

POLITECHNIKA BIAŁOSTOCKA
WYDZIAŁ BUDOWNICTWA
I INŻYNIERII ŚRODOWISKA



POLSKIE ZRZESZENIE INŻYNIERÓW
I TECHNIKÓW SANITARNYCH



MONOGRAFIE

„INŻYNIERIA ŚRODOWISKA – MŁODYM OKIEM”

TOM 5

ŚCIEKI I OSADY ŚCIEKOWE

**Iwona Skoczko
Janina Piekutin
Katarzyna Kloza**



Białystok 2014

INŻYNIERIA ŚRODOWISKA – MŁODYM OKIEM
TOM 5
ŚCIEKI I OSADY ŚCIEKOWE

pod redakcją
Iwony Skoczko
Janiny Piekutin
Katarzyny Kloza

Oficyna Wydawnicza Politechniki Białostockiej
Białystok 2014

POLITECHNIKA BIAŁOSTOCKA
WYDZIAŁ BUDOWNICTWA
I INŻYNIERII ŚRODOWISKA



POLSKIE ZRZESZENIE INŻYNIERÓW
I TECHNIKÓW SANITARNYCH



MONOGRAFIE

TOM 5

Serdecznie dziękujemy naszym patronatom za pomoc
w organizacji uroczystości
i wydaniu niniejszej publikacji.

**POLITECHNIKA
BIAŁOSTOCKA
WYDZIAŁ BUDOWNICTWA
I INŻYNIERII
ŚRODOWISKA**



**Pod patronatem Rektora Politechniki Białostockiej
prof. dr hab. inż. Lecha Dzienisa**

Patronat medialny:



Redaktor tomu:

Iwona Skoczko
Janina Piekutin
Katarzyna Kloza

Zespół redakcyjny:

Iwona Skoczko – Redaktor Naczelny
Janina Piekutin – Redaktor Naczelny
Katarzyna Kloza – Skład monografii

Recenzenci monografii:

dr hab. inż. Jacek Piekarski, prof. PK
dr inż. Elżbieta Grygorczuk-Petersons

Zespół naukowy:

dr hab. inż. Iwona Skoczko – Politechnika Białostocka
dr n. tech. Janina Piekutin – Politechnika Białostocka
dr hab. inż. Jacek Piekarski, prof. PK - Politechnika Koszalińska
dr hab. inż. Mariusz Dudziak – Politechnika Śląska
prof. nzw. dr hab. Bożena Łozowicka – Instytut Ochrony Roślin
prof. dr hab. inż. Józefa Wiater – Politechnika Białostocka
prof. dr hab. inż. Rafał Miłaszewski – Politechnika Białostocka
dr hab. inż. Katarzyna Ignatowicz – Politechnika Białostocka
dr hab. inż. Mirosław Żukowski, prof. PB - Politechnika Białostocka
prof. Aleksey Ternovtsev – Kijowski Narodowy Uniwersytet Budownictwa i Architektury
prof. Dmitry Spitsov – Moskiewski Państwowy Uniwersytet Budownictwa
dr n. tech. Joanna Szczykowska – Politechnika Białostocka
dr inż. Anna Siemieniuk – Politechnika Białostocka
dr inż. Elżbieta Grygorczuk – Petersons – Politechnika Białostocka
dr inż. Dariusz Andraka – Politechnika Białostocka
dr inż. Katarzyna Gładyszewska – Fiedoruk – Politechnika Białostocka

Wszystkie zamieszczone w monografii prace są recenzowane

Copyright by Politechnika Białostocka, Białystok 2014

ISBN – 978-83-62582-51-8

Publikacja nie może być w jakikolwiek sposób powielana i rozpowszechniana bez pisemnej zgody posiadacza praw autorskich

Oficyna Wydawnicza Politechniki Białostockiej

Nakład: 100 egz.

Oficyna Wydawnicza Politechniki Białostockiej
Ul. Wiejska 45C, 15-351 Białystok
Tel.: 85 746 91 37 fax: 85 746 90 12
e-mail: oficyna.wydawnicza@pb.edu.pl
www.pb.edu.pl

SPIS TREŚCI

Autorermiczna tlenowa stabilizacja – skuteczna metoda unieszkodliwiania osadów ściekowych.....	7
mgr inż. Magdalena Filkiewicz	
Wpływ wód technicznych powstających na oczyszczalni ścieków na ilość azotu w obiegu technologicznym	42
mgr inż. Iwona Kinga Piszczatowska	
Badania wpływu warunków prowadzenia dezintegracji ultradźwiękowej osadów ściekowych na uzyskiwane efekty	70
mgr inż. Malwina Tytła, dr hab. inż. Ewa Zielewicz Prof. nzw. w Pol. Śl.	
Główne problemy związane z przyrodniczym zagospodarowaniem komunalnych osadów ściekowych	97
mgr inż. Urszula Wydro, prof. dr hab. inż. Tadeusz Łoboda	
Wpływ osadu ściekowego na aktywność dehydrogenazy w glebie	121
dr inż. Elżbieta Wołejko, inż. Kinga Tokarzewska	
Analiza przydomowej oczyszczalni ścieków z filtrem żwirowo-roślinnym na użytek obiektu mieszkalnego będącego pod ochroną konserwatorską	144
dr hab. inż. Katarzyna Ignatowicz, mgr inż. Monika Puchlik	
Porównanie ciągów technologicznych przeróbki osadów ściekowych na przykładzie oczyszczalni ścieków w Krakowie-Płaszowie i Dębogórze.	170
mgr inż. Magdalena Bogacka, inż. Grzegorz Gałko, inż. Izabela Pawlaczyk, inż. Broncel Lech, inż. Hadulla Grzegorz, inż. Hering Daniel, inż. Schreirer Agata, mgr inż. Klaudia Sadowska, inż. Mateusz Trzaskalik, dr inż. Waldemar Ściński	

mgr inż, Magdalena Filkiewicz¹

Politechnika Białostocka, Katedra Systemów Inżynierii Środowiska

Ul. Wiejska 45a, 15 – 351 Białystok

magdalena_kupiec@wp.pl¹

Autotermiczna tlenowa stabilizacja - skuteczna metoda unieszkodliwiania osadów ściekowych

Słowa klucze: *ścieki, osad ściekowy, unieszkodliwianie osadów ściekowych, stabilizacja*

Streszczenie: Zgodnie z Krajowym Programem Gospodarki Osadami, przewiduje się, że w niniejszym roku nastąpi dwukrotny przyrost suchej masy osadu w porównaniu do 2000r. Podstawowym procesem unieszkodliwiania osadów jest stabilizacja, wśród metod, której aktualnie coraz większą rolę zaczyna odgrywać autotermiczna tlenowa stabilizacja osadów ściekowych (ATSO). W artykule przedstawiono badania nad oceną parametrów technologicznych, pozwalających na określenie efektywności procesu ATSO, zachodzącego na oczyszczalni ścieków w Olecku. Analiza osadów ściekowych objęła takie parametry jak: odczyn, temperatura, przewodność, potencjał REDOX, chemiczne zapotrzebowanie na tlen, sucha masa ogólna, sucha masa mineralna, sucha masa organiczna. Z analizy uzyskanych wyników, wyciągnięto wnioski dotyczące efektywności omawianego procesu w zakresie unieszkodliwiania osadów ściekowych. W tym, stwierdzono, że w wyniku ATSO osady tracą niepożądane przez eksploratorów oczyszczalni ścieków zdolności do zagniwania, o czym świadczy uzyskany w badaniach 80% ubytek suchej masy organicznej. Ponadto, w trakcie ww. stabilizacji dochodzi do samorzutnego ogrzania się reaktorów, które pracują w zakresie temperatur termofilnych (45 – 60°C), co pozwala na częściowe lub całkowite wyeliminowanie mikroorganizmów patogennych. Tym samym, po procesie autotermicznej tlenowej stabilizacji osady są ustabilizowane, a także zhiginizowane. Tak przetworzony osad ściekowy, przy uwzględnieniu wytycznych Ministra Środowiska z rozporządzenia z dnia 13 lipca 2010 r. w *sprawie komunalnych osadów ściekowych*, może przestać być tylko produktem ubocznym oczyszczania ścieków, a wręcz stać się produktem wykorzystywanym np. w rolnictwie czy rekultywacji.

1. Wstęp

W dzisiejszych czasach wśród społeczeństwa widoczny jest zdecydowany wzrost zapotrzebowania na wodę, co jednoznacznie wiąże się z powstawaniem większej ilości ścieków. Rozwijająca się technika wpływa na budowę nowych oczyszczalni ścieków i stosowanie rozbudowanych technologii intensyfikujących proces oczyszczenia ścieków komunalnych oraz przemysłowych.

Produktem oczyszczania ścieków, powstającym na skutek szeregu procesów fizycznych, fizyczno – chemicznych i biologicznych zachodzących w oczyszczalniach ścieków są osady ściekowe. Według definicji zaproponowanej przez Europejski Komitet Normalizacyjny osadem ściekowym nazywamy mieszaninę wody i ciał stałych oddzielonych z różnych typów wody w rezultacie procesów naturalnych lub sztucznych [1].

Wzrost ilości ścieków stanowi nierozłączny element powiększenia ilości powstających osadów. Według źródeł GUS na dzień 31 grudnia 1999 r. w Polsce powstało ponad 2.209 oczyszczalni ścieków komunalnych [2], a w 2004 roku było już ich 2.875 [3]. Obsługiwały one 22 mln 538,6 tys. ludzi (ok. 59%) [4] i oczyszczono w nich ok. 1.152.268 tys. m³ ścieków komunalnych [5] wytwarzając ponad 476.100 Mg osadu w przeliczeniu na suchą masę osadu [6]. Natomiast w 2012 roku liczba oczyszczalni ścieków wynosiła już 3.191 i obsługiwała ok. 26 mln 438 tys. ludzi [7]. Oczyszczono w nich 1.756.898 tys. m³ ścieków komunalnych [8] wytwarzając ponad 533.300 Mg suchej masy osadu [9]. Krajowy Program Gospodarki Osadami przewiduje, iż w 2015 roku powstanie około 640.000 Mg s.m., co stanowi prawie półtora krotny przyrost suchej masy osadu w porównaniu do roku 2004 [10].

Zagospodarowanie osadów na oczyszczalniach ścieków do niedawna było problemem drugorzędnym. Znormalizowane zasady w Unii Europejskiej spowodowały zmianę podejścia do tego procesu. Aktualnie istniejące oczyszczalnie poddawane są modernizacji, a nowe projektowane tak, aby osady były zagospodarowywane.

1.1.Osady ściekowe

Osady powstają na różnych etapach oczyszczania ścieków. W procesie sedymentacji w osadnikach wstępnych otrzymuje się osad wstępny. Osad wtórny wydzielany jest w osadnikach wtórnych. Z reguły są to osady wytworzone w procesach biologicznego oczyszczania ścieków. Osady te zawraca się do obiegu oczyszczania ścieków, jako osady recyrkulowane lub usuwa z obiegu do dalszej przeróbki jako osady nadmierne. Przy stosowaniu koagulacji lub neutralizacji ścieków z użyciem związków chemicznych powstają osady chemiczne. W wyniku zmieszania osadów wstępnego i wtórnego otrzymuje się mieszaninę tych osadów [11].

Charakterystyczną cechą osadów ściekowych są zawarte w nich związki organiczne, które ulegają łatwemu rozkładowi i wydzielają przykre zapachy. Ponadto, odznaczają się one obecnością licznych mikroorganizmów, w tym drobnoustrojów. Drobnoustroje te wydalone

są z organizmów ludzi i zwierząt i wraz ze ściekami dostają się do oczyszczalni. Ich liczba, w powstających w oczyszczalniach, osadach uzależniona jest również od zastosowanej technologii oczyszczania ścieków [12]. Powyższe cechy osadów ściekowych kształtują się w odmienny sposób, zależny od ich pochodzenia. Osady z oczyszczalni ścieków komunalnych, charakteryzują się znaczną zdolnością do zagniwania oraz niską zdolnością do oddawania wody przy jej dużej zawartości, często również odznaczają się obecnością bakterii chorobotwórczych i pasożytów. Natomiast osady pochodzące z oczyszczalni komunalno – przemysłowych, ze względu na swój skład, trudniej zagniwają, na ogół lepiej się odwadniają, a także zawierają zwykle więcej domieszek specyficznych: metali ciężkich i innych substancji niebezpiecznych [11].

Zawartość organizmów chorobotwórczych oraz proces zagniwania powodują, że nieprzerobione, surowe osady są dużym zagrożeniem dla środowiska. Tym samym, gospodarka osadami ściekowymi w każdej oczyszczalni ścieków powinna prowadzić do maksymalnego, ekonomicznie uzasadnionego zmniejszenia masy i objętości oraz pozbawienia ich szkodliwego wpływu na otoczenie, w tym też człowieka. Zasadniczym celem przetwarzania osadów jest ograniczenie ich uciążliwości i szkodliwości.

1.2.Przetwarzanie osadów ściekowych

Rozważając praktyczne i techniczne aspekty związane z gospodarką osadami ściekowymi można wymienić kilka problemów, z którymi spotykają się eksploratorzy oczyszczalni ścieków. Wśród nich można wymienić np.:

- 1) stabilizowanie – osady ściekowe nie są chemicznie obojętne i mogą mieć nieprzyjemny zapach;
- 2) minimalizowanie zawartości wody i objętości osadów ściekowych;
- 3) wykorzystywanie potencjału energetycznego, o ile jest to możliwe z ekonomicznego punktu widzenia;
- 4) zmniejszanie ilości szkodliwych mikroorganizmów, jeśli ludzie, zwierzęta lub rośliny mają styczność z osadami ściekowymi;
- 5) odzyskiwanie fosforu na potrzeby rolnictwa [12].

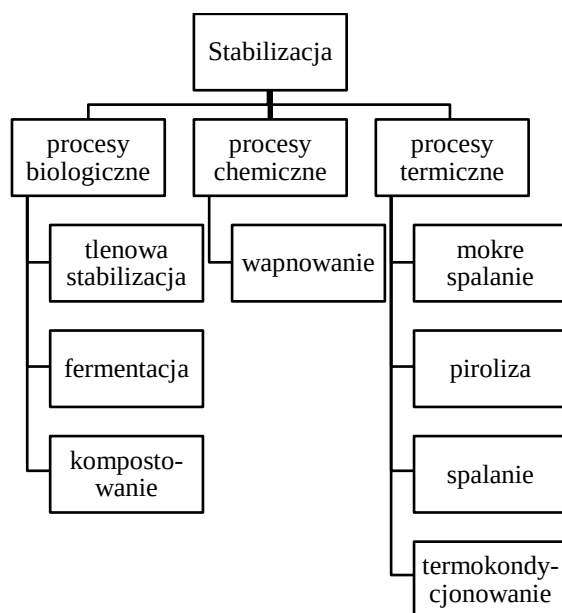
Szukając rozwiązania powyższych problemów, projektanci obiektów komunalnych oraz ich technologowie, podczas swojej pracy wprowadzają procesy pozwalające na przetwórstwo osadów ściekowych. Wśród niniejszych procesów można wyszczególnić: zagęszczanie, stabilizację, kondycjonowanie, odwadnianie, higienizację, suszenie. Należy

również zaznaczyć, że nie na każdej oczyszczalni wszystkie te jednostkowe procesy muszą mieć miejsce. Liczba i rodzaj swoistych procesów technologicznych przeróbki osadów zależy nie tylko od charakteru i ilości przetwarzanego osadu, ale przede wszystkim od sposobu ostatecznego jego zagospodarowania. Jednakże, dla właściwej przeróbki osadów przed ich końcowym wykorzystaniem, niezbędne są jednak cztery podstawowe procesy:

- 1) zagęszczanie,
- 2) stabilizacja,
- 3) higienizacja,
- 4) odwadnianie [14].

Zagęszczenie osadów jest pierwszym i podstawowym procesem odwadniania osadów we wszystkich oczyszczalniach ścieków, bez względu na ich wielkość. Polega ono na rozdzieleniu fazy stałej od ciekłej przy zachowaniu płynnej konsystencji osadu. Można je realizować poprzez: zagęszczanie grawitacyjne, flotacyjne i mechaniczne. Stosowane powszechnie zagęszczanie grawitacyjne pozwala obniżyć uwodnienie osadów do ok. 95%, co powoduje 2 – 6 krotne zmniejszenie ich objętości [15]. Proces ten przyczynia się do zmniejszania kosztów inwestycyjnych i eksploatacyjnych dalszych etapów przeróbki i zagospodarowania osadów.

Stabilizacja polega na zmniejszeniu zawartości łatwo rozkładalnych substancji organicznych. Może ona zachodzić na drodze procesów: biologicznych, chemicznych i termicznych [14].



Rysunek 1. Procesy stabilizacji

Źródło: Gościński J. Nowoczesne metody przekształcania osadów ściekowych [1]

Higienizacja osadów może zachodzić w różnym stopniu w różnych procesach przerobu osadów, lub w procesie wydzielonym, którego wyłącznym celem jest higienizacja. Procesy stabilizacji tlenowej lub beztlenowej znacznie obniżają poziom zakażeń, jednak nawet realizowane w warunkach termofilnych nie dają gwarancji pełnej higienizacji, jeśli nie są prowadzone przy zachowaniu szczególnych wymagań. Wysoki stopień higienizacji jest uzyskiwany przy długookresowym odwadnianiu na poletkach osadowych. Skuteczna higienizacja jest szczególnie ważna jeśli osad jest przeznaczony dla rolniczego wykorzystania. Do procesów higienizacji osadów ściekowych należą: pasteryzacja, wapnowanie, higienizacja radiacją.

Pasteryzacji poddaje się zwykle osady zagęszczone. Proces polega na podgrzaniu osadu i utrzymaniu jego temperatury na określonym poziomie przez pewien czas. Pasteryzacja może być realizowana w różnych miejscach procesu technologicznego: przed fermentacją, między I i II stopniem fermentacji metanowej, po fermentacji, po stabilizacji tlenowej itp.

Wapnowanie jest to proces oddziaływania wapna na osad ściekowy poddawany higienizacji. Oddziaływanie to ma na celu podwyższenie odczynu do wartości, przy których następuje inaktywacja enzymów i występują zmiany w budowie białek.

Higienizacja radiacją stanowi całkowite wyjałowienie osadów poprzez zastosowanie wiązki przyspieszonych elektronów oraz promieniowania. Metody te są dość drogie pod względem kosztów inwestycyjnych i eksploatacyjnych, niemniej są stosowane w takich krajach jak: Niemcy, USA, Kanada. Wiązki elektronów stosowane są do wyjaławiania osadów ciekłych, a promieniowanie do ciekłych, odwodnionych i suchych [16].

Odwadnianie jest procesem usuwania wody z osadu w celu zmniejszenia jego objętości. Woda wolna usuwana jest z osadu w procesie zagęszczania. Woda kapilarna usuwana jest w procesie odwadniania mechanicznego lub odwadniania naturalnego. Woda ta występuje w zakresie uwodnień od 50% do 80%. Woda związana (adsorpcyjna), występująca przy uwodnieniach od 0,1% do 50%, usuwana jest w procesach suszenia. Proces odwadniania musi być poprzedzony zagęszczaniem. Odwadnianie można przeprowadzić za pomocą metod takich jak: odwadnianie osadu na: modelu poletka osadowego, filtry próżniowym, na wirówce filtracyjnej, odwadnianie osadu w wirówce sedymentacyjnej; filtracja ciśnieniowa osadu [14].

1.3. Stabilizacja osadów ściekowych

Stabilizacja polega na zmniejszeniu zawartości łatwo rozkładalnych substancji organicznych, czego skutkiem jest pozbawienie osadów ich naturalnej tendencji do zagniwania i wydzielania składników lotnych o przykrym zapachu. W czasie stabilizacji osadów dochodzi do zmiany w zawartości cieczy (wody), bowiem następuje hydroliza i rozkład ciał stałych, zmiany w zawartości i właściwościach ciał stałych (cząstek osadu) oraz zmiany w ilości rozpuszczonych gazów. Innymi słowy, podczas stabilizacji dochodzi do:

- 1) znacznego zmniejszenia ilości substancji wydzielających przykry zapach,
- 2) zmniejszenia ilości substancji organicznych w osadach,
- 3) usprawnienia procesu odwadniania osadów,
- 4) zmniejszenia ilości organizmów patogennych.

Omawiany proces jest bardzo kosztowny i stanowi w przybliżeniu ok. 50 % wartości urządzeń na oczyszczalniach ścieków.

Stabilizacja osadów może zachodzić dzięki procesom tlenowym lub beztlenowym, przy jednoczesnym uwzględnieniu procesów: biologicznych, chemiczno – termicznych, chemicznych czy termicznych.

Procesy stabilizacji, z uwagi na udział tlenu, można podzielić na dwie grupy: procesy tlenowe i beztlenowe.

1.3.1. Beztlenowa stabilizacja osadów ściekowych

Proces stabilizacji beztlenowej jest powszechnie stosowaną metodą utylizacji osadów ściekowych. Oczyszczanie beztlenowe powoduje wytwarzanie znacznie mniejszych ilości osadu niż oczyszczanie tlenowe. W wyniku przebiegu procesu stabilizacji beztlenowej uzyskuje się ponadto biogaz, stanowiący wartościowy nośnik energii.

Beztlenowa stabilizacja osadów jest złożonym procesem biochemicznym zachodzącym w warunkach anaerobowych, podczas której wielkocząsteczkowe substancje organiczne zawarte w osadach są rozkładane przez bakterie na związki proste, chemicznie ustabilizowane – gł. metan i dwutlenek węgla. [1]

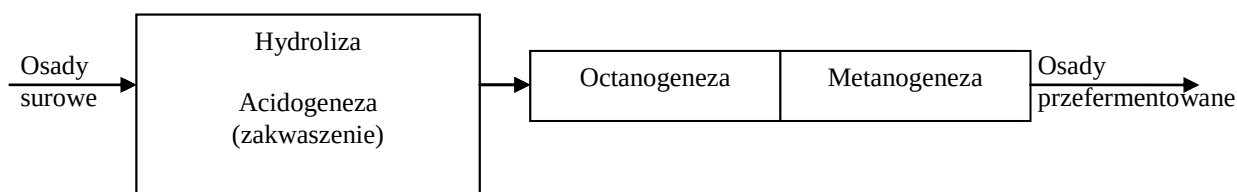
Jednym z powszechnie stosowanych procesów beztlenowej stabilizacji jest fermentacja metanowa. Jest ona procesem mikrobiologicznego rozkładu substancji organicznych przeprowadzanym w warunkach beztlenowych przez mikroorganizmy

anaerobowe z wydzieleniem metanu. Metan uzyskiwany jest w wyniku biologicznego rozkładu CH_3COOH oraz redukcji CO_2 .

Fermentacja metanowa składa się z 4 etapów:

- a) I etap – hydroliza – prowadzącą do rozkładu polimerów organicznych do związków o prostszej budowie (szczególnie dotyczy to rozkładu białek do aminokwasów, lipidów do alkoholi i wyższych kwasów tłuszczowych oraz węglowodanów do cukrów prostych). W etapie tym biorą udział bakterie hydrolizujące.
- b) II etap – acidogeneza – podczas której przy udziale bakterii acidogennych z produktów hydrolizy wytwarzane są kwasy karboksylowe, głównie walerianowy, mrówkowy i propionowy
- c) III etap – acetogeneza (octanogeneza), podczas której powstaje octan produkowany przez heterotrofy z glukozy oraz przez autotrofy z dwutlenku węgla i wodoru. Etap ten zachodzi przy udziale bakterii octanowych
- d) IV etap – metanogeneza, czyli wytworzenie metanu przez metanogeny (bakterie heterotroficzne) z octanu lub na drodze redukcji dwutlenku węgla wodorem [17].

W skali technicznej fermentację dzieli się na 2 fazy: kwaśną i metanową, gdyż przy takim podziale zachowane są istotne różnice w warunkach środowiska.



Rysunek 2. Podział procesu fermentacji w ujęciu technicznym

Źródło: Bień J. B.: Osady ściekowe. Teoria i Praktyka [12]

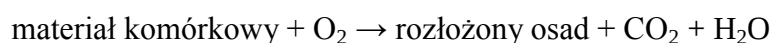
1.3.2. Tlenowa stabilizacja osadów ściekowych

Tlenowa stabilizacja osadów to rozkład zanieczyszczeń organicznych osadów w warunkach tlenowych (w obecności tlenu). Uznaje się, że są dwie grupy metod stabilizacji tlenowej: stabilizacja biologiczna i stabilizacja chemiczna.

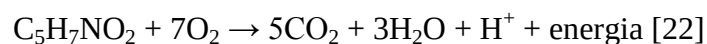
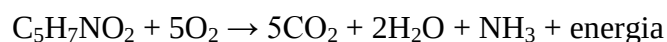
Stabilizacja chemiczna opiera się na utlenianiu związków organicznych na drodze fizyko – chemicznej, dostarczając odpowiedniej ilości tlenu z zewnątrz. Źródłem tlenu mogą być związki chemiczne np.: chromiany, podchloryny itp. lub gazy np. powietrze, czysty tlen. Natomiast, pierwsza grupa z ww. metod stabilizacji zaliczana jest do metod

wykorzystujących biologiczny rozkład zanieczyszczeń organicznych zawartych w osadach surowych. Tlenowa stabilizacja oparta jest na tlenowym rozkładzie masy organicznej w warunkach głodu substratowego. Związki organiczne stanowiące skład osadów ściekowych spełniają w procesie metabolizmu mikroorganizmów rolę substratów i są mineralizowane. Rozkładane w reakcjach metabolizmu związki organiczne są w 2/3 przetwarzane drogą syntezy na nowe substancje komórkowe, podczas gdy pozostała 1/3 ulega utlenieniu do końcowych produktów: CO_2 , H_2O , NH_3 . W miarę ubytku substancji pokarmowych i zmniejszania się ich w stosunku do masy mikroorganizmów rozpoczyna się samoutlenianie substancji komórkowej (endogenna respiracja), powodująca zahamowanie przyrostu osadu, a wręcz jego ubytek. Podczas stabilizacji tlenowej widoczne są fizyczne, chemiczne i biologiczne przemiany osadu. Wśród cech fizycznych, które wyróżniają się podczas przemiany można wymienić np. barwę, czy też zapach. W zakresie cech chemicznych, w dużej mierze świadczących o ustabilizowaniu osadu, widoczny jest spadek związków organicznych. W toku niniejszego procesu może dojść do sytuacji, gdzie względna zawartość substancji organicznych może zmieniać się tylko nieznacznie wskutek równoczesnego ubytku suchej masy. Kolejny aspekt, istotny przy charakteryzowaniu unieszkodliwianych na drodze tlenowej stabilizacji osadów, dotyczy mikrobiologii. W trakcie stabilizacji dochodzi do wzrostu ilości bakterii saprofitycznych oraz spadku bakterii mezofilnych i bakterii beztlenowych [19].

Proces biologicznej stabilizacji tlenowej można opisać następującymi równaniami chemicznymi:



Patrząc z chemicznego punktu widzenia na powyższe równanie, można je przedstawić w postaci uproszczonego równania chemicznego, w którym materię organiczną może zastąpić estrem etylowym kwasu cyjanoetanowego:



Stabilizacja tlenowa przebiega w trzech fazach:

- I faza – łatwo rozkładalne substancje organiczne pod wpływem enzymów wytwarzanych przez mikroorganizmy ulegają bezpośredniemu utlenieniu enzymatycznemu. W etapie tym widoczny jest proces szybkiego rozmnażania się bakterii. Faza ta kończy się w momencie kompletnego wyczerpania się składników pokarmowych – pożywki organicznej łatwo

rozkładalnej i charakteryzującej się wysokim stopniem zapotrzebowania na tlen, gwałtownym rozwojem masy bakteryjnej oraz obniżeniem substancji stałych w osadzie.

- II faza – polega na utlenieniu nagromadzonych substancji zapasowych. W etapie tym, dochodzi do wyczerpania się substancji organicznych łatwo rozkładalnych, kiedy to szybkość obumierania biomasy przewyższa szybkość wzrostu. Bakterie uzyskują energię przez samoutlenianie substancji komórkowych. Zachodzi wtedy proces autooksydacji protoplazmy komórkowej, który w przypadku braku odpowiedniej pojemności buforowej przyczynia się do obniżenia odczynu. W tej fazie widoczne jest zmniejszenie zapotrzebowania na tlen oraz zmniejszenie masy bakteryjnej.

- III faza – zachodzi tu w dalszym ciągu proces wewnątrzkomórkowego oddychania, zapotrzebowanie na tlen ciągle maleje, natomiast w porównaniu do fazy II ilość masy bakteryjnej zmniejsza się tylko w niewielkim stopniu.

Należy zaznaczyć, iż II i III faza jest nazywana tlenową stabilizacją [20].

Tlenowa stabilizacja jest procesem opartym na tlenowym rozkładzie masy organicznej w „warunkach głodu” określanym jako respiracja endogenna. Podstawowymi parametrami technologicznymi procesu są: zawartość tlenu rozpuszczonego, odczyn, wiek osadu, temperatura, szybkość zużycia tlenu.

Do metod tlenowej stabilizacji osadów ściekowych możemy zaliczyć:

- a) stabilizację symultaniczną (uzyskiwaną przez przedłużone napowietrzanie), która przeprowadzana jest równocześnie z procesem oczyszczania ścieków w komorach osadu czynnego. Głównie stosowana jest w małych oczyszczalniach ze względu na prostotę procesu. Do jednego z warunków wykorzystania procesu można zaliczyć długi wiek osadu i niskie obciążenie. Ponadto, nie zalecana jest ona do systemów z biologicznym usuwaniem fosforu i denitryfikacją, które wymagają krótszego wieku osadu.
- b) stabilizacja prowadzona jest w wydzielonych komorach w temperaturze otoczenia. Charakteryzuje się napowietrzaniem osadu w wydzielonych zbiornikach, z lub bez okresowego odprowadzania wody nadosadowej. Mikroorganizmy utleniają rozkładalne związki organiczne zawarte w tych osadach, a następnie dokonują samoutlenienia własnej biomasy. W ten sposób otrzymujemy osad stabilny, zawierający niewiele substancji mogących ulegać rozkładowi. Dodatkowo, przy odprowadzaniu osadu wymagane jest okresowe wyłączanie napowietrzania celem jego zagęszczenia. Stosowanie procesu uzasadnione jest w oczyszczalniach o wielkości do 2000 – 3000 m³/d.

- c) stabilizacja autotermiczna termofilowa, czyli proces polegający na napowietrzaniu osadu w zamkniętych, izolowanych termicznie zbiornikach. Na skutek wydzielania ciepła podczas rozkładu temperatura osadu podnosi się do 55 – 80°C, co pozwala na odzysk ciepła. Na każdy gram tlenu zużytego w procesach rozkładu biologicznego wydziela się 3,5 kcal ciepła (równoważne około 5 kcal na g s.m.o. biomasy). Wśród tej grupy metod można wyliczyć:
- wydzieloną stabilizację autotermiczną termofilową, której czas zatrzymania wynosi 5 – 6 dób i następuje pełna dezynfekcja osadu oraz konieczność oczyszczania powietrza odlotowego;
 - wstępną stabilizację autotermiczną termofilową przed fermentacją beztlenową mezofilową, podczas której następuje dezynfekcja, zwiększenie ilości gazu fermentacyjnego i stopnia stabilizacji. Czas zatrzymania wynosi 12 – 24 h [1].

1.4. Autotermiczna tlenowa stabilizacja osadów ściekowych (ATSO)

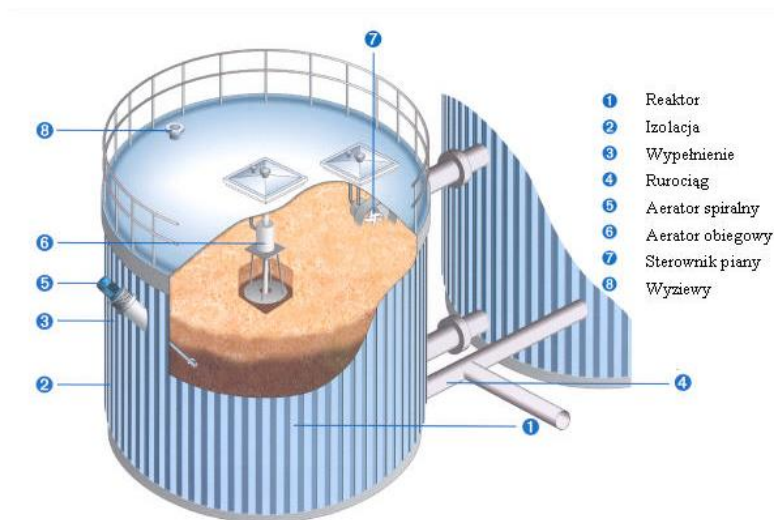
Zgodnie z powyższym, jedną z metod tlenowej stabilizacji jest autotermiczna tlenowa stabilizacja osadu. Jest ona coraz powszechniej stosowana w Europie Zachodniej i Ameryce Północnej. W Niemczech system ten funkcjonuje pod nazwą ATS (aerobic thermophilic stabilization), zaś w Stanach Zjednoczonych i Kanadzie znany jest jako ATAD (autothermal thermophilic aerobic digestion) [23].

Zaletą tego procesu jest również jego zdolność do higienizacji osadu. W przeciwieństwie do fermentacji metanowej, która zalecana jest dla oczyszczalni ścieków przeznaczonych na 15 000 m³/d, proces ten zalecany jest dla większych przepustowości 20 000 m³/d. ATSO zachodzi przy udziale tlenowych mikroorganizmów, które podczas utleniania substancji organicznych przyczyniają się do uwalniania energii, głównie w postaci ciepła. Ciepło to pozwala na utrzymanie wysokiej temperatury – powyżej 50°C, co przyczynia się do uzyskania odpowiedniej higienizacji osadu. W odróżnieniu od fermentacji metanowej głównym produktem końcowym nie jest metan, a są substancje proste takie jak woda oraz dwutlenek węgla. Aby proces mógł zajść niezbędne jest spełnienie jednego czynnika – zagęszczenia osadu do około 5% suchej masy.

Systemy ATSO są systemami charakterystycznymi do pracy wsadowej. Można wyróżnić układy składające się z dwóch lub trzech reaktorów pracujących szeregowo, bądź też układy równoległe pracujących dwu- lub trójstopniowych ciągów. Reaktory te stanowią oddzielne etapy procesu i różnią się od siebie wysokością temperatury. W pierwszym

reaktorze temperatury są zwykle niższe niż w drugim i obejmują wartości dolnego zakresu charakterystycznego dla temperatur termofilnych – około 45°C. Wyższa temperatura jest w drugim lub trzecim stopniu, gdzie zachodzi maksymalna dezynfekcja. Temperatura wzrasta do 50 – 60°C, czasem nawet 80°C. Porcja przetworzonego osadu komunalnego zrzucana jest tylko jedynie z ostatniego reaktora. Po czym, kolejna porcja osadu przenoszona jest do ostatnio opróżnionego stopnia, aż do ponownego napełnienia. Osad nieprzetworzony przenoszony jest do pierwszego zbiornika, częściowo przetworzony do drugiego. Następuje 23 godzinna izolacja reaktorów, w którym to czasie zachodzi rozkład termofilny. Odizolowane i zamknięte reaktory stosuje się w celu zminimalizowania strat ciepła. Ponadto, napowietrzanie powoduje szybkie tworzenie się warstwy piany, która działa, jako izolacja. Tym samym zapewnia ona lepsze wykorzystanie tlenu i powoduje wzrost aktywności biologicznej. Bardzo wysoką aktywność biologiczną obserwuje się właśnie w obrębie piany.

Poniżej na rysunku nr 3 znajduje się przykład reaktora wykorzystywanego do autotermicznej tlenowej stabilizacji osadów ściekowych.



Rysunek 3. Przykład stosowanego w ATSO reaktora

Źródło: katalog firmy FUCHS [18]

Reaktory ATSO wyposażone są w aeratory centralne stanowiące jeden z elementów dachu zbiornika. Służą one do mieszania i napowietrzania osadu w reaktorach. Tym samym zapobiegają one sedymentacji osadu w środkowej części zbiornika. Aeratory te powodują powstanie pionowej pętli, która nakłada się na śrubowy przepływ osadu, wytworzony przez boczne (spiralne) napowietrzacze. Aeratory spiralne montowane są do ścian zbiornika. Ich rola jest podobna do funkcji aeratora centralnego tzn. odpowiadają za napowietrzanie

osadu, oraz częściowo jego mieszanie. Kolejnym elementem wyposażenia zbiornika stosowanego w technologiach ATSO są rozbijacze piany, które są montowane do dachu zbiornika. Nazywane są też sterownikami piany i odpowiadają za ograniczanie powstawania kożucha i piany na granicy osad – powietrze. Dodatkowo reaktory wyposażane są w wymiennik płytowo – rurowy, który zamontowany jest w celu chłodzenia zawartości reaktora. Ponadto, wymiennik umożliwia również wykorzystanie powstającego ciepła. Niezbędnym elementem wyposażenia jest także aparatura kontrolno – pomiarowa, składająca się z dwóch czujników temperatury (jeden zlokalizowany na poziomie 1,0 m, drugi na poziomie 2,0 m nad dnem zbiornika) i czujnika poziomu, zamontowanego na wysokości 3,0 m nad dnem reaktora.

Dodatkowo do tego typu instalacji niezbędne są urządzenia służące do odprowadzania gazów oraz do ich neutralizacji. Przykładem może być biofiltr składający się ze skrubarów, wentylatora promieniowego oraz swoistego biofiltru, którego warstwa filtracyjna wykonana jest ze specjalnie przygotowanej kory.

Omawiana technologia ma bardzo szerokie zastosowanie. Znane są pozytywne doświadczenia pracy instalacji ATSO, zarówno na oczyszczalniach ścieków miejskich jak i przemysłowych. Jak wynika z literatury branżowej, instalacje ATSO mogą pracować w:

- 1) oczyszczalniach ścieków komunalnych; szczególnie w zakresie wydajności do 20.000,00 m³/d;
- 2) zakładach przetwórstwa ziemniaków np. zakłady produkcji płatków ziemniaczanych w Norwegii ;
- 3) mleczarniach np.: we Fryburgu w Niemczech;
- 4) zakładach przetwórstwa żywności dla zwierząt;
- 5) rolnictwie do obróbki nawozów zwierzęcych; w szczególności świńskich, drobiu i krowich (instalacje w Stanach Zjednoczonych, Kanadzie i Niemczech) [18].

2. Teren i metodyka badań

2.1 Opis przedmiotu badań

Przedmiotem badań był proces autotermicznej tlenowej stabilizacji osadów ściekowych stanowiący jeden z elementów technologii zastosowanej na oczyszczalni ścieków w Olecku.

2.1.1 Opis obiektu badań

Oczyszczalnia ścieków w Olecku zlokalizowana jest na obrzeżach miasta. Dopływają do niej ścieki komunalne w ilości ok. 3.000 m³/d. System kanalizacji obsługuje ok. 18 000 mieszkańców gminy Olecko oraz zakłady przemysłowe takie jak Okręgowa Spółdzielnia Mleczarska, rzeźnie i masarnie. Udział ścieków przemysłowych w dopływie wynosi 17%. Do oczyszczalni trafiają również ścieki, dowożone z pobliskich obszarów, w ilości około 6 000 m³/rok. Na początku ścieki oczyszczane są mechanicznie, a następnie biologicznie w 6 reaktorach sekwencyjnych SBR. Powstający osad nadmierny jest zagęszczany, po czym stabilizowany jest w reaktorach autotermicznej tlenowej stabilizacji osadów (ATSO), odwadniany i gromadzony na składowisku. Jednakże, zakłada się, że docelowym wykorzystaniem osadów ściekowych będzie ich rolnicze wykorzystanie.

Oczyszczalnia ścieków ok. 8 lat temu przeszła modernizację dotyczącą gospodarki osadem ściekowym. Przed wyborem technologii przeróbki osadów, w latach 2004 – 2005, przeprowadzono analizę techniczną i finansową. Uwzględniono w niej aktualnie panujące uwarunkowania społeczne dotyczące np. znacznego rozwoju rolnictwa. Z uwagi na możliwość użycia osadów, jako nawóz organiczny stosowany w uprawach polowych, w analizie wzięto pod uwagę konieczność dostosowania powstających na oczyszczalni ścieków osadów do wymagań obowiązującego wówczas Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 01 sierpnia 2002 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych (Dz.U.2002.134.1140). Rozporządzenie to określało wymóg postaci ziemistej oraz czystość bakteriologiczną osadów stosowanych rolniczo. Ponadto, w trakcie przedmiotowej analizy, z uwagi na brak osadów wstępnych wykluczono możliwość zastosowania technologii beztlenowej stabilizacji w zamkniętych komorach fermentacyjnych. Lokalizacja oczyszczalni, bliskość zabudowań mieszkalnych i usługowych, wykluczyła również technologię kompostowania w pryzmach.

Przeprowadzona przez operatorów oczyszczalni ścieków w Olecku, analiza finansowa wykazała, że koszt budowy urządzeń dla każdej z rozważanych opcji byłby najniższy dla kompostowania, a najwyższy dla fermentacji beztlenowej. Uciążliwość zapachowa i brak możliwości zhermetyzowania procesu przeróbki osadów w technologii kompostowania oraz konieczność dowożenia dodatkowych źródeł węgla wykluczyły najkorzystniejszą finansowo opcję. Uznano również, że zastosowanie fermentacji beztlenowej nie daje gwarancji, że osad po przeróbce byłby czysty bakteriologicznie, co wymusza dalszą obróbkę już odwodnionego osadu. Z przeprowadzonej analizy techniczno – finansowej wynikło, że najkorzystniejszym sposobem będzie zastosowanie technologii ATSO. Jak wynika, z doświadczeń operatora oczyszczalni ścieków w Olecku oraz ww. analizy, omawiany proces stabilizacji charakteryzuje się przeważającą ilością zalet nad wadami, których zestawienie przedstawiono w tabeli nr 1 [19].

Tabela 1. Zestawienie zalet i wad wykorzystania ATSO

Zalety	Wady
✓ optymalne koszty finansowe wykonania instalacji, ✓ możliwość hermetyzacji procesu, ✓ brak konieczności dostarczania dodatkowego źródła węgla, ✓ stosunkowo niewielkie gabaryty instalacji, ✓ pewność higienizacji, ✓ wysoki stopień redukcji zawartości organicznej, ✓ uzyskanie struktury ziemistej w osadzie odwodnionym, ✓ brak uciążliwości zapachowej osadu po odwodnieniu, możliwość dosuszania osadu przez aerację pryzmy, ✓ zmniejszenie ilości osadu przez odwodnienie do ponad 35% s.m., ✓ możliwość wykorzystania ciepła wytwarzanego w procesie do ogrzewania cwu i co.	✓ brak biogazu i możliwości produkcji energii elektrycznej, ✓ wyższe niż przy fermentacji beztlenowej koszty zużycia energii.

Źródło: Klaus W.: Autotermiczna termofitowa stabilizacja osadów (ATSO) w Olecku. Możliwość wykorzystania osadów w rolnictwie [19]

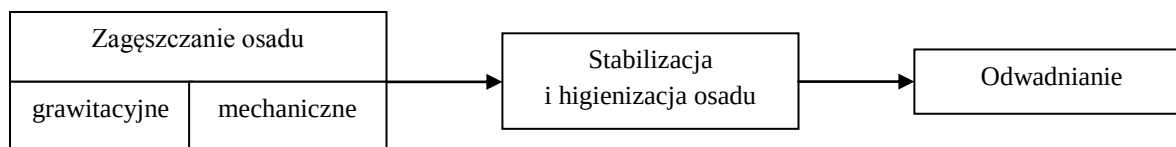
Zastosowanie ATSO w gospodarce osadowej na oczyszczalni ścieków w Olecku ma również pośredni pozytywny wpływ na funkcjonowanie ciągu technologicznego oczyszczania ścieków. Ponadto, metoda ta pozwala na zatrzymanie wytworzonej biomasy

w obiegu materii Ziemi, m. in. poprzez zwiększenie poziomu wykorzystania odpadów organicznych do celów gospodarczych z kierunkiem wykorzystania, jako nawóz do nawożenia upraw rolnych [19].

2.1.2 Gospodarka osadowa, w tym autotermiczna tlenowa stabilizacja osadów ściekowych na oczyszczalni ścieków w Olecku

Osady ściekowe pochodzące z oczyszczalni ścieków w Olecku, to osady nadmierne z procesu biologicznego oczyszczania ścieków. Instalacja ATSO w Olecku była trzecią instalacją tego typu w Polsce. Obecnie działa i jest w budowie więcej takich instalacji przetwarzających osady komunalne między innymi w Giżycku i Lubaniu Śląskim, Pisz, Kętrzynie, Aleksandrowie Łódzkim, czy też Dąbrowie Białostockiej.

Przeróbka osadów ściekowych na przedmiotowej oczyszczalni odbywa się zgodnie z rysunkiem 4.

