w 2000 r. W ramach tego planu będą wdrażane m.in. działania zmierzające do utworzenia ekologicznej infrastruktury wodnej, wypracowania spójne-

⁷http://www.helcom.fi/Recommendations/en_GB/front/

⁸Rozporządzenie (UE) nr 259/2012 Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 14 marca 2012 r. zmieniające rozporządzenie (WE) nr 648/2004 w odniesieniu do stosowania fosforanów i innych związków fosforu w detergentach dla konsumentów przeznaczonych do prania i detergentach dla konsumentów przeznaczonych do automatycznych zmywarek do naczyń (Tekst mający znaczenie dla EOG)

go podejścia do zasady internalizacji kosztów związanych z użytkowaniem i zanieczyszczeniem wód, racjonalizacji zużycia wody oraz identyfikacji barier utrudniających wdrożenie innowacyjnych rozwiązań do końca 2012 r. (WE, 2012 r.).

Europejska Unia Krajowych Organizacji Dostawców wody i Ścieków EUREAU opublikowała swoje stanowisko w sprawie powyższego planu (EUREAU, 2012 r.). Jeden z ośmiu obszarów tematycznych, którymi zajmuje się ta organizacja, dotyczy ekologicznej obróbki osadów; kładzie on nacisk na traktowanie osadów jako zasobu – źródła substancji odżywczych i energii. Jednak zdaniem EUREAU brak ujednoliconych przepisów ramowych pociąga za sobą brak zaufania w środowisku operatorów oraz funduszy. Ponieważ wykonanie recenzji europejskiej dyrektywy ściekowej zostało odroczone, brak narzędzia prawnego wspierającego jednoznacznie odzysk substancji

organicznych z osadów. EUREAU twierdzi, że w świetle strategii UE dotyczącej odpadów oraz ramowej dyrektywy odpadowej tocząca się obecnie dyskusja na temat „zniesienia statusu odpadu” (end-of-waste, EoW) przyczyni się do uznania niektórych produktów wytwarzanych z osadów, np. osadów kompostowanych, za użyteczny nawóz pod warunkiem spełnienia kryteriów wysokiej jakości. Może to być bodźcem do podniesienia jakości utylizowanych osadów, zwiększenia zapotrzebowania na ten materiał oraz dopuszczalności jego stosowania. Kryteria zniesienia statusu odpadu⁹ powinny również skupiać się na produkcie finalnym, określając jego cechy jakościowe, zamiast zabraniać stosowania osadów w charakterze surowca.



Ilustracja 13-5. Zdjęcie: Johanna Karhu, HELCOM.