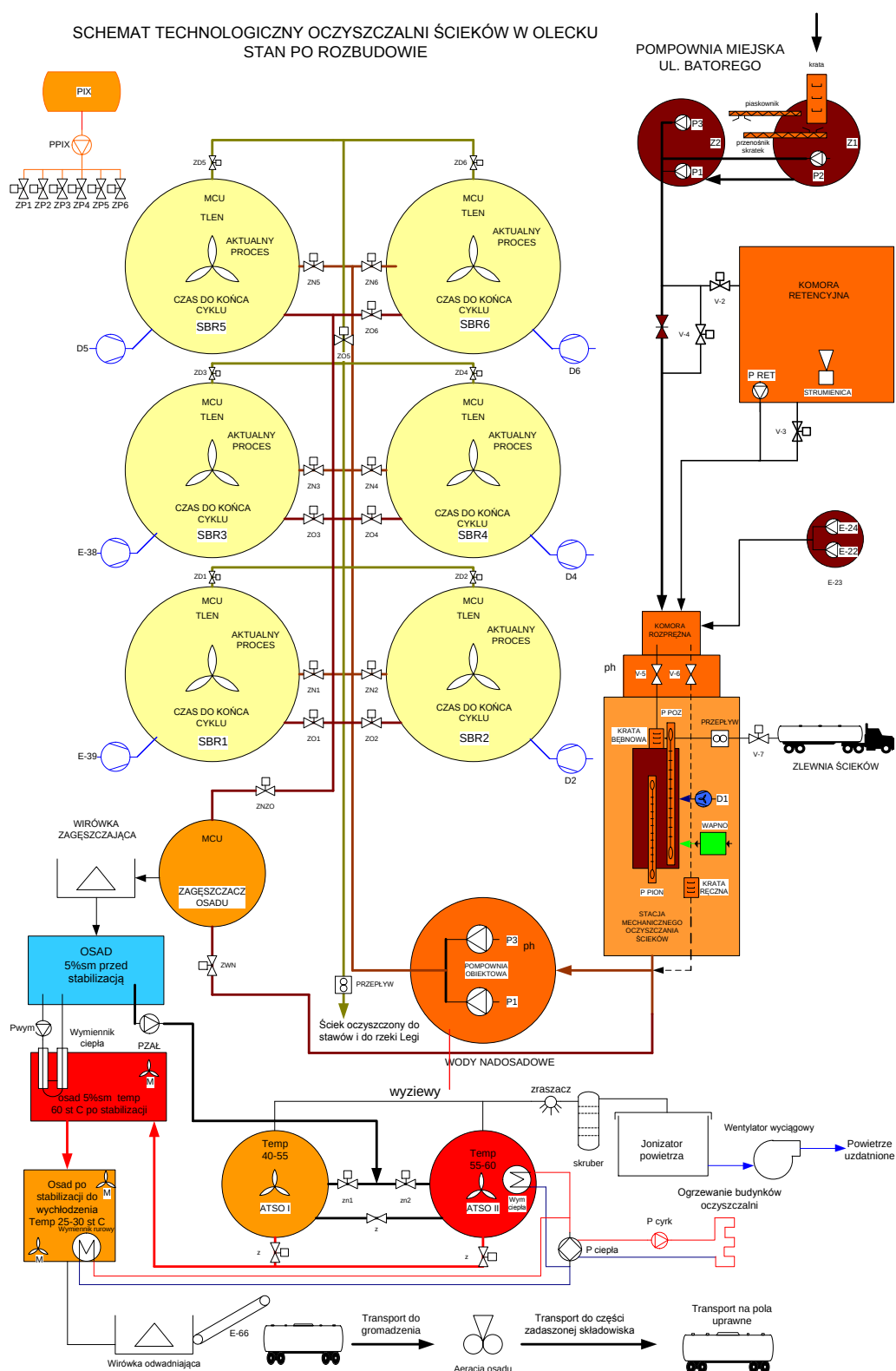


Rysunek 4 Etapy procesu przeróbki osadów ściekowych na oczyszczalni ścieków w Olecku

Źródło: Klaus W.: Autotermiczna termofitowa stabilizacja osadów (ATSO) w Olecku. Możliwość wykorzystania osadów w rolnictwie [19]

Zagęszczanie grawitacyjne osadów zachodzi w zbiorniku osadów nadmiernych, w którym to wody nadosadowe usuwane są w sposób sekwencyjny do układu oczyszczania, a osad zagęszczony do ok. 1,5 % s.m. transportowany jest do wirówki zagęszczającej. Natomiast, zagęszczanie mechaniczne osadu przeprowadzane jest przy użyciu wirówki dekantacyjnej do ok. 7 – 8% s.m. Zagęszczanie to odbywa się bez użycia polimerów.

Zagęszczony osad jest przetransportowywany do urządzeń, w których zachodzi autotermiczna tlenowa stabilizacja. Instalacja ATSO w Olecku pracuje w układzie dwóch zbiorników pracujących szeregowo (rysunek 5). Przy czym pojemność pojedynczego reaktora wynosi 130 m³ [20].



Rysunek 5. Schemat technologiczny oczyszczalni ścieków w Olecku

Źródło: Andraka D., Dzienis L., Wawrentowicz D.: *Projekt budowlany: Rozbudowa oczyszczalni ścieków w Olecku* [20]

Autotermiczna tlenowa stabilizacja stanowi proces o wsadowym zasilaniu. Dostawa nowej porcji osadu odbywa się raz dziennie, po czym to dochodzi do izolacji reaktorów.

Skuteczny przebieg procesu jest możliwy dzięki zastosowaniu napowietrzania, które powoduje szybkie tworzenie się warstwy piany. Działa ona jako izolacja i zapewnia lepsze wykorzystanie tlenu oraz powoduje wzrost aktywności biologicznej. W wyniku natleniania i mieszania osadów następuje samorzutny wzrost temperatury, który w pierwszym reaktorze dochodzi do 55°C, a w drugim do 60 – 65°C. Czas zatrzymania osadów w reaktorach, do czasu ich pełnego ustabilizowania, wynosi ok. 10 dób. W wyniku procesu następuje pełna termiczna higienizacja osadów oraz stabilizacja tlenowa. Następuje również zmniejszenie objętości osadów i zwiększenie uwodnienia do 4 – 5% s.m. Zmniejszenie objętości następuje przez usuwanie wody wraz z gorącymi wyziewami kierowanymi do stacji dezodoracji powietrza. Zwiększenie uwodnienia spowodowane jest uwolnieniem wody wewnątrzkomórkowej z komórek osadu czynnego.

Osad po stabilizacji grawitacyjnie, porcjowo spływa do części gorącej zbiornika magazynowego osadu stabilizowanego, w którym następuje jego wstępne wychłodzenie. Wychłodzenie można przyspieszać uruchamiając pompę wymiennika ciepła osad – osad jednocześnie podgrzewając osad zagęszczony mechanicznie. Osad wstępnie ostudzony przelewa się do części magazynowej zbiornika gdzie jest wychładzany przez przetrzymanie przez ok. 10 dni. W sezonie grzewczym z osadu po stabilizacji pozyskiwane jest ciepło do ogrzewania wszystkich budynków oczyszczalni.

Po zgromadzeniu odpowiedniej porcji osadów stabilizowanych osad jest odwadniany wirówką dekantacyjną do ok. 25 – 28% s.m. Przenośnik odbierający odwodniony produkt transportuje osad na przyczepę, którą w okresie jesienno zimowym dostarczany jest on do zadaszonego boksu, a wiosną i latem przenoszony na plac składowy otwarty. Na placu formowany jest w pryzmę i w miarę odparowania wody poddawany jest aeracji przez przetrząsanie pryzmy. Odwadnianie i aeracja na pryzmach napowietrzanych areatorem mechanicznym podwyższa zawartość suchej masy do ponad 35% s.m. Dzięki temu, uzyskuje się w pełni ziemistą i sypką postać osadu. Tak przygotowany osad czasowo gromadzi się jako środek poprawiający właściwości gleby BIOWOZ w zadaszonym boksie. Opróżnianie boksu następuje w okresach przedsiewnych i późniwnych. Oczyszczalnia posiada 2 rozrzutniki, którymi odbiorcy środka transportują go na pola uprawne i równomiernie wytrząsają.

Ważnym elementem, stanowiącym duży atut wprowadzenia ATSO w Olecku jest zastosowane rozwiązania zagęszczania oraz podgrzewania wstępnych osadów przed stabilizacją z wykorzystaniem ciepła pochodzącego z osadów po stabilizacji. Stanowi to nowatorskie, a wręcz pierwsze tego typu rozwiązaniem w skali kraju. Wykorzystywane ciepło pochodzi z osadów po stabilizacji, jak i z procesu stabilizacji. W tym celu wykonano

instalację do odzysku ciepła z osadów po stabilizacji. W zbiorniku osadu stabilizowanego został zamontowany wymiennik dolnego źródła ciepła. Pompa ciepła zwiększa strumień ciepła w układzie sprężania i rozprężania gazów i ogrzewa wodę stosowaną do ogrzewania wszystkich obiektów oczyszczalni. Podgrzana do ok. 50°C woda jest przesyłana siecią ciepłą do budynków technologicznych i socjalnego, schłodzona powrotna przepływa przez wymiennik ciepła zamontowany w reaktorze ATSOII. Olecko leży w bardzo surowej strefie klimatycznej, gdzie temperatury w zimę spadają poniżej -35°C. W związku z tym ogrzewanie budynków technologicznych jest konieczne dla utrzymania w ruchu urządzeń do oczyszczania ścieków i przeróbki osadów. Z pozyskiwanego z osadów ciepła wytwarzana jest również woda do celów cwu. Nowatorskim w skali regionu rozwiązaniem dla tego typu instalacji jest dodatkowe przewietrzanie przyzmu osadu po odwodnieniu i czasowe gromadzenie w zadaszonym boksie. Zadaszenie powoduje zapobieganie wtórnemu uwadnianiu osadów oraz przyspiesza parowanie wody z osadu bez względu na panujące warunki atmosferyczne [19].

2.2 Metodyka badań

Realizowane badania dotyczyły monitoringu gospodarki osadowej na oczyszczalni ścieków w Olecku. Badania miały na celu określenie efektów autotermicznej tlenowej stabilizacji osadów ściekowych.

Badania własne przeprowadzono w okresie od grudnia 2013 do lutego 2014 r. W analizie wykorzystano, także wyniki badań operatora oczyszczalni ścieków, z okresu kwiecień - grudzień 2010 roku.

Badania składały się z 3 serii pomiarowych: osadu surowego i osadów w trakcie procesu stabilizacji (I oraz II zbiornik ATSO), a także po procesie (osad ustabilizowany).

Celem określenia przebiegu procesu każdego dnia 10 dniowego cyklu z 3 serii pomiarowych wykonywano oznaczenia fizyczne – chemiczne takie jak:

- 1) Odczyn [-] – metodą potencjometryczną;
- 2) przewodność [mS/cm] – oznaczenie konduktometryczne;
- 3) potencjał redox [mV] – przy użyciu elektrody REDOX;
- 4) chemiczne zapotrzebowanie na tlen (ChZT) [g/dm³] – metodą spektrofotometryczną, z uwzględnieniem rozcieńczenia próbek osadu w stosunku 1 : 100, zasada oznaczania polega na działaniu silnego środka utleniającego (dwuchromianu potasu) w podwyższonej temperaturze;

- 5) sucha masa ogólna (s.m.) [g/dm³] – zasada oznaczenia polega na odparowaniu próbki osadu, wysuszeniu pozostałości do stałej masy i jej zważeniu, do obliczeń poniższe wzory:

$$X_1 = \frac{(a-b) \cdot 1000}{c} \quad (1)$$

gdzie:

X_1 – wartość s.m. [g/dm³],

a – masa tygla z wysuszonym osadem [g],

b – masa tygla [g],

c – masa osadu użytego do oznaczania (przy założeniu, że $c(g) = c(\text{cm}^3)$ [g];

- 6) sucha masa mineralna (s.m.m.) [g/dm³] – oznaczanie opiera się na spalaniu suchej pozostałości w piecu muflowym w temperaturze 550 °C i jej zważeniu:

$$X_2 = \frac{(a-b) \cdot 1000}{c} \quad (2)$$

gdzie:

X_2 – wartość s.m.m. [g/dm³],

a – masa tygla z wysuszonym osadem [g],

b – masa tygla z osadem po prażeniu [g],

c – masa osadu użytego do oznaczania (przy założeniu, że $c(g) = c(\text{cm}^3)$ [g];

- 7) sucha masa organiczna [g/dm³] – stanowi różnicę masy suchej pozostałości i pozostałości po prażeniu:

$$X_3 = X_1 - X_2 \quad (3)$$

gdzie:

X_3 – wartość s.m.o. [g/dm³],

X_1 – wartość s.m. [g/dm³],

X_2 – wartość s.m.m. [g/dm³];

- 8) temperatura – pomiar temp. odbywał się na bieżąco poprzez wykorzystanie czujnika temperatury zainstalowanego w zbiorniku. Pomiar temp. osadu rejestrowany jest co godzinę i obliczana jest jej wartość średnia dobową [22].

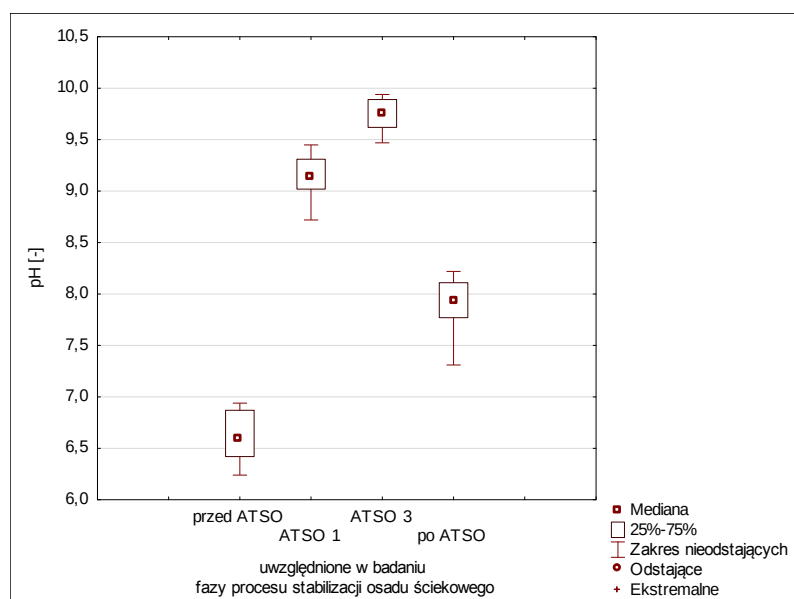
W celu obrazowego przedstawienia uzyskanych wyników zastosowano narzędzia statystyki opisowej, dającą możliwość graficznej prezentacji wyników oraz wyznaczenia miar rozkładu (położenia, zróżnicowania, asymetrii). Dla każdego badanego parametru

wyznaczono wartość: minimalną, maksymalną; kwartył pierwszy, drugi (mediana) i trzeci, a także wartości odstające i ekstremalne, jeśli takowe wystąpiły.

3. Wyniki badań i dyskusja

3.1. Wyniki badań

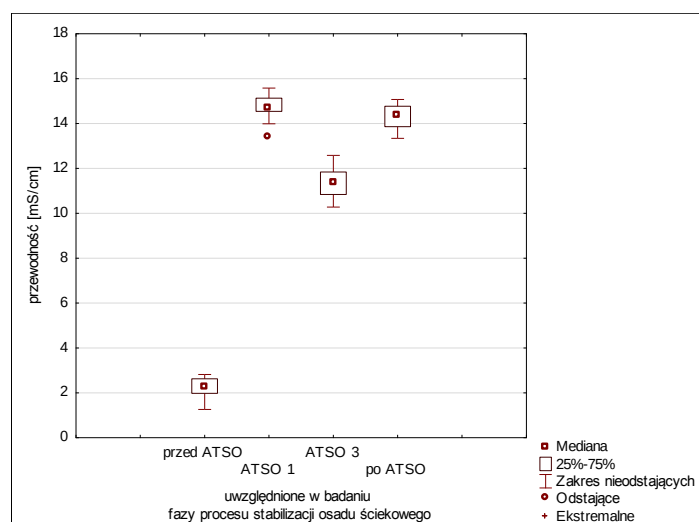
Osad przed autotermiczną tlenową stabilizacją osadów charakteryzuje się odczynem zbliżonym do obojętnego (rysunek 6). Jego wartość minimalna wynosi 6,24 pH, a maksymalna 6,94 pH. Znacznie wyższą wartość odczynu charakteryzuje się osad w trakcie pierwszego etapu stabilizacji, gdyż wartości odczynu mieszczą się w granicach $8,72 \div 9,45$ pH. Podobnym odczynem charakteryzuje się również osad w trakcie drugiego stopnia procesu, a mianowicie $9,47 \div 9,94$ pH. W przypadku osadu ustabilizowanego analizowany parametr mieści się w granicach $7,31 \div 8,22$ pH. Zgodnie z przeprowadzoną analizą danych kwartył pierwszy, w odniesieniu kolejno do przeprowadzonych badań osadu ściekowego uzyskanego z czterech etapów procesu (przed ATSO, ATSO I, ATSO II, po ATSO), wynosi: 6,43; 9,03; 9,62; 7,77. Natomiast kwartył trzeci jest równy: 6,85; 9,29; 9,89; 8,11. We wszystkich przypadkach wyznaczony dla odczynu kwartył trzeci wyraźnie jest przesunięty w stronę górnej granicy zakresów. Mediana dla osadu przed ATSO wynosi: 6,59; w trakcie procesu stabilizacji w pierwszym reaktorze: 9,13, a w drugim 9,75. Wartość środkowa osadu stabilizowanego jest równa 7,94. W żadnym z analizowanym przypadku pH osadu ściekowego nie miało charakteru kwaśnego, ani też typowo zasadowego. Podczas, przeprowadzonego badania nie uzyskano wartości odstających, czy też ekstremalnych.



Rysunek 6. Zakres wartości pH osadów ściekowych przez procesem, w trakcie procesu i po procesie ATSO

Źródło: pomiary własne

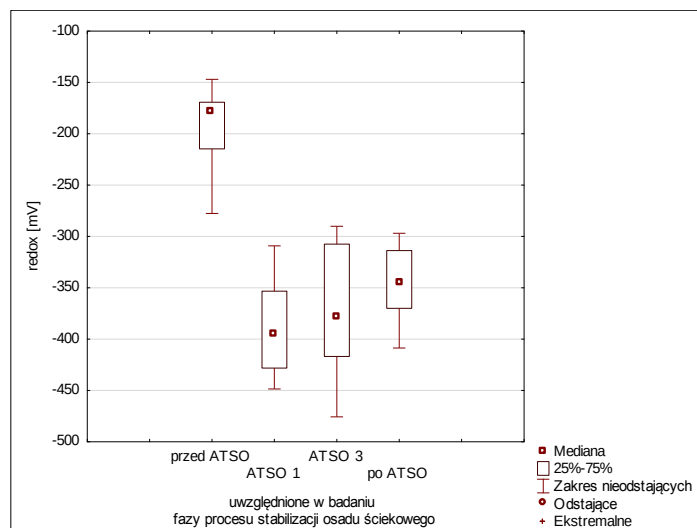
Uzyskane wyniki badań osadu ściekowego, który został poddany procesowi stabilizacji przedstawiają się zgodnie z rysunkiem 7. Osad ściekowy przed procesem stabilizacji charakteryzował się małą przewodnością – mieszczącą się w granicach $0,21 \div 2,82$ mS. Przy czym w pozostałych etapach pomiarów przewodność odznaczała się wyższymi wartościami o ok. 10 mS. Przewodność osadu ściekowego pobranego podczas pierwszej fazy autotermicznej tlenowej stabilizacji mieściła się w granicach $13,41 \div 14,64$ mS, a podczas drugiej $10,28 \div 11,39$ mS. Przy czym, wartości analizowanego parametru osadu ustabilizowanego były zbliżone do uzyskanych z pierwszego reaktora ATSO ($13,34 \div 16,44$ mS). Analizując powyższy rysunek pod względem uporządkowanej zbiorowości statystycznej można stwierdzić, że 25% wyników badań uzyskanych z osadów przed procesem stabilizacji ma wartości niższe niż 1,88 mS, zaś dla osadów w trakcie procesu – 14,40 mS (ATSO I) i 10,76 mS (ATSO II), a po procesie 13,83 mS. Natomiast 75% wyników badań, uzyskanych kolejno w czterech punktach pomiaru, ma wartości niższe niż: 2,67 mS; 15,14 mS; 11,79 mS; 14,74 mS. Analiza wyników pozwoliła również określić wartość środkową przewodności. W czterech punktach pomiarowych mediana wyników przewodności stanowi: 2,25 mS; 14,64 mS; 11,39 mS; 14,34 mS.



Rysunek 7. Zakres wartości przewodności osadów ściekowych przez procesem, w trakcie procesu i po procesie ATSO

Źródło: pomiary własne

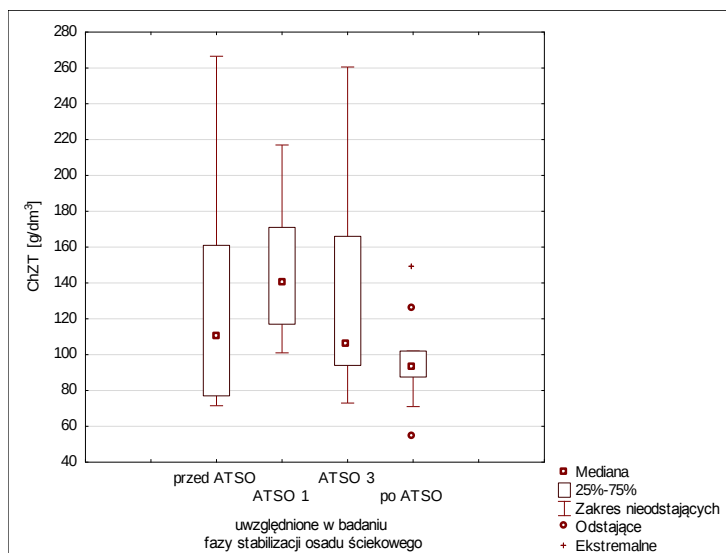
Kolejnym badanym parametrem jest potencjał REDOX (rysunek 8). Analiza uzyskanych wyników wykazała, że najniższą wartość bezwzględną (147,00 mV) omawianego potencjału ma osad komunalny przed procesem stabilizacji. W ujęciu bezwzględnym, wzrost niniejszego parametru widoczny jest w pierwszym zbiorniku ATSO ($309,1 \div 448,5$ mV), przy czym najwyższe z uzyskanych wartości osiąga osad w drugim etapie stabilizacji ($378,85 \div 475,6$ mV). Natomiast, w ostatnim punkcie badań, można zauważyć spadek potencjału oksydacyjno – redukcyjnego do wartości: $296,8 \div 408,6$ mV. Wykorzystując przedstawione graficznie podsumowanie zebranych danych w zakresie niniejszego parametru (rysunek 8) widać, że we wszystkich analizach omawiany potencjał ma charakter ujemny. Ponadto zbadano, że 25 % wartości REDOX osadu nieustabilizowanego jest mniejsza niż - 213,30 mV. Po pierwszym etapie stabilizacji kwartył pierwszy wynosi: - 424,60 mV, po drugim: - 409,03 mV; a po procesie ATSO: - 369,85. Studiując otrzymane dane zaobserwowano, że kwartył II kształtuje się kolejno: - 179,5; - 394,3; - 378,85; - 345,15 mV, a III: - 170,55; - 347,23; - 323,33; - 318,65 mV. Podczas, przeprowadzonego badania nie uzyskano wartości odstających, czy też ekstremalnych.



Rysunek 8. Zakres wartości potencjału REDOX osadów ściekowych przez procesem, w trakcie procesu i po procesie ATSO

Źródło: pomiary własne

Kolejnym badanym parametrem opisującym osad ściekowy jest chemiczne zapotrzebowanie na tlen. Rozpatrując rysunek 9, ukazujący ChZT dla osadu: przed autotermiczną tlenową stabilizacją, w trakcie procesu, jak i po nim, widać, że amplituda wartości przedmiotowego parametru wynosi ok. 211 jednostek. Wartości ChZT osadu nieustabilizowanego wahają się w granicach od 71,5 do 266,5 g/l. Natomiast najmniejszą wartość zakresu chemicznego zapotrzebowania na tlen dla osadu w trakcie pierwszej fazy stabilizacji stanowi 101 g/l, a największą 217. Rozpiętość skali ChZT osadów pochodzących z ATSO II zbliżona jest do wartości przypisanych dla osadu przed procesem stabilizacji ($73 \div 260,5$ g/l). Badając wszystkie wyniki, stwierdzono, że najniższą z uzyskanych danych charakteryzuje się osad ustabilizowany. Jego zakres wyników kształtuje się od wartości 55 do 148 g/l. Analizując przetworzone przy wykorzystaniu narzędzi statystycznych dane, zobrazowane na rysunku 9, uzyskano, że kwartył I kolejno dla badanych etapów ATSO wynosi: 83; 119,63; 94,75; 87,86 g/l; a kwartył III: 153,25; 168,00; 157,75; 100,25 g/l. Natomiast środkowa wartość dla osadu przed ATSO wynosi: 110,25; ATSO I: 140,25; ATSO II: 106,0; a osadu ustabilizowanego 92,50 g/l. Badanie wykazało, że uzyskane wartości ChZT dla osadu po procesie mają wartości ekstremalne oraz odstające, które nie będą uwzględniane w dalszych rozważaniach.

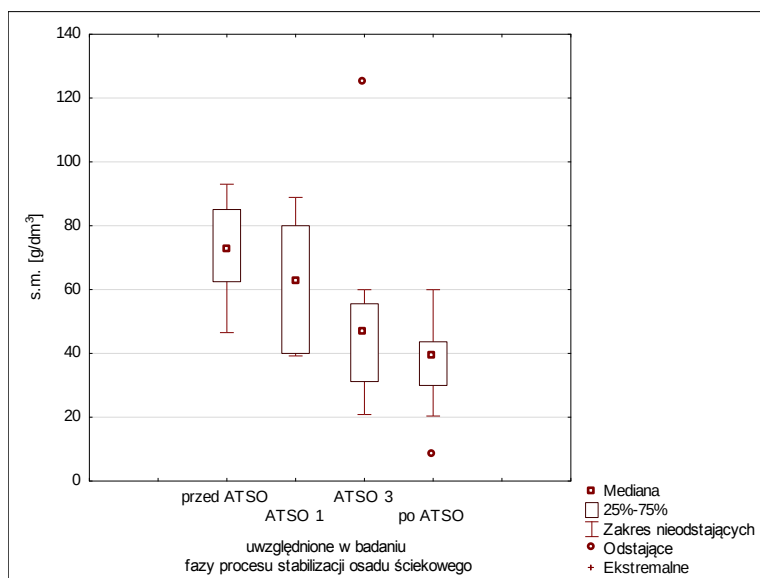


Rysunek 9. Zakres wartości ChZT osadów ściekowych przez procesem, w trakcie procesu i po procesie ATSO

Źródło: pomiary własne

Jednym z wielu parametrów świadczącym o przebiegu procesu stabilizacji jest sucha masa osadu, a dokładnie jej ubytek. Zgodnie z rysunkiem 10 osad nieustabilizowany charakteryzuje się suchą masą osadów, której wartości mieszczą się w przedziale $46,51 \div 93,02 \text{ g/dm}^3$. Niższymi wartościami ($39,22 \div 88,89 \text{ g/dm}^3$) odznacza się osad po pierwszym etapie procesu ATSO oraz po drugim ($20,83 \div 60,0 \text{ g/dm}^3$). Rozpatrując uzyskane dla osadu z drugiego reaktora dane widoczna jest pewna wartość odstająca ($125,0 \text{ g/dm}^3$), która nie będzie brana pod uwagę w dalszej analizie. Podobnie w czwartym punkcie pomiarowym, pominięta zostanie wartość $8,26 \text{ g/dm}^3$, która nie pasuje do wygenerowanego zakresu niniejszego parametru. W związku z czym, przedział wartości suchej masy ustabilizowanych osadów ściekowych będzie kształtował się w granicach od $20,41$ do $60,00 \text{ g/dm}^3$. Dodatkowo, wykorzystując miarę położenia obserwacji uznano, że 25% uzyskanych wartości dla osadu przed autotermiczną tlenową stabilizacją jest niższa niż $62,50$; a 75% otrzymanych wyników nie przekracza wartości $84,88 \text{ g/dm}^3$. W przypadku osadów w trakcie ATSO kwartył pierwszy wyznaczono na poziomie $44,71$ (reaktor I) i $33,19 \text{ g/dm}^3$ (reaktor 2), natomiast kwartył trzeci określono, jako równy $79,74$; $54,82 \text{ g/dm}^3$. Rozpatrując powyższy rysunek uznano, że najniższe wartości ww. kwartyli ma osad autotermicznej stabilizacji osadów ściekowych, gdyż 25% uzyskanych wartości jest niższa niż $31,75 \text{ g/dm}^3$, a 75% nie przekracza $43,15 \text{ g/dm}^3$. Należy również zaznaczyć, iż kwartył pierwszy wskazanego parametru, dla obiektu badań w drugim punkcie pomiarowym, jest wyraźnie przesunięty w stronę wartości minimalnej. Ponadto, podczas rozpatrywania

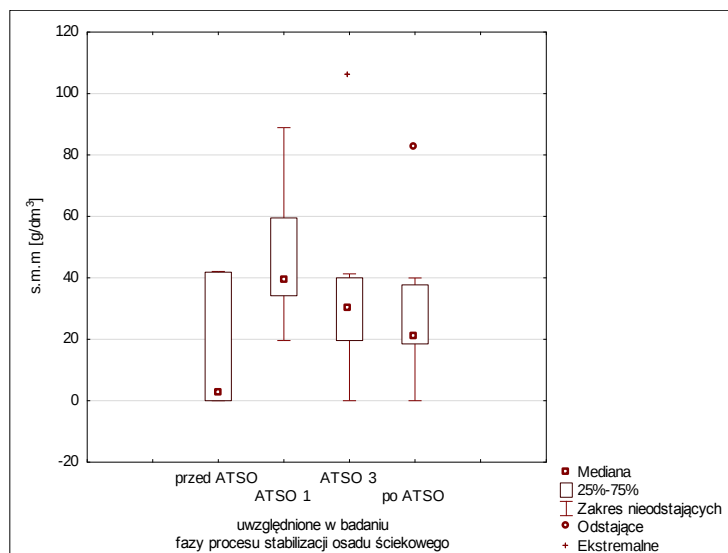
otrzymanych wyników wyznaczono medianę, której wartość kształtuje się kolejno: 72,15; 62,48; 46,69; 39,22 g/dm³. Zgodnie z tym, można uznać, iż najniższą wartością środkową odznacza się osad ustabilizowany, a najwyższą przed procesem ATSO. Opisując suchą masę osadów w ujęciu całosciowym można zauważyć, że rozrzut jej wartości mieści się w zakresie ok. 70 jednostek.



Rysunek 10. Zakres wartości suchej masy (s.m.) osadów ściekowych przez procesem, w trakcie procesu i po procesie ATSO

Źródło: pomiary własne

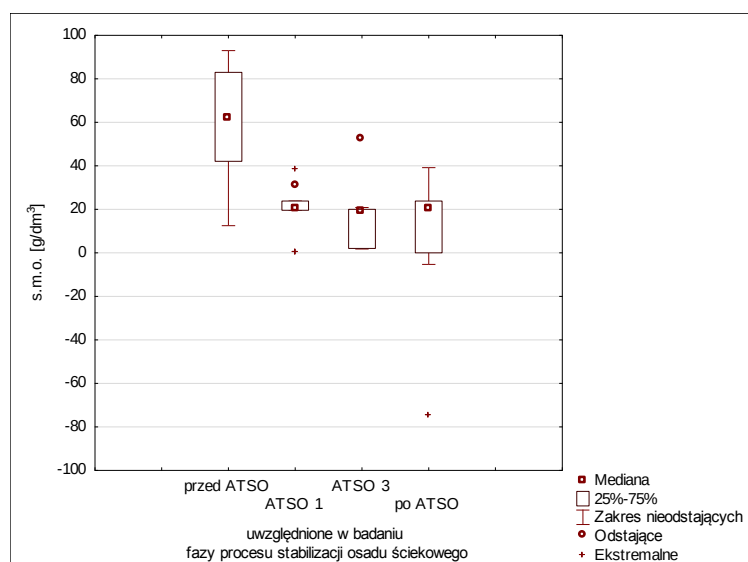
Analizując powyższy rysunek można uznać, iż osad ściekowy w czterech punktach pomiarowych charakteryzował się zróżnicowaną zawartością suchej masy mineralnej. Rozpiętość wartości równa jest ok. 90 jednostkom. Ponadto, zgodnie z grafiką widoczne jest, że osad przed ATSO odznaczał się najmniejszą zawartością suchej masy mineralnej, której wartość wahała się w granicach ok. 0,00 ÷ 42,11 g/dm³. Natomiast, w trakcie pierwszego etapu procesu autotermicznej tlenowej stabilizacji zawartość s.m.m. osadu mieściła się w granicach 19,61 ÷ 88,89 g/dm³ i 0,00 ÷ 106,25 g/dm³. Natomiast po procesie wartość ta zawierała się w przedziale 0,00 ÷ 82,64 g/dm³. Uwzględniając przeprowadzoną analizę statystyczną z dalszych badań wykluczono wartość 106,25 (ATSO II) oraz 82,64 (po ATSO), gdyż wartości te kolejno zostały oznaczone jako ekstrapalne i odstające. Uwzględniając podział otrzymanych zbiorów na kwartyle określono, że kwartyl I jest równy: 0,00; 35,44; 21,98; 18,85 g/dm³, kwartyl III: 32,16; 54,76; 39,26; 37,12 g/dm³, a mediana: 2,35; 39,61; 29,63; 20,62 g/dm³.



Rysunek 11. Zakres wartości suchej masy mineralnej (s.m.m.) osadów ściekowych przez procesem, w trakcie procesu i po procesie ATSO

Źródło: pomiary własne

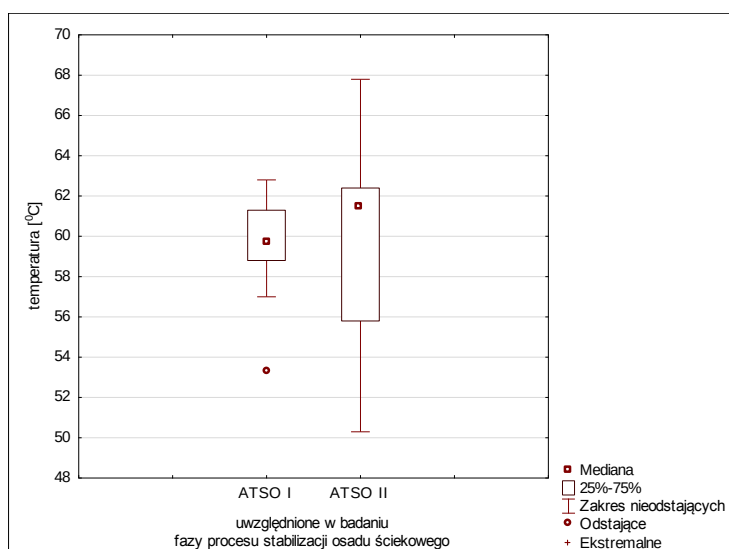
Rysunek 12 przedstawia zakres wartości suchej masy organicznej oraz uzyskane po przeprowadzonej analizie statystycznej odstające i ekstremalne. Zgodnie z powyższym zawartość s.m.o. w g/dm^3 dla osadów przed procesem ATSO mieści się w granicach: $12,55 \div 93,02$, dla osadów oznaczonych jako ATSO I zakres waha się od 19,61 do 38,46, dla ATSO II $1,83 \div 52,63$, a dla osadu ustabilizowanego: $0,00 \div 39,22$. Należy zaznaczyć, iż największą skalą opisującą ten parametr ma osad nieustabilizowany. Tym samym charakteryzuje się on największą zawartością substancji organicznych. Zgodnie z wykresem ramka – wąsy 25% uzyskanych wyników nie przekracza kolejno następujących wartości: 42,11; 19,61; 2,08; 8,26 g/dm^3 . Natomiast 75% jest niższa niż: 82,98; 23,81; 20,83; 23,81 g/dm^3 , a wartość środkowa stanowi: 62,50; 20,00; 19,61; 20,00 g/dm^3 . Wśród otrzymanych danych dla osadów w trakcie procesu stabilizacji, jak też i po nim wyznaczono wartości odstające i ekstremalne, które wykluczono z dalszej analizy. Należy również zaznaczyć, iż mediana s.m.o. dla trzeciego punktu pomiarowego nieznacznie różni się od wartości kwartyła trzeciego, jak też i wartości maksymalnej. Odwrotna sytuacja kształtuje się w drugim punkcie pomiarowym, gdzie wartość średnia zbliżona jest do wartości kwartyła pierwszego oraz wartości minimalnej. Ponadto, w przypadku zawartości suchej masy organicznej osadów pochodzących z pierwszego i drugiego reaktora procesu widoczna jest tendencja praktycznego pokrywania się wartości minimalnych z kwartyłem pierwszym oraz maksymalnych z kwartyłem trzecim.



Rysunek 12. Zakres wartości suchej masy organicznej (s.m.o.) osadów ściekowych przez procesem, w trakcie procesu i po procesie ATSO

Źródło: pomiary własne

Amplituda temperatur wynosi ok. 20 jednostek. Temperatura w pierwszym zbiorniku instalacji autotermicznej tlenowej stabilizacji waha się w granicach $53,3 \div 62,8^{\circ}\text{C}$, natomiast w drugim wynosi $50,3 \div 67,8^{\circ}\text{C}$. Zgodnie z uzyskanymi wynikami, przedstawionymi na rysunku 13, 25% wartości temperatur jest niższa – w pierwszym zbiorniku od $58,88^{\circ}\text{C}$, a w drugim $56,78^{\circ}\text{C}$. Natomiast 75% uzyskanych wartości nie przekracza kolejno: $61,0$ i $62,38^{\circ}\text{C}$. Mediana w pierwszym reaktorze stanowi $59,75^{\circ}\text{C}$, a w drugim $61,45^{\circ}\text{C}$. Analiza danych pozwoliła wyznaczyć wartość temperatury na poziomie 53°C jako odstającą, która nie będzie uwzględniana w dalszych rozważaniach. Ponadto, zaobserwowano, że podczas pierwszej fazy stabilizacji mediana zbliżona jest swoją wartością do kwartyła pierwszego, a podczas drugiego etapu ATSO do kwartyła trzeciego.



Rysunek 13. Zakres temperatury osadów ściekowych w trakcie procesu ATSO

Źródło: pomiary własne

W celu podsumowania uzyskanych wyników, dokonano uśrednienia wartości poszczególnych parametrów, co przedstawiono w tabeli 2.

Tabela 2. Zastawienie średnich wartości analizowanych parametrów osadów ściekowych przez procesem, w trakcie procesu i po procesie ATSO

Parametr	Jednostka	Przed ATSO	ATSO I	ATSO II	Po ATSO
Odczyn	-	6,61	9,11	9,74	7,88
Przewodność	mS	2,21	14,68	11,39	14,30
Potencjał REDOX	mV	-188,38	-381,64	-370,09	-343,25
ChZT	g/l	121,22	144,21	122,84	92,72
Sucha masa	g/dm ³	71,76	63,34	50,89	37,60
Sucha masa mineralna	g/dm ³	13,39	44,11	33,26	27,53
Sucha masa organiczna	g/dm ³	58,27	19,14	17,53	9,14
Temperatura	°C	-	59,34	59,66	-

Źródło: pomiary własne

Jak wynika z otrzymanych danych, odczyn jest różny w czterech punktach pomiarowych. Najniższe wartości odczynu posiada osad surowy – średnia jego wartość wynosi 6,61 pH. Odnosząc się do niniejszej wartości, zaobserwowano, że odczyn osadu z pozostałych trzech punktów ma znacznie wyższe wartości. Odczyn osadu pochodzącego z I, jak i II etapu ATSO przekracza wartość 9 pH. Przy czym, najwyższą wartość odczynu (9,74 pH), ze wszystkich faz badania procesu stabilizacji, wykazuje osad z drugiego zbiornika. Po zakończeniu procesu, osad ustabilizowany charakteryzuje się spadkiem

odczynu do 7,88 pH. Podobnie jak w przypadku odczynu najslabszą przewodność wykazuje osad przed procesem stabilizacji (średnia wartość 2,21 mS). Znacznie wyższą ma osad pochodzący z pierwszego reaktora instalacji ATSO i tym samym osiąga on maksimum wśród ocenianych wartości tego parametru. Na podobnym poziomie kształtuje się opisana średnią wartością przewodność dla osadu z drugiej fazy omawianego procesu. Rozpatrując ATSO pod względem uzyskanych wartości przewodności osadów widoczna jest tendencja skokowa, gdyż po pierwszej fazie procesu następuje jej spadek, po czym dochodzi do ponownego jej wzrostu (osad ustabilizowany). Rozpatrując potencjał REDOX widać, że ma on wartości ujemne. Najwyższe wartości bezwzględne parametru reprezentuje osad podczas pierwszej części procesu ATSO, a najniższe osad nieustabilizowany. Potencjał oksydacyjno – redukcyjny w trakcie stabilizacji, jak też i po niej charakteryzuje się wartościami bezwzględnymi wyższymi niż 340,00 mV, ale mniejszymi niż 385,00 mV. Podobnie jak w przypadku przewodności, w odniesieniu do pierwszego punktu pomiarowego, widoczny jest wzrost wartości parametru w drugim punkcie. Po czym, następuje nieznaczny jego spadek. Zgodnie z tabelą 2, chemiczne zapotrzebowanie na tlen pod względem średnich wartości odznacza się tą samą tendencją, co potencjał REDOX – wzrost potencjału pomiędzy osadem nieustabilizowanym, a osadem pochodzącym z ATSO I, a następnie spadek jego wartości (ATSO II, osad ustabilizowany). Najniższą wartością ChZT odznacza się osad końcowy, a najwyższą osad będący w trakcie pierwszej fazy stabilizacji. Studiując wyniki uzyskanych badań widoczny jest spadek suchej masy osadu. Średnia wartość przedmiotowego parametru mieści się w granicach: $71,76 \div 37,60 \text{ g/dm}^3$. Przy badaniu suchej masy osadu uwzględniono również suchą masę mineralną, dla której średnia wartość najwyższa jest dla osadu przed procesem stabilizacji ($48,65 \text{ g/dm}^3$), a najniższa po przeprowadzonym procesie ($21,40 \text{ g/dm}^3$). Obniżeniu wartości ulega również sucha masa organiczna, której różnica wynosi ok. 49 g/dm^3 . Istotnym elementem procesy ATSO jest temperatura, których wyliczona średnia arytmetyczna w obu zbiornikach jest porównywalna.

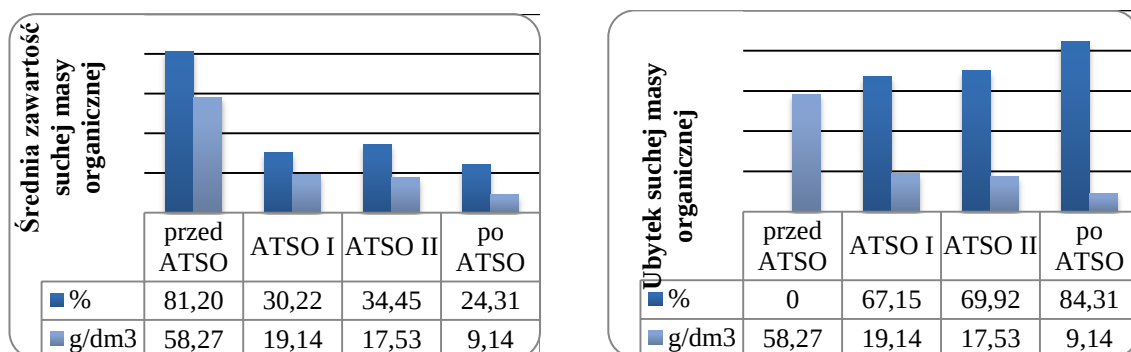
Podsumowując można zauważyć, że osad pochodzący z pierwszego etapu ATSO ma znacznie wyższe wartości badanych parametrów niż osad przed procesem. Natomiast osad pochodzący z drugiej fazy stabilizacji charakteryzuje się parametrami o zbliżonych wartościach w stosunku do osadu z pierwszego reaktora ATSO. Ponadto, co jest istotne widoczna jest zdecydowana różnica pomiędzy badanymi cechami osadów nieustabilizowanych i osadów ustabilizowanych.

3.2. Dyskusja

Analiza przedstawionych powyżej wyników pozwala na ocenę efektywności procesu autotermicznej tlenowej stabilizacji osadów ściekowej oraz na wyznaczenie zależności pomiędzy poszczególnymi parametrami.

Do instalacji ATSO należy dostarczać osady ściekowe wstępnie zagęszczone do ok. 5% zawartości suchej masy. Utrzymanie zawartości suchej masy osadów na tym poziomie warunkuje dostarczenie odpowiedniej ilości substratów mikroorganizmom, dzięki którym możliwy jest rozkład związków organicznych zawartych w osadach ściekowych [22]. Jak stwierdzono osady przed ATSO zagęszczone są w ok. 6 - 8%, co pozwala na skuteczne przeprowadzenie procesu.

Na podstawie zawartości suchej masy osadów przed i po procesie autotermicznej tlenowej stabilizacji, uwzględniając udział substancji organicznych, obliczono ubytek suchej masy organicznej, co przedstawiono na rysunku 14.



Rysunek 14. Zestawienie średniej zawartości suchej masy organicznej i jej ubytku w trakcie procesu ATSO

Źródło: pomiary własne

Badania wykazały, że niestabilizowane osady ściekowe charakteryzują się 80% udziałem suchej masy organicznej. Przy czym udział ten w kolejnych etapach ATSO znacznie maleje i w końcowym efekcie wynosi ok. 24% s.m. Tym samym, można stwierdzić, że spadek suchej masy organicznej zmalął o średnią wartość ok. 60 – 85%. Zgodnie z wytycznymi Agencji Ochrony Środowiska Stanów Zjednoczonych (US EPA) stopień ustabilizowania osadu zależy od zmniejszenia zawartości suchej masy organicznej w procesie stabilizacji [23]. Kryterium te wskazuje, iż osad klasy A, który można stosować bez ograniczeń w rolnictwie musi charakteryzować się obniżką suchej masy organicznej, o co najmniej 38%, co spełnione jest w niniejszym przypadku. Na tej podstawie można

ocenić, że przedstawiona technologia stanowi sprawny proces stabilizacji osadów ściekowych. Tym samym można stwierdzić, iż osad ściekowy pochodzący z ATSO, pod względem zawartości suchej masy organicznej, zgodnie z wytycznymi US EPA, jest osadem, który może być używany w rolniczym zagospodarowaniu. Uzyskany wynik w porównaniu do ubytku suchej masy ustabilizowanego osadu pochodzącego z oczyszczalni ścieków w Giżycku – 32,65% [22] oraz Lubaniu – 34,5% jest znacznie wyższy [24]. Tym samym proces autotermicznej tlenowej stabilizacji osadu ściekowego jest zdecydowanie efektywniejszy, niż w pozostałych obiektach, czy też w założeniach technologicznych. Należy również zaznaczyć, że zawartość suchej masy organicznej w osadzie końcowym nie oznacza, że nie nastąpiła redukcja substancji organicznych.

Odnosząc się do powyższego należy jednak zaznaczyć, iż zawartość suchej masy organicznej stanowi jeden z wielu kryteriów, które muszą być spełnione, aby osad komunalny mógł zostać wykorzystany na cele rolnicze. Warunki te określa Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 13 lipca 2010 r. w *sprawie komunalnych osadów ściekowych* /Dz. U. Nr 137, poz. 924/.

Proces ATSO prowadzi również do ubytku suchej masy osadu, przy czym w pierwszej fazie stabilizacji dochodzi do spadku suchej masy o ok. 12%, a w drugiej o ok. 30%. Ostatecznie sucha masa osadu ustabilizowanego zmniejszyła się o ok. 48 %. Uzyskana wartość jest zgodna z danymi literaturowymi, w których wskazuje się, że wskutek rozkładu związków organicznych i hydrolizy związków mineralnych następuje obniżka suchej masy, sięgająca 50% i więcej w stosunku do suchej masy osadu wejściowego. Dochodzi do tego m. in. w wyniku upłynniania organicznych frakcji osadów, co powoduje wzrost ich uwodnienia oraz obniżenie suchej masy. Efektem tego jest zwiększone uwodnienie osadu ustabilizowanego [10].

Analizując parametr chemicznego zapotrzebowania na tlen widać, że osad ustabilizowany charakteryzuje się spadkiem jego wartości w stosunku do wartości osadu nieustabilizowanego o ok. 23%. Obniżenie wartości ChZT osadu ustabilizowanego świadczy o zmniejszonym jego obciążeniu substancją organiczną. Niniejszy fakt potwierdza powyższe rozważania z zakresu suchej masy organicznej, które również wykazują jej obniżenie. Z przeprowadzonej analizy wynika, że zdecydowany wzrost ChZT następuje w pierwszej fazie procesu stabilizacji. Tym samym można stwierdzić, że wzrosło zapotrzebowanie na tlen potrzebny do chemicznego utlenienia materii organicznej. Uznaje się, że im większa wartość parametru, tym większe zanieczyszczenie substancjami organicznymi [24]. Zbliżonymi wartościami chemicznego zapotrzebowania na tlen charakteryzuje się osad znajdujący

się w drugim zbiorniku ATSO. Nieznaczna różnica wartości ChZT może wskazywać, że tylko niewielka ilość materii organicznej została rozłożona w pierwszym stopniu procesu.

Kolejnym rozpatrywanym parametrem jest przewodność elektryczna, której wartość dla osadu w pierwszym zbiorniku ATSO wzrasta prawie 7 razy w stosunku do osadu nieustabilizowanego. Tak niska przewodność osadu przed procesem świadczy o jego niskiej zawartości substancji mineralnych, a o znacznej substancji organicznej. Wzrost przewodności świadczy o redukcji substancji organicznych, gdyż przewodność wynikająca z ich obecności jest zwykle niewielka [21].

Porównując otrzymane średnie wartości potencjału redox można zauważyć, że najniższą jego wartością bezwzględną charakteryzuje się osad surowy. Jednakże, podczas procesu stabilizacji potencjał uległ dwukrotnemu wzrostowi. Należy zaznaczyć, że na wszystkich etapach ma on charakter ujemny. W związku z tym można wywnioskować, że im więcej substancji mineralnej w osadzie, a mniej organicznej tym redox jest bardziej ujemny.

Charakterystycznymi zmianami właściwości osadów podczas stabilizacji tlenowej jest wzrost odczynu. Już w pierwszym etapie procesu widoczny jest wzrost odczynu średnio o ok. 2,5 jednostki, a w drugiej fazie o ok. 3. Średnia arytmetyczna odczynu osadu przed ATSO wynosiła 6,61 pH, a osadu ustabilizowanego 7,88 pH. Otrzymany zakres odczynu jest podobny do danych literaturowych, w których nieustabilizowany osad charakteryzuje się odczynem równym ok. 7,0 pH, a końcowy 8,2 pH [25]. Zmiana odczynu może być wynikiem powstawania amoniaku, który ze względu na swoją hydrolizę tworzy związki roztworu o słabym odczynie zasadowym.

Istotnym parametrem technologicznym w przedmiotowym procesie jest temperatura. Średnia temperatura w drugim reaktorze jest wyższa niż w reaktorze pierwszym. Wzrost temperatury, od rozpoczęcia pracy instalacji oraz w kolejnych jej stopniach świadczy o prawidłowym przebiegu procesu. Ponadto, należy zaznaczyć, że temperatura osadu zmienia się w reaktorach w zależności od rozkładu zawartych w nim substancji organicznych. Chwilowe obniżenie temperatury w ciągu doby jest skutkiem cyklu opróżnienia i napełnienia instalacji. Jak wynika z bibliografii oraz wyżej przedstawionych wyników, zmiany te nie przekraczały 5°C i w skali wartości średnich dobowych, z punktu technologicznego nie miały istotnego znaczenia [26]. Odnosząc się do różnic temperatury w dwóch etapach ATSO, a dokładnie do wyższej temperatury w drugim stopniu stabilizacji zakłada się, że to właśnie w nim zachodzi pełne zhigienizowanie osadów.

4. Wnioski

1. Analiza pracy autotermicznej tlenowej stabilizacji osadów ściekowych wykazała, że jest ona skutecznym procesem stabilizacji osadów.
2. Zagęszczenie osadów w zakresie 6 – 8 % pozwala na zwiększenie jednostkowej zawartości substancji organicznej, co zwiększa skuteczność stabilizacji.
3. Samorzutnie kształtująca się w reaktorach temperatura zapewnia eliminację czynnika chorobotwórczego osadu oraz właściwy rozkład substancji organicznej. Ponadto, pozwala na odzyskanie i zagospodarowanie nadmiaru energii cieplnej przez eksploatatorów oczyszczalni na jej własny użytek.
4. Zmniejszenie zawartości suchej masy organicznej przekracza próg 38%, co zgodnie z wytycznymi US EPA pozwala na jego rolnicze wykorzystanie.
5. ATSO w Olecku charakteryzuje się bardzo stabilnym przebiegiem reakcji biochemicznych przy krótkim obliczeniowym czasie przetrzymywania osadu.

Literatura:

1. Gościński J.: *Nowoczesne metody przekształcania osadów ściekowych*, Wodociągi i Kanalizacja 1/2009.
2. www.stat.gov.pl – Mały Rocznik Statystyczny 2000, tabela 16 Oczyszczalnie ścieków w 1999 r.
3. www.stat.gov.pl – Ochrona Środowiska 2005, tabela 59 (129) Oczyszczalnie ścieków komunalnych według regionów w 2004 r.
4. www.stat.gov.pl – Ochrona Środowiska 2005, tabela 68 (138) Ludność korzystająca z oczyszczalni ścieków według województw w 2004 r.
5. www.stat.gov.pl – Ochrona Środowiska 2005, tabela 60 (130) Oczyszczalnie ścieków komunalnych według podregionów w 2004 r.
6. www.stat.gov.pl – Ochrona Środowiska 2005, tabela 74 (144) Osady z oczyszczalni ścieków przemysłowych i komunalnych według województw w 2004 r.
7. www.stat.gov.pl – Ochrona Środowiska 2013, tabela 50 (97) Oczyszczalnie ścieków komunalnych według województw w 2012 r.
8. www.stat.gov.pl – Ochrona Środowiska 2013, tabela 47 (94) Oczyszczalnie ścieków komunalnych według przepustowości i ilości ścieków oczyszczanych 2012 r. sady z przemysłowych i komunalnych oczyszczalni ścieków.

9. www.stat.gov.pl – Ochrona Środowiska 2013, tabela 50 (97) Osady z przemysłowych i komunalnych oczyszczalni ścieków.
10. *Aktualizacja Krajowego Programu Oczyszczania Ścieków Komunalnych* zatwierdzona przez Radę Ministrów w dniu 1 lutego 2010 r.
11. Janosz – Rajczyk i inni: *Komunalne osady ściekowe – podział, kierunki zastosowań oraz technologie przetwarzania, odzysku i unieszkodliwiania*, Ministerstwo Środowiska, Częstochowa, 2004.
12. Bień J. B.: *Osady ściekowe teoria i praktyka*, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2007.
13. Luft J. E.: *Dobre praktyki związane z gospodarką osadami*, PURE, Finlandia, 2012.
14. Boruszko D.: *Przeróbka i unieszkodliwianie osadów ściekowych. Ćwiczenia laboratoryjne*, Dział Wydawnictw i Poligrafii, Białystok, 2001.
15. Sadecka Z., *Energooszczędna modyfikacja metod przeróbki osadów ściekowych*, Ochrona Środowiska 3(86), Wydawnictwo Oddziału Dolnośląskiego Polskiego Zrzeszenia Inżynierów i Techników Sanitarnych, 2002.
16. Mizera A.: *Osady ściekowe-odpadem (nie)bezpiecznym.*, Green World – serwis informacji ekologicznej, 2002.
17. Magrel L.: *Prognozowanie procesu Fermentacji metanowej mieszaniny osadów ściekowych oraz gnojowicy*, Wydawnictwo Politechniki Białostockiej, Białystok, 2004.
18. Katalog firmy FUCHS – ATSO FUCHS, Od osadów ściekowych do biomasy wykorzystanej przyrodniczo.
19. Klaus W.: *Autotermiczna termofitowa stabilizacja osadów (ATSO) w Olecku. Możliwość wykorzystania osadów w rolnictwie - Materiały własne Oczyszczalni Ścieków w Olecku*
20. Andraka D., Dzienis L., Wawrentowicz D.: *Projekt budowlany: Rozbudowa oczyszczalni ścieków w Olecku*, Białystok, 2005.
21. Hermanowicz W., Dojlido J., Dożańska W., Koziorowski B., Zerbe J.: *Fizyko – chemiczne badania wody i ścieków*, Arkady, Warszawa, 1999.
22. Bartkowska I., Wawrentowicz D.: *Analiza skuteczności unieszkodliwiania osadów ściekowych w procesie autotermicznej tlenowej stabilizacji osadów (ATSO) na przykładzie oczyszczalni ścieków w Giżycku*, Inżyniera Ekologiczna Nr 25, Polskie Towarzystwo Inżynierii Ekologicznej, Warszawa, 2011
23. Borowski S.: *Tlenowa stabilizacja termofitowa osadów ściekowych*, Ochrona Środowiska 4(79), 2000.

24. Bartkowska I.: *Changes in hydrogen ion exponent of sewage sludge in the process of autothermal thermophilic aerobic digestion*, Journal of Ecological Engineering, Vol. 15, No. 1, Jan. 2014, pp. 32–37
25. Movahedian A.H., Bina B., Moeinian K. *Effects of aeration rate and detention time on thermophilic aerobic digestion of mixed sludge and its dewaterability*. Int. J. Environ. Sci. Tech., 2(2), 105-111, 2005.
26. Bartkowska I.: *Ocena wybranych parametrów technologicznych procesy autotermicznej tlenowej stabilizacji osadów (ATSO) na przykładzie oczyszczalni ścieków w Lubaniu*, Inżyniera Ekologiczna Nr 25, Polskie Towarzystwo Inżynierii Ekologicznej, Warszawa, 2011.

mgr inż. Iwona Kinga Piszczatowska¹
Politechnika Białostocka, Katedra Systemów Inżynierii Środowiska
ul. Wiejska 45A, 15 – 351 Białystok
ipiszczatowska@wobi.pl¹

Wpływ wód technicznych powstających na oczyszczalni ścieków na ilość azotu w obiegu technologicznym

Słowa klucze: *ścieki, odcieki, wody technologiczne, oczyszczalnia, związki biogenne, biogeny, azot, azot ogólny, azot amonowy, MBBR, Hybas, Biostyr, anammox, DEMON*

Streszczenie: Do białostockiej oczyszczalni ścieków, poprzez system kanalizacji rozdzielczej i ogólnospławnej, dopływają ścieki komunalne z terenu Białegostoku pochodzące z gospodarstw domowych, zakładów użyteczności publicznej i zakładów produkcyjno-usługowych oraz gmin przyległych do granic administracyjnych miasta, pochodzące z gospodarstw domowych. Kanalizacją ogólnospławną dopływają do oczyszczalni także wody opadowe, które podczas intensywnych opadów deszczowych lub w okresach roztopowych mieszają się ze ściekami komunalnymi. Do głównego ciągu technologicznego przed blokiem biologicznym zwracane są wody technologiczne powstające z przeróbki osadów w procesach: grawitacyjnego zagęszczania osadu wstępnego, mechanicznego zagęszczania osadu nadmiernego, grawitacyjnego zagęszczania osadu przefermentowanego, mechanicznego odwadniania osadów na prasach taśmowych oraz procesu suszenia osadów. W celu zapewnienia żądanej redukcji biogenów w oczyszczalniach ścieków stosuje się biologiczne metody usuwania azotu, z udziałem procesów nityfikacji i denityfikacji. Jednak ze względu na stale wzrastające ładunki ścieków przy nie zmieniającej się ich ilości, należałoby zwrócić uwagę na wpływ odcieków niosących ogromne ładunki azotu na ilość azotu w obiegu technologicznym. W pracy tej pokazano jak duże ilości stężeń poszczególnych parametrów uzyskano w badaniach prób pobranych z wód technologicznych powstających w poszczególnych procesach oraz kolejnych etapach oczyszczania ścieków. Scharakteryzowano również koncepcje rozwiązań wariantowych dotyczących modernizacji części biologicznej oczyszczalni.

1. Wstęp

Usuwanie ze ścieków związków biogenych, między innymi związków azotu, jest bardzo ważnym zagadnieniem ze względu na obowiązujące uregulowania prawne, które coraz bardziej zaostrzają dopuszczalne stężenia azotu w ściekach odprowadzanych do odbiorników. Oczyszczone ścieki komunalne wprowadzane do odbiornika muszą spełniać wymogi określone w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 roku w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub ziemi, oraz w

sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (Dz. U. nr 137, poz. 984, zm. z 2009 r. Dz. U. nr 27, poz. 169).

Oczyszczone ścieki o stężeniach zanieczyszczeń określonych w wymienionym rozporządzeniu nie mogą ujemnie wpływać na wody powierzchniowe odbiornika.

Do prawidłowego funkcjonowania żywych organizmów wprawdzie azot jako związek jest niezbędny. Jednak dostarczany w nadmiarze w ściekach miejskich, stanowiących stałe źródło dopływu, powoduje bujny wzrost roślinności oraz stopniowe zarastanie zbiorników wodnych. Konsekwencją tego zjawiska jest gwałtowne pogarszanie się, jakości wody, czyli tak zwana eutrofizacja. Azot głównie występujący w postaci mocznika, będącego produktem metabolizmu białka pochodzącego z pokarmów spożywanych przez ludzi, w sieci kanalizacyjnej ulega przekształceniu w postać amonową. Innym źródłem azotu w ściekach może być również przemysł, a także rolnictwo, które często bezpośrednio oddziałując na środowisko poprzez spływy powierzchniowe i wody gruntowe bądź przypadkowe trafia na oczyszczalnię.

W celu zapewnienia ograniczenia ładunku biogenów w oczyszczalniach ścieków stosuje się najczęściej biologiczne metody usuwania azotu, z udziałem procesów nitryfikacji i denitryfikacji. Przemiany biochemiczne związków azotu polegają na zwiększeniu intensywności tych samych procesów, które występują w naturalnych ekosystemach.

W każdym procesie z zastosowaniem przemiany biomasy powstają odcieki technologiczne zawierające ogromne ładunki azotu. Prowadzone procesy technologiczne powinny zmierzać w kierunku zmniejszenia ilości azotu w obiegu.

Do biologicznego procesu w ciągu technologicznym oczyszczalni ścieków związki organiczne dopływają w ściekach surowych, a także w postaci wód technicznych (odcieków) powstających z przeróbki osadów. Najpowszechniejszą metodą jest wprowadzanie odcieków po ich retencjonowaniu i mieszaniu do głównego ciągu technologicznego przed blok biologiczny. Przyczynia się to jednak do zwiększenia obciążenia obiektów oczyszczalni oraz obniżenia efektywności działania systemu. Oczyszczanie wód technicznych w głównym ciągu może doprowadzić do przekroczenia wartości dopuszczalnych dla stężeń związków azotu w odpływie, zwiększać zapotrzebowanie energii zużywanej w procesie oczyszczania, a w konsekwencji doprowadzić do utraty korzyści wynikających z zastosowanych procesów.

Badania opisane w niniejszej pracy dotyczą wód technicznych powstających z przeróbki osadów w procesach: grawitacyjnego zagęszczania osadu wstępnego, mechanicznego zagęszczania osadu nadmiernego, grawitacyjnego zagęszczania osadu przefermentowanego oraz mechanicznego odwadniania osadów na prasach taśmowych.

Istotną stroną referatu jest oparcie się o realne badania zawartości azotu w wodach technologicznych prowadzone w oczyszczalni ścieków w Białymstoku, przeprowadzone w długim okresie czasowym. Badania pokazały jak dużą zmiennością stężeń poszczególnych parametrów charakteryzują się próby pobrane z odcieków z poszczególnych procesów technologicznych oraz jak wysokie wartości stężeń uzyskano.

2. Charakterystyka oczyszczalni ścieków w Białymstoku

Do białostockiej oczyszczalni ścieków [Rysunek 1] systemem kanalizacji rozdzielczej i ogólnospławnej dopływają ścieki komunalne z terenu Białegostoku pochodzące z gospodarstw domowych, zakładów użyteczności publicznej i zakładów produkcyjno-usługowych oraz gmin przyległych do granic administracyjnych miasta, pochodzące z gospodarstw domowych. Kanalizacją ogólnospławną dopływają do oczyszczalni także wody opadowe, które podczas intensywnych opadów deszczowych lub w okresach roztopowych mieszają się ze ściekami komunalnymi.

W wyniku modernizacji i rozbudowy systemu kanalizacyjnego następuje systematyczne zmniejszanie udziału kanalizacji ogólnospławnej na rzecz kanalizacji rozdzielczej.

Oczyszczalnię ścieków oddano do użytku w 1994 r. Zrealizowana została dla przepustowości $176\,500\text{ m}^3/\text{dobę}$ w oparciu o technologię osadu czynnego z usuwaniem związków organicznych. W latach następnych oczyszczalnię zmodernizowano pod kątem zwiększenia stopnia redukcji związków biogenych. Wprowadzono wysokosprawny proces usuwania związków węgla, azotu i fosforu. Ze względu na większe wymagania kubaturowe zintegrowanego procesu usuwania tych związków ograniczono przepustowość oczyszczalni do $Q_{\text{dśr}} = 100\,000\text{ m}^3/\text{d}$. W 1999 r. grawitacyjne odwadnianie osadów ściekowych na lagunach otwartych zastąpiono mechanicznym zagęszczaniem i odwadnianiem osadów oraz w dwóch etapach (etap I – 2002 r., etap II – 2007 r.) zwiększono efektywność usuwania związków węgla i nadmiaru związków biogenych. W 2008 r. zakończono modernizację systemu biogazu i obróbki osadu pościekowego. Wprowadzono m.in. suszenie osadów i generatory prądotwórcze na biogaz. Obecnie, ze względu na stale wzrastające ładunki ścieków przy niezmienniejącej się ich ilości, analizowana jest koncepcja modernizacji części biologicznej oczyszczalni pod kątem wyboru optymalnego wariantu gwarantującego uzyskanie wymaganego stopnia oczyszczania ścieków: z rozbudową kubaturową istniejących obiektów lub bez rozbudowy przy zastosowaniu procesów opartych o wysokoobciążony osad czynny.

Oczyszczalnia ścieków podzielona jest na trzy węzły technologiczne: mechaniczny, biologiczny i przeróbki osadów wytwarzanych podczas mechanicznego i biologicznego oczyszczania ścieków. Przepustowość hydrauliczna oczyszczalni wynosi 100 000 m³/d. W latach 2006 – 2011 średnia ilość ścieków przepływających przez oczyszczalnię wyniosła 71 505 m³/d, przy czym maksymalny dobowy przepływ ścieków przez oczyszczalnię w wysokości 155 700 m³/d zarejestrowano we wrześniu 2010 r.



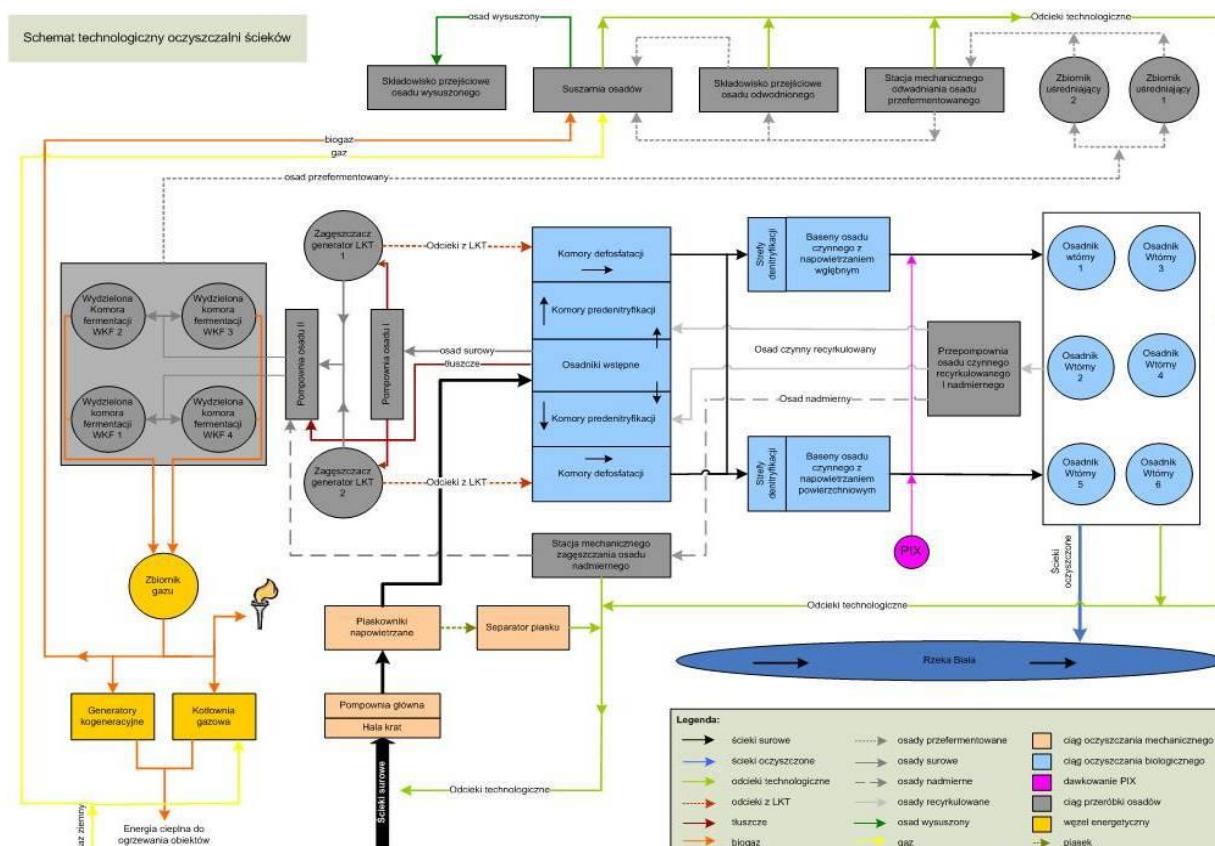
Rysunek 1. Ogólny widok na oczyszczalnię ścieków w Białymstoku

Źródło: „Wodociągi Białostockie” Sp. z o.o.

W skład oczyszczalni wchodzi następujące obiekty [Rysunek 2]:

- komora wlotowa,
- hala krat wraz z pompownią ścieków i studnią zbiorczą,
- piaskowniki napowietrzane i separator piasku,
- osadniki wstępne o przepływie poziomym,
- komory denitryfikacji, komory defosfatacji,
- komory napowietrzania z zastosowaniem aeratorów powierzchniowych i komory napowietrzania z zastosowaniem napowietrzania w głębinowym,
- osadniki wtórne radialne ze zgarniaczami ssawkowymi,
- przepompownia osadu powrotnego i nadmiernego,
- zagęszczacze grawitacyjne osadu wstępnego,
- stacja mechanicznego zagęszczania osadu nadmiernego,
- komory fermentacyjne zamknięte,

- stacja mechanicznego odwadniania osadu przefermentowanego,
- zbiorniki uśredniające osadu przefermentowanego,
- suszarnia osadów,
- składowisko przejściowe osadu wysuszonego.



Rysunek 2. Schemat technologiczny oczyszczalni ścieków w Białymstoku

Źródło: Księga Zintegrowanego Systemu Zarządzania „Wodociągi Białostockie” Sp. z o.o.

2.1.Oczyszczanie mechaniczne ścieków

W procesie mechanicznego oczyszczania ścieków, na kratkach w hali krat i w piaskowniku, zatrzymywane są zanieczyszczenia: skratki oraz piasek. Skratki poddawane są odzyskowi, a piasek wywożony jest na składowisko odpadów komunalnych. Odpady zagospodarowywane są przez firmy legitymujące się stosownymi decyzjami. W osadnikach wstępnych zatrzymywane są zawiesiny, przeważnie pochodzenia organicznego, które w procesie fermentacji metanowej poddawane są stabilizacji. Zawiesiny, zatrzymywane podczas przepływu ścieków przez osadnik wstępny, zmniejszają swoją objętość początkowo w lejach

osadników a następnie w zagęszczaczach grawitacyjnych. Zagęszczona zawiesina (tzw. osad surowy) kierowana jest do unieszkodliwiania w procesie fermentacji metanowej. Ścieki pozbawione zawiesin opadalnych dopływają grawitacyjnie do „bloku” oczyszczania biologicznego.



Rysunek 3. Kraty haczykowe gęste

Źródło: „Wodociągi Białostockie” Sp. z o.o.

W skład instalacji wchodzi dwie sztuki krat mechanicznych haczykowatych gęstych [Rysunek 3] o szerokości $B = 2100$ mm i o prześwicie prętów 6 mm typu GRV-06 (firmy van Raak B.V), dwa zespoły podajników bezwałowych oraz płuczka skratek typu „Washbox” RWB zblokowana z prasą śrubową skratek (RSP 200/600/1).

W pompowni głównej pracuje sześć pomp typu 60F85-6S32, każda o wydajności $q = 4\,000$ m³/h oraz dwie pompy typu Vogel 350KVG-535, każda o wydajności $q = 2\,000$ m³/h, sterowane falownikiem. Kolejnym elementem są piaskowniki napowietrzane o przepływie poziomym i separator piasku. Piaskowniki składają się z dwóch ciągów dwukomorowych przedmuchiwanych sprężonym powietrzem, o parametrach:

- długość $L = 26$ m

- szerokość $B = 3$ m
- głębokość napelnienia ściekami $H = 4,4$ m

Cztery dmuchawy dostarczające sprężone powietrze, pracują z wydajnością $q = 5\,080$ m³/h.

Następnym etapem oczyszczania mechanicznego są osadniki wstępne o przepływie poziomym. Pojemność użytkowa każdego osadnika wynosi $V = 1\,800$ m³. Na terenie oczyszczalni ścieków w Białymstoku wybudowane są cztery takie osadniki, jednak w chwili obecnej pracują tylko dwa. Całkowita pojemność użytkowa osadników $V_c = 7\,200$ m³ (dwóch pracujących $V_c = 3\,600$ m³). Do usuwania osadu do lei osadowych służą cztery zgarniacze łańcuchowe osadu typu R 97/R57 DT 80K4, natomiast do usuwania części pływających do koryt zbiorczych służą cztery zgarniacze zbiorcze typu R 97/R57 DT 80K4.

2.2. Oczyszczanie biologiczne ścieków

W procesie biologicznego oczyszczania ścieków następuje ograniczenie rozpuszczonych związków organicznych, przy jednoczesnym zmniejszeniu udziału substancji biogennych, takich jak azot i fosfor. Od marca 2009 r. usuwanie substancji biogennych wspierane jest preparatem Brentag plus. Proces ten realizowany jest w następującym układzie technologicznym: komory predenitryfikacji, komory biologicznej defosfatacji, baseny osadu czynnego z wydzielonymi strefami denitryfikacji i nitryfikacji, osadniki wtórne z przepompownią osadu czynnego oraz pompownia osadu czynnego recyrkulowanego i nadmiernego.

Okolo 20% ścieków oczyszczonych mechanicznie kierowanych jest do komór predenitryfikacji [Rysunek 4]. Tam ścieki mieszane są z osadem czynnym recyrkulowanym z osadników wtórnych. Następuje usunięcie resztek azotu w procesie denitryfikacji oraz usunięcie pozostałego rozpuszczonego tlenu. Następnie ścieki przechodzą do komór biologicznej defosfatacji, które stanowią przedłużenie komór predenitryfikacji.



Rysunek 4. Komora predenitryfikacji

Źródło: „Wodociągi Białostockie” Sp. z o.o.

Do mieszaniny ścieków z osadem recykulowanym kierowane jest pozostałe 80% ścieków mechanicznie oczyszczonych oraz odcieki z zagęszczaczy grawitacyjnych, z których wraz z wodą nadosadową napływają lotne kwasy tłuszczowe. W warunkach beztlenowych następuje przygotowanie mikroorganizmów osadu czynnego do poboru zwiększonej ilości fosforu w warunkach tlenowych. W dalszej kolejności mieszanina ścieków z osadem czynnym spływa grawitacyjnie do basenów osadu czynnego.



Rysunek 5. Komora defosfatacji

Źródło: „Wodociągi Białostockie” Sp. z o.o.

Każda komora basenu posiada strefę denitryfikacji, do której wpływa pozbawiona tlenu mieszanina ścieków z komór biologicznej defosfatacji oraz mieszanina ścieków natlenionych zawracana z końca strefy nityfikacji (recyrkulacja wewnętrzna). Podczas denitryfikacji utrzymuje się zawartość tlenu rozpuszczonego w granicach od 0 do 0,5 g O₂/m³, przy wykorzystaniu tlenu niesionego ze ściekami w wyniku recyrkulacji wewnętrznej. W warunkach niedotlenionych, przy obecności węgla, następuje usuwanie azotu do atmosfery. Następnie mieszanina ścieków z osadem czynnym przebywa w warunkach tlenowych, gdzie ma miejsce redukcja rozpuszczonych związków organicznych i kumulacja fosforu przez mikroorganizmy osadu czynnego.

W procesach związanych z osadem czynnym udział biorą następujące urządzenia:

- cztery komory denitryfikacji osadu recyrkulowanego, każda o kubaturze $V = 1\,800\text{ m}^3$, (obecnie pracują 2 komory)
- cztery komory beztlenowe (defosfatacji) [Rysunek 5], każda o kubaturze $V = 1\,800\text{ m}^3$, (obecnie pracują 2 komory)
- osiem komór denitryfikacji, każda o kubaturze $V = 1\,375\text{ m}^3$,
- osiem komór zmiennych (denitryfikacji/nitryfikacji), każda o kubaturze $V = 1\,125\text{ m}^3$,
- osiem komór nitryfikacji, każda o kubaturze $V = 4\,500\text{ m}^3$.

Łączna kubatura bloku biologicznego, w którym mogą być prowadzone procesy denitryfikacji i nitryfikacji wynosi:

$$V_c = (1\,375 + 1\,125 + 4\,500) \times 8 = 56\,000\text{ m}^3.$$

Następnym etapem biologicznego procesu oczyszczania ścieków są osadniki wtórne [Rysunek 6] z przepompownią osadu czynnego.

W osadnikach następuje oddzielenie osadu czynnego od ścieków. Osad czynny kierowany jest do ponownego wykorzystania w procesie oczyszczania ścieków. Nadmiar osadu czynnego wykorzystywany jest w procesie fermentacji metanowej razem z osadem surowym. Następnie oczyszczone ścieki sklarowane w osadnikach wtórnych spływają korytem odpływowym do odbiornika ścieków.



Rysunek 6. Osadnik wtórny

Źródło: „Wodociągi Białostockie” Sp. z o.o.

W oczyszczalni ścieków w Białymstoku pracuje sześć osadników wtórnych radialnych [Rysunek 7] z płaskim dnem (bez leja osadowego), każdy o następujących parametrach:

- średnica $D = 48,0$ m
- głębokość czynna $H = 3,4$ m
- długość przelewów pilastych $L = 274$ m
- pojemność czynna $V = 6\,100$ m³.



Rysunek 7. Osadnik wtórny

Źródło: „Wodociągi Białostockie” Sp. z o.o.

Do kolumny centralnej osadników mieszanina ścieków i osadu czynnego z bloków biologicznych doprowadzana jest za pośrednictwem prostokątnego kanału o szerokości 1,8 m. Sklarowane ścieki poprzez jednostronne przelewy pilaste odprowadzane są do koryta zbiorczego, a następnie rurociągiem DN 1400 mm do odbiornika. Zgromadzony na dnie osadnika osad usuwany jest ssawkowo-lewarowym systemem zbierania osadu. Osad zasysany jest ssawkami i odprowadzany do komory centralnej usytuowanej wokół kolumny centralnej osadnika. Z komory centralnej osad podawany jest systemem rurociągów DN 800 mm poprzez komorę zbiorczą osadu do komory czerpnej pompowni osadu.

W pompowni osadu czynnego recyrkulowanego i nadmiernego pracują cztery pompy o recyrkulacji zewnętrznej każda o wydajności $q = 1\,800\text{ m}^3/\text{h}$. Przy osadzie nadmiernym pracują trzy pompy typu Fogel 109 TKD 248 każda o wydajności $q = 100\text{ m}^3/\text{h}$.

Oczyszczone ścieki, sklarowane w osadnikach wtórnych, poprzez system koryt odprowadzających spływają do żelbetowego kanału otwartego [Rysunek 8], którym poprzez koryto pomiarowe ze zwężką Venturiego oraz kaskadowy kanał otwarty o szerokości 1,80 m kierowane są do odbiornika.



Rysunek 8. Kaskadowy kanał odprowadzający oczyszczone ściek do odbiornika

Źródło: „Wodociągi Białostockie” Sp. z o.o.

2.3. Przeróbka osadów pościekowych

Osad, który powstał w procesach mechanicznego i biologicznego oczyszczania ścieków, jest zagęszczany i kierowany do komór fermentacyjnych. Stabilizacja osadu prowadzona jest w warunkach beztlenowych mezofilowych, w temperaturze około 35°C w okresie około 30 dni. W wyniku stabilizacji następuje rozkład substancji organicznych i wytwarza się biogaz, który spalany jest w agregatach i kotłowni. Ustabilizowany osad odwadniany jest na prasach taśmowych [Rysunek 9], a odcieki kierowane są do głównego ciągu oczyszczania ścieków. Po odwodnieniu (do ok. 20% suchej masy) osady kierowane są do suszarni osadów kontaktu pośredniego. Osad suszony jest na tacach grzejnych o temperaturze ok. 250 - 270°C. Temperatura granulek osadu po suszeniu wynosi ok. 100°C. Osad wysuszony odprowadzany jest do silosa magazynowego, a następnie do boksów rozładunkowych.

W skład instalacji wchodzi następujące urządzenia:

- 4 komory fermentacji (WKF) z mieszaniem zawartości komory mieszadłami Halberga, o parametrach:
 - pojemność WKF-u: $V=7000 \text{ m}^3$,
 - czas zatrzymania w zależności od ilości osadów powstałych w procesie oczyszczania ścieków: ok. 35-40 dni,
 - temperatura fermentacji: 35-37 °C,
- 2 zagęszczacze grawitacyjne (fermentory) przykryte do zagęszczania osadu surowego
- stacja mechanicznego zagęszczania osadu czynnego nadmiernego z dwiema zagęszczarkami o parametrach:
 - wydajność: $q \leq 100 \text{ m}^3/\text{h}$,
 - ilość osadu zagęszczanego: od 1000 – 1600 m^3/d ,
 - stopień uwodnienia osadu przed odwadnianiem: ok. 99,4–99,0% uwodnienia,
 - stopień uwodnienia osadu zagęszczonego: 96 – 94 % uwodnienia.
- pompownia osadu surowego 1°
- pompownia osadu 2°
- 2 zbiorniki uśredniające, retencyjne osadu przefermentowanego o pojemności 600 m^3 ,
- stacja mechanicznego odwadniania osadu przefermentowanego: 3 prasy WPN firmy Bellmer, każda o wydajności $q \leq 30 \text{ m}^3/\text{h}$,
- suszarnia osadów firmy Seghers,

- zbiornik gazu o pojemności $V = 3000 \text{ m}^3$,
- kotłownia gazowa i pochodnia do spalania nadmiaru biogazu.



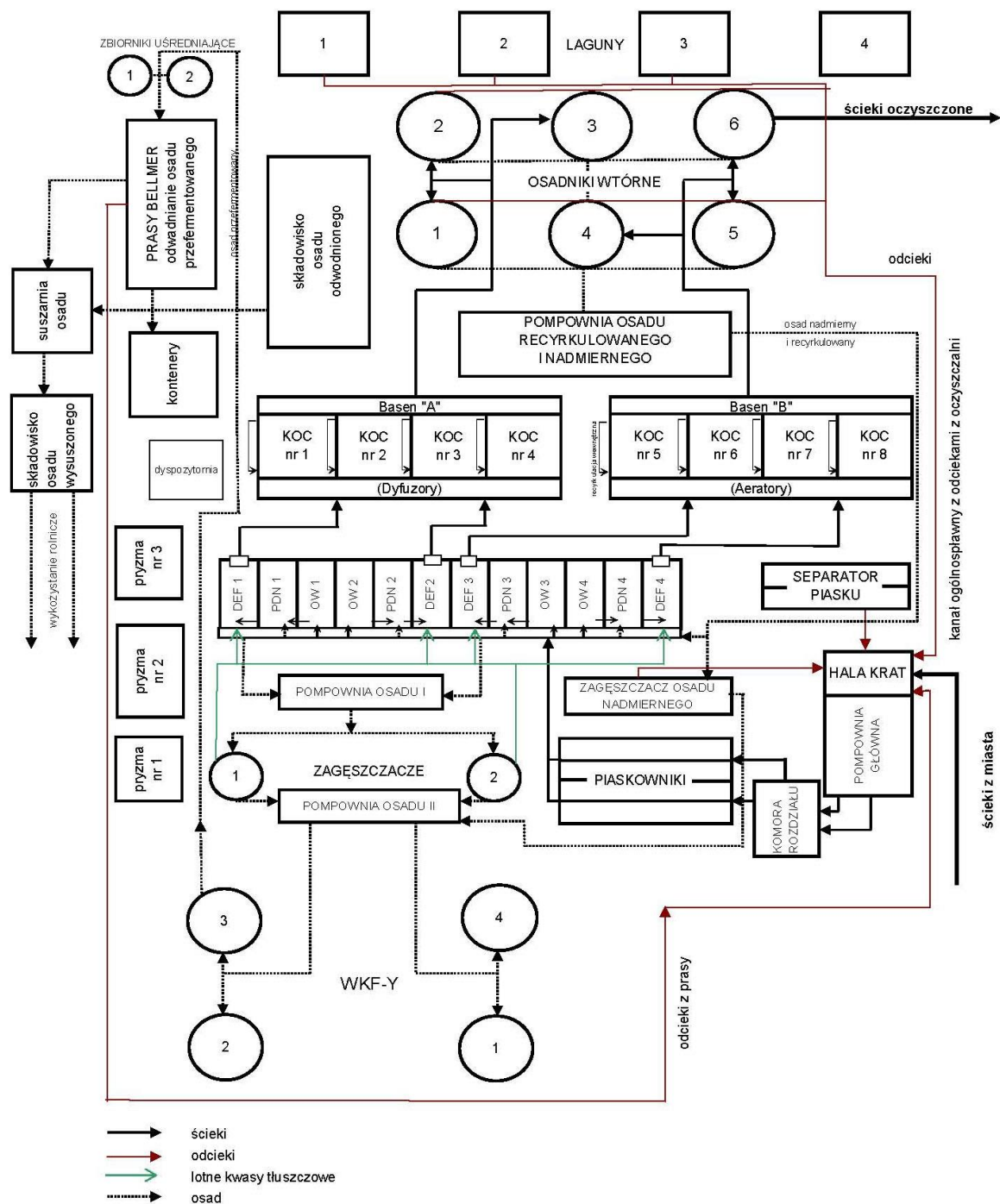
Rysunek 9. Prasy w stacji odwadniania osadów

Źródło: „Wodociągi Białostockie” Sp. z o.o.

3. Określenie ilości, stanu i składu ścieków

Do oczyszczalni poprzez system kanalizacji rozdzielczej i ogólnospławnej dopływają ścieki komunalne z terenu miasta Białegostoku i gmin przyległych do granic administracyjnych miasta (gminy: Wasilków, Dobrzyniewo Duże, Choroszcz, Juchnowiec Kościelny, Supraśl, Zabłudów). Ścieki z gospodarstw domowych i innych podmiotów, a także z zakładów przemysłowych odprowadzane są do kanalizacji miejskiej, średnio w ilości około $71\,500 \text{ m}^3/\text{d}$. Oczyszczane są one na podstawie umów zawieranych z odbiorcami świadczonych usług. Zakłady przemysłowe wprowadzające ścieki do kanalizacji miejskiej objęte są kontrolą jakościową. Kanalizacją ogólnospławną dopływają również wody infiltracyjne i opadowe, które podczas intensywnych opadów deszczowych lub w okresach roztopowych mieszają się ze ściekami komunalnymi.

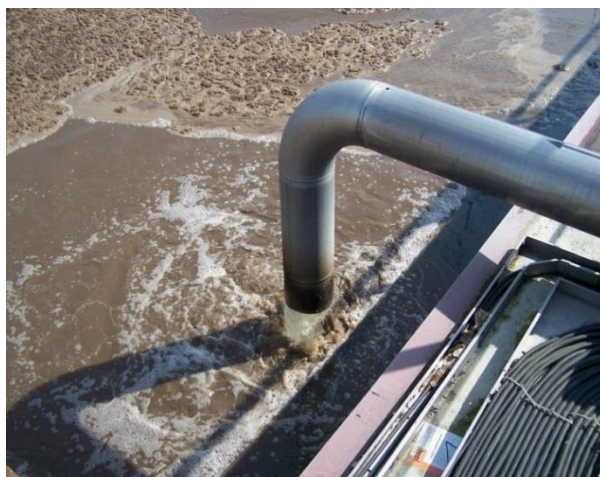
Oprócz tego duże ładunki zanieczyszczeń generują procesy technologiczne. Do głównego ciągu technologicznego przed blokiem biologicznym [Rysunek 10] zawracane są wody technologiczne powstające z przeróbki osadów w procesach: grawitacyjnego zagęszczania osadu wstępnego, mechanicznego zagęszczania osadu nadmiernego, grawitacyjnego zagęszczania osadu przefermentowanego, mechanicznego odwadniania osadów na prasach taśmowych oraz z procesu suszenia osadów.



Rysunek 10. Schemat oczyszczalni ścieków w Białymstoku z zaznaczonym obiegiem wód technologicznych

Źródło: „Wodociągi Białostockie” Sp. z o.o.

Jako dodatkowe źródła podwyższające wskaźniki azotu i innych parametrów uznawane są odcieki, lotne kwasy tłuszczowe oraz osad zawracany w procesie technologicznym.



Rysunek 11. Przelew wód nadosadowych zagęszczacza grawitacyjnego osadu surowego

Źródło: „Wodociągi Białostockie” Sp. z o.o.