⁹http://ec.europa.eu/environment/waste/framework/end_of_waste.htm

14. LITERATURA

- Adam, C. 2009.** Techniques for Preccovery from wastewater, sewage sludge and sewage sludge ashes – an overview. In BALITC 21. Seminar on Phosphorus recycling and good agricultural management practice. 29.–30.9.2009. Berlin.
- Arnold, M. 2010.** Is waste water our new asset? VTT Impulse 2/2010. http://www.digipaper.fi/vtt_impulse/56725/
- ATV-DVWK-A 131E 2000.** Dimensioning of Single-Stage Activated Sludge Plants, German water and waste water association (wcześniej ATV-DVWK, teraz DWA). Dostępne na <http://www.dwa.de>, ISBN 978-3-935669-96-2, 2000.
- ATV-DVWK-M 368E 2003.** Biological Stabilisation of Sewage Sludge, German water and waste water association (wcześniej ATV-DVWK, teraz DWA). Dostępne na <http://www.dwa.de>, ISBN 978-3-937758-71-8, 2003.
- Aubain, P., Gazzo, A., le Moux, J., Mugnier, E. 2002.** Disposal and recycling routes for sewage sludge. Raport syntetyczny 22 lutego 2002. Arthur Andersen, EC DG Environment – B/2. <http://ec.europa.eu/environment/waste/sludge/pdf/synthesisreport020222.pdf>
- Barber, W. P. F. 2009.** Influence of anaerobic digestion on the carbon footprint of various sewage sludge treatment options. Water and Environment Journal 23: 170-179.
- Barjenbruch, M., Berbig C., Ilian J., Bergmann M. 2011.** Odwadnianie osadów ściekowych bez stosowania flokulantów. (Schlammmentwässerung ohne Flockungshilfsmittel). WWT-online.de 10/2011. http://www.wwt-online.de/sites/wwt-online.de/files/schlammmentw%C3%A4sserung_ohne_flockungshilfsmittel.pdf, ostatni dostęp 30.5.2012. (w języku niemieckim)
- Bayerle, N. 2009.** Odzysk fosforu w Gifhorn z zastosowaniem zmodyfikowanego procesu Seaborne. (P-Recycling in Gifhorn mit dem modifizierten SeaborneProzess). Podsumowanie sympozjum BALITC 21 „Phosphorus Recycling and Good Agricultural Management Practice”, 28.–30.9.2009. Berlin. (w języku niemieckim)
- Beier M., Sander M., Schneider Y., Rosenwinkel K.-H. 2008.** Efektywna energetycznie metoda denitryfikacji. (Energieeffiziente Stickstoffelimination). Miesięcznik DWA, KA, 55 2008. (w języku niemieckim)
- Bergs C.-G. 2010.** Nowe wymogi przepisów dotyczących osadów ściekowych i nawozów. (Neue Vorgaben für Klärschlamm nach der Klärschlamm-(AbfKlärV) und Düngemittelverordnung (DüMV)). VKU Info-tag Klärschlamm, 9.11.2010. (w języku niemieckim)
- Berliner Wasserbetriebe 2012.** <http://www.bwb.de/content/language2/html/4951.php>, ostatni dostęp 22.5.2012.
- BIOPROS 2008.** Short rotation plantations. Guidelines for efficient biomass production with the safe application of wastewater and sewage sludge. Dostępne na www.biopros.info, ostatni dostęp 18.9.2012.
- BMBF&BMU 2005.** <http://www.phosphorrecycling.de>, ostatni dostęp, 20.09.2012
- Brendler, D. 2006.** Zastosowanie metody KEMICOND w komorowych prasach filtracyjnych – wyniki. (Einsatz des KEMICOND-Verfahrens auf Kammerfilterpressen – Ergebnisse aus der Praxis). Der Kemwaterspiegel 2006, <http://www.kemira.com/regions/germany/SiteCollectionDocuments/Brosch%C3%BCren%20Water/Wasserspiegel%202006.pdf>. (w języku niemieckim)
- Burton, F.L., Stancel H.D., Tchobangoulos, G. 2003.** Wastewater engineering, treatment and reuse. Metcalf and Eddy Inc, 4th edition. McGraw Hill.
- CEEP 2003.** Newsletter SCOPE # 50. <http://www.ceep-phosphates.org/Files/Newsletter/scope50.pdf>. Centre Européen d'Etudes des Polyphosphates.
- CEEP 2012.** Newsletter SCOPE # 84. <http://www.ceep-phosphates.org/Files/Newsletter/ScopeNewsletter84.pdf>. Centre Européen d'Etudes des Polyphosphates.
- DWA-M 366DRAFT 2011.** Mechaniczne odwadnianie osadów ściekowych. (Maschinelle Schlammmentwässerung). Entwurf German water and waste water association (DWA). Dostępne na <http://www.dwa.de>, ISBN 978-3-942964-05-0, 2011. (w języku niemieckim)
- Ener-G. About Digester Gas Utilisation.** www.ener-g.co.uk/about-digester-gas-utilisation
- Einfeldt, J. 2011.** Sludge handling in small and mid-size treatment plants. PURE workshop on sustainable sludge handling. Lübeck 7.9.2011. Dostępne na http://www.purebalticsea.eu/index.php/pure:presentations_from.