Na Rysunku 11 pokazano przykładowe źródło zwiększania wartości zanieczyszczeń. Na podstawie wieloletnich obserwacji można zauważyć wzrost ładunków zanieczyszczeń przy nierosnącej ilości ścieków. W tabeli 1 przedstawiono Zestawienie wartości analizowanych parametrów w dopływających ściekach do oczyszczalni

Tabela 1. Zestawienie wartości analizowanych parametrów w dopływających ściekach do oczyszczalni

Lp.	Wskaźnik	Wyszczególnienie	Jednostka	Wielkość dopuszczalna	Rok											
					2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
1.	BZT5	Q śrd.	m3/d	100 000	69 964	77 712	74 792	70 938	74 650	69 076	69 228	71 578	69 259	63 211	68 975	67 058
		Stężenie	g/m3	270	338	429	294	340	420	441	417	392	429	422	540	943
		Ładunek	kg/d	27 000	23 648	33 338	21 989	24 119	31 353	30 432	28 867	28 046	29 722	26 662	37 252	63 202
		Rezerwa lub przekroczenie ładunku	kg/d	X	3 352	-6 338	5 011	2 881	-4 353	-3 432	-1 867	-1 046	-2 722	338	-10 252	-36 202
		%przekroczenia ładunku			12,42%	-23,48%	18,56%	10,67%	-16,12%	-12,71%	-6,91%	-3,87%	-10,08%	1,25%	-37,97%	-134,08%
2.	ChZT	Stężenie	g/m3	543	716	1 247	922	928	1 014	991	1 009	969	1 011	1 087	1 212	2 064
		Ładunek	kg/d	54 300	50 094	96 907	68 958	65 830	75 695	68 443	69 829	69 346	70 054	68 703	83 577	138 391
		Rezerwa lub przekroczenie ładunku	kg/d	X	4 206	-42 607	-14 658	-11 530	-21 395	-14 143	-15 529	-15 046	-15 754	-14 403	-29 277	-84 091
		%przekroczenia ładunku			7,75%	-78,47%	-26,99%	-21,23%	-39,40%	-26,05%	-28,60%	-27,71%	-29,01%	-26,53%	-53,92%	-154,86%
3.	Zawiesina	Stężenie	g/m3	214	434	654	571	586	616	559	557	616	625	641	709	1 130
		Ładunek	kg/d	21 400	30 364	50 824	42 706	41 570	45 984	38 647	38 544	44 101	43 294	40 530	48 889	75 776
		Rezerwa lub przekroczenie ładunku	kg/d	X	-8 964	-29 424	-21 306	-20 170	-24 584	-17 247	-17 144	-22 701	-21 894	-19 130	-27 489	-54 376
		%przekroczenia ładunku			-41,89%	-137,49%	-99,56%	-94,25%	-114,88%	-80,60%	-80,11%	-106,1%	-102,3%	-89,4%	-128,5%	-254,09%
4.	Azot amonowy	Stężenie	g/m3	30	33,70	27,20	30,10	35,70	40,91	47,75	43,92	42,90	44,92	45,59	46,37	52,15
		Ładunek	kg/d	3 000	2 358	2 114	2 251	2 532	3 054	3 298	3 040	3 071	3 111	2 882	3 198	3 497
		Rezerwa lub przekroczenie ładunku	kg/d	X	642	886	749	468	-54	-298	-40	-71	-111	118	-198	-497
		%przekroczenia ładunku			21,41%	29,54%	24,96%	15,58%	-1,80%	-9,94%	-1,34%	-2,35%	-3,70%	3,93%	-6,60%	-16,57%
5.	Azot ogólny	Stężenie	g/m3	43	60,60	64,50	60,00	67,50	71,70	79,37	72,42	75,63	84,30	86,70	86,48	93,06
		Ładunek	kg/d	4 300	4 240	5 012	4 488	4 788	5 352	5 483	5 013	5 414	5 839	5 481	5 965	6 241
		Rezerwa lub przekroczenie ładunku	kg/d	X	60	-712	-188	-488	-1 052	-1 183	-713	-1 114	-1 539	-1 181	-1 665	-1 941
		%przekroczenia ładunku			1,40%	-16,57%	-4,36%	-11,36%	-24,47%	-27,50%	-16,59%	-25,90%	-35,78%	-27,45%	-38,72%	-45,13%
6.	Fosfor ogólny	Stężenie	g/m3	8	15,12	19,13	13,00	13,40	11,10	10,28	10,04	9,13	12,40	13,85	12,87	10,95
		Ładunek	kg/d	800	1 058	1 487	972	951	829	710	695	654	859	875	887	734
		Rezerwa lub przekroczenie ładunku	kg/d	X	-258	-687	-172	-151	-29	90	105	146	-59	-75	-87	66
		%przekroczenia ładunku			-32,23%	-85,83%	-21,54%	-18,82%	-3,58%	11,21%	13,13%	18,27%	-7,36%	-9,40%	-10,93%	8,21%

Źródło: Wodociągi Białostockie Sp. z o.o.

Przepustowość hydrauliczna oczyszczalni wynosi $100\,000\text{ m}^3/\text{d.}$, średniodobowa ilość ścieków przepływających przez oczyszczalnię wynosi $Q_h \text{ śr (z } Q_d \text{ max)} = 7\,500\text{ m}^3/\text{h}$, $Q_d \text{ max} = 180\,000\text{ m}^3/\text{d.}$; $Q_h \text{ max} = 13\,800\text{ m}^3/\text{h}$.

Wielkość zrzutu oczyszczonych ścieków do odbiornika określa się na poziomie $Q_d \text{ śr} = 100\,000\text{ m}^3/\text{d}$, natomiast $Q_h \text{ max} = 10\,185\text{ m}^3/\text{h}$.

Maksymalny roczny zrzut oczyszczonych ścieków do odbiornika określa się w wysokości: $Q_{\text{roczne max}} = 36\,500\,000\text{ m}^3$

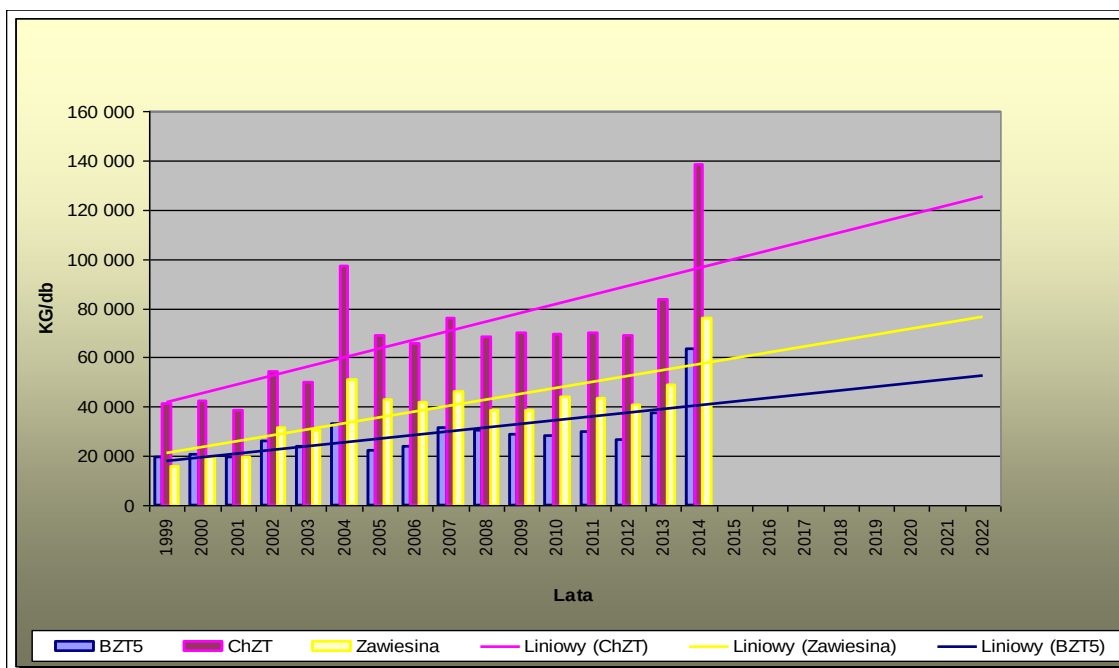
Do oczyszczalni kierowane są ścieki komunalne o następujących parametrach:

- BZT₅: $200 - 950\text{ g / m}^3$;
- ChZT: $400 - 2500\text{ g / m}^3$,
- zawiesiny ogólne: $100 - 2000\text{ g / m}^3$;
- azot ogólny: $40 - 120\text{ g / m}^3$;
- fosfor ogólny: $5 - 20\text{ g / m}^3$.

Przepustowość biologiczna oczyszczalni ścieków określona równoważną liczbą mieszkańców wyrażonych we wskaźniku BZT₅ wynosi $RLM = 450\,000$, średnia wydajność oczyszczalni ścieków w roku 2013 wyniosła $937\,679\text{ RLM}$, co stanowiło $208,26\%$ RLM obsługiwanego przez oczyszczalnię ścieków. Wskazuje to na wysokie przeciążenie ciągu biologicznego oczyszczalni.

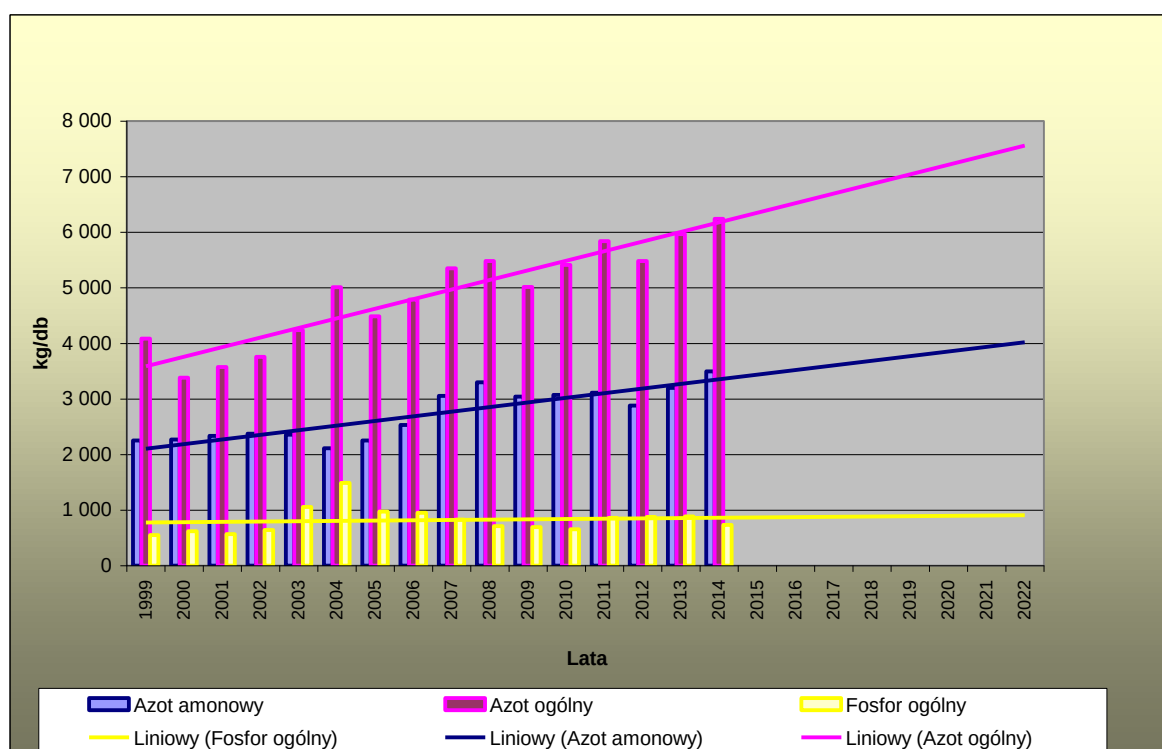
Na zamieszczonych wykresach [Rysunek 12 oraz Rysunek 13] wyraźnie widać tendencję wzrostową ilości stężeń ścieków oraz ładunków dopływających do oczyszczalni. Miejscem pomiarowym ścieków jest punkt, do którego docierają ścieki z terenu wymieszane z wodami technologicznymi powstałymi w procesach oczyszczania ścieków.

W kontekście dalszych wyników uzyskanych z badań prób odcieków pobranych po poszczególnych procesach technologicznych zastanawiający jest wpływ ładunków tych zanieczyszczeń na ogólną wartość uzyskiwaną w badaniu zanieczyszczeń dopływających do oczyszczalni.



Rysunek 12. Wzrost ładunku BZT5, ChZT i zawiesiny zanieczyszczeń dopływających do oczyszczalni

Źródło: „Wodociągi Białostockie” Sp. z o.o.



Rysunek 13. Zmiany ładunków azotu amonowego, azotu ogólnego i fosforu zanieczyszczeń zawartych w ściekach dopływających do oczyszczalni

Źródło: „Wodociągi Białostockie” Sp. z o.o.

W tabeli 2 przedstawiono zestawienie wybranych wartości parametrów ścieków pobranych na kolejnych etapach oczyszczania. Zestawiono wartości w ściekach surowych, po mechanicznym oczyszczeniu oraz po oczyszczeniu, tuż przed wprowadzeniem do odbiornika – rzeki Białej.

Tabela 2. Zestawienie wybranych wartości parametrów ścieków surowych, po mechanicznym oczyszczeniu oraz oczyszczonych przed wprowadzeniem do odbiornika

Data badania	Stężenia													
	ChZT g/m³			Zawiesiny ogólne g/m³			Azot og. Kjeldahla g/m³			Azot amonowy g/m³			Azot ogólny g/m³	
2013-05-24	1500	412	41	1000	78	<10	103,0	70,8	2,44	50,6	52,6	0,94	103,0	6,61
2013-05-31	1080	320	31	750	84	<10	87,6	55,7	2,13	47,4	41,6	0,47	87,9	6,26
2013-06-07	1370	344	30	980	91	<10	84,5	56,2	2,58	40,5	40,6	0,59	85,3	9,25
2013-06-21	1100	420	32	710	120	<10	82,4	58,6	<2	39,4	42,9	0,58	83,2	8,59
2013-06-28	1180	430	34	690	110	<10	80,9	66,2	2,02	46,8	48,3	0,62	81,4	10,8
2013-07-05	1070	392	32	680	85	<10	83,4	64,1	<2	47,1	47,5	0,62	84,8	8,39
2013-07-12	1090	420	30	670	88	<10	74,6	60,1	2,35	40,7	42,2	0,49	74,6	7,72
2013-08-23	1090	446	31	640	100	<10	83,8	64,9	2,89	46,6	47,1	0,62	84,5	9,8
2013-11-23	1160	450	38	720	110	<10	97,7	73,4	4,23	56,0	53,8	1,99	98,2	10,8
NDS wg pozwolenia wodnoprawnego	125			35			-			-			10	
	wartości w ściekach surowych													
	wartości w ściekach mechanicznie oczyszczonych													
	wartości w ściekach oczyszczonych													

Źródło: własne na podstawie badań z „Wodociągów Białostockich” Sp. z o.o.

Ilość oczyszczonych ścieków odprowadzanych do odbiornika mierzona jest w korycie pomiarowym przy użyciu przepływomierza MSP-USTD1 posadowionego na kanale

odpływowym, wyposażonym w zwężkę Venturiego typ P-11. Urządzenie do automatycznego poboru prób ścieków oczyszczonych typu Sammler PP-92/T znajduje się na zwężce pomiarowej. Urządzenie to współpracuje z przepływomierzem i może być zaprogramowane na kilka opcji poboru prób (proporcjonalny do przepływu, okresowy, zdarzeniowy).

Pobrane próbki badane są przez Laboratorium Badania Ścieków przy „Wodociągach Białostockich” Sp.z.o.o. Laboratorium posiada certyfikat nr AB 415 nadany przez Polskie Centrum Akredytacji.

Z mniejszą równomiernością prowadzone są pomiary zmiany stężeń azotu ogólnego i azotu amonowego w odciekach technologicznych pobranych przy pracy suszarni [Tabela 3], wartości parametrów odcieków z pras odwadniających i zagęszczaczy grawitacyjnych [Tabela 4] oraz wartości analizowanych parametrów w odciekach z pras w stacji mechanicznego odwadniania osadu przefermentowanego [Tabela 5]. W wynikach zestawień tych badań, łatwo zauważyć jak duże ładunki azotu zawierają oraz jaką nierównomiernością i zmiennością parametrów się charakteryzują [Rysunek 14, Rysunek 15, Rysunek 16]. Wody technologiczne stanowią 10 % objętości ścieków oczyszczanych w oczyszczalni ścieków w Białymstoku. Zmniejszenie ich ładunków może mieć przełożenie na koszty i efektywność prowadzonych procesów.

Tabela 3. Zmiany stężeń azotu ogólnego i azotu amonowego w odciekach technologicznych pobranych z suszarni

Miesiąc poboru próby	stężenie Nog g/m³	stężenie N-NH₄ g/m³
Styczeń	n.b.	n.b.
Luty	369	320
Marzec	439	356
Kwiecień	406	339
Maj	385	350
Czerwiec	346	307
Lipiec	343	325

Sierpień	n.b.	n.b.
Wrzesień	327	277
Październik	351	325
Listopad	n.b.	n.b.
Grudzień	n.b.	n.b.
Średnia roczna	370	325

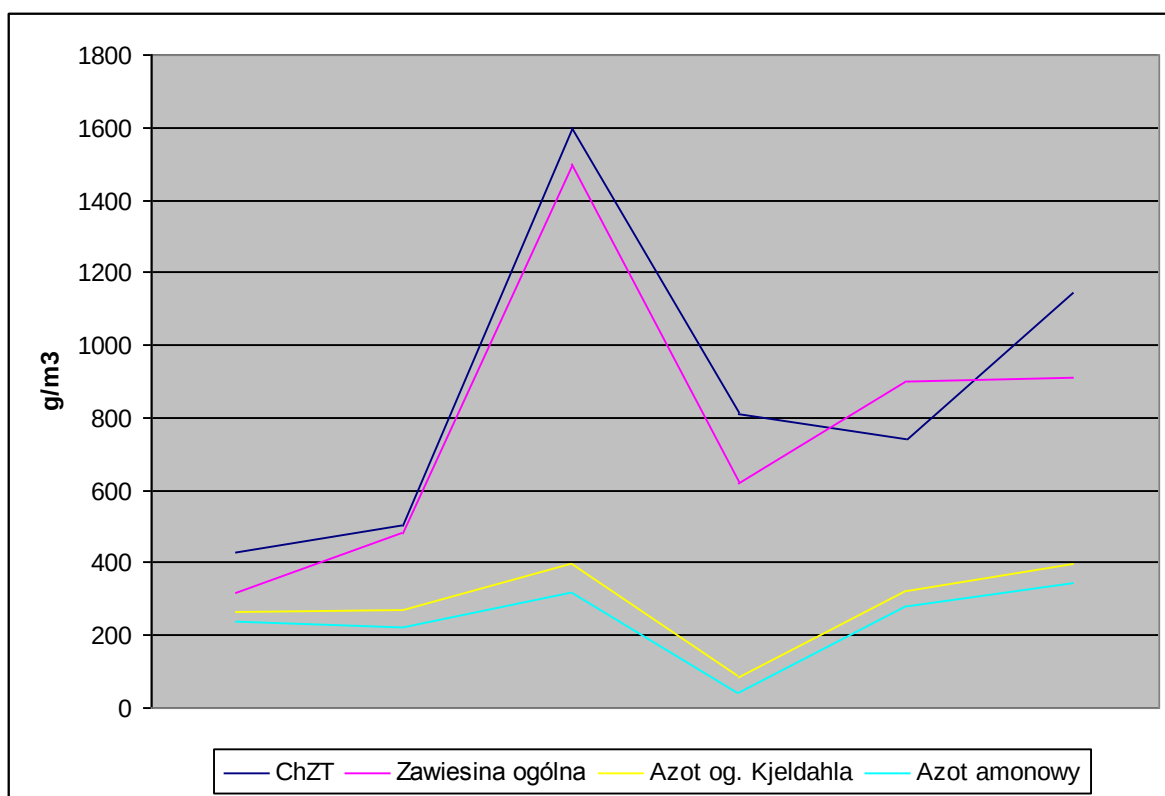
n.b. –nie badano

Źródło: własne na podstawie badań z „Wodociągów Białostockich” Sp. z o.o.

Tabela 4. Zestawienie przykładowych wartości parametrów odcieków z pras odwadniających i zagęszczaczy grawitacyjnych

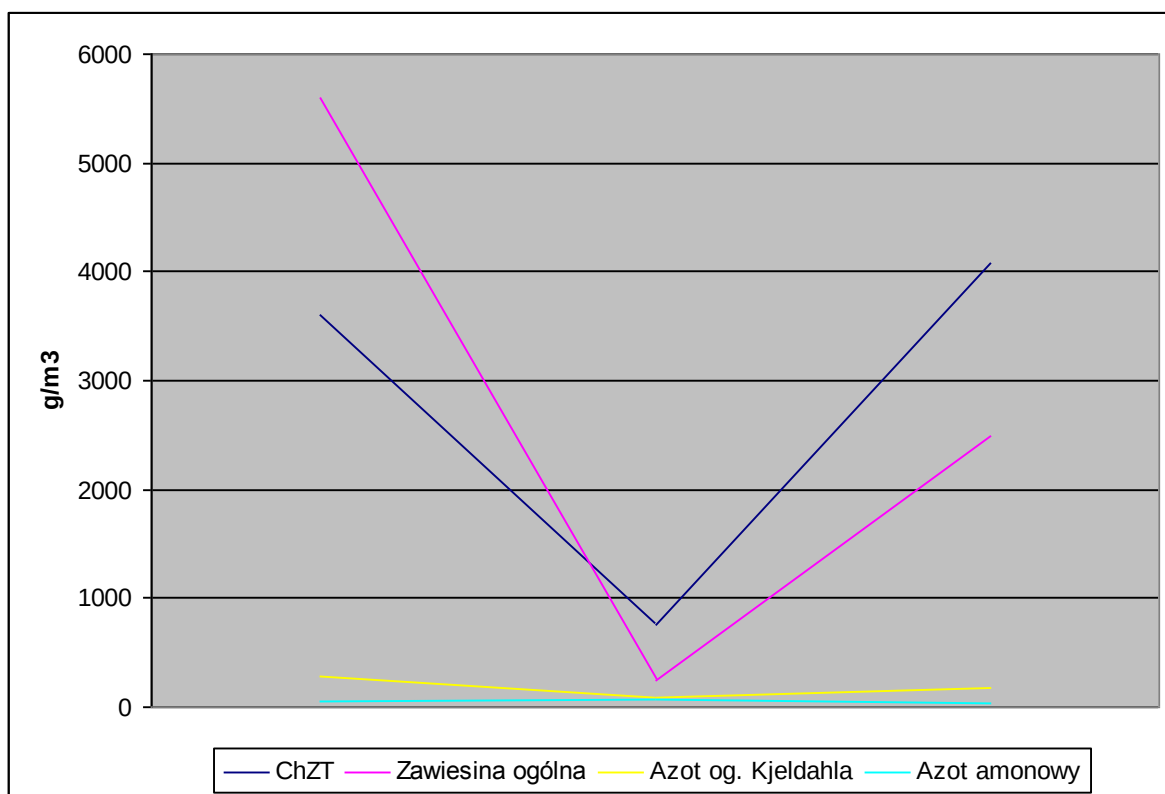
Miejsce pobrania próbki	Data poboru	Stężenie			
		ChZT g/m ³	Zawiesina ogólna g/m ³	Azot og. Kjeldahla g/m ³	Azot amonowy g/m ³
Prasy odwadniające	2013-05-22	430	320	267	238
	2013-05-28	505	480	272	223
	2013-06-18	1600	1500	398	319
	2013-06-25	811	620	85,3	44,7
	2013-07-09	740	900	323	279
	2013-08-27	1150	910	399	343
Zagęszczacze grawitacyjne	2013-06-04	3600	5600	276	53,8
	2013-07-02	767	250	92,1	68,2
	2013-11-19	4100	2500	174	30,5

Źródło: własne na podstawie badań z „Wodociągów Białostockich” Sp. z o.o.



Rysunek 14. Zmiany stężeń wybranych parametrów odcieków z pras odwadniających

Źródło: własne na podstawie badań z „Wodociągów Białostockich” Sp. z o.o.



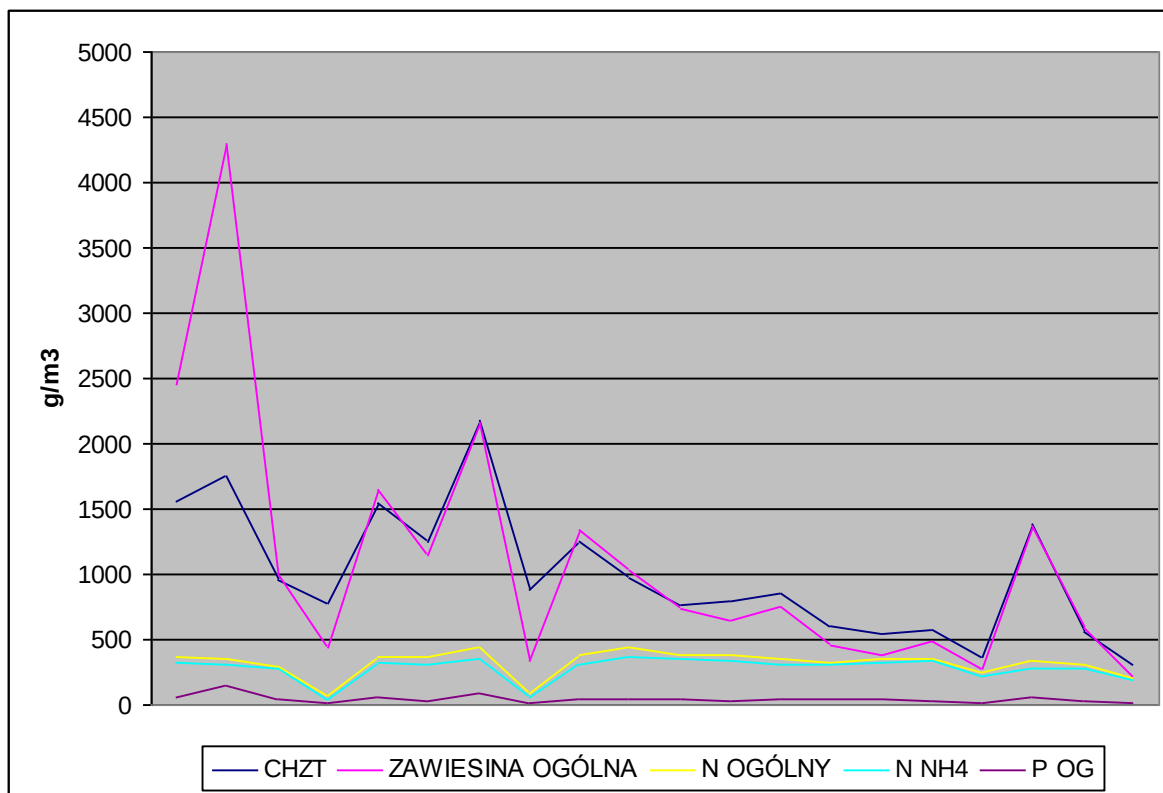
Rysunek 15. : Zmiany stężeń wybranych parametrów odcieków z zagęszczaczy grawitacyjnych

Źródło: własne na podstawie badań z „Wodociągów Białostockich” Sp. z o.o.

Tabela 5. Zestawienie wartości analizowanych parametrów w odciekach z pras w stacji mechanicznego odwadniania osadu przefermentowanego

Miesiąc	Dzień	Stężenia				
		ChZT g/m ³	Zawiesina ogólna g/m ³	N ogólny g/m ³	N - NH ₄ g/m ³	P og g/m ³
Styczeń	2008-01-18	1555	2458	362	327	54
Styczeń	2008-01-25	1755	4295	357	303	145
Luty	2008-02-08	960	998	299	278	39,3
Luty	2008-02-18	781	446	70,6	43	16,3
Luty	2008-02-22	1542	1653	368	330	55,5
Luty	2008-02-29	1251	1153	370	311	25,6
Marzec	2008-03-14	2178	2158	439	356	86
Marzec	2008-03-28	884	344	88,1	56,5	15,2
Kwiecień	2008-04-04	1249	1342	378	305	39,4
Kwiecień	2008-04-25	971	1028	434	373	51,27
Maj	2008-05-02	771	742	385	358	41,2
Maj	2008-05-09	795	652	385	343	31
Czerwiec	2008-06-20	850	748	346	307	45
Lipiec	2008-07-04	601	462	319	314	41
Lipiec	2008-07-11	549	384	350	330	38
Lipiec	2008-07-18	571	492	359	331	36
Lipiec	2008-07-25	364	277	246	221	22
Wrzesień	2008-09-19	1386	1375	342	278	57
Wrzesień	2008-09-26	555	586	313	275	32
Październik	2008-10-03	287	211	203	186	18

Źródło: „Wodociągi Białostockie” Sp. z o.o.



Rysunek 16. Zmiany stężeń wybranych parametrów odcieków z pras w stacji mechanicznego odwadniania osadu przefermentowanego

Źródło: własne na podstawie badań z „Wodociągów Białostockich” Sp. z o.o.

Ścieki oczyszczane są w oparciu o technologię osadu czynnego. W latach 2003 – 2013 w ściekach oczyszczonych wystąpiły przekroczenia średniej rocznej wartości azotu ogólnego. Pozostałe wskaźniki zanieczyszczeń (BZT_5 , $ChZT_{Cr}$, zawiesina, fosfor ogólny) nie naruszały warunków określonych w pozwoleniu wodno- prawnym.

Na etapie koncepcji propozycji rozwiązań wariantowych znajduje się obecnie zadanie dotyczące modernizacji części biologicznej oczyszczalni.

W wyniku modernizacji części biologicznej oczyszczalni i dalszego doskonalenia usuwania związków azotu oczyszczalnia ścieków przystosowana będzie do spełnienia wymogów ochrony środowiska i utrzymania wskaźników zanieczyszczeń w zakresie:

- BZT_5 – 15 g/m^3 (wartość wskaźnika w próbce średniej dobowej),
- $ChZT$ – 125 g/m^3 (wartość wskaźnika w próbce średniej dobowej),
- zawiesiny ogólne – 35 g/m^3 (wartość wskaźnika w próbce średniej dobowej),
- azot ogólny – 10 g/m^3 (wartość wskaźnika średnia roczna, obliczona dla próbek średnich dobowych pobranych w danym roku przy temperaturze ścieków w komorze biologicznej nie niższej niż 12°C),

- fosfor ogólny – 1 g/m³ (wartość wskaźnika średnia roczna).

Ewentualna rozbudowa lub przebudowa istniejących reaktorów biologicznych zmierzałaby w kierunku jednej z trzech koncepcji.

- pierwsza z nich obejmowałaby rozbudowę istniejących reaktorów pracujących w technologii zmodyfikowanego Bardenpho;
- druga koncepcja obejmowałaby przebudowę istniejących reaktorów na pracę w technologii MBBR-Hybas;
- trzecia dotyczyłaby dobudowy modułu pracującego w technologii Biostyr.

Proces Moving Bed Biofilm Reaktor (MBBR) oparty jest o zjawisko biofilmu tworzącego się na materiale nośnikowym o gęstości bliskiej gęstości wody wykonanym z PE lub PP [Rysunek 17]. Taki nośnik charakteryzuje się dużą powierzchnią właściwą dla wzrostu błony biologicznej.



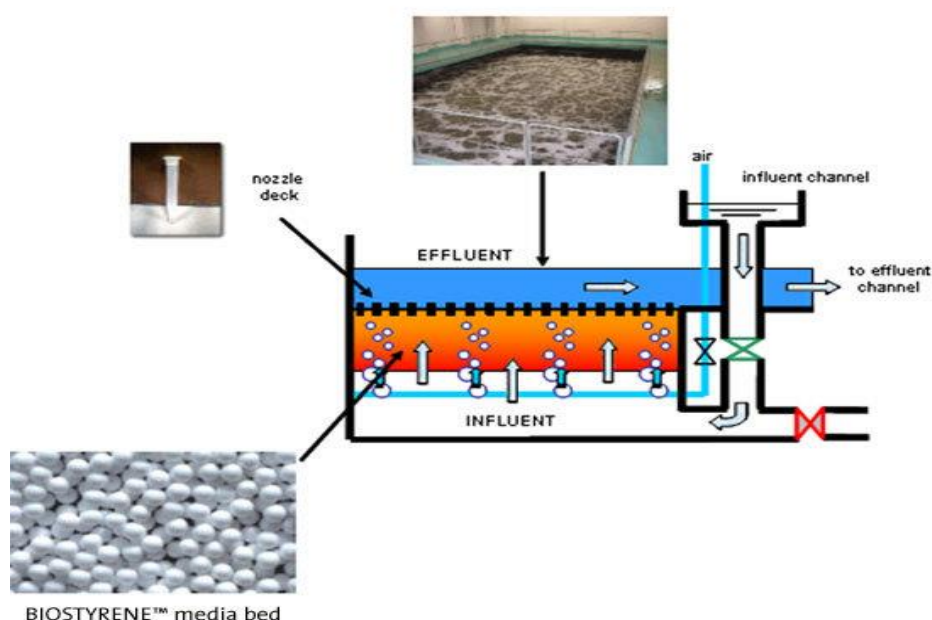
Rysunek 17. Przykładowy materiał nośnikowy wykonany z PE lub PP

Źródło: www.anoxkaldnes.com, www.veoliawaterst.com

Proponowana technologia mogłaby znaleźć zastosowanie dla oczyszczania ścieków lub odcieków technologicznych. Elastyczność procesu MBBR powoduje zwiększenie przepustowości istniejących instalacji aż do 500% przekroczenia obciążenia ładunkiem organicznym w istniejących kubaturach. Proces oczyszczania wstępnego z zawieszonymi nośnikami błony biologicznej jest bardziej odporny na wahania i zakłócenia w dopływie, w porównaniu do konwencjonalnego procesu osadu czynnego, zwłaszcza przy temperaturach ścieków poniżej 12°C. Przy jego zastosowaniu niższa jest produkcja osadu nadmiernego, istnieje możliwość łączenia technologii MBBR i osadu czynnego Hybas.

Technologia Biostyr [Rysunek 18] zaprojektowana jest do prowadzenia procesów usuwania związków węgla, denitryfikacji i nityfikacji w biologicznej części oczyszczania ścieków. W przypadku tej technologii złożo filtra zbudowane jest z małych granul polistyrenu

o nazwie BiostyreneTM o gęstości mniejszej niż woda. Zawieszone jest pod powierzchnią dna dyszowego i napowietrzne za pomocą rusztu umiejscowionego w dolnej części komory. Pod ciśnieniem słupa napływu oczyszczane ścieki przepływają od dołu filtra do góry.



Rysunek 18. Technologia Biostyr.

Źródło: www.veoliawaterst.com

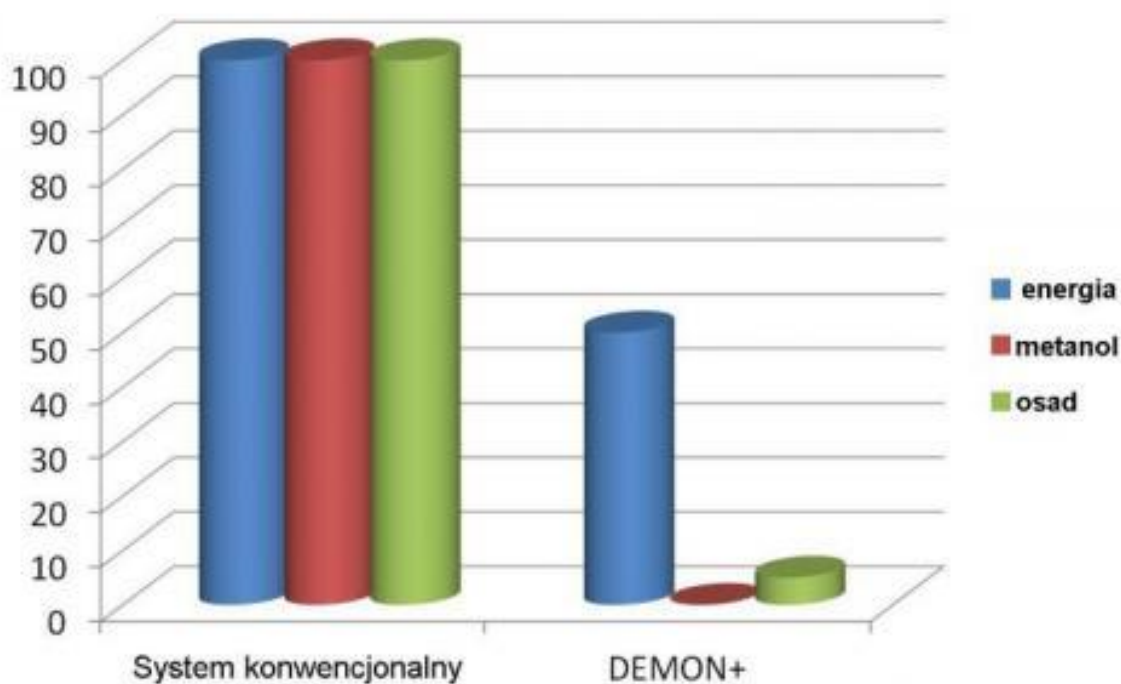
Jednak tradycyjna nitrifikacja i denitryfikacja wymaga zazwyczaj dużej ilości energii i węgla w celu osiągnięcia niskiego stężenia azotu w odpływie. Czasem wymagane jest zwiększenie alkaliczności. Z powodu dodatku zewnętrznego źródła węgla powstaje też duża ilość osadów nadmiernych.

Ciekawą alternatywą mógłby się stać nowatorski proces usuwania związków azotowych z odcieków proces Anammox (ANaerobic AMMonium OXidation). Proces ten udało się zidentyfikować w reaktorze w 1995 roku. Jego przebieg i charakter był intensywnie badany przez lata następne.

Ten nowatorski proces usuwania związków azotowych prowadzony jest w warunkach beztlenowych przez grupę autotroficznych mikroorganizmów. Sprawdza się głównie przy oczyszczaniu ścieków o podwyższonych stężeniach jonów amonowych oraz azotanowych. Jony amonowe utleniane są przy udziale azotynów jako akceptorów elektronów. Anammox prowadzą bakterie z gromady *Planctomyces*, w której znajduje się przynajmniej pięć ich rodzajów: *Brocadia*, *Anammoxoglobus*, *Scalindua*, *Kuenenia* i *Jettenia*. Poza *Scalindua*

wszystkie można spotkać w oczyszczalni lub w ciekach słodkowodnych. Bakterie te nie potrzebują węgla organicznego — wykorzystują CO_2 .

Jednym z procesów proponowanych do oczyszczania ścieków lub podczyszczania odcieków z wykorzystaniem bakterii Anammox jest z powodzeniem stosowany system DEMON. Składa się on z dwóch etapów: częściowej nityfikacji azotu amonowego oraz przemianie w warunkach beztlenowych pozostałego azotu amonowego i azotynów do azotu gazowego. Połączenie procesów częściowej nityfikacji i Anammox do biologicznego usuwania azotu ze ścieków pozwala na dość konkretne obniżenie kosztów w stosunku do tradycyjnego systemu nityfikacji-denitryfikacji [Rysunek 19]. Dzięki Anammox 60% kosztów oczyszczania ścieków można oszczędzić na wydatkach na napowietrzanie ścieków. Zewnętrzne źródło węgla także okazuje się być zbędne, a co za tym idzie ilość produkowanego osadu nadmiernego jest bardzo niska.



Rysunek 19. Porównanie kosztów standardowej nityfikacji i denitryfikacji a procesu DEMON®

Źródło: <http://www.stalbudom.pl/pl/oferta/deamonifikacja/proces-demon->

4. Podsumowanie

Do głównego ciągu technologicznego przed blokiem biologicznym zwracane są wody technologiczne powstające z przeróbki osadów w procesach: grawitacyjnego zagęszczania osadu wstępnego, mechanicznego zagęszczania osadu nadmiernego,

grawitacyjnego zagęszczania osadu przefermentowanego, mechanicznego odwadniania osadów na prasach taśmowych oraz procesu suszenia osadów. W celu zapewnienia żądanej redukcji biogenów w oczyszczalniach ścieków stosuje się biologiczne metody usuwania azotu, z udziałem procesów nitryfikacji i denitryfikacji. Jednak ze względu na stale wzrastające ładunki ścieków przy nie zmieniającej się ich ilości, należałoby zwrócić uwagę na wpływ odcieków niosących ogromne ładunki azotu na ilość azotu w obiegu technologicznym. W pracy tej pokazano jak duże ilości stężeń poszczególnych parametrów uzyskano w badaniach prób pobranych z wód technologicznych powstających w poszczególnych procesach oraz kolejnych etapach oczyszczania ścieków. Jako dodatkowe źródła podwyższające wskaźniki azotu i innych parametrów uznawane są ocieki, lotne kwasy tłuszczowe oraz osad zawracany w procesie technologicznym. Scharakteryzowano również koncepcje rozwiązań wariantowych dotyczących modernizacji części biologicznej oczyszczalni. W wyniku modernizacji części biologicznej oczyszczalni i dalszego doskonalenia usuwania związków azotu jako potencjał określono ewentualną rozbudowę lub przebudowę istniejących reaktorów biologicznych. Modernizacja zmierzałaby w kierunku jednej z kilku koncepcji: rozbudowy istniejących reaktorów pracujących w technologii zmodyfikowanego Bardenpho; przebudowy istniejących reaktorów na pracę w technologii MBBR-Hybas, dobudowy modułu pracującego w technologii Biostyr lub rozważenia innych możliwości. Zmniejszenie ilości azotu w obiegu technologicznym może mieć przełożenie na koszty i efektywność prowadzonych procesów.

Literatura:

1. Błaszczyk M.: *Biologiczne usuwanie azotu mineralnego ze ścieków*. w *Mikroorganizmy w ochronie środowiska*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2007.
2. Glamkowski W.: *Wielowariantowa koncepcja modernizacji węzła gazowo – osadowego oczyszczalni ścieków w Białymstoku*. BIPROWOD - WARSZAWA, Warszawa 2001.
3. Goławski K., Madeła M.: *Koncepcja rozbudowy i modernizacji części biologicznej oczyszczalni ścieków w Białymstoku*. Biuro Projektów Budownictwa Komunalnego we Wrocławiu Sp.z.o.o., Wrocław 2011.
4. Grygorczuk-Petersons E. H., Miedziałowski J., Wierzbicki T.L. *Technologia wody i ścieków* Wydawnictwo Politechniki Białostockiej, Białystok 1988
5. Henze M.: *Oczyszczanie ścieków miejskich*, Wydawnictwo Politechniki Świętokrzyskiej, Kielce 2002

6. Jędrzak A.: *Biologiczne przetwarzanie odpadów*. Wyd Nauk PWN, Warszawa 2007.
7. Łomotoski J., Szpindor A.: *Nowoczesne Systemy Oczyszczania Ścieków*. Arkady Warszawa 1999
8. Miksch K., Sikora J.: *Biotechnologia ścieków*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2010
9. Oleszkiewicz J.: *Gospodarka osadami ściekowymi*. LEM, Kraków 1998.
10. Surmacz-Górska J.: *Usuwanie zanieczyszczeń organicznych oraz azotu z odcieków powstających w wysypiskach odpadów komunalnych*. Zesz Nauk Polit Śl, Seria Inżynieria Środowiska, Gliwice 2000.
11. Wojtowicz M.: *Aby zadbać o środowisko – Anammox*, dolinabiotechnologiczna.pl
12. Żubrowska-Sudoł M. Trela J.: *Proces Anammox jako alternatywna metoda intensyfikacji usuwania azotu ze ścieków*. GAZ, WODA I TECHNIKA SANITARNA nr 9/2010
13. Żubrowska-Sudoł M., Słojewska M.: *Proces beztlenowego utleniania amoniaku (Anammox) jako alternatywna metoda usuwania azotu ze ścieków*. Forum Eksploatatora, 2/2006
14. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 roku w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (Dz. U. nr 137, poz. 984, zm. z 2009 r. Dz. U. nr 27, poz. 169).
15. http://www.veoliawaterst.com/mbbr/en/features_and_benefits.htm
16. www.anoxkaldnes.com
17. <http://www.stalbudom.pl/pl/oferta/deamonifikacja/proces-demon->

mgr inż. Malwina Tytła¹
dr hab. inż. Ewa Zielewicz Prof. nzw. w Pol. Śl.²
Politechnika Śląska, Zakład Wodociągów i Kanalizacji
ul. Akademicka 2A, 44-100 Gliwice
malwina.tytla@polsl.pl¹
ewa.zielewicz@polsl.pl²

Badania wpływu warunków prowadzenia dezintegracji ultradźwiękowej osadów ściekowych na uzyskiwane efekty

Słowa kluczowe: *osady nadmierne, dezintegracja ultradźwiękowa, efekty bezpośrednie dezintegracji*

Streszczenie: Celem przeprowadzonych badań było określenie wpływu warunków prowadzenia dezintegracji ultradźwiękowej osadów ściekowych na uzyskiwane w procesie efekty tj. zmianę charakterystyki osadów i cieczy osadowej oraz dyspergowanie fazy stałej. Nadźwiękowaniu poddawano osady nadmierne i nadmierne zagęszczone pochodzące z komunalnej oczyszczalni ścieków, znajdującej się na terenie południowej Polski. Proces prowadzono przy użyciu dezintegratora o stałej mocy znamionowej, wyposażonego w głowicę typu „sandwich” ze stożkowym koncentratorem energii (emiterem). Osady ściekowe poddawano dezintegracji falą o częstotliwości $f=23$ kHz, przy zmiennej geometrii w obszarze nadźwiękowania. Badania prowadzono dla objętości osadu $V_1=0,3$ i $V_2=0,5$ L. Odległość emitera od dna naczynia, w którym nadźwiękowano osady wynosiła odpowiednio: 1 i 2 cm dla objętości próby V_1 oraz 2 cm, 3 cm, 4cm dla objętości próby V_2 . Dezintegrację osadów prowadzono w określonym zakresie gęstości energii (E_V), przeliczonej na energię właściwą (E_S). Oceny efektów bezpośrednich dezintegracji dokonano w oparciu o wskaźnik zaproponowany przez Müllera oraz na podstawie przyrostu wartości chemicznego zapotrzebowania na tlen (ChZT - oznaczonego metodą dwuchromianową) w cieczy osadowej po zakończeniu procesu. Analizie poddano również podatności osadów na odwanianie oraz stopień rozdrobnienia fazy stałej. Najkorzystniejsze efekty dezintegracji uzyskano podczas nadźwiękowania prób osadów o objętości równej 0,3 L i położeniu emitera w odległości 1 cm od dna naczynia.

1. Wstęp

Wzrost liczby ludności, rozwój nowych technologii oraz efektywności biologicznych metod oczyszczania ścieków, przyczyniają się do wzrostu ilości osadów powstających na oczyszczalniach ścieków, a tym samym kosztów związanych z ich przeróbką i zagospodarowaniem [1-3]. Osady ściekowe poddawane są procesom przeróbki celem ustabilizowania ich właściwości i zmniejszenia objętości. Koszty związane z ww. procesami i późniejszym zagospodarowaniem osadów stanowią znaczną część całkowitych nakładów

związanych z funkcjonowaniem oczyszczalni ścieków (od 20% do 60%) [2,4]. Stanowi to poważny problem w aspekcie ekonomicznym i środowiskowym, szczególnie ze względu na fakt, że do 2018 roku wytworzonych zostanie około 707 tys. Mg_{sm} osadów ściekowych [5].

Obecnie, najczęściej stosowaną przez oczyszczalnie ścieków metodą stabilizacji osadów jest fermentacja metanowa [6,7]. Podczas fermentacji, złożone wielkocząsteczkowe związki organiczne (węglowodany, białka i tłuszcze) ulegają rozkładowi do metanu (CH₄) i dwutlenku węgla (CO₂) [8,9]. Proces ten przebiega w warunkach beztlenowych, w czterech kolejno następujących po sobie fazach tj. hydroliza, kwasogeneza, octanogeneza i metanogeneza, przy udziale różnych grup organizmów [9-11]. Produktem końcowym fermentacji metanowej są osady przefermentowane o zredukowanej zawartości związków organicznych oraz biogaz, składający się głównie z metanu (od 60 do 80%) i dwutlenku węgla (od 20 do 40%) [4,9,12]. Głównym celem prowadzenia stabilizacji beztlenowej osadów ściekowych jest likwidacja ich zdolności do zagniwania i uzyskanie osadów podatnych na odwadnianie oraz bezpiecznych pod względem sanitarnym [13].

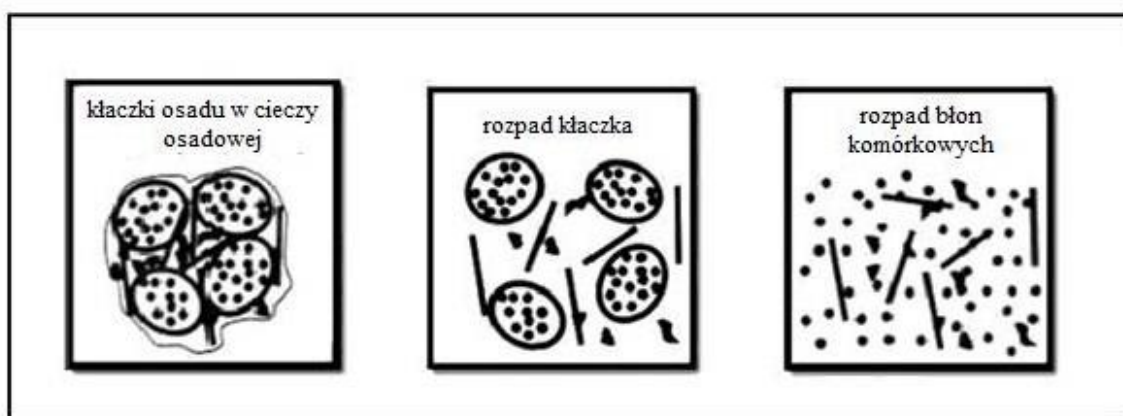
Zgodnie z załącznikiem 4a do Rozporządzenia Ministra Gospodarki z dnia 12 czerwca 2007r., od 1 stycznia 2013 roku składowanie osadów ściekowych jest zakazane [14]. Wobec tego, preferowanym kierunkiem zagospodarowania osadów powstających na oczyszczalniach ścieków, jest ich przyrodnicze wykorzystanie. Konieczne jest więc, wprowadzanie metod intensyfikujących procesy stabilizacji osadów ściekowych, co stanowi jeden z najbardziej aktualnych problemów badawczych. Procesem, który umożliwia intensyfikację stabilizacji jest dezintegracja osadów nadmiernych w polu ultradźwiękowym [15]. Nadźwiękawianie jest zjawiskiem szczególnie pożądanym, ze względu na obecność w osadach nadmiernych mikroorganizmów odpornych na procesy beztlenowe, które trudno ulegają fermentacji metanowej [16].

1.1. Dezintegracja ultradźwiękowa osadów ściekowych

Dezintegracja ultradźwiękowa opiera się na zjawisku kawitacji, która jest wywołana zmiennym polem ciśnień cieczy w wyniku przejścia fali ultradźwiękowej [17]. Zjawisko kawitacji może być wykorzystywane na różne sposoby, w zależności od wartości częstotliwości, ilości energii doprowadzonej w procesie dezintegracji oraz intensywności ultradźwięków. Prowadzenie dezintegracji w warunkach niskiej energii i intensywności, umożliwia intensyfikację procesów biologicznych zachodzących w komórkach żywych mikroorganizmów. Z kolei, zastosowanie częstotliwości do 100 kHz, przy dużej ilości

doprowadzonej energii oraz wysokiej intensywności ultradźwięków, przyczynia się do niszczenia komórek mikroorganizmów, co tym samym stwarza możliwość wykorzystania ultradźwięków do intensyfikacji procesu stabilizacji osadów ściekowych, czy też dezynfekcji wody i ścieków [11,18].

W przypadku osadów ściekowych, istotą dezintegracji ultradźwiękowej jest rozerwanie błony komórkowej i liza komórek, w wyniku czego organiczne składniki stają się potencjalnie dostępne w postaci substratu dla mikroorganizmów, co skutkuje przyspieszeniem fazy hydrolitycznej limitującej szybkość fermentacji, poprawą efektów stabilizacji, a także wzrostem odwadnialności osadów przefermentowanych [6,9,7,18]. Ideę dezintegracji osadów ściekowych przedstawiono na rysunku 1 [9,19].



Rysunek 1. Idea dezintegracji osadów ściekowych

Źródło: Neis i Nickel 2000 [19]; Podedworna i Umiejewska, 2008 [9]

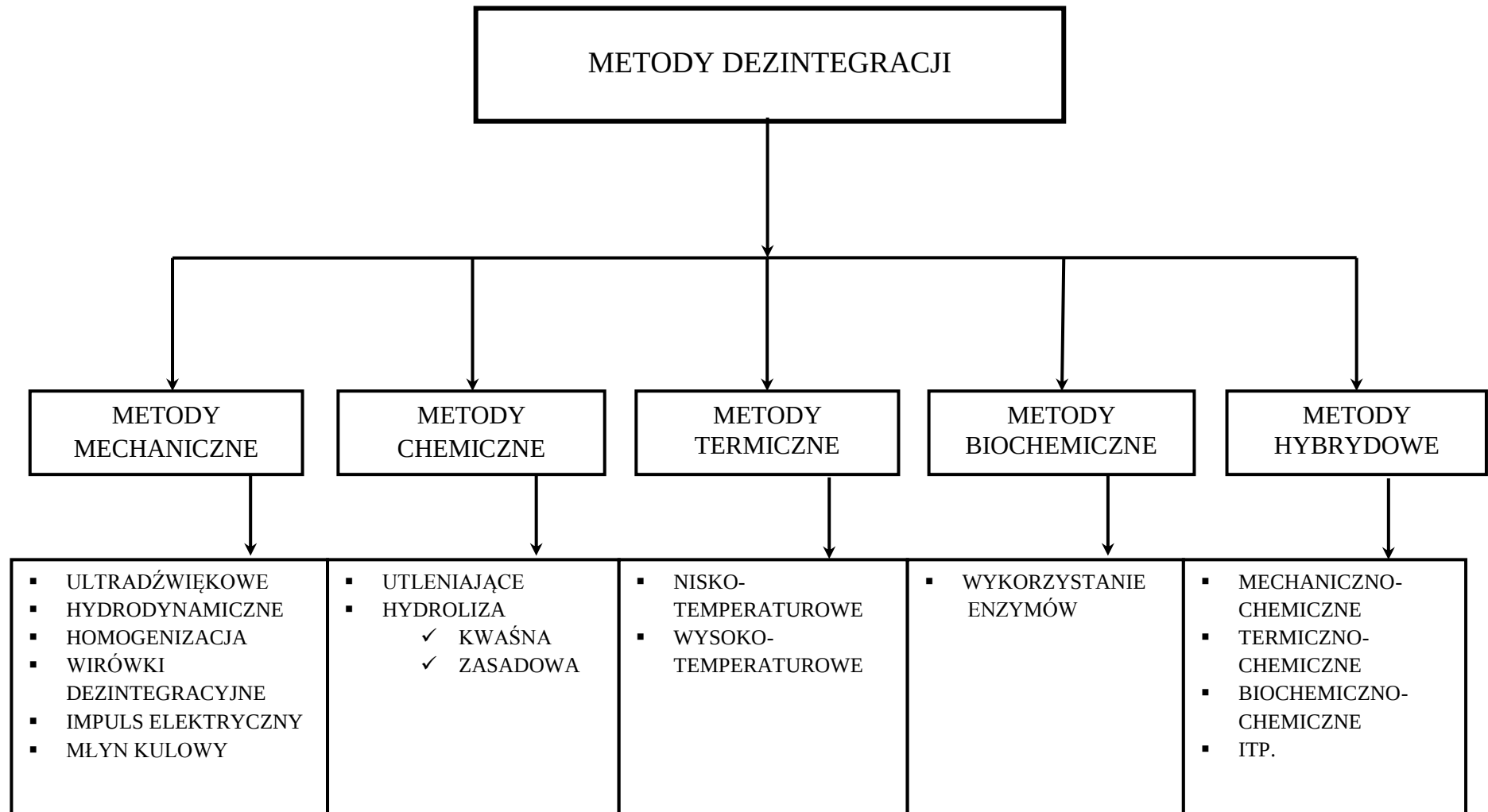
Wśród metod dezintegracji wyróżniamy m.in. mechaniczne, chemiczne, termiczne, biologiczne (biochemiczne) oraz hybrydowe (rys.2) [11,18]. Najbardziej popularne są metody mechaniczne m.in. ultradźwięki [9,18]. Zaletą dezintegracji jest brak powstawania produktów ubocznych (odpadów), stosowania dodatkowych odczynników, wspomagania procesu temperaturą czy ciśnieniem oraz możliwość ingerencji w czasie jego realizacji [18,20,21]. Koszty związane z ilością energii dostarczanej w procesie można kontrolować prowadząc dezintegrację w określonym zakresie gęstości energii (E_v) lub energii właściwej (E_s). Zalecana wartość energii dla dezintegracji osadów nadmiernych wynosi do 100000 kJ/kg_{sm} [22].

Wpływ na warunki i efekty prowadzenia procesu dezintegracji ultradźwiękowej osadów mają: częstotliwość (w przypadku układów polidispersyjnych do 100 kHz), moc, natężenie, ilość energii dostarczonej w funkcji czasu, charakterystyka osadów ściekowych

oraz warunki w obszarze nadźwiękawiania (tj, odległość emitera od dna naczyni, w którym dezintegrowano osady, intensywność nadźwiękawiania, gęstość mocy) [18,23].

Wyróżniamy dwa rodzaje efektów prowadzenia dezintegracji ultradźwiękowej: bezpośrednie i technologiczne. Do efektów bezpośrednich można zaliczyć hydrolizę (liza komórek mikroorganizmów) i rozdrobnienie cząstek fazy stałej osadów (zniszczenie struktur osadów) [18]. Oceny efektów bezpośrednich dokonuje się na podstawie wskaźników dezintegracji m.in. w oparciu o zawartość ChZT w cieczy osadowej odwadnialność osadów, a także rzadziej stosowane badania aktywności oddechowej, zawartości białek oraz analizę zmian struktury i wielkości kłaczków [6,18,24,25]. Z kolei efekty technologiczne dezintegracji obserwuje się i bada w trakcie dalszej przeróbki osadów. W przypadku fermentacji metanowej efektem oczekiwanym jest: wzrost produkcji biogazu, redukcja ilości osadów przefermentowanych oraz poprawa podatności na odwadnianie [21].

Dezintegracji ultradźwiękowa jako metoda wstępnej obróbki osadów ściekowych przed procesem stabilizacji, powoduje zmiany charakterystyki fizykochemicznej cieczy i osadów ściekowych m.in. wzrost zawartości substancji organicznych i związków biogennych [18,26]. Wobec tego, proces ten może być również postrzegany jako pozytywny w aspekcie odzysku składników pokarmowych z odcieków i osadów ściekowych oraz w kontekście przyrodniczego wykorzystania osadów po procesie stabilizacji [7,27,28]. Należy jednak pamiętać, że nadmierny przyrost wartości któregośkolwiek z rozpatrywanych wskaźników dezintegracji, może przyczynić się do powstania zakłóceń i w rezultacie załamania procesu fermentacji. Dlatego też, konieczne jest badanie wpływu warunków prowadzenia dezintegracji ultradźwiękowej osadów ściekowych na uzyskiwane efekty bezpośrednie.



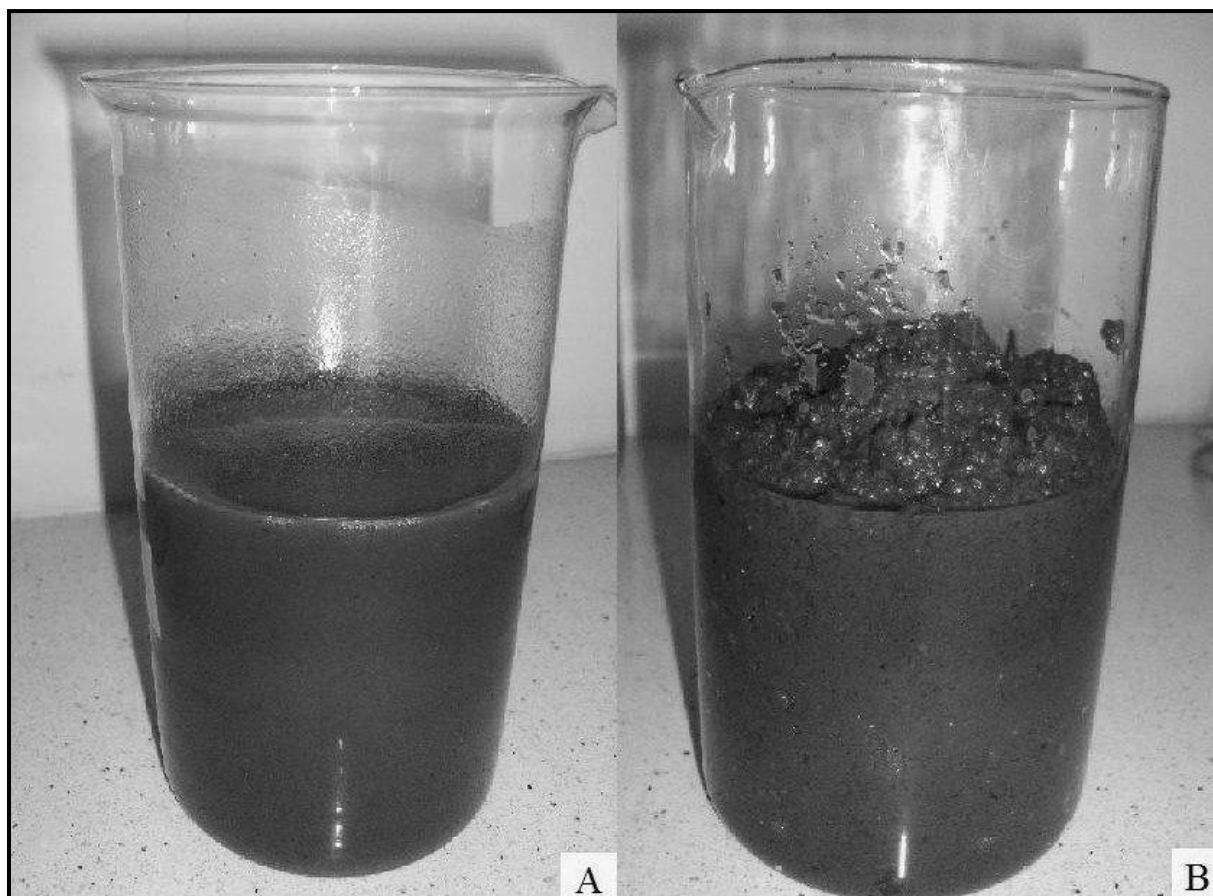
Rysunek 2. Podział metod dezintegracji osadów ściekowych

Źródło: Podedworna i Umiejewska, 2008 [9] i Pilli i in., 2011 [11]

2. Teren i metodyka badań

2.1. Substraty do badań

Substraty do badań stanowiły osady nadmierne i nadmierne zagęszczone pobrane z komunalnej oczyszczalni ścieków o średniej przepustowości $Q_{sr}=34675 \text{ m}^3/\text{d}$ i RLM powyżej 200 tys. znajdującej się w południowej Polsce (zlewnia okręgu miejsko - przemysłowego). Oczyszczalnia prowadzi zintegrowane procesy biologicznego usuwania ze ścieków związków węgla organicznego, azotu i fosforu. Osady ściekowe do badań pobierano z określonych miejsc w ciągu przeróbki osadów tj. po osadniku wtórnym i zagęszczaczu mechanicznym. Pobrane próbki osadów w okresie wykonywania analiz przechowywano w temperaturze 4°C. Omawiane badania zostały przeprowadzone w Laboratorium Badań Przeróbki Osadów Instytutu Inżynierii Wody i Ścieków Politechniki Śląskiej. Próbkę osadów nadmiernych i nadmiernych zagęszczonych przedstawiono na rysunku 3.

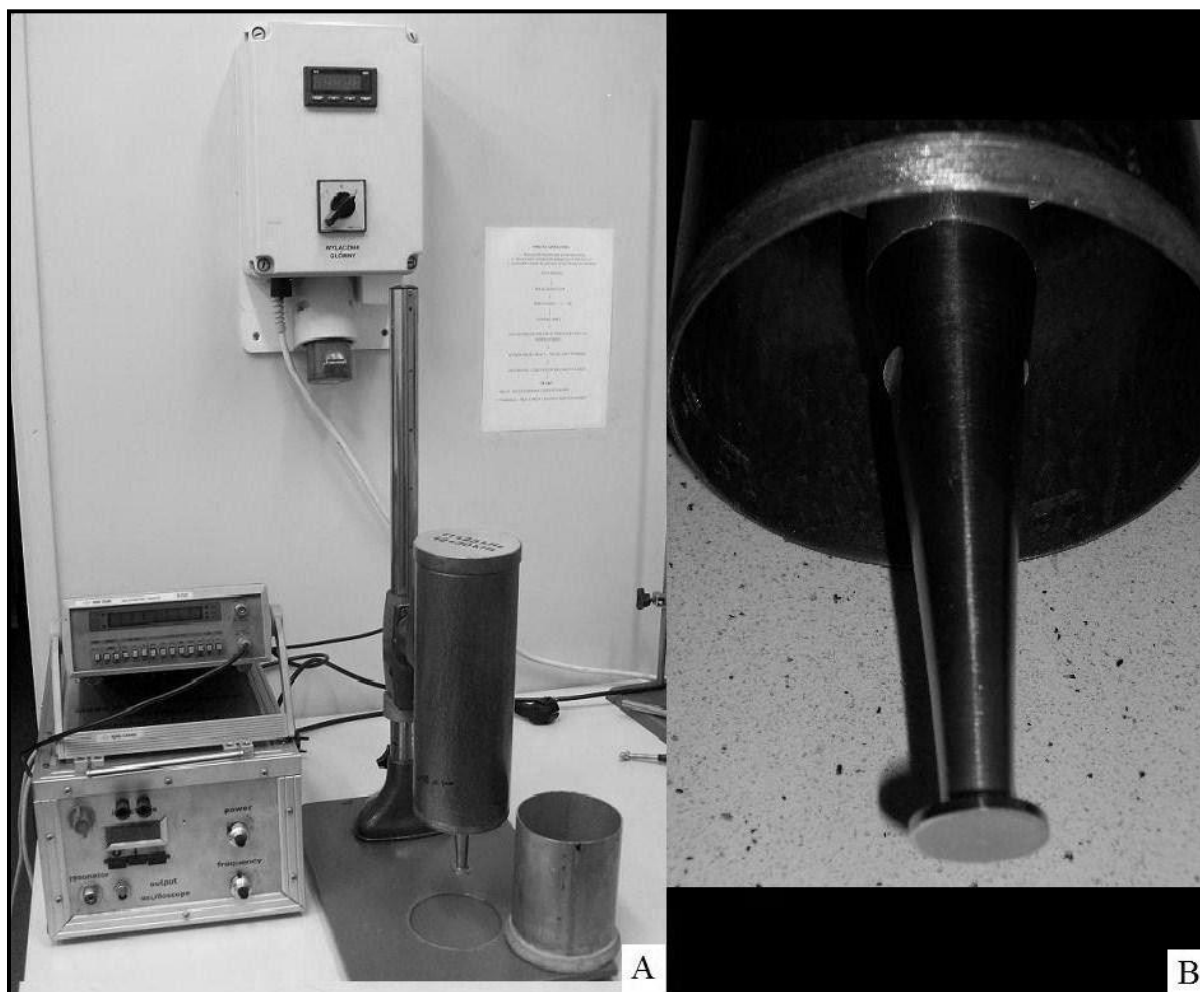


Rysunek 3. Osady nadmierne (A) i nadmierne zagęszczone (B)

Źródło: Zdjęcie własne

2.2. Metodyka badań

Proces dezintegracji osadów nadmiernych i nadmiernych zagęszczonych prowadzono w stanowisku badawczym składającym się z: dezintegratora ultradźwiękowego o stałej mocy znamionowej równej 400 W, mierników do odczytu częstotliwości rezonansowej, mocy i energii pobieranej przez głowicę typu „sandwich”, wyposażoną w stożkowy koncentrator energii zakończony płaskim emiterym. Średnica emitery $d_E=2$ cm (rys. 4).

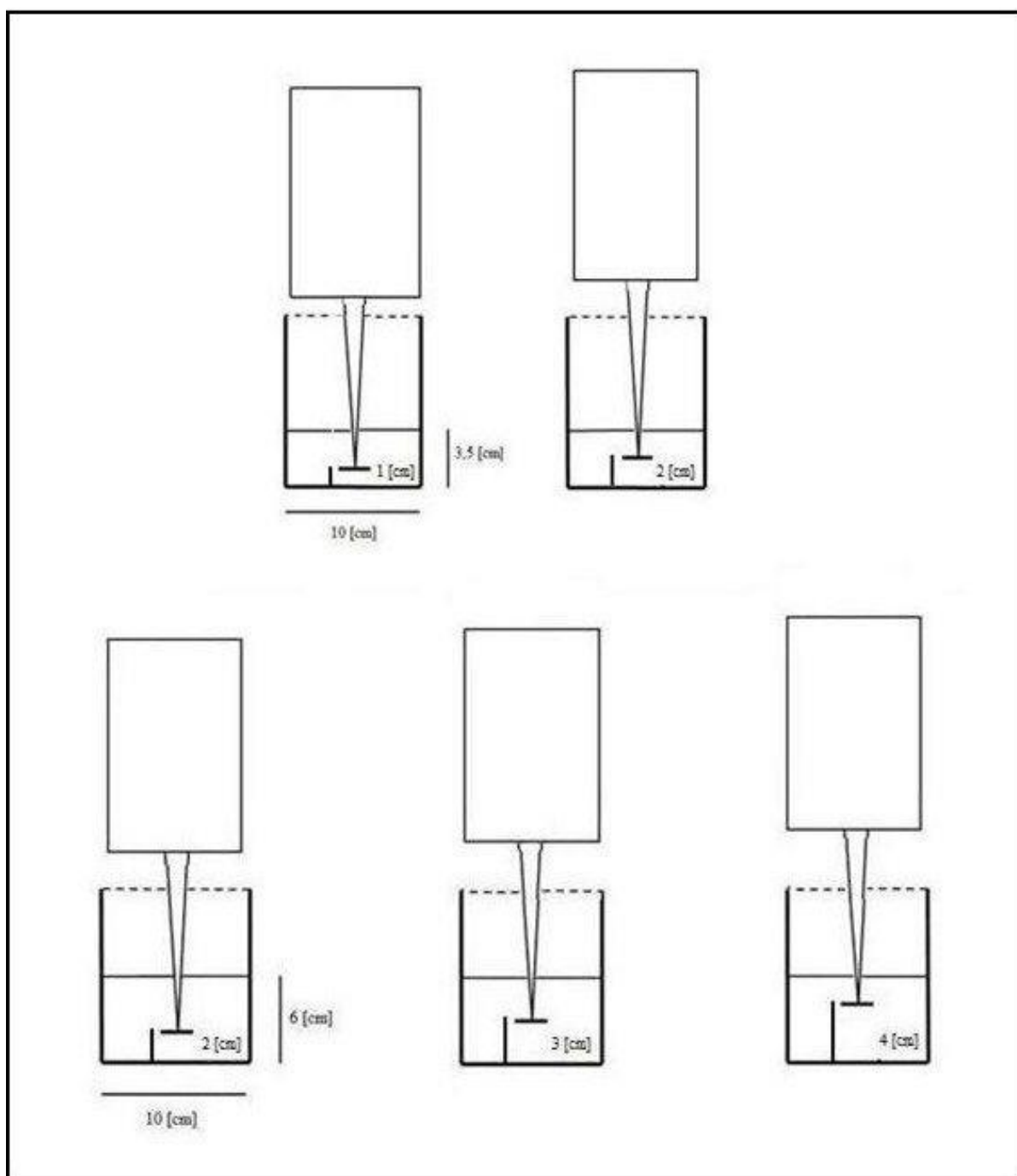


Rysunek 4. Stanowisko do dezintegracji osadów ściekowych (A), głowica z koncentratorem energii (B)

Źródło: Zdjęcie własne

Osady nadmierne i nadmierne zagęszczone poddawano dezintegracji ultradźwiękowej w dwóch seriach badawczych, falą o częstotliwości $f=23$ kHz (ustaloną we wcześniejszych badaniach) [26], w czasie 1 min. Celem określenia wpływu warunków prowadzenia procesu na uzyskiwane efekty, osady ściekowe poddawano dezintegracji przy zmiennej geometrii w obszarze nadźwiękawiania tj. dla objętości próby osadu $V_1=0,3$ L - przy położeniu

emitera w odległości 1 i 2 cm od dna naczynia, w którym nadzwiekawiano osady (pierwsza seria badawcza) oraz dla objętości próby $V_2=0,5$ L - przy położeniu emitera w odległości 2 cm, 3 cm, 4 cm od dna (druga seria badawcza). Grubość warstwy dezintegrowanych osadów była równa 3,5 oraz 6 cm odpowiednio dla objętości prób V_1 i V_2 . Schemat proporcji geometrycznych w obszarze nadzwiekawiania osadów ściekowych przedstawiono na rysunku 5.



Rysunek 5. Schemat proporcji geometrycznych w obszarze nadzwiekawiania osadów ściekowych

Źródło: Schemat własny

Nadźwiękawianie osadów prowadzono z intensywnością $I_N=5,1$ i $I_E=127,4$ kW/cm² (określaną dla mocy generatora względem przekroju naczynia i emitery) oraz gęstością mocy $U_{G1}=1,3$ i $U_{G2}=0,8$ W/cm³ (kolejno dla objętości próby osadu V_1 i V_2). Czas nadźwiękawiania odpowiadał określonym wartościom gęstości energii (E_V) tj. 27 i 13 kWh/m³ odpowiednio dla objętości próby V_1 oraz V_2 (przeliczonej na energię właściwą odniesioną do stężenia suchej masy osadu - E_s kJ/kg_{sm}; kWh/kg_{sm}). Naczynie do dezintegracji osadów było wykonana ze stali, a jego średnica wynosiła $d_N=10$ cm. Wymienione wielkości charakteryzujące pole ultradźwiękowe określono w oparciu o poniższe równania (1 - 5) [15,17,29]:

$$I_N = \frac{P}{A_N} \left[\frac{kW}{m^2} \right] \quad (1)$$

$$I_E = \frac{P}{A_E} \left[\frac{kW}{m^2} \right] \quad (2)$$

$$U_G = \frac{P}{V} \left[\frac{W}{cm^3} \right] \quad (3)$$

$$E_V = \frac{P \cdot t}{V} \left[\frac{kWh}{m^3} \right] \quad (4)$$

$$E_s = \frac{P \cdot t}{V \cdot sm} \left[\frac{kJ}{kg_{sm}} \right]; \left[\frac{kWh}{kg_{sm}} \right] \quad (5)$$

gdzie:

I_N - intensywność ultradźwięków względem pola powierzchni naczynia, w którym dezintegrowano osady; kW/cm²,

A_N - pole powierzchni naczynia, w którym dezintegrowano osady; cm²,

I_E - intensywność ultradźwięków względem pola powierzchni emitery; kW/cm²,

U_G - gęstość mocy; W/cm³,

P - moc generatora ultradźwiękowego; W; kW,

V - objętość próbki osadów; cm³,

E_V, E_s - gęstość energii (energia objętościowa) kWh/m³ i energia właściwa (specyficzna)

kJ/kg_{sm} dostarczona w procesie,

t - czas nadźwiękawiania; s,

sm - stężenie suchej masy w osadzie; kg/m³.

Po zakończeniu procesu dezintegracji ultradźwiękowej, osady ściekowe poddawano wirowaniu z prędkością 20000 obr/min przez okres 30 minut w temperaturze 18°C w wirówce (firmy Sigma), a następnie filtracji próżniowej przez filtry membranowe z octanu celulozy o średnicy porów 0,45 µm (firmy Nalgene). W cieczy osadowej przed i po dezintegracji wykonano oznaczenia ChZT metodą dwuchromianową w spektrofotetrze DR5000 (firmy Hach Lange) oraz test odwadnialności osadu przy użyciu zestawu do pomiaru czasu ssania kapilarnego (CSK) (firmy Envolab). Ponadto, w osadach i/lub cieczach zbadano odczyn oraz zawartość suchej masy (sm), masy mineralnej (s_{mm}) i organicznej (s_{mo}) (zgodnie z obowiązującymi standardami). Zarówno osady surowe jak i dezintegrowane poddano obserwacji mikroskopowej, przy 100 - krotnym powiększeniu, celem określenia zmian w strukturze kłaczków (rozdrobienie fazy stałej). Do obróbki zdjęć wykorzystano program Motic Images Plus 2.0 (firmy Motic). Wizualnej oceny efektywności oddziaływania ultradźwięków dokonano przy użyciu folii aluminiowej, którą umieszczono w naczyniu do nadźwiękawiania osadów ściekowych (wypełnionym wodą). Oceny stopnia dezintegracji dokonano przy użyciu wskaźnika zaproponowanego przez Müllera i krotności przyrostu badanego wskaźnika po zakończeniu procesu (ChZT i CSK). Wymienione wskaźniki określono w oparciu o poniższe równania (6 - 7) [21,30]:

$$D_M = \frac{ChZT_1 - ChZT_2}{ChZT_3 - ChZT_2} \cdot 100 \quad [\%] \quad (6)$$

$$S_{K(n)} = \frac{W_d}{W_{nd}} \quad (7)$$

gdzie:

D_M - współczynnik dezintegracji wg Müller'a; %,

$ChZT_1$ - ChZT cieczy osadowej osadu dezintegrowanego; mg/L,

$ChZT_2$ - ChZT cieczy osadowej osadu niedezintegrowanego; mg/L,

$ChZT_3$ - $ChZT$ cieczy osadowej osadu dezintegrowanego chemicznie (0,5M roztworem NaOH w proporcji 1:1, temperatura 20°C, czas 22h); mg/L.

$S_{K(n)}$ - stopień krotności przyrostu badanego wskaźnika w cieczy osadowej po procesie dezintegracji,

W_d - wartość wybranej wielkości wskaźnikowej w cieczy/osadzie po dezintegracji; mg/L; s,

W_{nd} - wartość wybranej wielkości wskaźnikowej w cieczy/osadzie osadowej przed dezintegracją; mg/L; s.

3. Wyniki badań i dyskusja

Badania miały na celu określenie wpływu warunków prowadzenia dezintegracji ultradźwiękowej osadów nadmiernych i nadmiernych zagęszczonych tj. zastosowanych: częstotliwości, gęstości energii i mocy oraz geometrii w obszarze nadźwiękawiania, na uzyskiwane w procesie efekty bezpośrednie, czyli: zawartość $ChZT$ w cieczy osadowej, podatność osadów na odwadnianie oraz zmiany w strukturze kłaczków osadów. Charakterystykę osadów ściekowych oraz cieczy osadowych wykorzystanych w badaniach przedstawiono w tabeli 1.

Tabela 1. Charakterystyka cieczy i osadów ściekowych przed procesem dezintegracji ultradźwiękowej

Wskaźnik/Parametr	Jednostka	Osad nadmierny	Osad nadmierny zagęszczony
Ciecz osadowa			
odczyn	-	8,1	8,1
$ChZT$	mg/L	54	61
Osad			
odczyn	-	7,1	6,9
sucha masa	g/L	13,4	55,3
sucha masa mineralna	g/L	3,9	13,9
sucha masa organiczna	g/L	9,5	41,4
uwodnienie	%	98,7	94,5
CSK	s	14,0	25,0

Źródło: Badania własne

Prezentowane badania wykazały że, zarówno w przypadku osadów nadmiernych jak i nadmiernych zagęszczonych, wzrost gęstości mocy (U_G) w procesie przyczynia się do wzrostu wartości rozpatrywanych wskaźników. Ponadto, w wypadku osadów nadmiernych ilość energii dostarczonej w procesie (E_V) i przeliczonej następnie na energię właściwą odniesioną do stężenia suchej masy osadu (E_S), była większa niż dla osadów zagęszczonych. Jednak, w żadnym z rozpatrywanych typów osadów ilość energii dostarczonej w procesie nie przekraczała wartości zalecanej w warunkach eksploatacyjnych tj. 100000 kJ/kg_{sm} [22]. Bougrier i in. [31] wykazali, że wraz ze wzrostem ilości energii właściwej, w cieczy osadowej po zakończeniu procesu wzrastała zawartość ChZT. Warunki prowadzenia procesu dezintegracji osadów ściekowych w polu ultradźwiękowym przedstawiono w tabeli 2.

Tabela 2. Warunki prowadzenia procesu dezintegracji ultradźwiękowej osadów ściekowych

Objętość próby L	Geometria (położenie - emiter/ dno naczynia) cm	Czas s	E _V kWh/m ³	E _S	
				kJ/kg _{sm}	kW/kg _{sm}
	Osad nadmierny				
V ₁ =0,3	1	60	27	6154	1,7
	2				
V ₂ =0,5	2	60	13	3692	1,0
	3				
	4				
	Osad nadmierny zagęszczony				
V ₁ =0,3	1	60	27	1455	0,4
	2				
V ₂ =0,5	2	60	13	873	0,2
	3				
	4				

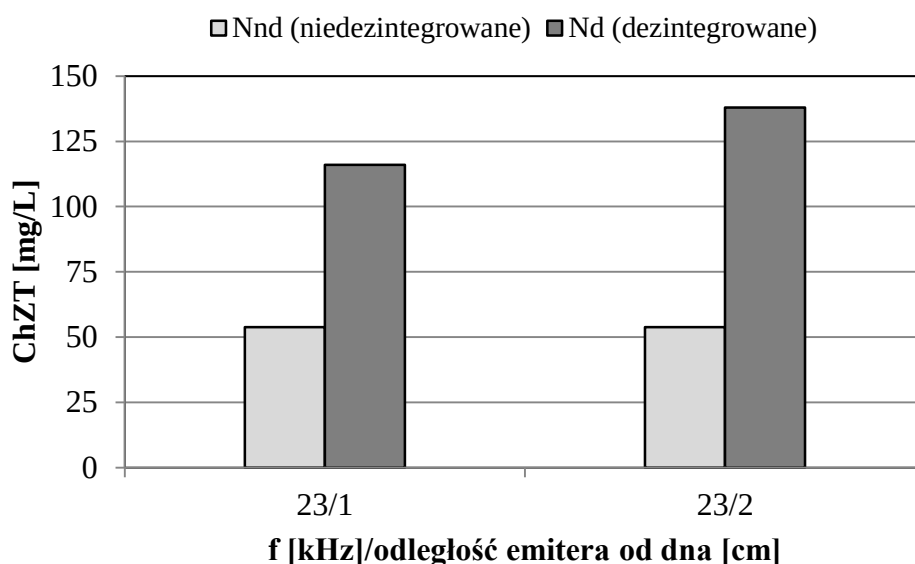
Źródło: Badania własne

W pierwszej serii badań, dezintegracji ultradźwiękowej poddawano próby osadów o objętości $V_1=0,3$ L. Przeprowadzone analizy wykazały, że w przypadku osadów niezagęszczonych najkorzystniejszymi warunkami prowadzenia procesu było umieszczenie emitera w odległości 2 cm od dna naczynia, w którym nadźwiękawiano osady. Z kolei,

w przypadku osadów nadmiernych zagęszczonych zaobserwowano tendencję odwrotną. Różnica ta mogła być związana z tym, że osady niezagęszczone, które charakteryzują się niższym stężeniem suchej masy i mniejszą wielkością kłaczków osadów, ulegają dezintegracji w większym stopniu niż osady zagęszczone. W przypadku kiedy proces dezintegracji jest prowadzony przy użyciu głowicy wyposażonej w emiter o niewielkich wymiarach w stosunku do średnicy naczynia i objętości nadźwiewianego osadu, w pierwszej kolejności dezintegracji ulega wyłącznie osad znajdujący się w bezpośrednim kontakcie z emiterym [32]. Pod wpływem przejścia fali ultradźwiękowej przez rozpatrywane ośrodek, cząstki osadu zaczynają drgać i następuje ich przemieszczanie, co w przypadku osadów o mniejszym stężeniu suchej masy jest łatwiejsze. Dzięki temu, kolejne warstwy osadu, położone w bliskim otoczeniu emitery, mogą ulec dezintegracji. Wobec tego, w odniesieniu do osadów niezagęszczonych położenie emitery w odległości 2 cm od dna naczynia, w którym prowadzono proces pozwoliło na oddziaływanie ultradźwięków w większym zakresie. Ponadto do czynników silnie oddziałujących w procesie można również zaliczyć: czas nadźwiewiania, grubość warstwy dezintegrowanego osadu oraz średnicę naczynia, w którym prowadzono proces. Zmiana któregośkolwiek z ww. czynników może wpływać na uzyskiwane efekty. Badania dotyczące warunków geometrii w obszarze nadźwiewiania osadów dla różnych typów dezintegratorów prowadzili również inni badacze [18]. Zawartość ChZT w cieczach osadów nadmiernych i nadmiernych zagęszczonych przed procesem wynosiła 54 i 61 mg/L. Z kolei, po zakończeniu procesu: od 116 do 138 mg/L dla osadów nadmiernych, oraz od 95 do 120 mg/L dla osadów zagęszczonych.

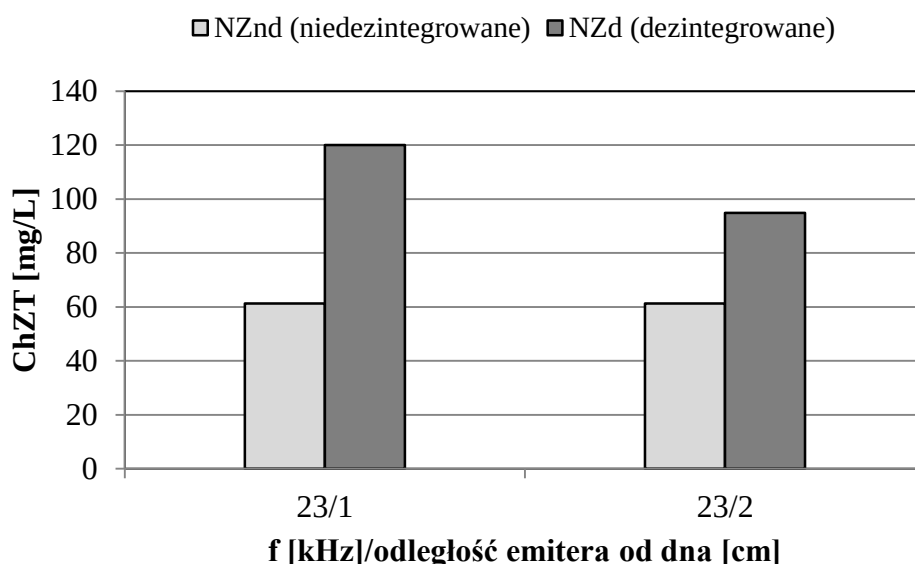
Podczas drugiej serii badań, dezintegracji ultradźwiękowej poddawano próby osadów o objętości $V_2=0,5$ L. Wyższy przyrost wartości wskaźnika ChZT w cieczy osadowej po zakończeniu procesu odnotowano dla osadów nadmiernych niezagęszczonych. Badania wykazały, że w tym przypadku dla obu typów rozpatrywanych osadów, najkorzystniejszymi warunkami prowadzenia procesu było umieszczenie emitery w odległości 3 cm od dna naczynia, w którym prowadzono ich nadźwiewianie. Zwiększenie objętości osadów poddawanych dezintegracji spowodowało wzrost grubości ich warstwy z 3,5 cm do 6 cm i jednocześnie zmianę warunków geometrycznych w obszarze nadźwiewiania (odległość emitery od dna naczynia równa: 2 cm, 3 cm, 4 cm). Najmniejszy procentowy przyrost ChZT w cieczach osadowych po zakończeniu procesu, stwierdzono przy położeniu emitery, w odległości 4 cm od dna naczynia, gdzie działanie ultradźwięków było najsłabsze. Przyczyną niższego stopnia dezintegracji osadów mogły być: zbyt duża grubość warstwy osadu poddawanego nadźwiewianiu lub odległość emitery od dna naczynia (za małe

zanurzeniem emitera w badanym medium). Zawartość ChZT w cieczach osadowych po zakończeniu procesu wyniosła odpowiednio: od 84 do 102 mg/L dla osadów nadmiernych oraz od 72 do 97 mg/L dla osadów zagęszczonych. ChZT w cieczach osadowych po zakończeniu procesu dezintegracji ultradźwiękowej przedstawiono na rysunkach 6 - 9.