- Komisja Europejska, DG Environment 2011.** Conclusions of the Expert Seminar on the sustainability of phosphorus resources, 17th February 2011. Brussels. http://ec.europa.eu/environment/natres/pdf/conclusions_17_02_2011.pdf
http://ec.europa.eu/environment/natres/pdf/conclusions_17_02_2011.pdf
- Komisja Europejska, DG Environment 2012.** A Blueprint to safeguard Europe's Waters. http://ec.europa.eu/environment/water/blueprint/index_en.htm, http://ec.europa.eu/environment/water/pdf/blueprint_leaflet.pdf.
- European Environment Agency EEA 2011.** Resource efficiency in Europe – Policies and approaches in 31 EEA member and cooperating countries. EEA Report 5/2011.
- European Federation of National Associations of Water and Waste Water Services EUREAU 2012.** EUREAU position on the Water Blueprint. http://eureau.org/sites/eureau.org/files/documents/2012.02.28-EUREAU_PP_Blueprint.pdf
- Guyer, J.P. 2011.** An introduction to Sludge Handling, Treatment and Disposal. CED Engineering.
- Hammer, M.J. and Hammer, M.J. Jr 2001.** Water and Waste water technology.
- HELCOM 2007.** Recommendation 28E/5. Municipal wastewater treatment. Helsinki Commission, HELCOM Baltic Sea Action Plan, Helsinki. http://www.helcom.fi/Recommendations/en_GB/rec28E_5/
- HELCOM 2007.** Recommendation 28E/7. Measures aimed at the substitution of polyphosphates (phosphorus) in detergents. Helsinki Commission, HELCOM Baltic Sea Action Plan, Helsinki. http://www.helcom.fi/Recommendations/en_GB/rec28E_7/
- HELCOM 2011.** Monitoring and Assessment Group (MONAS), Meeting 15/2011, 4-7 October 2011. Document 6/4 Application of Whole Effluent Assessment in the Baltic Sea region (COHIBA Project), Document 13/1 Minutes of the 15th Meeting of the HELCOM Monitoring and Assessment Group (HELCOM MONAS). Dostępne na <http://meeting.helcom.fi/web/monas/1>.
- Hermann, L. (Outotec Oyj, Oberusel) 2012.** Personal information.
- ICL Fertilizers 2012.** <http://www.iclfertilizers.com/fertilizers/Amfert/pages/environment.aspx>. Ostatni dostęp 10.9.2012.
- Ilian J. 2011.** Odwadnianie osadów ściekowych przy użyciu filtrów obrotowych. (Klärschlammwässerung durch Rotations-Filtertechnik), Sewage sludge forum, Rostock, 17.11.2011 (w języku niemieckim).
- Jardin, N. 2011.** Odzysk fosforu z osadów ściekowych oraz popiołu z osadów ściekowych – stan prac rozwojowych (Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm und Klärschlammmasche – Stand der Entwicklung). Ruhrverband, DWA Klärschlammstage Fulda, 30.3.2011. (w języku niemieckim)
- Kopp, J. 2010.** Właściwości osadów ściekowych. (Eigenschaften von Klärschlämmen). Presentation on the VDI conference, 2010. (w języku niemieckim)
- La Cour Jansen J, Gruvberger C, Hanner N, Aspegren H and A. Svärd 2004.** Digestion of sludge and organic waste in the sustainability concept for Malmö, Sweden. Water SciTechnol. 2004; 49(10): 163-9.
- Lengemann, A. 2011.** Berliner Wasserbetriebe, MAP – przykład odzysku: od problemu do marketingu. (MAP – Recycling am Beispiel – von einem Problem bis zur Vermarktung), Klärschlammforum Rostock, 17.11.2011. (w języku niemieckim)
- Machnicka, A., Grübel, K., Suschka, J. 2009.** The use of hydrodynamic disintegration as a means to improve anaerobic digestion of activated sludge. Water SA Vol. 35 No. 1 January 2009. Dostępne na <http://www.wrc.org.za/>.
- Mathan, C., Marscheider-Weidemann, F., Menger- Krug, E., Andersson, H., Dudutyte, Z., Heidemeier, J., Krupanek, J., Leisk, Ü., Mehtonen, J., Munne, P., Nielsen, U., Siewert, S., Stance, L., Tettenborn, F., Toropovs, V., Westerdahl, J., Wickman, T., Zielonka, U. 2012.** Recommendation report. Cost-effective management options to reduce discharges, emissions and losses of hazardous substances. WP5 Final Report. Control of hazardous substances in the Baltic Sea region – COHIBA project. Federal Environment Agency of Germany (UBA). Dostępne na http://www.cohiba-project.net/publications/en_GB/publications/.
- MMM 2011.** Suomesta ravinteiden kierrätyksen mallimaa. Työryhmämuistio 2011:5. ISBN 978-952-453-649-3, ISSN 1797-4011. Helsinki. http://www.mmm.fi/attachments/mmm/julkaisut/tyoryhmamuistiot/newfolder_25/5xN59IPQI/trm2011_5.pdf. (w języku fińskim)

www.mongabay.com, <http://www.mongabay.com/images/commodities/charts/chart-phosphate.html>, ostatni dostęp 22.5.2012.

Nakari, T., Schultz, E., Sainio, P., Munne, P., Bachor, A., Kaj, L., Madsen, K. B., Manusadžianas, L., Mielzynska, L., Parkman, H., Pockeviciute, D., Pöllumäe, A., Strake, S., Volkov, E., Zielonka, U. 2011. Innovative approaches to chemicals control of hazardous substances. WP3 Final report. Control of hazardous substances in the Baltic Sea region – COHIBA project. Finnish Environment Institute SYKE. Dostępne na http://www.cohiba-project.net/publications/en_GB/publications/.

Nawa, Y. 2009. P- recovery in Japan the PHOSNIX process. A Poster from BALTIC 21 Phosphorus Recycling and Good Agricultural Management Practice, September 28-30, 2009. http://www.jki.bund.de/fileadmin/dam_uploads/_koordinierend/bs_nachstofftage/baltic21/8_poster%20UNITIKA.pdf, ostatni dostęp 22.5.2012.

Nickel, K., Velten, S., Sörensen, J., Neis, U. 2011. Sludge Disintegration: Improving Anaerobic and Aerobic Degradation of Biomass on Wastewater Treatment Plants. Presentation at the PURE Workshop on sustainable sludge handling. Lübeck 7.9.2011. Dostępne na http://www.purebalticsea.eu/index.php/pure:presentations_from.

Nielsen, S. 2007. Sludge treatment in reed bed systems and recycling of sludge and environmental impact. Orbicon. http://www.orbicon.com/media/UK_Artikel_Sludge_treatment_recycling_smn.pdf, ostatni dostęp 18.9.2012.

Ostara 2010. Ostara Group, Questions and answers. http://www.ostara.com/files/u2/Ostara_Q_A.pdf

Palfrey, R. 2011. Poprawka dyrektywy osadowej WE (Novellierung der EG-Klärschlammrichtlinie – Folgenabschätzung), DWA Klärschlammstage Fulda, 29.3.2011. (w języku niemieckim)

Petzet, S., Cornel, P. 2011. Recovery of phosphorus from waste water. Presentation at the PURE-workshop in Lübeck. 7.9.2011. Dostępne na http://www.purebalticsea.eu/index.php/pure:presentations_from.