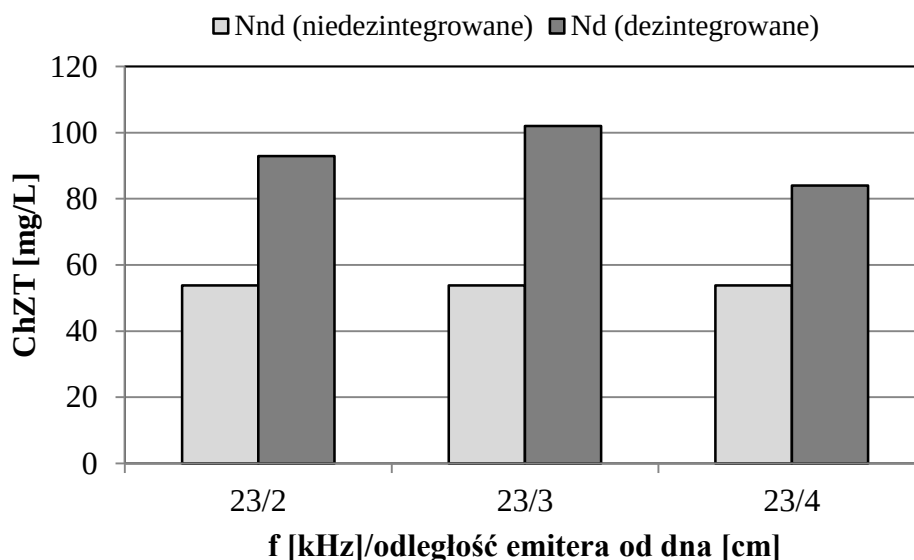
Rysunek 6. ChZT w cieczy osadów nadmiernych po procesie dezintegracji ultradźwiękowej dla objętości próby $V_1=0,3$ L

Źródło: Badania własne



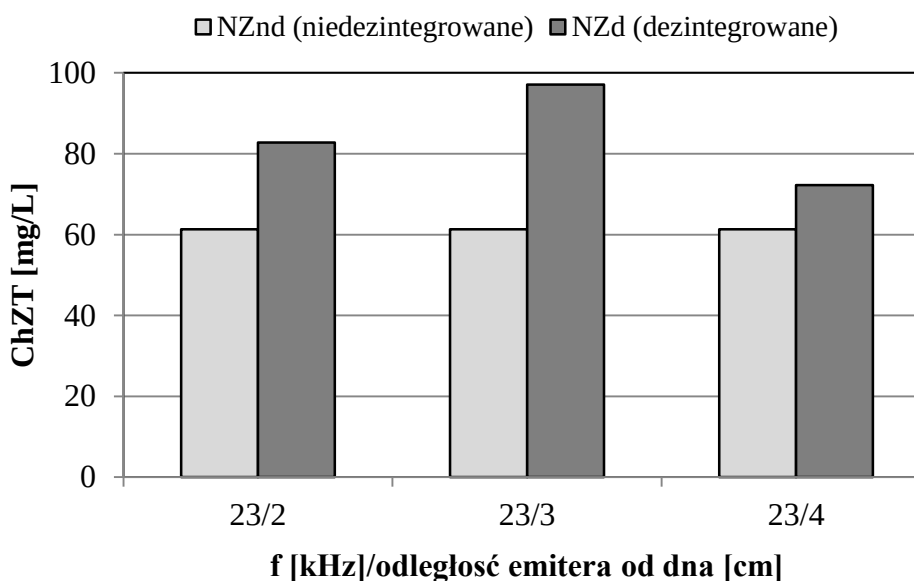
Rysunek 7. ChZT w cieczy osadów nadmiernych zagęszczonych po procesie dezintegracji ultradźwiękowej dla objętości próby $V_1=0,3$ L

Źródło: Badania własne



Rysunek 8. ChZT w cieczy osadów nadmiernych po procesie dezintegracji ultradźwiękowej dla objętości próby $V_2=0,5$ L

Źródło: Badania własne

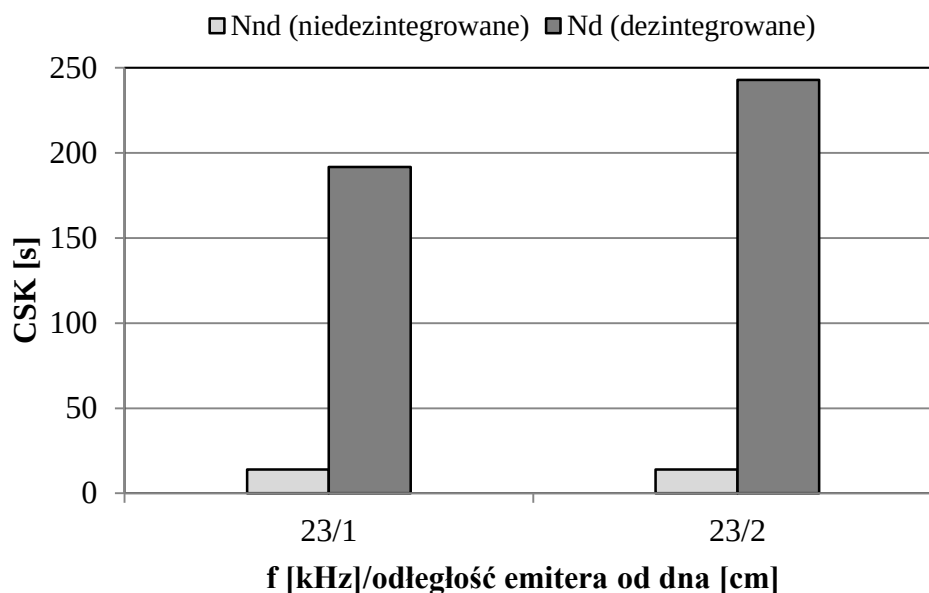


Rysunek 9. ChZT w cieczy osadów nadmiernych zagęszczonych po procesie dezintegracji ultradźwiękowej dla objętości próby $V_2=0,5$ L

Źródło: Badania własne

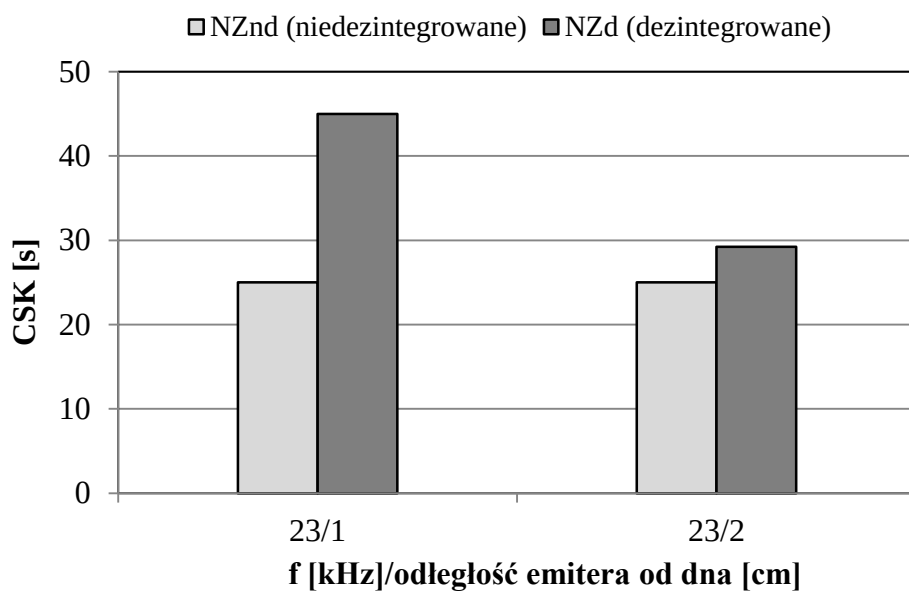
W ramach przeprowadzonych badań analizie poddano również podatność osadów na odwadnianie testem czasu ssania kapilarnego. Wyniki uzyskane w obu seriach badawczych wykazały, że poddanie osadów ściekowych dezintegracji ultradźwiękowej, pogarsza ich

podatność na odwadnianie (wyrażone wzrostem czasu ssania kapilarnego). Wzrost czasu ssania kapilarnego był związany ze wzrostem wartości energii właściwej i gęstości mocy w procesie. Słabszą odwadnialnością po zakończeniu procesu charakteryzowały się osady o mniejszym stężeniu suchej masy tj. niezagęszczone. Czas ssania kapilarnego osadów nadmiernych i nadmiernych zagęszczonych przed procesem dezintegracji wynosił 14 i 25 s. W pierwszej serii badań, CSK badanych osadów po zakończeniu procesu wynosiło odpowiednio: od 192 do 243 s dla osadów nadmiernych oraz od 29 do 45 s dla zagęszczonych. Z kolei, w drugiej serii badań: od 73 do 131 s dla osadów nadmiernych oraz od 27 do 31 s dla osadów zagęszczonych. Przyczyną pogorszenia odwadnialności badanych osadów mogło być zachwianie stosunków między wodą wolną i związaną [33]. Zmniejszenie kłaczków osadów pod wpływem dezintegracji przyczynia się do zwiększenia ich powierzchni właściwej, na której woda ulega adsorpcji, a to w efekcie powoduje wzrost zawartości wody związanej [11,34]. Przyczyną pogorszenia podatności osadów na odwadnianie mógł być również wzrost lepkości, na skutek wydzielania substancji zewnątrzkomórkowych przez mikroorganizmy osadu [35,36]. Czas ssania kapilarnego w osadach ściekowych przed i po zakończeniu dezintegracji ultradźwiękowej przedstawiono na rysunkach 10 - 13.



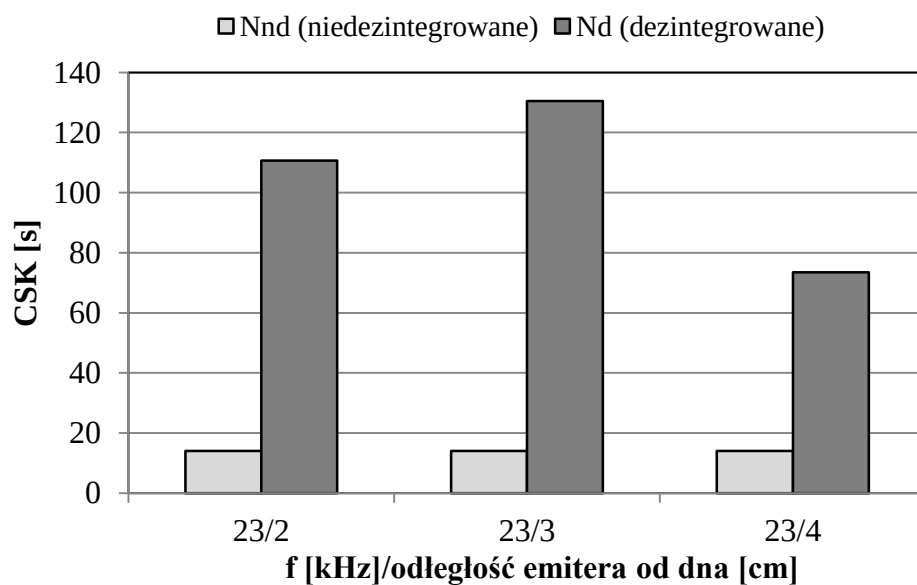
Rysunek 10. Czas ssania kapilarnego osadów nadmiernych dla objętości próby $V_1=0,3$ L

Źródło: Badania własne



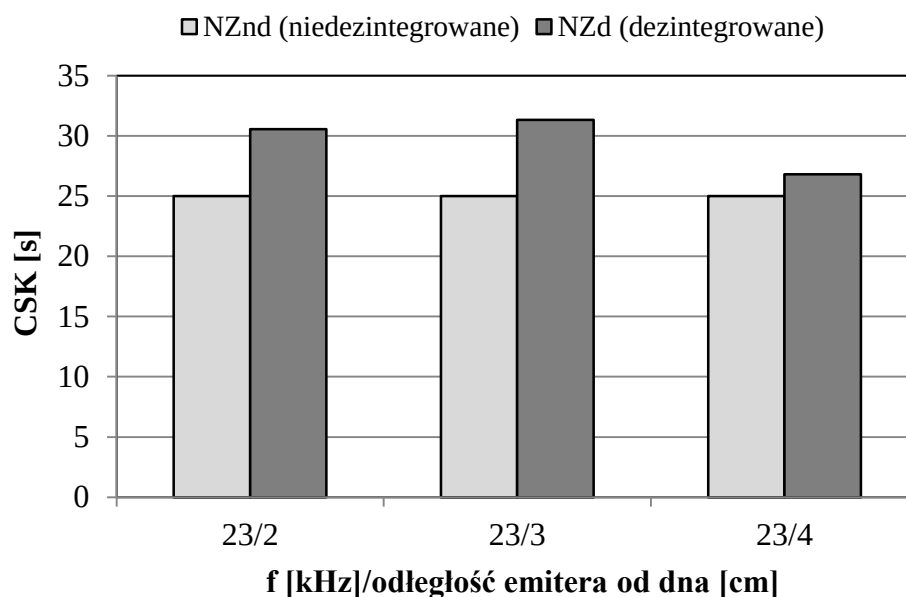
Rysunek 11. Czas ssania kapilarnego osadów nadmiernych zagęszczonych dla objętości próby $V_1=0,3$ L

Źródło: Badania własne



Rysunek 12. Czas ssania kapilarnego osadów nadmiernych dla objętości próby $V_2=0,5$ L

Źródło: Badania własne



Rysunek 13. Czas ssania kapilarnego osadów nadmiernych zagęszczonych dla objętości próby $V_2=0,5$ L

Źródło: Badania własne

Największy stopień dezintegracji (D_M) oraz krotność przyrostu ($S_{K(n)}$), zaobserwowano w odniesieniu do prób osadów o objętości $V_1=0,3$ L, przy gęstości mocy $U_G=1,3$ W/cm³. Ponadto, w obu seriach badawczych wyższy stopień dezintegracji uzyskano w przypadku osadów niezagęszczonych, w wyniku tego, że dostarczona w procesie energia nie była dodatkowo wykorzystywana na rozbijanie flokuł osadów, jak w przypadku osadów zagęszczonych. Zalecany zakres stężenia suchej masy w osadach poddawanych nadźwiękawianiu mieści się w zakresie od 2 do 3 % [24,37,38]. W omawianych badaniach, stężenie suchej masy w osadach surowych było poza zalecanym zakresem i wynosiło dla osadów nadmiernych 1,3 %, z kolei dla zagęszczonych 5,5 %. Osady przed nadźwiękawianiem nie były poddawane żadnym dodatkowym procesom obróbki w warunkach laboratoryjnych.

Na podstawie przeprowadzonych badań zaobserwowano związek pomiędzy ilością energii dostarczonej w procesie, gęstością mocy, a uzyskiwanym efektami dezintegracji ultradźwiękowej osadów ściekowych. Podobny związek w swoich badaniach odnotowali również inni badacze. Według Show i in. [37], ChZT w cieczy osadowej po zakończeniu dezintegracji ultradźwiękowej osadów, wzrasta wraz ze wzrostem gęstości mocy, przy stężeniu suchej masy w zakresie od 2,3 do 3,2 %. Wzrost stopnia dezintegracji osadów ściekowych wraz ze wzrostem gęstości mocy zaobserwowali również inni badacze [34,39]. W związku z powyższym, można stwierdzić, że prowadzenie dezintegracji ultradźwiękowej osadów, w najkorzystniejszych warunkach tj. przy odpowiedniej częstotliwości, wartości

energii, gęstości mocy oraz położeniu emitera, przyczynia się do uzyskania najlepszych efektów. Stopień dezintegracji osadów nadmiernych i nadmiernych zagęszczonych wg Müllera [30] przedstawiono w tabeli 3. Z kolei krotność przyrostu badanych wskaźników po zakończeniu procesu dezintegracji osadów ściekowych przedstawiono w tabeli 4.

Tabela 3. Stopień dezintegracji osadów nadmiernych i nadmiernych zagęszczonych

	Jednostka	Osad nadmierny					Osad nadmierny zagęszczony				
V	L	0,3		0,5			0,3		0,5		
E_v	kWh/m ³	27		13			27		13		
Położenie emiter/dno naczynia	cm	1	2	2	3	4	1	2	2	3	4
Stopień dezintegracji D_M	%	2,6	3,5	1,6	2,0	1,2	0,6	0,3	0,2	0,3	0,1

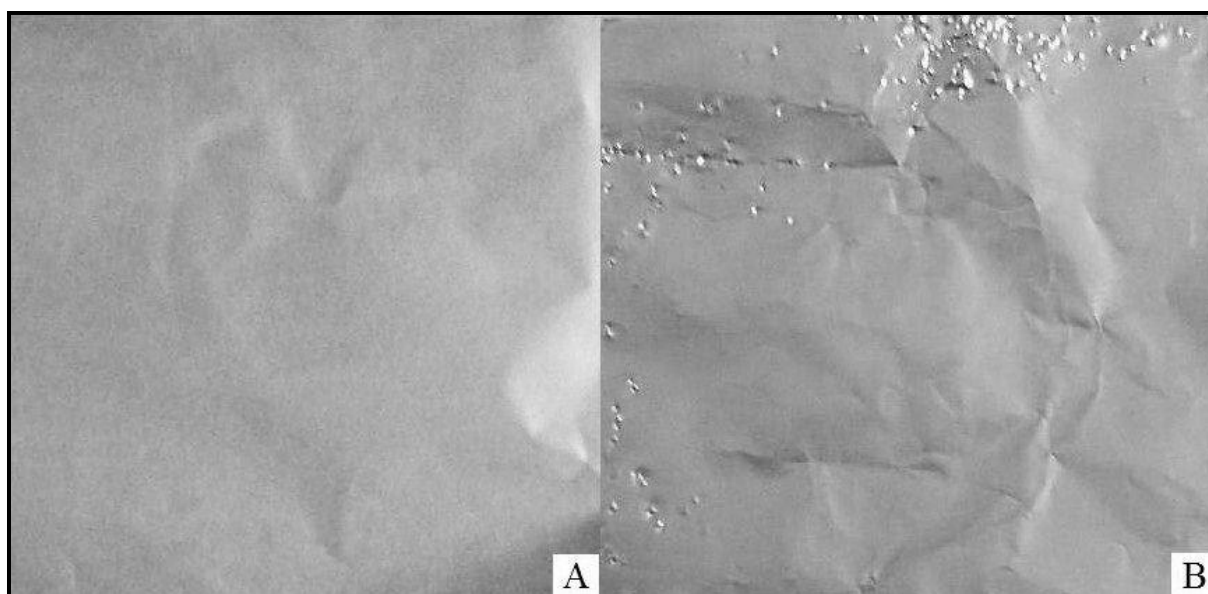
Źródło: Badania własne

Tabela 4. Krotność przyrostu badanych wskaźników po zakończeniu procesu dezintegracji osadów ściekowych

Objętość próby L	Osad nadmierny	Osad nadmierny zagęszczony
-	$S_{K(n)}$	
	krotność przyrostu ChZT cieczy osadowej	
V₁=0,3	2,2 - 2,6	1,5 - 2,0
V₂=0,5	1,6 - 1,9	1,2 - 1,6
	Krotność przyrostu CSK osadu	
V₁=0,3	14,0 - 17,0	1,2 - 1,8
V₂=0,5	5,2 - 9,3	1,1 - 1,3

Źródło: Badania własne

Wizualnej oceny efektywności oddziaływania ultradźwięków dokonano w oparciu o test z użyciem folii aluminiowej. Proces dezintegracji prowadzono w czasie 1 minuty, w warunkach określonych, jako najkorzystniejsze tj. dla objętości próby $V_1=0,3$ L i położeniu emitery w odległości 1 cm od dna naczynia. Podczas testu osad zastąpiono wodą. W wyniku przeprowadzonego doświadczenia, po zakończeniu dezintegracji na powierzchni folii aluminiowej zaobserwowano widoczne uszkodzenia, co świadczyło o skutecznym oddziaływaniu ultradźwięków w obszarze nadźwiękawiania. Wizualną ocenę skuteczności oddziaływania ultradźwięków przedstawiono na rysunku 14.

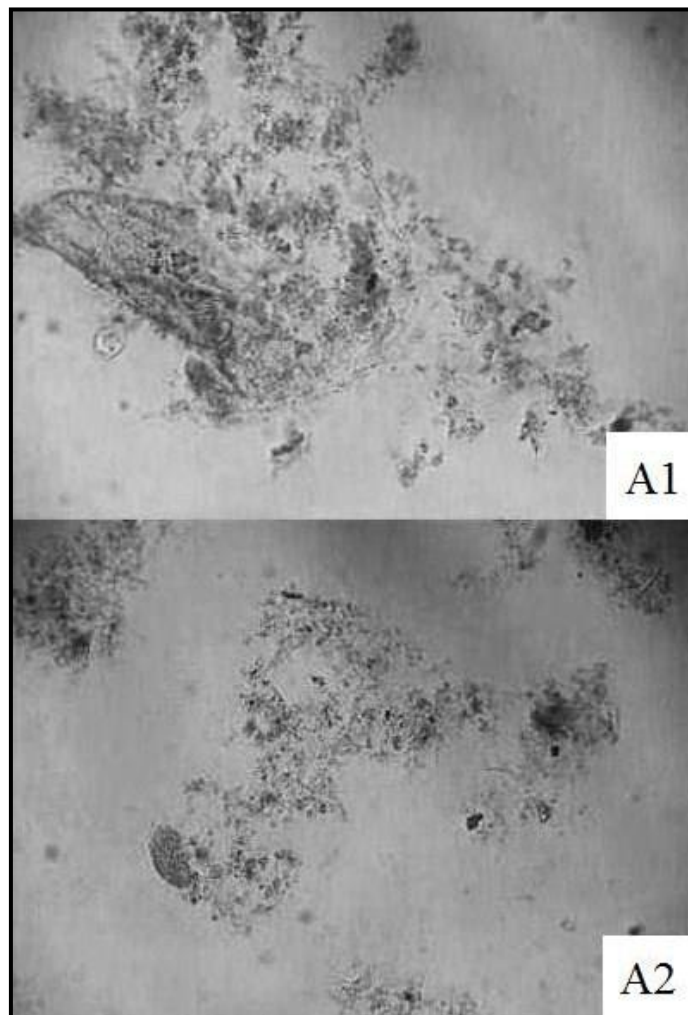


Rysunek 14. Wizualna ocena skuteczności oddziaływania ultradźwięków ($E_V=27$ kWh/m³): folia aluminiowa przed dezintegracją (A), folia aluminiowa po zakończeniu dezintegracji (B)

Źródło: Badania własne

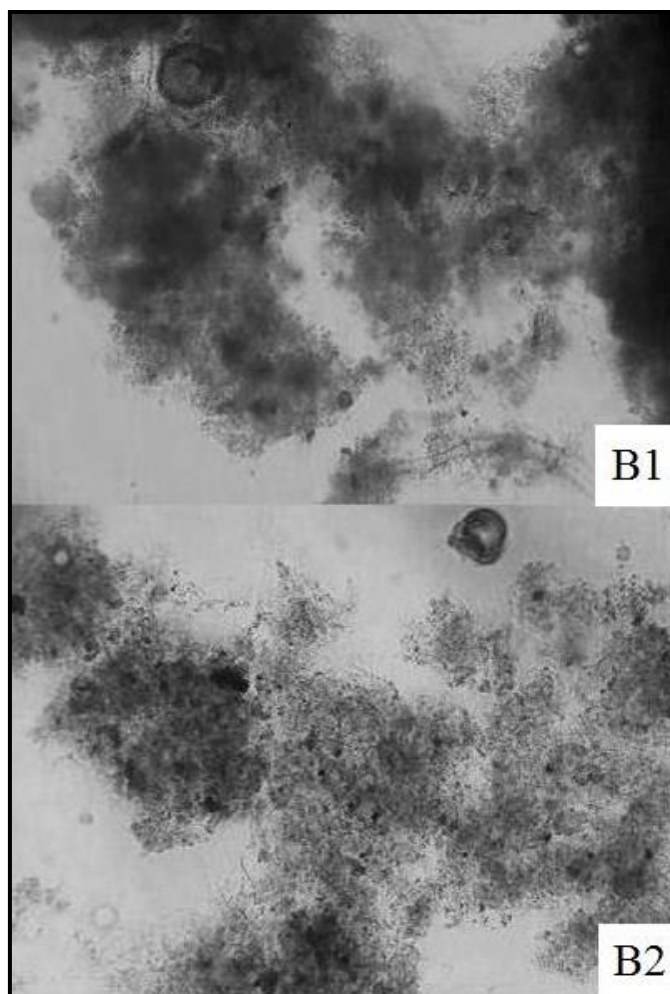
Przeprowadzone badania wykazały, że proces dezintegracji ultradźwiękowej osadów nadmiernych i nadmiernych zagęszczonych wywołuje zmiany w strukturze kłaczków (rozdrobienie fazy stałej). W osadach ściekowych poddanych nadźwiękawianiu doszło do rozdrobnienia kłaczków osadów. Wobec tego, można przyjąć, że zmiany struktury osadu (obserwowane pod mikroskopem) zachodzące pod wpływem oddziaływania fali ultradźwiękowej mogą być wykorzystane jako wskaźnik do oceny wielkości efektów bezpośrednich dezintegracji ultradźwiękowej. Przydatność analizy mikroskopowej osadów do oceny stopnia ich dezintegracji opisywali również inni badacze, którzy zaobserwowali, że wraz ze wzrostem czasu nadźwiękawiania lub ilości energii dostarczonej w procesie, wzrasta stopień rozdrobnienia fazy stałej osadu, w wyniku czego dochodzi do rozerwania ściany

komórkowej mikroorganizmów [40-43]. Efekty analizy mikroskopowej osadów nadmiernych i nadmiernych zagęszczonych, w najkorzystniejszych warunkach prowadzenie procesu dezintegracji ultradźwiękowej przedstawiono na rysunkach 15 i 16.



Rysunek 15. Analiza mikroskopowa osadów nadmiernych ($E_v=27 \text{ kWh/m}^3$): osady przed dezintegracją (A1), osady po dezintegracji (A2)

Źródło: Badania własne



Rysunek 16. Analiza mikroskopowa osadów nadmiernych zagęszczonych ($E_v=27 \text{ kWh/m}^3$): osady przed dezintegracją (B1), osady po dezintegracji (B2).

Źródło: Badania własne

Wizualna ocena stopnia rozdrobnienia osadów ściekowych poddanych dezintegracji ultradźwiękowej (po analizie mikroskopowej), w odniesieniu do osadów surowych, potwierdza stwierdzenie o większej podatności osadów charakteryzujących się niższym stężeniem suchej masy na proces dezintegracji.

4. Wnioski

1. Efekty bezpośrednie dezintegracji ultradźwiękowej osadów ściekowych zależą od: typu i charakterystyki osadów, stężenia suchej masy, ilości energii dostarczonej do procesu, częstotliwości, intensywności i gęstości mocy, temperatury oraz czasu nadźwiękawiania.
2. Największy wpływ na uzyskane efekty dezintegracji osadów ściekowy miały rodzaj osadu, stężenie suchej masy i gęstość mocy. Wyższe wartości analizowanych wskaźników dezintegracji w odniesieniu do pierwotnej zawartości ChZT i czasu ssania kapilarnego, uzyskano dla osadów niezagęszczonych charakteryzujących się niższym stężeniem suchej masy.
3. Przeprowadzone badania wykazały, że w przypadku osadów niezagęszczonych, przy objętości prób $V_1=0,3$ L, najkorzystniejszymi warunkami prowadzenia procesu było umieszczenie emitera w odległości 2 cm od dna naczynia, w którym nadźwiękawiano osady. Natomiast, dla osadów nadmiernych zagęszczonych odnotowano tendencję odwrotną. W drugiej serii badań, zarówno dla osadów nadmiernych jak i zagęszczonych za najkorzystniejsze warunki prowadzenia procesu uznano położenie emitera w odległości 3 cm od dna naczynia.
4. Przeprowadzone analizy, wskazują na konieczność badania warunków prowadzenia procesu dezintegracji ultradźwiękowej w tym geometrii w obszarze nadźwiękawiania, osobno dla każdego z typów osadów. Jest to jeden z najistotniejszych aspektów przy stosowaniu procesu dezintegracji ultradźwiękowej w praktyce.
5. Badania wykazały, że wraz ze wzrostem gęstości mocy, w cieczach analizowanych osadów ściekowych wzrasta zawartość wszystkich rozpatrywanych wskaźników, co potwierdza możliwość ich zastosowania do oceny efektów bezpośrednich dezintegracji.
6. Ilość energii właściwej (zależnie od typu osadów) i gęstości mocy dostarczanej w procesie, przyczynia się do pogorszenia podatności osadów na odwadnianie, w wyniku zachwiania stosunków wodnych w badanych substratach.
7. Na podstawie przeprowadzonych badań, zaobserwowano zmiany w strukturze kłaczków osadów poddawanych procesowi dezintegracji tj. rozdrobnienie fazy stałej. Stwierdzono że analiza mikroskopowa może być wykorzystywana jako wskaźnik do oceny efektów bezpośrednich dezintegracji ultradźwiękowej osadów ściekowych.

Literatura

1. Bień J., Szparkowska I.: Wpływ kondycjonowania osadów nadmiernych na stężenie lotnych kwasów tłuszczowych w procesie stabilizacji beztlenowej, *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, Nr 7-8, s. 39 - 46, 2005.
2. Canales A., Pareilleux A., Rols J.L., Goma C., Huyard A., Decreased sludge production strategy for domestic wastewater treatment. *Water Sci. Technol.* 30, p. 96 - 106, 1994.
3. Tomczak-Wandzel R., Mędrzycka K., Cimochoicz-Rybicka M.: Wpływ dezintegracji ultradźwiękowej na przebieg fermentacji metanowej, red. Ozonek J., Pawłowska M., *Monografie Polskiej Akademii Nauk Komitet Inżynierii Środowiska*, Tom 1, Nr 58, s. 331 - 337, Lublin 2009.
4. Andreoli C. V., Sperling M., Fernandes F.: *Sludge treatment and disposal*. IWA Publishing, Vol. 6, Chapter 4, Biological wastewater treatment series, 2007.
5. Krajowy Plan Gospodarki Odpadami 2010, Uchwała Rady Ministrów, z dnia 29.12.2006 roku, w sprawie „Krajowego Planu Gospodarki Odpadami 2010”, *Monitor Polski* 2006, Nr 90, poz. 946.
6. Zhang G., Zhang P., Yang J., Chen Y.: Ultrasonic reduction of excess sludge from the activated sludge system, *J. Hazardous Materials*, Vol. 145, p. 515 - 519, 2007.
7. Projekt PURE (Project on Urban Reduction of Eutrophication - Projekt redukcji eutrofizacji z obszarów zurbanizowanych) – Komisja Środowiska Naturalnego Związku Miast Bałtyckich, *Good practices in sludge management*, październik 2012. www.purebalticsea.eu
8. Bień J., Worwąg M., Neczaj E., Kacprzak M., Milczarek M., Gałwa-Widera M., Kofermentacja odpadów tłuszczowych i osadów ściekowych. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, T. 11, s. 73-82, 2008.
9. Podedworna J., Umiejewska K.: *Technologia osadów ściekowych*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, s. 114 – 115, 2008.
10. Worwąg M., Brzeska K., Zawieja I., Bień J.: Stabilizacja beztlenowa osadów ściekowych pochodzących z przemysłu celulozowo-papierniczego. *Proceedings of ECOpole*, Vol. 2, 2, 493 - 498, 2008.
11. Pilli S., Bhunia P., Yan S., LeBlanc R.J., Tyagi R.D.: Surampalli R.Y., Ultrasonic pretreatment of sludge: A review, *Ultrasonics Sonochemistry* 18, p. 1 - 18, 2011.

12. Dymaczewski Z., Oleszkiewicz J. A., Sozański M.M., Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków. Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych. Wyd. II, Poznań 1997.
13. Magrel L., Prognozowanie procesu fermentacji metanowej mieszaniny osadów ściekowych oraz gnojowicy. Wydawnictwo Politechniki Białostockiej, Białystok 2004.
14. Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 12 czerwca 2007 roku zmieniające Rozporządzenie w sprawie kryteriów oraz procedur dopuszczenia odpadów do składowania na składowisku odpadów danego typu (Dz. U. Nr 122, poz. 832)
15. Neis U., Nickel K., Tiehm A., Enhancement of anaerobic sludge digestion by ultrasonic disintegration, *Water Science and Technology*, Vol. 42, No. 9, p. 73 - 78, 2000.
16. Fukas - Płonka Ł., Janik M.: Fermentacja osadów nadmiernych, *EkoTechnika*, Nr 1, 2006.
17. Śliwiński A., *Ultrasound and its application*, WNT, Warszawa, 2001.
18. Zielewicz E., Dezintegracja ultradźwiękowa osadów nadmiernego w pozyskiwaniu lotnych kwasów tłuszczowych, *Zeszyty Naukowe Politechniki Śląskiej, Zeszyt 58*, Gliwice 2007.
19. Neis U. i Nickel K., Dezintegracja osadu ściekowego w kierunku polepszenia biodegradacji beztlenowej. *Przegląd Komunalny - Dodatek Branżowy nr 1 „Kierunek zagospodarowania osadów ściekowych”*, 2000.
20. Bień J., Stępiak L., Wolny L., *Ultradźwięki w dezynfekcji wody i preparowaniu osadów ściekowych przed ich odwadnianiem*, Seria Monografia 37, Wydawnictwo Politechnika Częstochowska, 1995.
21. Zielewicz E., *Ultradźwiękowe wspomaganie hydrolizy osadów nadmiernych*, *Przegląd Komunalny*, Nr 12, s. 74 - 77, 2010.
22. Kopp J., Dichtl W., Müller J., Schwedes J.: *Anaerobic Digestion and Dewatering Characteristics of Mechanical Disintegrated Excess Sludge*, *International Conference of Sludge Management “Wastewater Sludge – Waste of Resource”*, Politechnika Częstochowska, p. 231 - 238, 1997.
23. Portenlänger G.: *Mechanical and radical effects of ultrasound*. In *Ultrasound in Environmental Engineering*, TU Hamburg - Harburg Reports on Sanitary Engineering, eds A. Tiehm and U. Neis, Vol. 25, p. 139 - 151, 1999.
24. Tiehm A., Nickel K., Zellhorn M., Neis U., 2001, *Ultrasonic waste activated sludge disintegration for improving anaerobic stabilization*, *Water Research*, Vol. 35, No. 8, p. 2003 - 2009, 2001.

25. Rai C.L, Struenkmann G, Mueller J, Rao P.G, Influence of ultrasonic disintegration on sludge growth reduction and its estimation by respirometry, *Environ. Scien. Technol.*, No. 38 (21), p. 5779 - 85, 2004.
26. Tytła M., Gnida A., Zielewicz E., Zmiany charakterystyki osadów nadmiernych w procesie dezintegracji ultradźwiękowej, *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, Nr 8, s. 331 - 336, 2013.
27. Wzorek Z., Odzysk związków fosforu z termicznie przetworzonych odpadów i ich zastosowanie jako substytutu naturalnych surowców fosforowych. Seria Inżynieria i Technologia chemiczna, Monografia 356, Politechnika Krakowska, Kraków 2008.
28. Bezak - Mazur E., Mazur A., Wpływ czynników strącających na specjację fosforu w osadach ściekowych. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*, Nr 40, s. 561 - 568, 2009.
29. Feng X., Lei H.Y., Deng J.C., Yu Q., Li H.L., Physical and chemical characteristics of waste activated sludge treated ultrasonically. *Chem. Eng. Process.*, p. 187 - 194, 48, 2009.
30. Müller J., Mechanischer Klärschlammaufschluß, Dissertation, Shaker-Verlag, Aachen, 1996.
31. Bougrier, C., Carrere, H., Delgenes, J. P., Solubilization of waste - activated sludge by ultrasound treatment. *Chem. Eng. J.* 106, p. 163 - 169, 2005.
32. Parag R. Gogate, Abhijeet M. Kabadi, A review of applications of cavitation in biochemical engineering/biotechnology. *Biochemical Engineering Journal* 44, p. 60 - 72, 2009.
33. Yin X., Han P., Lu X., Wang Y., A review on the dewaterability of biosludge and ultrasound pretreatment. *Ultrason. Sonochem.* 11, p. 337 - 348, 2004.
34. Chu C.P., Chang B.V., Liao G.S., Jean D.S., Lee D.J., Observations on changes in ultrasonically treated waste-activated sludge, *Water Research* 35, 1038 - 1046, 2001.
35. Wang F., Ji M., Lu S., Influence of ultrasonic disintegration on the dewater ability of waste activated sludge. *Environ. Prog.*, 25, 257 – 260, 2006.
36. Chen Y.G., Yang H.Z., Gu G.W., Effect of acid and surfactant treatment on activated sludge dewatering and settling. *Water Res.*, 35, p. 2615 - 2620, 2001.
37. Show K.Y., Maot., Lee D.J., Optimization of sludge disruption by sonication. *Water Research* 41, p. 4741 - 4747, 2007
38. Zhang G., Zhang P., Yang J., Liu H., Energy - efficient sludge sonication: Power and sludge characteristics. *Bioresour. Technol.* 99, p. 9029 - 9031, 2008.

39. Zhang P., Zhang G., Wang W., Ultrasonic treatment of biologic sludge: floc disintegration, cell lysis and inactivation. *Bioresour. Technol.* 98, p. 207 - 210, 2007.
40. Dewil R., Baeyens J., Goutvriend R.: Ultrasonic treatment of waste activated sludge, *Environmental Progress* 25, 121 - 128, 2006.
41. Jianguo J., Shihui Y., Maozhe C., Qunfang Z., Disintegration of sewage sludge with bifrequency ultrasonic treatment. *Water Science & Technology.* p. 1445 - 1453, 2009.
42. Lehne, G.; Müller, J.A.; Schwedes, J., Mechanical disintegration of sewage sludge. *Water Science and Technology*, 1, p. 19 – 26, 2001.
43. Tomczak - Wandzel R., Ofverstrom S., Dauknys R., Medrzycka K., Effect of disintegration pretreatment of sewage sludge for enhanced anaerobic digestion. *Environmental Engineering, The 8th International Conference May 19 - 20, 2011, Vilnius, Lithuania Selected papers.* p. 679 - 683, 2011.

Badania zostały sfinansowane w ramach BK-538/RIE-4/2013

Mgr inż. Malwina Tytła była Stypendystką w ramach projektu „DoktoRIS - Program stypendialny na rzecz innowacyjnego Śląska” współfinansowanego przez Unię Europejską w ramach Europejskiego Funduszu Społecznego.

mgr inż. Urszula Wydro¹, prof. dr hab. inż. Tadeusz Łoboda
Zakład Biologii Sanitarnej i Biotechnologii
Politechnika Białostocka, Wiejska 45E, 15-351 Białystok
uwydro@gmail.com¹

Główne problemy związane z przyrodniczym zagospodarowaniem komunalnych osadów ściekowych

Słowa kluczowe: *komunalne osady ściekowe, przyrodnicze wykorzystanie, zagrożenia*

Streszczenie: Z roku na rok obserwuje się wzrost masy osadów powstających na terenie oczyszczalni ścieków. Pojawia się zatem problem ich unieszkodliwiania i zagospodarowania, tym bardziej że od 1 stycznia 2013 roku została bardzo ograniczona możliwość ich składowania na składowiskach odpadów. Wydawałoby się, że ze względu na dużą zawartość substancji organicznej oraz składników nawozowych, pożądane jest aby składniki te ponownie powróciły do środowiska, wzbogacając glebę i dostarczając w ten sposób ważnych mikro i makroelementów roślinom na niej uprawianych. Jednak należy podkreślić, że w przypadku przyrodniczego wykorzystania osadów ściekowych, szczególnie na cele rolne, muszą być spełnione bardzo rygorystyczne kryteria dotyczące m.in. stężeń metali ciężkich oraz zawartości zanieczyszczeń sanitarnych. W pracy podjęto próbę przedstawienia głównych problemów dotyczących wykorzystania komunalnych osadów ściekowych, związanych zarówno z ich składem chemicznym (metale ciężkie, silnie toksyczne związki organiczne takie jak WWA, PCB) oraz sanitarnym (organizmy chorobotwórcze). Zwrócono uwagę na problemy i uwarunkowania techniczne, występujące zarówno w trakcie dostosowywania osadów do przyrodniczego zagospodarowania, jak również w trakcie samego stosowania osadów do celów nawozowych czy też rekultywacyjnych.

1. Wstęp

W dobie rozwoju cywilizacyjnego obserwuje się wzrost ilości powstających ścieków z działalności bytowo – gospodarczej. Dostosowanie gospodarki ściekowo – osadowej do dyrektyw UE wymusza wprowadzanie najbardziej efektywnych procesów ich oczyszczania, co związane jest z modernizacją istniejących oczyszczalni ścieków w celu przystosowania ich do technologii wysokosprawnych nastawionych na usuwanie związków biogenych. Ponadto z roku na rok obserwuje się dynamiczny rozwój infrastruktury proekologicznej, zarówno w miastach jak i na terenach wiejskich, którego przejawem jest rozbudowa sieci kanalizacyjnej oraz budowa nowych oczyszczalni ścieków [1]. Ubocznym i nieodłącznym produktem procesu oczyszczania ścieków jest osad ściekowy, który wymaga w dalszej kolejności utylizacji i zagospodarowania. W myśl ustawy o odpadach [2], przez komunalny osad

ściekowy rozumie się „pochodzący z oczyszczalni ścieków osad z komór fermentacyjnych oraz innych instalacji służących do oczyszczania ścieków komunalnych oraz innych ścieków o składzie zbliżonym do składu ścieków komunalnych”. Odpady te są klasyfikowane w grupie 19 jako odpady o kodzie 19 08 05 – ustabilizowane komunalne osady ściekowe [3].

Problem utylizacji osadów ściekowych stał się przedmiotem wielu badań ze względu na stale przyrastającą ich masę, ograniczenia w ich składowaniu oraz stosowaniu w rolnictwie i na inne cele przyrodnicze. Główne kierunki unieszkodliwiania osadów ściekowych, w zależności od zastosowanego procesu przeróbki i charakterystyki osadów, to: zagospodarowanie w rolnictwie, wykorzystanie do rekultywacji gruntów, kompostowanie, przeróbka termiczna, składowanie i inne. Do tej pory najbardziej popularną drogą postępowania z tym bioodpadem było jego składowanie, jednak z racji właściwości osadów ściekowych oraz dostosowywania przepisów prawnych do dyrektywy UE, od 2013 r. składowanie osadów ściekowych na składowiskach zostało znacznie ograniczone, a po 1 stycznia 2016 r. będzie niemożliwe. Wydawałoby się, że ze względu na swoje właściwości nawozowe i próchnicotwórcze komunalne osady ściekowe powinny powrócić do środowiska, wzbogacając glebę w cenne składniki pokarmowe dla roślin (azot, fosfor, siarkę, magnez) oraz materię organiczną. Jednak często niepożądany skład chemiczny i właściwości biologiczne osadów, a mianowicie zawartość w nich substancji niebezpiecznych i toksycznych dla środowiska takich jak ponadnormatywne zawartości metali ciężkich, obecność zanieczyszczeń organicznych (WWA, PCB, AOX) czy też obecność organizmów chorobotwórczych i jaj pasożytów, wyklucza zastosowanie ich nie tylko w rolnictwie, ale także na pozostałe cele przyrodnicze.

Przyrodnicze unieszkodliwianie osadów ściekowych może stanowić także problem natury technicznej i praktycznej. Wynika to z właściwości fizyczno-chemicznych osadów. Po pierwsze osady muszą być poddane procesom stabilizacji, gdyż nie są chemicznie obojętne i mogą mieć nieprzyjemny zapach. Inną istotną kwestią jest minimalizowanie zawartości wody i objętości osadów, czy też odzyskiwanie fosforu na potrzeby rolnictwa [4]. Osady które nie spełniają kryteriów sanitarnych, zawierają podwyższone zawartości metali ciężkich czy też mikrozanieczyszczeń organicznych, i aby mogły zostać wykorzystane przyrodniczo, muszą zostać poddane różnym procesom przeróbki - wapnowaniu, kompostowaniu itp. Procesy te wymagają najczęściej zastosowania odpowiedniej technologii, dodatkowego nakładu pracy, kosztów, powierzchni itp. Procesy przeróbki osadów stanowią często ponad 30% kosztów eksploatacji całej oczyszczalni [5]. Ograniczeniem w stosowaniu na cele rolne i nierolne jest czas stosowania, uzależniony od wegetacji roślin. Ponadto należy wziąć pod uwagę

nastawienie społeczeństwa, które raczej z rezerwą podchodzi do kwestii przyrodniczego, a szczególnie rolniczego zagospodarowania osadów ściekowych.

W pracy przedstawiono główne problemy związane z przyrodniczym wykorzystaniem osadów ściekowych, zarówno w kwestii zagrożeń chemiczno-sanitarnych, jak również natury technicznej i praktycznej. W oparciu o literaturę podjęto próbę przedstawienia rozwiązań, które pozwoliłyby na dostosowanie osadów ściekowych do przyrodniczego zastosowania.

2. Właściwości osadów ściekowych ograniczające zastosowanie przyrodnicze

Oprócz składników biogennych oraz makroelementów, które są korzystnymi biologicznie związkami, osady ściekowe mogą zawierać także związki szkodliwe i toksyczne takie jak metale ciężkie czy mikrozanieczyszczenia organiczne a także mikroorganizmy chorobotwórcze, które często mogą dyskwalifikować osady ściekowe do przyrodniczego wykorzystania [9, 11].

2.1. Właściwości fizyczno – chemiczne

Wybór metody unieszkodliwiania osadów uzależniony jest od ich jakości, a zwłaszcza obecności substancji niebezpiecznych dla środowiska. O właściwościach fizyczno-chemicznych osadów ściekowych decyduje rodzaj oraz jakość ścieków dopływających do oczyszczalni ścieków. W związku z tym osady ściekowe wykazują bardzo dużą zmienność składu chemicznego, co sprawia że mają one bardzo zróżnicowaną i niekiedy skomplikowaną matrycę. Część zanieczyszczeń zawartych w ściekach nie ulega bowiem rozkładowi i zostaje zakumulowana w osadach ściekowych [6].

Jedną z cech fizycznych ograniczającą przyrodnicze zastosowanie osadów ściekowych jest uciążliwość odorowa [7]. Dotyczy to osadów ściekowych, które mają skłonność do zagniwania – krótko mówiąc nie są do końca ustabilizowane. Nawet osady ściekowe o niskiej podatności na zagniwanie po zmieszaniu z glebą, na skutek procesu dość intensywnej mineralizacji mogą wykazywać właściwości odorowe. Takie osady ściekowe, szczególnie niedostatecznie ustabilizowane, mogą stanowić zagrożenie dla środowiska i zdrowia ludzi, ponadto wykazują obciążenie zapachowe co wpływa na negatywne nastawienie społeczeństwa na zagospodarowanie przyrodnicze osadów ściekowych.

Dużym problemem związanym z przyrodniczym wykorzystaniem komunalnych osadów ściekowych jest wysoka zawartość metali ciężkich, które mogą powodować zmiany

żyzności gleb, obniżać plonowanie roślin oraz wpływać na jakość plonów [8]. Źródłem metali ciężkich w osadach ściekowych są ścieki przemysłowe oraz spływy powierzchniowe. Około 80-90% metali ciężkich ze ścieków gromadzona jest w osadach ściekowych. Zawartość poszczególnych pierwiastków śladowych w osadach ściekowych może zmieniać się w zależności od źródła pochodzenia ścieków. Głównym dostarczycielem metali ciężkich jest przemysł, a w szczególności branża przemysłu metalowego i obróbki metali, przemysłu maszynowego, garbarskiego chemicznego oraz celulozowo-papierniczego [9].