Petzet S., Cornel, P. 2010. Nowe metody odzysku fosforu z popiołów ze spalania osadów ściekowych (Neue Wege des Phosphorrecyclings aus Klärschlammaschen). Technical University Darmstadt, DWA KA 4/2010. (w języku niemieckim)

PhöchstMengV 1980. Verordnung über Höchstmengen für Phosphate in Wasch- und Reinigungsmitteln (Phosphat-höchstmengenverordnung), 4.6.1980. (w języku niemieckim)

Scheidig, K. 2009. Präsentation und Diskussion des Mephrec-Verfahrens, 9. Gutachtersitzung zur BMBF/BMU-Förderinitiative P-Recycling, http://www.jki.bund.de/fileadmin/dam_uploads/_koordinierend/bs_nachstofftage/baltic21/Scheidig.pdf, 30.9.2009, ostatni dostęp 14.8.2012. (w języku niemieckim)

Schmelz, K-Georg, 2011. Sludge handling in Bottrop. Presentation at the PURE Workshop on sustainable sludge handling. Lübeck 7.9.2011. Dostępne na http://www.purebalticsea.eu/index.php/pure:presentations_from.

Schillinger, H. 2006. Sewage sludge treatment by dehydration and mineralisation in reed beds. International workshop on "Innovations in water conservation". 21.-23.2.2006. Tehran water and wastewater company, Iran. <http://www.rcuwm.org.ir/En/Events/Documents/Workshops/Articles/7/15.pdf>, ostatni dostęp 18.9.2012.

Schröder, J.J., Cordell, D., Smit, A.L., Rosemarin, A. 2011. Sustainable Use of Phosphorus, EU Tender ENV.B.1/ETU/2009/0025, Wagenigen UR Report 357.

SEPA 2002. Swedish Environmental Protection Agency (Naturvårdsverket). Plan działań w zakresie odzysku fosforu ze ścieków. Raport podstawowy na temat dobrych praktyk w dziedzinie utylizacji osadów i fosforu. (Aktionsplan för återföring av fosfor ur avlopp. Huvudrapport till bra slam och fosfor i kretslopp). Raport 5214. (w języku szwedzkim, podsumowanie w j. angielskim).

SNV 2003. Statens Naturvårdverk. Risk för smittspridning via avloppslamm. SNV Rapport 5215. Stockholm. (w języku szwedzkim)

Starberg, K., Karlsson, B., Larsson, J. E., Moraesus, P. & Lindberg, A. 2005. Problem och lösningar vid processoptimering av röt-kammardriften vid avloppsreningsverk. Svenskt Vatten AB. Svenskt Vatten Utveckling (SVU) / VA-forsk 2005-10. http://boffe.com/rapporter/Avlopp/Slam/VA-Forsk_2005-10.pdf. (w języku szwedzkim)

Swedish Chemical Agency 2010. Phosphates in detergents. Questions and answers.

Umweltbundesamt 2009. Wymogi dotyczące nowelizacji rozporządzenia w sprawie osadów ściekowych ze szczególnym uwzględnieniem ich higienizacji (Anforderungen an die Novellierung der Klärschlammverordnung unter besonderer Berücksichtigung von Hygieneparametern) <http://www.umwelt-daten.de/publikationen/fpdfll/3742.pdf>. (w języku niemieckim)

UNEP Yearbook 2011. Emerging issues in our global environment, Phosphorus and food production. <http://www.unep.org/yearbook/2011>

US Geological Survey (USGS) 2012. Annual Publications about Mineral Commodity Summaries – Phosphate Rock, http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/phosphate_rock/mcs-2012-phosp.pdf, ostatni dostęp 22.5.2012.

Vesilind, P. Aarne 2003. Wastewater Treatment Plant Design. Water Environment Federation.

Walley, P. 2007. Optimising thermal hydrolysis for reliable high digester solids: loading and performance, European Biosolids and Organic Resources Conference, 2007, Aqua Enviro, Manchester, UK.

WHO 2003. Guidelines for the Safe Use of Wastewater and Excreta in Agriculture Microbial Risk Assessment Section by S. A. Petterson & N. J. Ashbolt.

Xie, Xing, Ghani, Ooi and Ng, 2005. Ultrasonic disintegration technology in improving anaerobic digestion of sewage sludge under tropic conditions, Paper Presented to 10th European Biosolids and Biowaste Conference, UK. November 2005.