Babel i del Mundo Dacera [10] donoszą, że całkowita zawartość metali ciężkich w osadzie ściekowym zawiera się w granicach 0,5-2% suchej masy i w niektórych przypadkach może wzrosnąć do 4%. Mowa tu głównie o takich metalach jak: kadm, chrom, cynk, miedź, nikiel i ołów. Wilk i Gworek [9] podkreślają, że poziom metali ciężkich w osadach ściekowych może podlegać fluktuacji. Dlatego istnieje potrzeba systematycznego badania osadów ściekowych pod względem dynamiki zmian składu chemicznego i parametrów biologicznych.

Stężenie metali ciężkich w osadzie ściekowym zależy od takich czynników jak: pochodzenie osadu, procesu oczyszczania ścieków oraz procesu przeróbki osadów ściekowych [11]. Metale ciężkie obecne w osadzie ściekowym są silnie zaadsorbowane przez matrycę bioodpadu, tak więc dodane do gleby są mniej dostępne niż dodane w postaci soli nieorganicznych. W rzeczywistości dodany osad do gleby może wręcz służyć jako pochłaniacz metali z roztworu glebowego [12]. Metale charakteryzują się bardzo długą trwałością w środowisku. Ich obecność może powodować bioakumulację w roślinach oraz włączenie do obiegu biologicznego, co wynika z faktu, że raz wprowadzone metale do środowiska praktycznie już w nim pozostają [9]. Długoterminowe zagrożenie uruchomienia do środowiska wynika z faktu iż, pobrane przez rośliny oraz akumulowane w glebie, mogą być wypłukiwane z gleby i ponownie wprowadzone do łańcucha pokarmowego lub też wypłukane ze skażonej metalami ciężkimi gleby, po czym trafiają do wód podziemnych i powierzchniowych [13].

Część metali ciężkich w śladowych ilościach jest niezbędna dla życia, jednak ich nadmiar pociąga za sobą negatywne skutki dla zdrowia roślin, zwierząt i ludzi. Część z pierwiastków śladowych, tj. kadm, ołów i rtęć nie są potrzebne dla żywych organizmów [9], a wręcz mają właściwości toksyczne czy też rakotwórcze.

Przyrodnicze zagospodarowanie osadów jest jak najbardziej pożądaną metodą unieszkodliwiania tego odpadu, jednak dla dużych oczyszczalni ścieków, szczególnie z terenów przemysłowych ta droga jest najczęściej zamknięta ze względu na ponadnormatywną

zawartość metali ciężkich oraz właściwości sanitarne. Przydatny do wykorzystania na cele rolnicze może być osad pochodzący z małych obiektów, oczyszczających głównie ścieki bytowe lub z niewielkim udziałem ścieków przemysłowych. Jednak głównym problemem w tym przypadku może być stan sanitarny osadów [14].

W tabeli 1 zestawiono zawartości metali ciężkich w komunalnych osadach ściekowych pochodzących z wybranych oczyszczalni ścieków na terenie województwa podlaskiego (Miejskiej Oczyszczalni ścieków w Sokółce i Oczyszczalni Ścieków w Suwałkach) oraz z oczyszczalni ścieków z terenu Górnego Śląska. Dopuszczalne zawartości metali ciężkich w komunalnych osadach ściekowych ujęte w Rozporządzeniu [15] w zależności od metody przyrodniczego wykorzystania przedstawiono w tabeli 2.

W badaniach Wołejko i in. [16] ustabilizowany komunalny osad ściekowy pochodzący z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków w Sokółce zastosowano do wzbogacenia podłoża pod trawy gazonowe w głównych ciągach komunikacyjnych Białegostoku. Właściwości osadu ściekowego zastosowanego w doświadczeniu zostały zbadane przez Okręgową Stację Chemiczno-Rolniczą w Białymstoku. Zawartości metali ciężkich w osadzie ściekowym nie przekraczały wartości dopuszczalnych z Rozporządzenia [15] przy zastosowaniu osadów w rolnictwie oraz do rekultywacji gruntów na cele nierolne (tabela 1, tabela 2). Kazanowska i Szaciło [8] w swoich badaniach analizowały osady ściekowe pochodzące z oczyszczalni ścieków w Suwałkach. Niskie zawartości metali ciężkich w osadach klasyfikowały je do zastosowania w rolnictwie oraz do rekultywacji terenów na cele nierolne (tabela 1, tabela 2). O przydatności rolniczej osadów z oczyszczalni ścieków z terenu północno-wschodniej Polski wspominają w swojej pracy także Boruszko i in. [17]. Autorzy Ci twierdzą, że stosunkowo niska zawartość metali ciężkich w osadach ściekowych pochodzących z woj. podlaskiego wynika z rolniczego charakteru tego regionu a także nierozwiniętego przemysłu.

Analizę właściwości osadów powstających w małych oczyszczalniach ścieków w powiecie plockim przedstawili w swojej pracy Bauman-Kaszuńska i Sikorski [14]. Otrzymane wyniki (tabela 1) wskazują na możliwość unieszkodliwiania osadów ściekowych w celach przyrodniczych – zarówno w rolnictwie jak i do rekultywacji.

Siebielec i Stuczyński [18] przeprowadzili badania zawartości pierwiastków śladowych w sześćdziesięciu próbkach osadów ściekowych pobranych w 43 różnych oczyszczalniach ścieków na terenie Górnego Śląska w latach 2001-2004. Wyniki badań wskazały na duże ich zróżnicowanie. Największą zmiennością charakteryzowały się zawartości kadmu, chromu i niklu. Uzyskane maksymalne zawartości tych metali

dyskwalifikują te osady do przyrodniczego zastosowania.

Tabela 3. Zawartości metali ciężkich w osadach ściekowych, pochodzących z Oczyszczalni Ścieków Komunalnych w Sokółce, w Suwałkach, w powiecie płońskim oraz na Górnym Śląsku

Metale ciężkie	Miejska Oczyszczalni ścieków w Sokółce	Oczyszczalnia ścieków w Suwałkach	Oczyszczalnie ścieków w powiecie płońskim	Oczyszczalnie Górnego Śląska
	(mg/kg s. m.)			
Pb	23,5	15,6 -19,0	204,5	45,0-953
Cd	<0,50	1,8 – 8,9	5,48	1,1-149,1
Cr	58,0	14,2- 23,0	12,08	24,0-7544
Cu	194	110 – 128	91,63	41-449
Ni	22,0	14,0-19,0	30,81	18-1172
Zn	1459	1020-1072	1150,80	541-9824
Hg	1,044	0,72-0,76	0,133	-

Źródło: (Wołejko i in. 2014, Kazanowska i Szaciło 2012, Bauman-Kaszubska i Sikorski 2011, Siebielec i Sztuczynski, 2008)

Tabela 4. Dopuszczalne stężenia metali ciężkich (mg/kg s.m.) w osadach ściekowych

Metale ciężkie	W rolnictwie oraz do rekultywacji gruntów na cele rolne	Rekultywacja terenów na cele nierolne	Przy dostosowaniu gruntów do określonych potrzeb wynikających z planów gospodarki odpadami, planów zagospodarowania przestrzennego lub decyzji o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu, do uprawy roślin przeznaczonych do produkcji kompostu, do uprawy roślin nieprzeznaczonych do spożycia i produkcji pasz
	(mg/kg s. m.)		
Pb	750	1000	1500
Cd	20	25	50
Cr	500	1000	2500
Cu	1000	1200	2000
Ni	300	400	500
Zn	2500	3500	5000
Hg	16	20	25

Źródło: (Rozporządzenie 2010)

W ostatnich latach dużą uwagę poświęca się badaniom zawartości mikrozanieczyszczeń organicznych w osadach ściekowych. Mogą one obejmować ogromną liczbę związków o zróżnicowanej budowie i właściwościach. Te najbardziej niebezpieczne charakteryzują się dużą trwałością w środowisku oraz szkodliwym oddziaływaniem na organizmy żywe. Zanieczyszczenia te w określonych warunkach mogą podlegać niepełnej degradacji do form pośrednich, które mogą wykazywać bardziej toksyczne właściwości niż związki pierwotne. Ponadto mikrozanieczyszczenia mają zdolność do akumulacji w roślinach i organizmach zwierzęcych [19]. Do najważniejszych należą:

- wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne – WWA;
- polichlorowane bifenyle – PCB;
- adsorbowalne organiczne związane chlorowce wyrażone wskaźnikiem AOX;
- polichlorowane dibenzodoksyny – dioksyny, PCDDs;
- polichlorowane dibenzofurany – furany, PCDFs [6, 19].

W ostatnich latach podejmuje się także temat zanieczyszczania przez związki zaburzające działanie hormonów oraz pochodne farmaceutyków [19].

Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne są produktami niepełnego spalania substancji organicznych. Są one stosunkowo najlepiej przebadaną grupą związków organicznych w osadach ściekowych. Ich źródłem są ścieki przemysłowe i komunalne, depozycja atmosferyczna, a także produkty ścierania powierzchni dróg i opon. Ich zróżnicowana zawartość zależy od rodzaju ścieków, powierzchni zlewni i rodzaju kanalizacji, ilości i rodzajów ścieków przemysłowych dopływających do kanalizacji, zastosowanych metod oczyszczania ścieków i przeróbki osadów. Przy ocenie zawartości WWA w osadach należy uwzględnić możliwość akumulacji tych związków w organizmach żywych obecnych w osadzie ściekowym, w których mogą podlegać różnym procesom metabolicznym. Znane są doniesienia literaturowe, mówiące o samoistnym tworzeniu się WWA w osadzie przefermentowanym [19].

Kolejną grupą związków stanowiących poważny problem ekologiczny są polichlorowane bifenyle (PCB). Wykazują one dużą odporność chemiczną, słabą podatność na rozkład, wysoką toksyczność i dużą zdolność do bioakumulacji ze względu na swój lipofilny charakter oraz właściwości hydrofobowe. Gromadzą się w tkance tłuszczowej organizmów i drogą łańcucha troficznego mogą przedostawać się do organizmu człowieka. Ich źródłem w osadach ściekowych są zakłady przemysłowe, gospodarstwa domowe, opady suche i mokre oraz myjnie samochodowe [6, 20].

Wskaźnik AOX (adsorbable organic halogens) określa sumaryczną zawartość halogenu w związkach organicznych zdolnych do adsorpcji na węglu aktywnym. Źródłem AOX w osadach ściekowych są przede wszystkim ścieki przemysłowe z celulozowni i zakładów papierniczych oraz szpitalne i komunalne [21].

Polichlorowane dibenzodiodksyny (dioksyny) i polichlorowane dibenzofurany (furany) to kolejna grupa związków toksycznych i niebezpiecznych dla środowiska. Mogą one pochodzić z atmosfery poprzez depozycję suchą i moką, ze ścieków komunalnych i przemysłowych oraz procesów zachodzących podczas oczyszczania ścieków i przeróbki osadów. Mogą one powstawać w reakcjach chemicznych jako produkt uboczny wielu syntez oraz w reakcjach enzymatycznych np. biogenicznych przemianach w odpadach i kompoście. Istnieją doniesienia, że głównym źródłem dioksyn i furanów w ściekach domowych są odpływy z pralek (wypłukiwanie z tkanin i detergenty) [22].

Warto zauważyć, że w Rozporządzeniu w sprawie komunalnych osadów ściekowych [15] określono jedynie dopuszczalne zawartości metali ciężkich w osadach ściekowych, natomiast nie określono zawartości zanieczyszczeń organicznych. Ich zawartość w osadach może być zróżnicowana, i zależy przede wszystkim od rodzaju ścieków, udziału ścieków przemysłowych, rodzaju kanalizacji oraz metody oczyszczania ścieków czy przeróbki osadów.

W krajach europejskich monitoring zanieczyszczeń organicznych w osadach wykorzystywanych rolniczo zaczęto monitorować od niedawna. Dopuszczalną zawartość dioksyn, furanów, PCB i AOX w latach dziewięćdziesiątych ustalono w Niemczech, Austrii i w Szwajcarii, we Francji określono zawartość tzw. śladowych związków organicznych w osadzie. W Szwecji obowiązuje dopuszczalna zawartość takich związków jak nonylofenol, toluen, suma WWA, suma PCBs. Obecnie w krajach Unii Europejskiej wprowadzono propozycje dopuszczalnych ilości zanieczyszczeń organicznych w osadach ściekowych, które mogą być stosowane do nawożenia roślin. Monitorowanie zanieczyszczeń organicznych występujących w osadach ściekowych dotyczy między innymi sumy zawartości WWA (PAHs), których stężenie nie może przekroczyć 6 mg/kg s.m. Kolejnymi normowanymi zanieczyszczeniami organicznymi w osadach ściekowych są polichlorowane bifenyle (0,8 mg/kg), ftalany (100 mg/kg), alkilobenzosulfoniany sodu (2600 mg/kg), nonylofenole i etoksylany nonylofenolu (50 mg/kg), halogenowe związki organiczne (500 mg/kg) oraz dioksyny i furany - 0,0001 ng-TEQ [6]. Autorzy Ci dodają, że określenie ilości poszczególnych zanieczyszczeń w osadach ściekowych następuje wiele trudności. Wynika to przede wszystkim ze skomplikowanej procedury analitycznej i złożonej matrycy osadu, której

skład jest zmienny w zależności od jakości dopływających do oczyszczalni ścieków, zastosowanych metod oczyszczania ścieków i przeróbki osadów.

2.2. Właściwości sanitarne

Osady ściekowe są zasiedlone przez liczne mikroorganizmy i mikrofaunę, tworząc swoistą biocenozę. W skład jej wchodzi bakterie, wirusy, robaki pasożytnicze, grzyby, pierwotniaki i inne. Wśród tych drobnoustrojów występują zarówno mikroorganizmy patogenne, groźne dla człowieka jak i saprofityczne, obojętne z sanitarnego punktu widzenia, przy czym ich liczebność uzależniona jest od stanu zdrowia danej społeczności [23]. Jednym z czynników limitujących przyrodnicze zagospodarowanie komunalnych osadów ściekowych jest obecność w nich groźnych organizmów chorobotwórczych oraz inwazyjne jaja pasożytów jelitowych. Do ścieków i produktów ich oczyszczania – osadów ściekowych, trafiają zanieczyszczenia biologiczne z przemysłu, szpitali i gospodarstw domowych. Aplikacja osadów ściekowych zawierających organizmy patogenne niesie za sobą niebezpieczeństwo migracji ich do innych środowisk i w konsekwencji do organizmów żywych [24, 25]. Rozporządzenie w sprawie komunalnych osadów ściekowych [15] uwzględnia następujące parametry sanitarne przy wykorzystaniu osadów na cele przyrodnicze:

- liczba bakterii z rodzaju *Salmonella* w 100 g osadu przeznaczonych do badań;
- łączna liczba żywych jaj pasożytów jelitowych *Ascaris sp.*, *Trichuris sp.*, *Toxocara sp.* w 1 kg suchej masy (wskaźnik ATT).

Dopuszczalne ilości bakterii z rodzaju *Salmonella* oraz wskaźnika ATT podano w tabeli 3. Jednakże należy pamiętać, że w osadach ściekowych oprócz limitowanych w Rozporządzeniu [15] wskaźników mogą występować inne patogeny chorobotwórcze, do których należą m.in. bakterie z grupy coli typu fekalnego, czy bakterie *Clostridium perfringens*.

Osady miejskie zawierają drobnoustroje chorobotwórcze pochodzące od osób chorych oraz nosicieli. Najczęściej spotykanymi bakteriami w ściekach i osadach ściekowych są *Escherichia coli*, *Salmonella typhi*, *Clostridium botulinum*, *Vibrio cholerae*, *Mycobacterium tuberculosis*. Szczególnie niebezpieczne są szczepy charakteryzujące się lekoopornością na powszechnie stosowane antybiotyki, ponieważ mogą stanowić poważne zagrożenie dla ludzi i zwierząt. Pochodzenie tych patogennych organizmów jest zróżnicowane, począwszy od osób chorych, czy nosicieli po składowiska odpadów, np. z rzeźni, rolnictwa, handlu oraz przemysłu [26].

Tabela 5. Dopuszczalne zawartości zanieczyszczeń biologicznych w komunalnych osadach ściekowych przy stosowaniu do celów przyrodniczych

Parametr	W rolnictwie oraz do rekultywacji gruntów na cele rolne	Rekultywacja terenów na cele nierolne	Przy dostosowaniu gruntów do określonych potrzeb wynikających z planów gospodarki odpadami, planów zagospodarowania przestrzennego lub decyzji o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu, do uprawy roślin przeznaczonych do produkcji kompostu, do uprawy roślin nieprzeznaczonych do spożycia i produkcji pasz
Bakterie z rodzaju <i>Salmonella</i>	nie wyizolowano	-	-
Liczba żywych jaj pasożytów jelitowych <i>Ascaris</i> sp., <i>Trichuris</i> sp., <i>Toxocara</i> sp.	0	nie większa niż 300	nie większa niż 300

Źródło: (Rozporządzenie 2010)

Inną grupą patogenów występujących w osadach ściekowych są wirusy. Poza żywą komórką nie przejawiają żadnej aktywności biologicznej – nie rozmnażają się ani nie posiadają katabolicznych systemów enzymatycznych. Jednak wewnątrz komórek różnych organizmów mają zdolność do odtwarzania swojej struktury i mogą stać się chorobotwórcze bądź zakaźne dla gospodarza, doprowadzając do zmian metabolicznych i śmierci komórki. Najczęściej spotykanymi wirusami w osadach ściekowych są *Enterowirusy*, *Rotawirusy*, *Adenowirusy*, *Hepatitis*. Rozpoznanie i określenie ilościowe wirusów w osadach ściekowych sprawia duże trudności diagnostyczne, zarówno w związku z ich izolowaniem jak i oznaczeniem. Wymagają one prowadzenia badań w wyspecjalizowanych laboratoriach oraz skomplikowanej procedury analiz, co generuje wysokie koszty [24].

Ze względu na dużą zawartość materii organicznej i składników pokarmowych, osady ściekowe są doskonałym środowiskiem życia dla grzybów, zarówno saprofitycznych, jak też potencjalnie chorobotwórczych i toksynotwórczych. Grzyby potencjalnie chorobotwórcze mogą wywoływać wiele schorzeń, w tym tak bardzo rozpowszechnione choroby alergiczne, dotyczące najczęściej układu oddechowego. W osadach ściekowych występują dermatofity, będące w większości grzybami patogennymi, a wywoływane przez nie schorzenia skóry są bardzo powszechne dzięki łatwości, z jaką przenoszą się z człowieka na człowieka.

Najczęściej spotykanymi w osadach ściekowych są drożdżaki z rodzaju *Candida*, powodujące u człowieka kandydozy, oraz grzyby pleśniowe, które wytwarzają aflatoksyny np. *Aspergillus flavus* i *Aspergillus fumigatus* [27]. Oprócz zagrożeń sanitarnych, spowodowanych obecnością grzybów chorobotwórczych i toksynotwórczych w osadach, niektóre grzyby mogą wpływać na zaburzenie równowagi biologicznej biocenozy glebowej [24].

Dość powszechne w osadach ściekowych są robaki i pierwotniaki pasożytnicze. Ludzie i zwierzęta pełnią ważną rolę w rozwoju osobniczym pasożytów – stanowią pośredniego lub końcowego żywiciela. Chorzy oraz nosiciele wydalają wraz z kałem do ścieków formy przejściowe pasożytów jak również ich osobniki dorosłe, które mogą następnie trafiać do osadów ściekowych. Wśród pasożytów jelitowych znaczenie epidemiologiczne mają przede wszystkim tasiemce (*Cestoda*), nicienie (*Nematoda*) i przywry (*Trematoda*). Najbardziej istotne helminty wykrywane w ściekach i osadach ściekowych to przede wszystkim [24]:

- pierwotniaki (np. *Cryptosporidium parvum*, *Toxoplasma gondii*, *Giardia intestinalis*);
- nicienie (*Ascaris lumbricoides*, *Toxocara canis*, *Toxocara cati*, *Trichuris trichura*);
- tasiemce (*Taenia solium*, *Hymenolepis nana*, *Echinococcus granulosus*);
- przywry (*Schistosoma haematobium*, *Dicrocoelium*, *Fasciola hepatica*).

W ostatnich latach zwraca się także uwagę na zakażenia powodowane przez cysty i oocysty pierwotniaków pasożytniczych takich jak *Giardia intestinalis* czy *Cryptosporidium parvum*, które wykazują dużą oporność na działanie czynników środowiskowych oraz środków dezynfekujących, co stanowi duże zagrożenie przedostania się do wód powierzchniowych [24].

W przypadku przyrodniczego wykorzystania osadów, bardzo ważna jest znajomość czasu przeżywalności organizmów chorobotwórczych. Konieczność prawidłowego, z punktu widzenia zagadnień sanitarno-higienicznych, unieszkodliwiania osadów przed wykorzystaniem do produkcji rolniczej sprawia, że badania biologicznych skażeń osadów poddanych procesom technologicznym stają się sprawą ważną i pilną [28].

Na świecie w regulacjach prawnych dotyczących wskaźników biologicznych w osadach ściekowych istnieją duże rozbieżności. Wynika to z faktu, że ścieki dopływające do oczyszczalni wykazują zróżnicowany skład pod względem biologicznym, a to przekłada się następnie na skład osadu ściekowego. Podstawowy problem w ocenie stanu sanitarnego osadów ściekowych w Polsce i UE to brak jednolitych organizmów wskaźnikowych stanowiących o przydatności sanitarnej osadów do przyrodniczego wykorzystania oraz

przepisów i norm dotyczących oznaczania tych organizmów [24].

W tabeli 4 zestawiono przykładowe wyniki badań dla bakterii z rodzaju *Salmonella* i wskaźnika ATT uzyskanych dla oczyszczalni ścieków w Sokółce oraz dla oczyszczalni ścieków w powiecie płońskim [16, 14]. Uzyskane wartości wskaźników sanitarnych pozwalają na unieszkodliwianie przyrodnicze, w tym również rolnicze, badanych komunalnych osadów ściekowych. Jednakże należy zaznaczyć, że brak pałeczek *Salmonella* czy też jaj pasożytów jelitowych nie wyklucza prawdopodobieństwa występowania innych organizmów zakaźnych, o których wspomniano w pracy wcześniej.

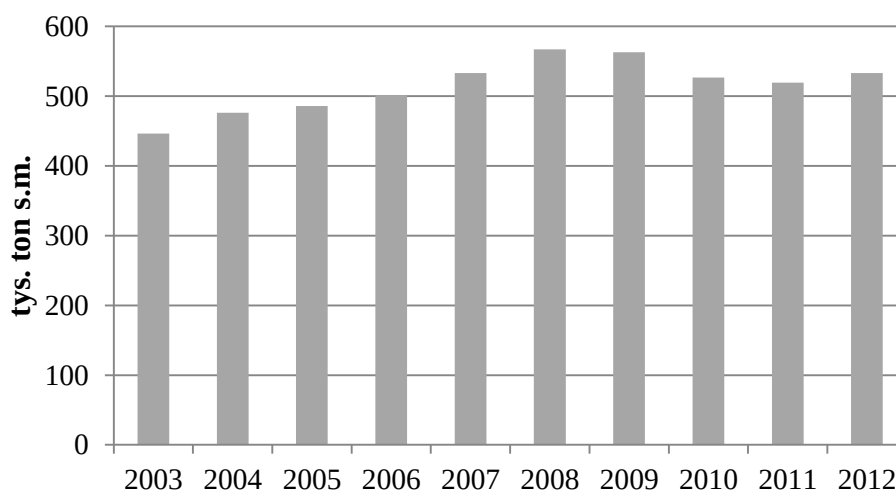
Tabela 6. Zawartości wybranych wskaźników sanitarnych w osadach ściekowych, pochodzących z Oczyszczalni Ścieków Komunalnych w Sokółce, oczyszczalni w powiecie płońskim

Parametry	Miejska Oczyszczalni ścieków w Sokółce	Oczyszczalnie ścieków w powiecie płońskim
<i>Salmonella</i>	0	0
Liczba żywych jaj <i>Ascaris sp.</i> , <i>Trichuris</i> <i>sp.</i> , <i>Toxocara sp.</i>	0	0

Źródło: (Wołejko i in. 2014, Bauman-Kaszubska i Sikorski 2011)

3. Ograniczenia prawne oraz problemy techniczne związane z zagospodarowaniem przyrodniczym komunalnych osadów ściekowych

Z danych Głównego Urzędu Statystycznego za lata 2003-2012 [29] wynika, że od 2003 r. w Polsce obserwuje się systematyczny wzrost masy wytwarzanych na oczyszczalniach ścieków komunalnych osadów ściekowych (rys. 1). W 2012 r. w Polsce wytworzono 533,3 tys. Mg s.m. komunalnych osadów ściekowych i szacuje się, że od 2018 roku będzie wytwarzanych ponad 700 tys. Mg s.m. osadów ściekowych [30]. Wzrost masy osadów powoduje, że na oczyszczalniach ścieków deponowana jest coraz większa ilość tego bioodpadu, który następnie należy zagospodarować.



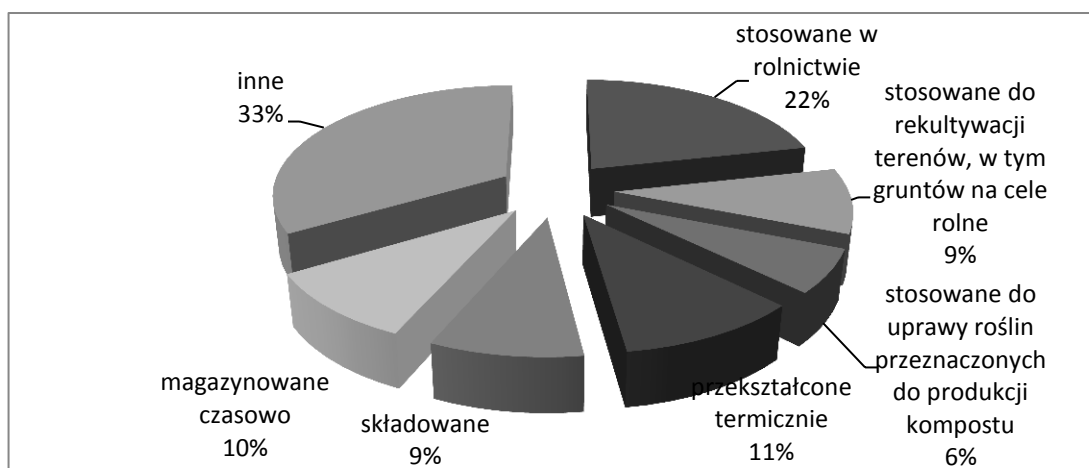
Rysunek 1. Masa powstających komunalnych osadów ściekowych w oczyszczalniach ścieków w Polsce w latach 2003-2012

Źródło: (GUS 2004-2013)

Struktura zagospodarowania komunalnych osadów ściekowych w Polsce zgodnie z danymi GUS w 2012 r. wskazuje, że 37% wytwarzanej masy osadów zostało zagospodarowane na cele przyrodnicze (rys. 2). Bień [31] donosi, że składowanie jako metoda ostatecznej utylizacji odgrywa z roku na rok coraz mniejszą rolę, natomiast wzrasta udział termicznych metod w zagospodarowaniu osadów ściekowych, co jest zgodne z założeniami Krajowego Planu Gospodarki Odpadami 2014 [30]. Plan ten przewiduje ponadto:

- zwiększenie ilości komunalnych osadów ściekowych przetwarzanych przed wprowadzeniem do środowiska
- zwiększenie ilości osadów przekształcanych metodami termicznymi,
- maksymalizację stopnia wykorzystania substancji biogennej zawartej w osadach przy jednoczesnym spełnieniu wszystkich wymogów dotyczących bezpieczeństwa sanitarnego i chemicznego.

W przypadku przyrodniczego unieszkodliwiania komunalnych osadów ściekowych, nie tylko osad powinien spełniać odpowiednie kryteria. Dopuszczalne zawartości metali ciężkich oraz wskaźników sanitarnych zostały określone również dla gleb, na których mają być stosowane osady (tabela 5). W związku z tym nie na każdych glebach można stosować osady – warunkiem jest odpowiedni odczyn oraz zawartość metali ciężkich. Przed każdorazowym aplikowaniem do gleby komunalnych osadów ściekowych należy ustalić dawkę dla każdej zbadanej objętości osadu. Dawka osadu powinna być dostosowana do rodzaju gruntu, sposobu jego użytkowania, jakości osadu oraz zapotrzebowania roślin na fosfor i azot.



Rysunek 2. Metody zagospodarowania komunalnych osadów ściekowych w Polsce w 2012 r.

Źródło: (GUS 2004-2013)

Tabela 7. Wartości dopuszczalne ilości metali ciężkich w wierzchniej warstwie gruntu (0-25 cm) oraz odczyn przy stosowaniu komunalnych osadów ściekowych na różne cele przyrodnicze

Parametr	Stosowane w rolnictwie oraz do rekultywacji gruntów na cele rolne			Do rekultywacji terenów na cele nierolne, zagospodarowania terenu, do uprawy roślin przeznaczonych do produkcji kompostu oraz do uprawy roślin nieprzeznaczonych do spożycia i produkcji pasz		
	Gleby lekkie	Gleby średnie	Gleby ciężkie	Gleby lekkie	Gleby średnie	Gleby ciężkie
Pb (mg/kg s.m.)	40	60	80	50	75	100
Cd (mg/kg s.m.)	1	2	3	3	4	5
Cr (mg/kg s.m.)	50	75	100	100	150	200
Cu (mg/kg s.m.)	25	50	75	50	75	100
Ni (mg/kg s.m.)	20	35	50	30	45	60
Zn (mg/kg s.m.)	80	120	180	150	220	300
Hg (mg/kg s.m.)	0,8	1,2	1,5	1	1,5	2
pH	Nie mniejsze niż 5,6			-		

Źródło: (Rozporządzenie 2010)

W myśl ustawy o odpadach [2] osady ściekowe nie mogą być stosowane:

- na obszarach parków narodowych i rezerwatów przyrody;
- na terenach ochrony pośredniej stref ochronnych ujęć wody
- w pasie gruntu o szerokości 50 m bezpośrednio przylegającego do brzegów jezior i cieków;
- na terenach zalewowych, czasowo podtopionych i bagiennych;
- na terenach czasowo zamarzniętych i pokrytych śniegiem;

- na gruntach o dużej przepuszczalności, stanowiących w szczególności piaski luźne i słabogliniaste oraz piaski gliniaste lekkie, jeżeli poziom wód gruntowych znajduje się na głębokości mniejszej niż 1,5 m poniżej powierzchni gruntu;
- na gruntach rolnych o spadku przekraczającym 10%;
- na obszarach ochronnych zbiorników wód śródlądowych
- na terenach objętych pozostałymi formami ochrony przyrody, jeżeli osady ściekowe zostały wytworzone poza tymi terenami;
- na terenach położonych w odległości mniejszej niż 100 m od ujęcia wody, domu mieszkalnego lub zakładu produkcji żywności;
- na gruntach, na których rosną rośliny sadownicze i warzywa, z wyjątkiem drzew owocowych;
- na gruntach przeznaczonych pod uprawę roślin jagodowych i warzyw, których części jadalne bezpośrednio stykają się z ziemią i są spożywane w stanie surowym — w ciągu 18 miesięcy poprzedzających zbiory i w czasie zbiorów;
- na gruntach wykorzystywanych na pastwiska i łąki;
- na gruntach wykorzystywanych do upraw pod osłonami.

Aby osady mogły zostać wykorzystane przyrodniczo powinny być ustabilizowane oraz przygotowane odpowiednio do celu i sposobu ich stosowania, w szczególności przez poddanie ich obróbce biologicznej, chemicznej, termicznej lub innemu procesowi, który obniża podatność komunalnego osadu ściekowego na zagniwanie i eliminuje zagrożenie dla środowiska lub zdrowia ludzi [2].

Istotnym problemem w unieszkodliwianiu przyrodniczym osadów ściekowych jest fakt, iż osady ściekowe są wytwarzane w ciągu całego roku, natomiast możliwość ich zastosowania zależna jest od wegetacji roślin. W związku z tym obierając przyrodniczy kierunek zagospodarowania osadów, w okresie poza wegetacją roślin należałoby osad magazynować, a to z kolei wymaga dodatkowej powierzchni i zastosowania odpowiedniego systemu magazynowania [32].

Osady ściekowe charakteryzują się zróżnicowanym uwodnieniem – ok 99% dla osadów surowych, 55–80% dla osadów odwodnionych i poniżej 10% dla osadów po termicznym suszeniu [31]. W zależności od stopnia uwodnienia osady ściekowe mogą mieć różną konsystencję: płynną lub mazistą. Rozporządzenie Ministra Środowiska [15] dopuszcza stosowanie osadu ściekowego:

- w formie płynnej – wprowadzenie do gleby metodą iniekcji (wstrzykiwania) lub metodą natryskiwania, w tym hydroobsiewu;
- w postaci ziemistej i mazistej, polegające na równomiernym rozprowadzeniu na powierzchni gruntu i niezwłoczne z nim zmieszanie.

Z technicznego, praktycznego i ekonomicznego punktu widzenia najmniej korzystną formą w unieszkodliwianiu przyrodniczym osadu ściekowego jest forma mazista. W tym przypadku największą trudność przysparza transport takiego osadu na miejsce docelowe, jego aplikacja do gleby i rozmieszanie z nią [5]. W przypadku kiedy osady ściekowe są poddawane procesowi kompostowania, duże uwodnienie osadu także nie jest pożądane. Niezbędne jest wtedy dodanie roślinnych komponentów strukturotwórczych (np. słomy, trocin), które wpłyną na zwiększenie suchej masy. Jednak, jak zauważył Siuta i in. [7] kompostowanie osadu ściekowego ze słomą może być technicznie i ekonomicznie zasadne, gdy sucha masa osadu stanowi co najmniej 25%.

Osady ściekowe stanowią niewygodny problem dla wszystkich – zaczynając od eksploatatora oczyszczalni ścieków, bo musi ponosić koszty jego przeróbki, transportu i magazynowania i składowania, dla władz miejskich, bo w pewnym zakresie muszą zapewnić jego unieszkodliwianie oraz dla samych mieszkańców, ze względu na uciążliwość tego odpadu. Rozwiązanie tego problemu, w każdych warunkach jest trudne. Potrzeba bowiem na to, właściwego podejścia władz samorządowych oraz zrozumienia społeczeństwa, a przede wszystkim miejsca, środków i czasu [33].

Ponadto aby zastosować osad jako nawóz zarówno do celów rolnych jak i nierolnych potrzeba odpowiedniej liczby odbiorców, a należy zaznaczyć że wykorzystanie osadu ściekowego w celach nawozowych czy rekultywacyjnych stanowi nadal dość kontrowersyjny temat i niekoniecznie zyskuje akceptację społeczeństwa, a przede wszystkim rolników. Społeczeństwo nie jest wystarczająco przekonane o bezpieczeństwie komunalnych osadów ściekowych, które mają być wykorzystane do celów przyrodniczych.

4. Propozycje rozwiązań pozwalających na dostosowanie osadów ściekowych do przyrodniczego zagospodarowania

Dostosowanie osadów ściekowych do przyrodniczego zagospodarowania związane jest z zastosowaniem metod przekształcenia, które pozwolą na eliminację zagrożeń wynikających z nadmiernego uwodnienia, nieprzyjemnego zapachu, ponadnormatywnej ilości metali ciężkich i mikrozanieczyszczeń organicznych oraz niekorzystnego stanu sanitarnego z

jednoczesnym zachowaniem ich wartości nawozowej. Najbardziej ekonomiczne i praktyczne wydaje się wykorzystanie przyrodnicze osadów z małych i średnich oczyszczalni ścieków, gdzie jest mały udział ścieków przemysłowych. Osady z takich oczyszczalni spełniają najczęściej kryteria dotyczące zawartości metali ciężkich i zanieczyszczeń organicznych, problemem mogą w tym przypadku być przekroczenia wskaźników sanitarnych. W tym przypadku dobór procesów przekształcania może być zawężony o te, które zapewnią higienizację osadu, obniżenie objętości osadów ściekowych oraz poprawią właściwości zapachowe.

Coraz bardziej popularne stają się rozwiązania polegające na stosowaniu niskonakładowych metod przeróbki osadów ściekowych. Metody niskonakładowe są rozumiane jako metody charakteryzujące się: prostą konstrukcją i technologią, łatwością obsługi, wykorzystaniem naturalnych procesów zachodzących w środowisku, stosowaniem urządzeń technologicznych i technicznych w niewielkim stopniu, niezawodnością działania, nieznaczną kontrolą w trakcie trwania procesu, niewielkim udziałem energii elektrycznej, niskimi kosztami inwestycyjnymi i eksploatacyjnymi [34]. Do metod niskonakładowych można zaliczyć: kompostowanie, suszarnie słoneczne, poletka hydrofitowe (z wierzbą energetyczną, trzcina) czy też wermikulturę (dżdżownicę kalifornijską).

Metodą, która może prowadzić do uzyskania produktu bezpiecznego pod względem sanitarnym jest kompostowanie. Kompostowanie to jedna z najprostszych metod, polegająca na rozkładzie substancji organicznej. Jest to proces częściowo egzotermiczny, powodujący okresowy wzrost temperatury w złożu, co może wpłynąć korzystnie na higienizację złoża. Ponadto w procesie tym osad ulega przekształceniu do postaci stałej, wolnej od uciążliwości odorowej co ułatwia jego transport i zagospodarowanie. Technologia kompostowania osadów polecana jest szczególnie na terenach wiejskich, gdzie dostępna jest duża powierzchnia terenu oraz wystarczająca ilość materiału strukturalnego w postaci biomasy roślinnej, takiej jak słoma, trociny, wióry czy zrębki [35]. W wyniku kompostowania otrzymywany jest w pełni dojrzały kompost, który może stanowić nawóz organiczny, podnoszący żyzność gleby [36]. Aby proces kompostowania był efektywniejszy, a końcowy produkt wykazywał jak najlepsze właściwości nawozowe, w ostatnim czasie wspomaga się proces poprzez dodawanie różnych preparatów biologicznych, zawierających specjalnie dobrane szczepy bakteryjne [8]. Prowadzone są także badania nad wprowadzeniem do masy kompostowej Efektywnych Mikroorganizmów (EM) [34]. Czynnikiem ograniczającym proces kompostowania może zbyt duże uwodnienie osadów ściekowych. W przypadku kiedy dodanie składników

strukturotwórczych nie wystarcza lub jest ograniczone ilościowo, zalecane jest wapnowanie osadu ściekowego w celu zwiększenia w nim zawartości suchej masy do ok. 30%.[7].

Do przetwarzania osadów ściekowych wykorzystywana jest także wermikultura. Pod pojęciem wermikultury rozumie się hodowlę dżdżownic przy wysokim zagęszczeniu na odpadach organicznych. Celem tej metody jest produkcja nawozów organicznych lub też substratów wspomagających uprawę roślin. W wermikompostowaniu najlepiej sprawdza się dżdżownica *Eisenia fetida* (Sav.), która wykazuje dużą odporność na negatywne czynniki środowiskowe, dużą płodność oraz długie życie. Wermikompostowanie pozwala na uzyskanie wartościowego kompostu, bogatego w składniki pokarmowe, ponadto pozwala na zmniejszenie objętości odpadów, rozkład materii organicznej, poprawę struktury oraz zmniejszenie uciążliwości odorowej. Biohumus otrzymywany w wyniku wermikompostowania wpływa korzystnie na plonotwórcze właściwości gleby, m.in. na jej zdolność do samooczyszczania się od skażeń chemicznych. Niewątpliwie wadą tej metody jest brak możliwości pełnej higienizacji przetwarzanych odpadów. Ponadto możliwość bioakumulacji w ciele dżdżownic metali ciężkich, stanowi problem uzyskania odpadu niebezpiecznego w postaci dżdżownic [36, 37].

Dużą popularnością wśród naturalnych metod przekształcania osadów ściekowych cieszą się metody hydrofitowe, oparte na wykorzystaniu roślin takich jak trzcina pospolita czy wierzba. Obfitość składników pokarmowych i wody w osadzie ściekowym stwarza warunki do dynamicznego wzrostu wielu gatunków roślin, dających bardzo duże plony. Pobranie wody i składników mineralnych przez rośliny z podłoża jest proporcjonalne do wyprodukowanej biomasy [38]. Metody hydrofitowe pozwalają na odwodnienie osadu kierowanego na poletki lub laguny hydrofitowe, jego stabilizację przez co staje się on pełnowartościowym substratem o składzie zbliżonym do substancji humusowej, możliwym do przyrodniczego wykorzystania. Zaletą tego typu rozwiązań jest możliwość zastosowania na dużych obiektach oczyszczania ścieków. Przykładem eksploatacji obiektów z trzcina są oczyszczalnie ścieków w Danii [39]. W Polsce przykładem odwadniania osadów na lagunach roślinnych jest lubelska oczyszczalnia „Hajdów” [38] oraz obiekty badawcze w Zambrowie [34].

W przypadku małych i średnich oczyszczalni ścieków najbardziej technicznie i ekonomicznie uzasadniona jest budowa suszarni, w których w procesie suszenia wykorzystuje się bezpłatną energię słoneczną. Co ważne, suszarnie solarne wykazują się efektywnością nawet w warunkach klimatycznych Polski. Suszenie jest procesem przekształcającym odpady w produkt o parametrach ułatwiających ich transport, magazynowanie i ostateczne

zagospodarowanie. Technologia ta pozwala wykorzystywać osady przyrodniczo lub jako paliwo energetyczne. Proces suszenia nie zmienia składu chemicznego osadu, stąd też właściwości nawozowe pozostają bez zmian, a kaloryczność osadu wzrasta, w wyniku obniżenia zawartości wody. Suszenie osadów pozwala na największe zmniejszenie masy i objętości osadów [40]. Suszenie solarne pozwala na usunięcie z osadów wody związanej strukturalnie z osadem, która pod wpływem energii słonecznej zostaje przekształcona w parę wodną. Uzyskiwany w ten sposób materiał ma postać grudek wielkości 1-2 cm, ma obojętny ziemisty zapach i może być składowany na wolnym powietrzu bez narażenia na wtórne zawilgocenie [41]. Znane są doniesienia literaturowe o obniżeniu ilości bakterii warunkowo patogennych w tym lekoodpornych w osadach ściekowych w wyniku suszenia solarne [25].

Niewątpliwie istotnym problemem jest podejście społeczeństwa do sprawy przyrodniczej utylizacji odpadu jakim jest komunalny osad ściekowy. Ludzie niechętnie podchodzą do możliwości przyrodniczej utylizacji tego odpadu. Chodzi głównie o skład osadów i potencjalne zagrożenie skażenia gleby i upraw. W związku z tym istnieje potrzeba popularyzacji informacji o tym bioodpadzie, zapewniania o jego jakości i korzystnych właściwościach, a przede wszystkim rzetelności i uczciwości w przekazywaniu danych o jakości osadów ściekowych. W sprawy zagospodarowania osadów powinny być zaangażowane samorządy lokalne, zakłady komunalne, zakłady ogrodnicze, lasy państwowe, ośrodki badawcze, a przede wszystkim rolnicze spółdzielnie produkcyjne i gospodarstwa rolne. Propozycją popularyzacji wiedzy w tym zakresie jest organizowanie przez samorządy szkoleń dla rolników i innych potencjalnych odbiorców, wydawanie ulotek informacyjnych czy też poruszanie tematu w lokalnej prasie branżowej i w razie potrzeby – zapewnianie dotacji finansowej lub ulg z racji zaangażowania się przy przyrodniczym unieszkodliwianiu osadów ściekowych.

5. Podsumowanie

Osady ściekowe jako uboczny produkt oczyszczania ścieków są i będą uciążliwym odpadem, który wymaga zagospodarowania, nie istnieje bowiem bezodpadowa technologia oczyszczania ścieków. Ilość komunalnych osadów ściekowych oraz jego charakterystyka fizyczno-chemiczna i biologiczna stanowią istotny problem dla eksploatatora oczyszczalni ścieków. Wymagania dotyczące jakości odprowadzanych ścieków wymuszają zastosowanie nowoczesnych technologii ich oczyszczania. Większa efektywność oczyszczalni i wyższy stopień usuwania zanieczyszczeń ze ścieków skutkuje tym, że osady ściekowe mają bardziej

zróżnicowany i skomplikowany skład, w związku z czym ich unieszkodliwianie i zagospodarowanie może stać się coraz trudniejsze.

W przypadku przyrodniczego unieszkodliwiania osadów ściekowych, pojawia się wiele znaków zapytania. Wynikają one przede wszystkim z biologicznych, chemicznych i fizycznych właściwości osadów ściekowych. W dobie rozwoju cywilizacji, w wyniku działalności ludzkiej do środowiska, w tym również do ścieków i osadów ściekowych trafia wiele związków i substancji niepożądanych, które mogą być szkodliwe dla organizmów żywych oraz zaburzać równowagę biologiczną w przyrodzie. W związku z tym słuszne wydaje się rygorystyczne podejście do jakości osadu, przeznaczonego do przyrodniczego zagospodarowania. Zwrócenie uwagi jedynie na wybrane parametry fizyko-chemiczne i biologiczne określone przez polskie prawo wydaje się niewystarczające. Istnieje zatem potrzeba rozszerzenia kontroli jakościowej tego bioodpadu w celu uzyskania odpowiednio szczegółowej informacji o jego składzie i właściwościach. Dokładniejsza charakterystyka osadu ściekowego może z jednej strony być pomocna przy doborze metod jego przekształcania, zapewnić o bezpieczeństwie tego odpadu z drugiej zaś, stanowić mocny argument dla społeczeństwa o możliwości jego zagospodarowania w przyrodzie, w tym także w rolnictwie.