ZAŁĄCZNIK

Tabela 2-1: Całkowita ilość osadów ściekowych w tonach suchej masy na rok (t sm/rok) dla poszczególnych krajów regionu Morza Bałtyckiego zgłoszona Komisji Europejskiej oraz szacunkowe wartości wzrostu dla poszczególnych krajów członkowskich (Milieu, WRc i RPA, 2008 r.)	12
Tabela 3-1: Wyniki procesu zagęszczania grawitacyjnego – zawartość suchej masy (sm) uzyskiwana przy wykorzystaniu i bez wykorzystania flokulantów (DWA-M 381E, 2007), (Burton i in., 2003 r.).....	20
Tabela 3-2: Zestawienie porównawcze zagęszczaczy, sm = sucha masa	27
Tabela 3-3: Zestawienie porównawcze uczestników projektu PURE, sm = sucha masa.....	27
Tabela 5-1: Zestawienie metod odwadniania oraz ich wykorzystanie w regionie Morza Bałtyckiego, sm = sucha masa.....	50
Tabela 5-2: Zestawienie partnerów PURE – fermentacja i odwadnianie. BioF = biologiczne usuwanie fosforu; sm = sucha masa.....	51
Tabela 6-1: Zestawienie różnych metod higienizacji. W zależności od przepisów oraz kosztów (energii, osobowych, inwestycyjnych, środków chemicznych) klasyfikacja może ulec zmianie (w oparciu o UBA 2009). sm = zawartość suchej masy, OŚ = oczyszczalnia ścieków.....	64
Tabela 6-2: Zestawienie porównawcze metod higienizacji najczęściej stosowanych w regionie Morza Bałtyckiego.....	65
Tabela 7-1: Suszenie bezpośrednie i pośrednie – zestawienie, sm = sucha masa	72
Tabela 8-1: Spalanie na palenisku rusztowym i fluidalnym.....	78
Tabela 9-1: Stężenie pierwiastków chemicznych w osadach ściekowych w mg/kg sm (Palfrey, 2011 r.).....	81
Tabela 10-1: Porównanie różnych metod. Proces DN = proces denitryfikacji-nitryfikacji.....	89
Tabela 12-1: Zestawienie porównawcze limitów stężenia metali ciężkich w osadach ściekowych wykorzystywanych do celów rolniczych w świetle przepisów aktualnie obowiązujących w Finlandii, Szwecji, Danii i Niemczech	103
Tabela 12-2: Analiza porównawcza aktualnie obowiązujących przepisów prawa fińskiego, szwedzkiego, duńskiego i niemieckiego w zakresie obróbki osadów w zestawieniu z przepisami UE. PC = państwo (państwa) członkowskie UE; --- = „brak”	104
Tabela 12-3: Zestawienie porównawcze limitów stężenia metali ciężkich w osadach ściekowych wykorzystywanych do celów rolniczych w świetle przepisów aktualnie obowiązujących w Estonii, na Łotwie, Litwie i w Polsce	106
Tabela 12-4: Analiza porównawcza aktualnie obowiązujących przepisów prawa estońskiego, łotewskiego, litewskiego i polskiego w zakresie obróbki osadów w zestawieniu z przepisami UE. PC = państwo (państwa) członkowskie UE; --- = „brak”.....	108
Tabela 12-5: Zestawienie porównawcze limitów stężenia metali ciężkich w osadach ściekowych wykorzystywanych do celów rolniczych w świetle przepisów aktualnie obowiązujących w Rosji i na Białorusi oraz przepisów UE. Ponieważ w Rosji i na Białorusi stosowane są te same standardy, są one porównywane z wymogami dyrektywy osadowej.....	109
Tabela 12-6: Analiza porównawcza aktualnie obowiązujących przepisów prawa rosyjskiego i białoruskiego w zakresie obróbki osadów w zestawieniu z przepisami UE. PC = państwo (państwa) członkowskie UE; N = azot; --- = „brak”	110

www.purebalticsea.eu

The publication reflects the authors views and the Managing Authority cannot be held liable for the information published by the project partners.