Komunalne osady ściekowe przeznaczone do przyrodniczego zagospodarowania w większości przypadków wymagają procesów przekształcania, które zapewnią likwidację patogenów, zmniejszą zagniwalność osadu, zmniejszą zawartość wody, związków organicznych oraz ograniczą jego aktywność chemiczną z zachowaniem jego wartości nawozowej. Oczekuje się, że osad poddany procesom przekształcania stanie się odpadem bezpiecznym pod względem sanitarnym i chemicznym, a jego forma pozwoli na bezproblemową aplikację do gleby przy pomocy powszechnie stosowanych maszyn i urządzeń. Zastosowane metody przeróbki osadów przeznaczonych do celów przyrodniczych powinny opierać się na metodach naturalnych i nieskomplikowanych, niewymagających dużych nakładów finansowych oraz technologicznych. Jak najbardziej polecane są stosowane na coraz większą skalę niskonakładowe metody przeróbki osadów ściekowych, do których należą m.in. kompostowanie, wermikompostowanie, suszarnie solarne oraz metody hydrofitowe.

Istnieje potrzeba poszukiwania nowych oraz udoskonalania już istniejących metod przekształcania komunalnych osadów ściekowych, które pozwolą na bezpieczne stosowanie tego bioodpadu jako nawóz w rolnictwie czy też do rekultywacji gruntów zdegradowanych.

Literatura:

1. Bień J., Neczaj E., Worwąg M., Grosser A., Nowak D., Milczarek M., Janik M.: *kierunki zagospodarowania osadów w Polsce po roku 2013*. Inżynieria i Ochrona Środowiska, 2011, 14, 4, 375-384
2. Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach (Dz.U. 2013 poz. 21).
3. Rozporządzenie Ministr Środowiska z dnia 27 września 2001 r. w sprawie katalogu odpadów (Dz.U. 2001 nr 112 poz. 1206)
4. Komisja Środowiska Naturalnego Związku Miast Bałtyckich: *Dobre praktyki związane z gospodarką osadami ściekowymi*. Projekt PURE, 2012
5. <http://www.zdrowa-ziemia.pl/ekologia/dowiedz-sie-wiecej/59-osady-ciekowe> [27.04.2014]
6. Antonkiewicz J., Jasiewicz C.: *Zanieczyszczenia w osadach ściekowych*. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 2009, 537, 15-23
7. Siuta J., Dusik L., Lis W.: *Kompostowanie osadu ściekowego w Sierpcu*. Inżynieria Ekologiczna, 2007, 19, 97-105.
8. Kazanowska J., Szaciło J.: *Analiza jakości osadów ściekowych oraz możliwości przyrodniczego wykorzystania*, Acta Agrophisica, 2012, 19 (2), 343-353.
9. Wilk M., Gworek B.: *Metale ciężkie w osadach ściekowych*. Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych, 2009, 39, 40-59
10. Babel S., Del Mundo Dacera D.: *Heavy metal removal from contaminated sludge for land application: a review*. Waste Management, 2006, 26, 988–1004.
11. Singh R.P., Agrawal M. 2008. *Potential benefits and risks of land application of sewage sludge*. Elsevier, Waste Management 28: 347-358.
12. Merrinton G., Smernik R.J., 2004. *Cadmium sorption in biosolids amended soil: result from a field trial*. Elsevier. Science of the total Environment 327: 239-247
13. Jalali M., Arfania H., 2011. *Distribution and fractionation of cadmium, copper, lead, nickel and zinc in calcareous sandy soil receiving municipal solid waste*. Environ Monit Assess 173: 241-250

14. Bauman-Kaszubska H., Sikorski M.: Charakterystyka ilościowa i jakościowa osadów ściekowych pochodzących z małych oczyszczalni ścieków w powiecie płońskim. *Inżynieria Ekologiczna*, 2011, 25, 20-29
15. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 13 lipca 2010 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych (Dz.U. 2010 nr 137 poz. 924).
16. Wołejko E., Butarewicz A., Wydro U., Łoboda T.: *Advantages and potential risks of municipal sewage sludge application to urban soil*. *Desalination and Water Treatment*, 2014,
17. Boruszko D., Butarewicz A., Dąbrowski W., Magrel L.: *Badania nad ostatecznym wykorzystaniem odwodnionych osadów ściekowych do nieprzemysłowego wykorzystania*. Wydawnictwo Politechniki Białostockiej, Białystok 2005
18. Siebielec G., Stuczyński T.: *Metale śladowe w komunalnych osadach ściekowych wytwarzanych w Polsce*. *Proceedings of ECOpole*, 2008, 2, 2, 479-484
19. Oleszczuk P.: *Zanieczyszczenia organiczne w glebach użyźnianych osadami ściekowymi. Część I, Przegląd badań*. *Ecological Chemistry and Engineering*, 2007, 14, 51, 65-76
20. Rosińska A.: *Fermentacja mezofilowa osadów ściekowych przy zwiększonej zawartości PCB*. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, 2010, 13, 4, 287-299
21. Gąsiorek M.: *Chloroorganiczne zanieczyszczenia środowiska a wskaźnik AOX*. *Zeszyty Naukowe. Inżynieria Środowiska*. Uniwersytet Zielonogórski, 2013, 151, 31, 35-54.
22. Horstmann, M., McLachlan, M.S., Reissinger: *Investigations of the origin of PCDD/F in municipal sewage sludge*, *Chemosphere*, 1993, 27, 113-120.
23. Jezierska-Tys S., Frąc M.: *Badania nad wpływem osadu z oczyszczalni ścieków mleczarskich na aktywność mikrobiologiczną i biocheiczną gleby*. *Acta Agrophysica, Rozprawy i Monografie*, 2008, 2, ss. 109
24. Butarewicz A.: *Organizmy patogenne w osadach ściekowych – ich wykrywanie i unieszkodliwianie*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Białostockiej, Białystok 2013, ss. 146.

25. Stańczyk-Mazanek E., Nalewajek T., Zabochnicka M.: *Organizmy lekoodporne w glebach nawożonych osadami ściekowymi*. Archives of Environmental Protection, 2012, 23, 1, 97-102
26. Środa K., Kijo-Kleczkowska A., Otwinowski H.: *Termiczne unieszkodliwianie osadów ściekowych*. Inżynieria Ekologiczna, 2012, 28, 67-81
27. Frąc M.: *Ocena mikologiczna osadu z oczyszczalni ścieków mleczarskich oraz jego wpływ na różnorodność funkcjonalną mikroorganizmów glebowych*. Acta Agrophysica Monographiae, 2012, 1, ss. 152
28. Budzińska K., Jurek A., Michalska M., Berleć K., Szejniuk B.: *Dynamika zmian mikroflory bakteryjnej w składowanych osadach ściekowych*. 2009, 11, 1157-1164
29. Rocznik statystyczny *Ochrona Środowiska* 2004–2013.
30. Krajowy Plan Gospodarki Odpadami 2014, Warszawa 2010:
https://www.mos.gov.pl/kategoria/3340_krajowy_plan_gospodarki_odpadami_2014/
[27.04.2014]
31. Bień J.: *Zagospodarowanie komunalnych osadów ściekowych metodami termicznymi*. Inżynieria i Ochrona Środowiska, 2012, 15, 4, 439-449
32. Stosowanie osadów ściekowych – przyrodnicze wykorzystanie:
<http://www.google.pl/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&ved=0CC8QFjAA&url=http%3A%2F%2Fwww.wios.warszawa.pl%2Fdownload%2F1%2F416%2FP2.pdf&ei=oUhdU8oc8PXhBIjMgKAJ&usg=AFQjCNFxnHJOMtRFfOpyhPu2-vGXZAPk0w&bvm=bv.65397613,d.bGE> [27.04.2014]
33. *Składowisko odpadów nie jest bombą ekologiczną*, Zakład Wodociągów i Kanalizacji w Prudniku: <http://www.zwikprudnik.opalnet.pl/tpart.php> [27.04.2014]
34. Boruszko D.: *Doświadczenia z zastosowania niskonakładowych metod przetwarzania osadów ściekowych*. Inżynieria i Ochrona Środowiska, 2011, 13, 1, 29-42
35. Wichowski P.: *Wykorzystanie kompostowania jako metody utylizacji osadów ściekowych na terenach niezurbanizowanych*. Przegląd Naukowy Inżynierii i Kształtowanie Środowiska, 2005, 1, 179-188
36. Boruszko D.: *Badania i ocena wartości nawozowej kompostów i wermikompostów*. Rocznik Ochrona Środowiska, 2011, 13, 1417-1428

37. Bożym M.: *Biologiczne przetwarzanie biodegradowalnej frakcji odpadów komunalnych i osadów ściekowych w wermikulturze*. Prace Instytutu ceramiki i materiałów budowlanych, 2012, 10, 335-349
38. Siuta J., Sienkiewicz R., Kiepuski J.: *Roślinne odwadnianie i kompostowanie osadu ściekowego w Rykach*. Inżynieria Ekologiczna. Przyrodnicze użytkowanie osadów ściekowych. Ochrona i rekultywacja gruntów, 2001, 3, 60-69
39. Obarska-Pępkowiak H., KołECKA K.: *Zmiany jakości osadów ściekowych w basenach trzcinowych*. Inżynieria i Ochrona Środowiska, 2007, 10, 3, 193-204
40. Trojanowska K., Sadecka Z., Myszograj S., Sieciechowicz A.: *Suszarnie solarne osadów ściekowych w Polsce*. Zeszyty Naukowe. Inżynieria Środowiska. Uniwersytet Zielonogórski, 2012, 148, 28, 84-96.
41. Luboschnik U., Trojanowska K.: *Wykorzystanie energii słonecznej do zagospodarowania osadów ściekowych - opis technologii i praktyczne doświadczenia na przykładzie instalacji pracujących w Polsce i Europie*, [w]: Kompleksowa gospodarka wodno-ściekowa w aspekcie norm unijnych, Wydawnictwo IMUZ Falenty, 2006, 40-50

dr inż. Elżbieta Wołejko, inż. Kinga Tokarzewska
 Politechnika Białostocka
 ul. Wiejska 45A
 15-351 Białystok

Wpływ osadu ściekowego na aktywność dehydrogenazy w glebie

Słowa klucze: *osad ściekowy, dehydrogenaza, trawy gazonowe*

Streszczenie: Celem pracy było zbadanie wpływu osadu ściekowego z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków w Sokółce na aktywność dehydrogenazy w glebie. Badania były prowadzone na czterech odpowiednio przygotowanych powierzchniach badawczych wzdłuż głównych ulic Białegostoku: ulicy Hetmańskiej, Piastowskiej, Popiełuszki i Raginisa. Każdy obiekt badawczy podzielono na trzy bloki o powierzchni 30 m², a na każdym bloku wydzielono 6 poletek (5 m²). Jesienią 2010 roku powierzchnie badawcze użyźniono trzema różnymi dawkami komunalnego osadu ściekowego pochodzącego z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków w Sokółce: 0.0 (kontrola), 7,5 kg/m² oraz 15,0 kg/m². Osad zawierał 19,3% suchej masy. Do eksperymentu użyto dwóch mieszanek traw: mieszanki Eko z Małopolskiej Hodowli Roślin w Nieznanicach oraz mieszanki Roadside z Barenbrug. Schemat nawożenia powierzchni badawczych wyglądał następująco: poletko 1 – mieszanka traw Eko i 0 kg osadu ściekowego, poletko 2 – mieszanka traw Eko i 37,5 kg osadu ściekowego, poletko 3 – mieszanka traw Eko i 75 kg osadu ściekowego, poletko 4 – mieszanka traw Roadside i 0 kg osadu ściekowego, poletko 5 – mieszanka traw Roadside i 37,5 kg osadu ściekowego, poletko 6 – mieszanka traw Roadside i 75 kg osadu ściekowego. W celu wykonania pomiarów aktywności dehydrogenazy z każdego poletka w maju, lipcu i wrześniu pobrano próbki gleb do badań. Po odpowiednich przygotowaniach zmierzono absorbancje spektrofotometrem HACH DR5000 przy długości fali $\lambda = 485$ nm. Przy użyciu współczynnika Pearson'a obliczono korelacje między aktywnością dehydrogenazy a odczynem gleby oraz stosunkiem węgla organicznego do azotu ogólnego. Uzyskane wyniki opisano i przedstawiono na wykresach. Pracę kończy dyskusja wyników oraz wnioski stwierdzające, że osad ściekowy wpływa korzystnie na właściwości mikrobiologiczne i biochemiczne gleb i może być uznawany za odpad wartościowy pod względem nawozowym.

1. Wstęp

Skuteczne oczyszczanie ścieków komunalnych prowadzi do powstawania dużych ilości osadów ściekowych, których zagospodarowanie staje się coraz poważniejszym problemem ekologicznym, technicznym i ekonomicznym [1]. Osady te mają zakaz możliwości ich składowania na składowisku odpadów od 1 stycznia 2016 roku, co powoduje konieczność poszukiwania innych rozwiązań. Alternatywą wydaje się być wykorzystanie osadów ściekowych w rolnictwie oraz rekultywacji terenów zdegradowanych jak również do użyźniania gleby pod nowe lub już istniejące nasadzenia traw na terenach zurbanizowanych

[2]. Ogólne zasady wykorzystania komunalnego osadu ściekowego w rolnictwie, rekultywacji terenów oraz dostosowania gruntów do określonych potrzeb reguluje w szczególności ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach (Dz. U. 2013r., nr 0, poz. 21) [3] oraz rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 13 lipca 2010r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych (Dz.U. z 2010r. nr 137, poz. 924) [4].

Osady ściekowe charakteryzują się dużą zasobnością w składniki mające znaczenie nawozowe dla gleb i roślin. Przyrodnicze wykorzystanie osadów ściekowych stwarza możliwość odzysku wartościowych elementów tj. substancji organicznych, azotu, fosforu, itp., przyczyniając się do zwiększenia zasobów próchnicy w glebie, jak też poprawienia jej jakości, a także do zwiększenia plonu rozmaitych roślin tj. zbóż, warzyw, drzew [5]. Jak wskazuje Kaniuczak i in. [6] wykorzystywanie takich osadów w rekultywacji przynosi podwójne korzyści, z jednej strony zagospodarowane są osady ściekowe, a z drugiej przywraca się do użytkowania tereny przekształcone działalnością człowieka lub nie użytkowane. Działanie to ma wpływ na liczebność mikroorganizmów glebowych, które z kolei oddziałują pośrednio na występującą na danym terenie roślinność. Nie można pominąć faktu, że osady przeznaczone do wykorzystania przyrodniczego muszą zostać odpowiednio przygotowane w procesach stabilizacji i higienizacji, do których zaliczyć można pasteryzowanie, wapnowanie i radiację [7]. Proces obróbki osadów jest zabiegiem skomplikowanym technologicznie, wieloetapowym, w którym następuje wzajemne przemieszczanie fazy stałej i ciekłej, mające na celu ich oddzielenie, a następnie odprowadzenie fazy ciekłej z osadu [8].

Wykorzystanie takiego osadu po obróbkach nie zawsze oddziałuje korzystnie na środowisko. Niebezpieczeństwo dla zdrowia ludzi i zwierząt stanowi nawożenie osadami zawierającymi zwiększoną zawartość metali ciężkich. Związki te przedostają się do gleby, a następnie są pobierane przez rosnące na niej rośliny. Mimo że pierwiastki te są niezbędne do prawidłowego funkcjonowania organizmów żywych, to po przekroczeniu pewnej granicy stają się toksyczne i szkodliwe. Kolejnym zagrożeniem są złe właściwości sanitarne osadów ściekowych. Odpady te mogą zawierać różnego rodzaju bakterie chorobotwórcze, wirusy, grzyby, pierwotniaki i jaja pasożytów. Tak jak w przypadku metali ciężkich mogą one trafić do organizmów ludzi i zwierząt powodując zatrucia, choroby a nawet śmierć [9, 10]. Według Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 13 lipca 2010 r opisana jest ocena sanitarna osadów ściekowych jaką dokonuje się w oparciu o wyniki badań bakteriologicznych i parazytologicznych, oznaczając: bakterie z rodzaju *Salmonella* oraz ilość i żywotność jaj *Ascaris* sp., *Trichuris* sp. i *Toxocara* sp. Osady ściekowe mogą być uznane za bezpieczne z

punktu widzenia higieny i dopuszczone do wykorzystania rolniczego, jeśli odpowiadają następującym warunkom: nie zawierają bakterii z rodzaju *Salmonella* w 100 g osadu przeznaczonego do badań oraz nie zawierają inwazyjnych jaj *Ascaris* sp., *Trichuris* sp., *Toxocara* sp. w 1 kg suchej masy przeznaczonych do badań osadów [9, 11].

Mikroorganizmy glebowe żyją na granicy dwóch faz, na powierzchni koloidów, które wraz z warstwą hydratacyjną tworzą mikrobioty z wyselekcjonowaną mikroflorą, znajdującą tam najlepsze warunki rozwoju [12]. Rozmieszczenie mikroorganizmów w glebie pokrywa się z rozmieszczeniem materii organicznej. Najwięcej drobnoustrojów występuje w powierzchniowej, próchnicznej, najczęściej 5-20-centymetrowej warstwie gleby, w warunkach tlenowych. Głębiej spotyka się te, które dostają się tam biernie (z opadem wody) lub te, które towarzyszą korzeniom roślin [12, 13]. Według Quemada i Menacho [14] możliwość wykorzystania wskaźników mikrobiologicznych w analizie środowiska glebowego pomaga ocenić ekologiczny stan gleb, ich aktywność biologiczną oraz żyzność i urodzajność. Inni autorzy wskazują, że ocena żyzności gleb w oparciu jedynie o ich właściwości fizyczne i chemiczne jest niepełna i niewystarczająca. Poza tym parametry biologiczne, tj. aktywność oddechowa, enzymatyczna są bardziej czułe i lepiej opisują stan środowiska glebowego niż właściwości fizykochemiczne, ponieważ są one bezpośrednio związane z mikroorganizmami przeprowadzającymi te procesy [15, 16]. Ponadto, procesy biologiczne kształtujące żyzność gleby opierają się głównie na transformacji materii organicznej i związane są z mikroorganizmami i wydzielanymi przez nie enzymami [17, 18, 19].

Jednym z enzymów dobrze ukazującym wpływ zastosowanego nawożenia na aktywność mikroorganizmów jest dehydrogenaza. Dehydrogenaza mikroorganizmów glebowych stanowi doskonałe odzwierciedlenie zmian w populacji drobnoustrojów glebowych. Pomiar aktywności dehydrogenaz (DHA) stanowi wskaźnik funkcji oddechowej, związanej z aktywnością metaboliczną całej populacji bakteryjnej. Szereg badań potwierdził fakt, iż dehydrogenazy glebowe uwolnione z żywych komórek mikroorganizmów w środowisku glebowym są nietrwałe i szybko ulegają dezaktywacji. Stąd też pomiary aktywności tej grupy enzymów utożsamiane są z obecnością i żywotnością całej populacji drobnoustrojów [20]. Uzasadnione wydaje się więc wykorzystanie właściwości mikrobiologicznych i biochemicznych jako wskaźników jakości gleby, po wprowadzeniu do niej np. osadów ściekowych, ponieważ parametry te odgrywają główną rolę w obiegu węgla i azotu w środowisku [17, 21, 22].

Celem pracy było zbadanie wpływu dawki osadu ściekowego oraz zastosowanych mieszanek traw gazonowych na aktywność dehydrogenazy w glebie na podstawie badań

przeprowadzonych na czterech obiektach badawczych zlokalizowanych wzdłuż głównych tras komunikacyjnych w Białymstoku.

2. Charakterystyka obiektu badawczego

Badania wpływu osadu ściekowego na aktywność dehydrogenazy zostały przeprowadzone wzdłuż głównych ciągów komunikacyjnych aglomeracji białostockiej na trawnikach pomiędzy pasami jezdni znajdującymi się przy: ul. Hetmańskiej, Piastowskiej, Popiełuszki i Raginisa (rys. 1-4).



Rysunek 1. Obiekt badawczy zlokalizowany przy ulicy Hetmańskiej (zdjęcie Urszuli Wydro)

Źródło: zdjęcie Urszula Wydro



Rysunek 2. Obiekt badawczy zlokalizowany przy ulicy Piastowskiej

Źródło: zdjęcie Urszula Wydro



Rysunek 3. Obiekt badawczy zlokalizowany przy ulicy Popieluszki

Źródło: zdjęcie Urszula Wydro



Rysunek 4. Obiekt badawczy zlokalizowany przy ulicy Raginisa

Źródło: zdjęcie Urszula Wydro

Na każdym trawniku wydzielono teren o powierzchni 90 m^2 , który w zależności od ulicy zakładano w dwóch wariantach. Pierwszy z nich miał wymiary $36 \times 2,5 \text{ m}$, natomiast drugi $15 \times 6 \text{ m}$. Każdy wyodrębniony obszar podzielono na trzy bloki, a każdy blok na 6 poletek o jednakowych wymiarach $2 \times 2,5 \text{ m}$. Na każdym poletku znajdującym się w jednym bloku zastosowano różne dawki osadu ściekowego oraz różne mieszanki traw gazonowych. Natomiast ilości użytego osadu oraz rodzaj traw powtarzał się na poletkach dwóch pozostałych bloków (rys. 5 i 6).

blok 3	1	2	5	6	4	3
blok 2	2	4	1	6	3	5
blok 1	4	3	1	5	6	2

Rysunek 5. Wariant powierzchni badawczej z trzema blokami zastosowany przy ul. Popieluszki

5	1	2	4	6	3	4	1	5	6	3	2	1	3	4	2	6	5
blok 1						blok 2						blok 3					

Rysunek 6. Wariant powierzchni badawczej z trzema blokami zastosowany przy ul. Piastowskiej, Hetmańskiej i Raginisa

Legenda:

	próby 1 i 4 - brak osadu
	próby 2 i 5 - 7,5 kg/m ² osadu
	próby 3 i 6 - 15 kg/m ² osadu

Przed rozpoczęciem eksperymentu wykonano serię badań, zarówno osadu jak i gleby z każdej powierzchni doświadczalnej. Zgodnie z wymogami ujętymi w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 13 lipca 2010 roku w sprawie komunalnych osadów ściekowych próby poddano odpowiednim badaniom [4]. Badania te wykonała Okręgowa Stacja Chemiczno-Rolnicza w Białymstoku (tab. 7 i 8).

Tabela 1. Właściwości gleby przed rozpoczęciem doświadczenia

Lp.	Badany parametr	Jednostka miary	Wyniki pomiarów				Wartość dopuszczalna z Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 13 lipca 2010 r [4]
			ul. Popieluszki	ul. Piastowska	ul. Raginisa	ul. Hetmańska	
1	Kategoria gleby	-	lekka	lekka	lekka	bardzo lekka	-
2	Odczyn pH		7,6	7,9	7,7	7,4	-
3	P ₂ O ₅ przyswajalny	mg/100 g	22	7,3	18,4	10	-
4	Cd ogólny	mg/kg s.m.	1,65	<0,50	<0,50	<0,50	3
5	Cr ogólny	mg/kg s.m.	13,1	10,9	13,6	8,26	100
6	Cu ogólna	mg/kg s.m.	17,9	9,46	16,8	8,76	50
7	Ni ogólny	mg/kg s.m.	5,89	4,48	10,8	4,57	30
8	Pb ogólny	mg/kg s.m.	26,5	12,4	23,9	12,1	50
9	Zn ogólny	mg/kg s.m.	82,9	40,9	195	36,6	150
10	Hg ogólna	mg/kg s.m.	0,1393	0,0599	0,0168	0,0541	1

Źródło: Badania wykonane przez Okręgową Stację Chemiczno-Rolniczą w Białymstoku

Tabela 2. Właściwości osadu ściekowego użytego do badań

Lp	Parametr	Jednostka miary	Wynik badań	Wartość dopuszczalna z Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 13 lipca 2010 r [4]
1	Odczyn	-	6,7	-
2	Sucha masa	%	19,3	-
3	Substancja organiczna	% s.m.	58,4	-
4	Azot ogólny	% s.m.	3,99	-
5	Azot amonowy	% s.m.	0,14	-
6	Fosfor ogólny	% s.m.	2,73	-
7	Wapń	% s.m.	5,51	-
8	Magnez	% s.m.	0,66	-
9	Pb ogólny	mg/kg s.m.	23,5	1000
10	Cd ogólny	mg/kg s.m.	<0,50	25
11	Cr ogólny	mg/kg s.m.	58	2500
12	Cu ogólna	mg/kg s.m.	194	1200
13	Ni ogólny	mg/kg s.m.	22	400
14	Zn ogólny	mg/kg s.m.	1459	3500
15	Hg ogólna	mg/kg s.m.	1,044	20

Źródło: Badania wykonane przez Okręgową Stację Chemiczno-Rolniczą w Białymstoku

Na początku maja 2011 roku na każde 5 m² przygotowanej gleby z osadem ściekowym posiano 167 g trawy. Zastosowano dwie różne mieszanki traw gazonowych:

- Mieszanka EKO (pochodząca z Hodowli Roślin w Nieznanicach) o następującym składzie:
 - Życica trwała NIGA 30 %
 - Wiechlina łąkowa AMASON 15 %
 - Kostrzewa czerwona ADIO 22,6 %
 - Kostrzewa czerwona NIMBA 32,4 %
- Mieszanka ROADSIDE (pochodząca od firmy Barenbrug) o następującym składzie:
 - Życica trwała BARMEDIA 32 %
 - Wiechlina łąkowa BARON 5 %
 - Kostrzewa czerwona (rozłogowa) BARUSTIC 52 %
 - Kostrzewa czerwona (kępowa) BARDIVA 5 % (BE)
 - Kostrzewa czerwona (kępowa) BARDIVA 6 % (NL)

Trawę zasiano ręcznie po 167 g mieszanki traw na 5 m² powierzchni. Postępowano zgodnie z układem pól na rysunkach 5 i 6. Na poletkach 1, 2 i 3 zasiano mieszankę Eko, natomiast na poletkach 4, 5 i 6 obsiano mieszanką Roadside. Siejąc starano się by mieszanki traw nie przemieściły się na poletka przylegające, a także, aby nasiona rozprowadzić równomiernie.

2. Metodyka badań

2.1. Pobór i przygotowanie prób do analizy

Z każdego poletka pobrano próby gleby z głębokości 20 cm do opisanych plastikowych pojemników, zważono 6 g. Przed wykonywaniem badań glebę przesiewano przez sito o średnicy oczek 2 mm, aby pozbyć się korzeni, kamieni czy kawałków trawy.

2.2. Oznaczenie pH

Odczyn gleb oznaczano metodą potencjometryczną. W celu zbadania pH do zlewek o pojemności 50 ml odważono 10 g każdej próby a następnie dodano 25 ml wody destylowanej. Pomiary wykonano pehametrem.

2.3. Oznaczenie węgla organicznego

Oznaczenie węgla wykonano metodą Tiurina. Do kolby o pojemności 50 ml odważono 0,2 g gleby i dodano szczyptę siarczany srebra Ag_2SO_4 jako katalizatora. Następnie pipetą dodano 10 ml $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$: H_2SO_4 . Przykryto kolbkę lejkiem szklanym, spełniającym rolę chłodnicy zwrotnej i natychmiast ustawiono ją na palniku. Zawartość kolby utrzymywano w stanie lekkiego wrzenia przez 5 minut. Po dokładnym splukaniu lejka dopełniono kolbę wodą destylowaną do pojemności 50 ml. Nadmiar dwuchromianu, niezużytego na utlenienie węgla, odmiareczkowano solą Mohra w obecności kwasu n-fenylantranilowego do czasu uzyskania określonego koloru.

$$\% \text{ Corg} = [(a-b) * 0,22 * 0,3] / s \quad (2.1.)$$

gdzie:

a – ilość soli Mohra zużyta podczas miareczkowania na zerówkę;

b - ilość soli Mohra zużyta podczas miareczkowania na próby;

s – waga próby.

2.4. Oznaczenie azotu ogólnego w glebie

Oznaczenie azotu ogólnego wykonano metodą bezpośredniej nessleryzacji. Najpierw przeprowadzono spalanie próby. Do kolby o objętości 250 ml odważono 0,5 g gleby. Do spalania użyto 6 cm stężonego kwasu siarkowego, nałożono metalowy krążek i włożono chłodnicę. Całość w kolumnie mineralizacyjnej o temperaturze 446°C wstawiono na grzałkę, utrzymywano w stanie lekkiego wrzenia przez 4 minut, następnie dodano 15 cm wody utlenionej. Po wystygnięciu roztwór przeniesiono do kolby o pojemności 100 cm i dopełniono wodą destylowaną do kreski. W celu neutralizacji pobrano 10 ml wcześniej spalonej próby i przeniesiono do kolby o pojemności 100 ml. Dodano 40 ml wody destylowanej. Wrzucono papierek uniwersalny i dodawano 10% roztwór wodorotlenku sodu NaOH do momentu zmiany barwy papierka na niebieską. Następnie uzupełniono kolbę wodą destylowaną do kreski. W celu oznaczenia azotu ogólnego do próbówki dodano 5 ml wcześniej zneutralizowanej próby oraz 0,2 ml 20 % winianu sodowo-potasowego. Do pojemności 9,5 ml dodano wody destylowanej a następnie 0,5 ml odczynnika Nesslera. Pomiary wykonano także dla próby zerowej. W tym celu do próbówki dodano 5 ml zneutralizowanej wcześniej próby a następnie 5 ml wody destylowanej. Otrzymane próby wymieszano i pozostawiono na 25 minut. Następnie zmierzono absorbancję spektrofotometrem przy długości fali 440 nm.

2.5. Oznaczenie aktywności dehydrogenazy

Wszystkie czynności z uwagi na wrażliwość odczynników na światło wykonywano w zaciemnionym pomieszczeniu. Do kolbki erlenmajerki o pojemności 50 cm³ odważono 4 g próby. Następnie dodano 0,06 g węglanu wapnia CaCO₃ oraz 2 cm³ wody destylowanej (Tylko w przypadku prób pobranych w lipcu na poletkach przy ulicy Piastowskiej i Raginisa dodano 4 cm³ ze względu na niską wilgotność gleby). Dodano 1 cm³ 3% TTC, następnie zamknięto kolbkę i delikatnie wymieszano glebę z odczynnikami, tak aby zawiesina glebowa nie pozostała na ściankach naczynia. Próby inkubowano w temperaturze 30°C przez 20 godzin, a następnie dozowano 25 cm³ etanolu szybko zamykając każdą próbę po dodaniu alkoholu i energicznie wstrząsano. Kolbki umieszczono w ciemnym pomieszczeniu na 1 godzinę. Następnie po kilkukrotnym zamieszaniu, zawartość kolbek przesączało przez twardy sączek. Mierzono absorbancję przy $\lambda = 485$ nm, najpierw próby kontrolnej bez dodatku TTC, następnie przygotowanych prób. Niektóre przesącze zostały rozcieńczone etanolem ze względu na wysokie stężenia TPF. Uwzględniono to przy obliczeniach mnożąc otrzymany wynik przez wartość równą rozcieńczeniu.

Badania wpływu osadu ściekowego na aktywność dehydrogenazy w glebie wykonywano w maju, lipcu i wrześniu. Po zmierzeniu stężenia TPF za pomocą spektrofotometru, wyliczono aktywność dehydrogenazy ze wzoru:

$$\mu\text{mol TPF g}^{-1} \text{ s.m. } 20 \text{ h}^{-1} = \frac{(S-C) \cdot V \cdot 100}{6 \cdot 300,4 \cdot \% \text{ s.m.}} \quad (2.2.)$$

gdzie:

S – stężenie TPF w próbce badanej [$\mu\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$],

C = 5 (odczyt z krzywej wzorcowej dla próby kontrolnej bez TTC [$\mu\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$]),

V = 26 (łączna objętość dodanych roztworów [cm³]),

6 – naważka gleby [g],

300,4 – masa cząsteczkowa TPF,

85% s.m. – współczynnik przeliczeniowy na suchą masę próbki

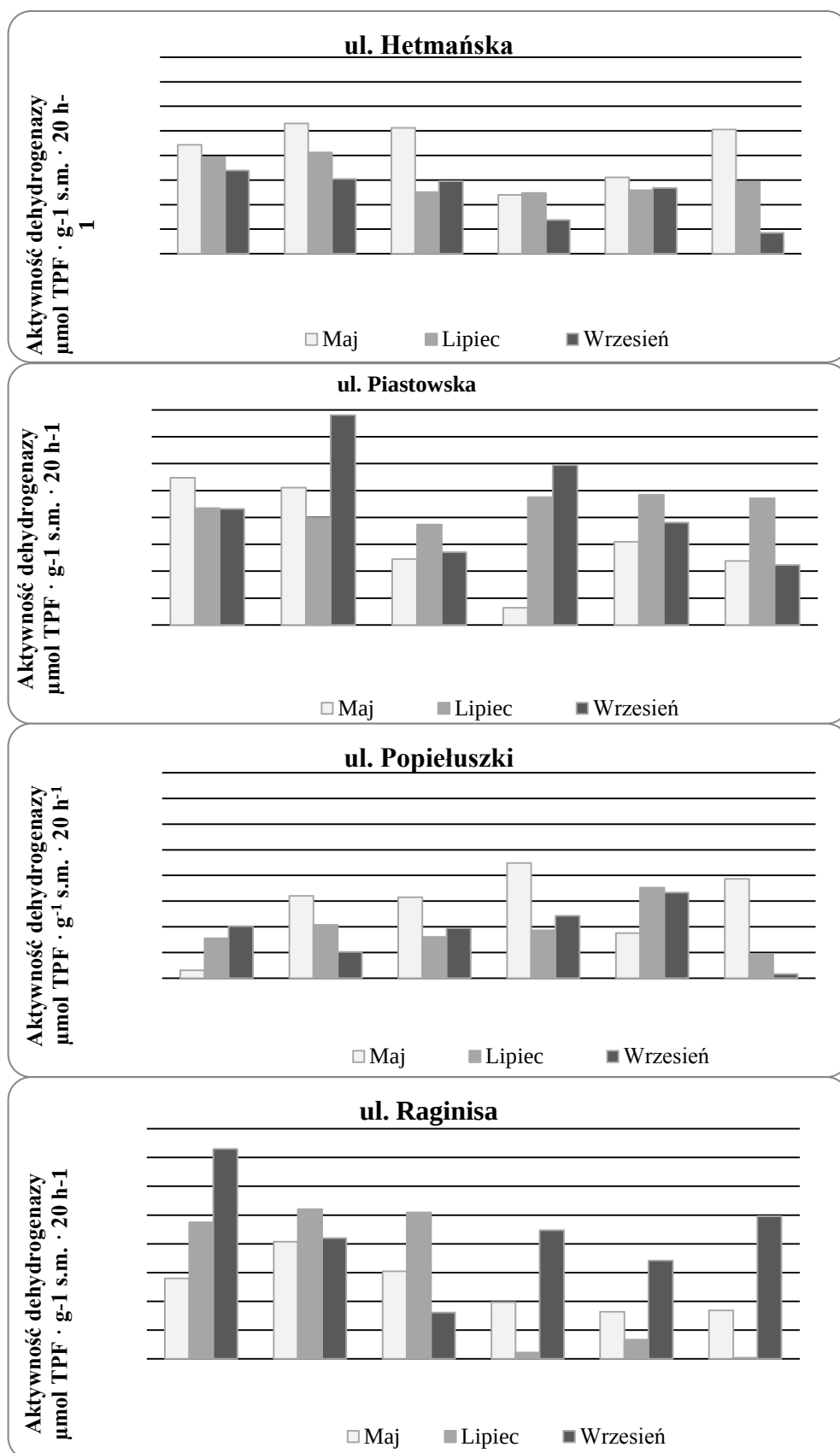
2.6. Statystyka wyników

Otrzymane wyniki zostały opracowane statystycznie, wykonano korelacje między odczynem i stosunkiem C:N a aktywnością dehydrogenazy w glebie za pomocą współczynnika Pearsona przy poziomie istotności $p < 0,05$.

3. Dyskusja i wyniki badań

Badania przeprowadzone na poletkach doświadczalnych zlokalizowanych na pasach zieleni wzdłuż głównych ciągów komunikacyjnych na ulicy Hetmańskiej, Piastowskiej, Popiełuszki i Raginisa wykazały, iż zastosowane dawki osadów ściekowych, pochodzących z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków w Sokółce, miały wpływ na aktywność dehydrogenazy. Na powierzchni badawczej zlokalizowanych przy ulicy Hetmańskiej aktywność dehydrogenazy mieściła się w przedziale od 8,54 do 53,05 $\mu\text{mol TPF g}^{-1} \text{ s.m. } 20 \text{ h}^{-1}$. Najwyższą jej wartość wynoszącą 53,05 $\mu\text{mol TPF g}^{-1} \text{ s.m. } 20 \text{ h}^{-1}$ zanotowano w maju na poletku obsianym mieszanką traw Eko, na którym zastosowano dawkę osadu wynoszącą 7,5 kg/m^2 . Najniższa aktywność równa 8,54 $\mu\text{mol TPF g}^{-1} \text{ s.m. } 20 \text{ h}^{-1}$ została zaobserwowana na poletku nawożonym 15 kg/m^2 osadu, na którym zasiano mieszankę Roadside (rys. 7). Z kolei na poletkach badawczych zlokalizowanych przy ulicy Piastowskiej (rys.7) aktywność dehydrogenazy mieściła się w przedziale od 6,38 do 78,07 $\mu\text{mol TPF g}^{-1} \text{ s.m. } 20 \text{ h}^{-1}$. Najwyższą jej wartość (78,07 $\mu\text{mol TPF g}^{-1} \text{ s.m. } 20 \text{ h}^{-1}$) zanotowano we wrześniu na poletku obsianym mieszanką traw Eko, na którym zastosowano dawkę osadu wynoszącą 7,5 kg/m^2 . Najniższa aktywność wynosząca 6,38 $\mu\text{mol TPF g}^{-1} \text{ s.m. } 20 \text{ h}^{-1}$ została zaobserwowana na poletku nie nawożonym osadem, na którym zasiano mieszankę Roadside. Stwierdzono, że na poletkach zlokalizowanych przy ulicy Piastowskiej zastosowane najwyższe nawożenie osadem wpłynęło na obniżenie aktywności dehydrogenazy zarówno na Eko jak i na Roadside.

Na poletkach przy ulicy Popiełuszki (rys. 7) aktywność dehydrogenazy mieściła się w przedziale od 1,65 do 44,84 $\mu\text{mol TPF g}^{-1} \text{ s.m. } 20 \text{ h}^{-1}$. Najwyższą jej wartość wynoszącą 44,84 $\mu\text{mol TPF g}^{-1} \text{ s.m. } 20 \text{ h}^{-1}$ zanotowano w maju na poletku obsianym mieszanką traw Roadside, którego nie nawożono osadem ściekowym. Najniższa aktywność (1,65 $\mu\text{mol TPF g}^{-1} \text{ s.m. } 20 \text{ h}^{-1}$) została zaobserwowana na poletku, na którym zastosowano dawkę osadu wynoszącą 15 kg/m^2 , na którym zasiano mieszankę Roadside. Na tych poletkach aktywność dehydrogenazy była najniższa w porównaniu do innych lokalizacji.



Rysunek 7. Wpływ dawki osadu na aktywności dehydrogenazy na powierzchniach badawczych zlokalizowanych przy ulicy Hetmańskiej, Piastowskiej, Popieluszki i Raginisa.

Źródło: Opracowanie własne

Na powierzchni badawczej przy ulicy Raginisa aktywność dehydrogenazy mieściła się w przedziale od 0,39 do 72,97 $\mu\text{mol TPF g}^{-1} \text{ s.m. } 20 \text{ h}^{-1}$. Najwyższą jej wartość wynoszącą 72,97 $\mu\text{mol TPF g}^{-1} \text{ s.m. } 20 \text{ h}^{-1}$ zanotowano we wrześniu na poletku obsianym mieszanką traw Eko nie nawożonym osadem ściekowym. Najniższa aktywność (0,39 $\mu\text{mol TPF g}^{-1} \text{ s.m. } 20 \text{ h}^{-1}$) została zaobserwowana na poletku, na którym zastosowano dawkę osadu wynoszącą 15 kg/m^2 obsianym mieszanką traw Roadside (rys. 7)

Rozpatrując otrzymane wyniki można zauważyć zależność aktywności dehydrogenazy od pory roku, w której pobierano próbki gleby. Wielu naukowców w swoich badaniach potwierdza to powiązanie stwierdzając, że są to enzymy wykazujące zmienność wraz z porami roku. Według Włodarczyk [28] i Blume'a [29] na podwyższenie poziomu aktywności enzymów pozytywny wpływ ma wysoka temperatura, opady oraz wegetacja roślin. Takie same wnioski można wysnuć na podstawie otrzymanych wyników, które wykazały najwyższą aktywność dehydrogenazy w maju, natomiast najniższą we wrześniu (rys. 7). Do podobnych konkluzji doszła w swoich badaniach Furczak [30], która zaobserwowała najwyższą aktywność enzymu w okresie kwitnienia roślin. Inni autorzy uważają, że intensywność reakcji enzymatycznych przebiegających w glebie zależy również od czynników, takich jak: odczyn, temperatura oraz obecność inhibitorów [31].

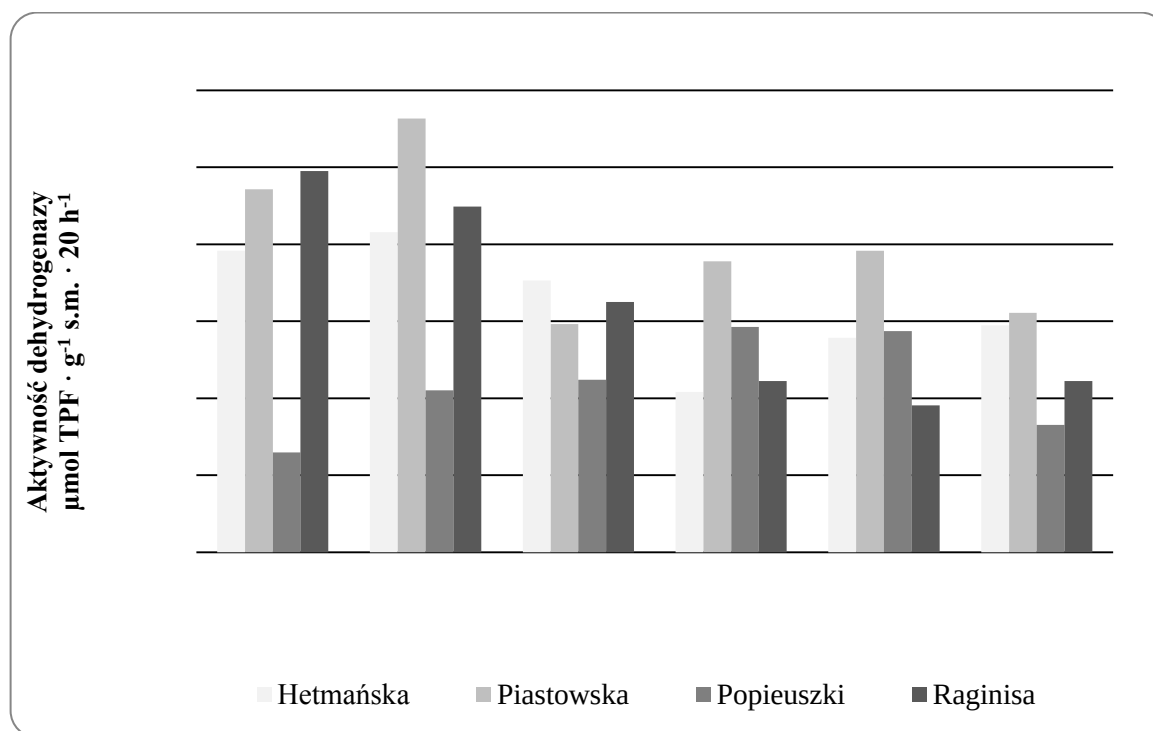
Borowska i in [32] swoich badaniach dowiedli, że gleby lekkie wykazują niższą aktywność enzymatyczną niż ciężkie i próchniczne, a gleby o wyższej zawartości próchnicy, która korzystnie wpływa na ich strukturę i właściwości sorpcyjne, biorą większy udział w sorpcji enzymów. Także gleby, w których skład wchodzi minerały ilaste, montmoryllonit i illit z dużą pojemnością sorpcyjną stwarzają dogodne środowisko dla rozwoju i działalności mikroorganizmów wydzielających enzymy. W badaniach własnych zaobserwowano zróżnicowane wartości aktywności dehydrogenazy. Niskie wyniki aktywności dehydrogenazy na ulicy Raginisa zanotowano w lipcu, na poletkach obsianych mieszanką traw Roadside zarówno nienawożonych osadem ściekowym jak i na tych, gdzie zastosowano dużą dawkę osadu. Innym przypadkiem jest bardzo wysoka wartość zarejestrowana na tej samej ulicy, na poletku nienawożonym osadem, na którym zastosowano mieszankę traw Eko. Bardzo niskie wartości prawdopodobnie mogły być powodowane zlokalizowaniem obiektów badawczych wzdłuż głównych szlaków komunikacyjnych, na których występuje duże natężenie ruchu samochodowego, co ma wpływ na zawartość metali ciężkich w glebie. Potwierdzają to badania prowadzone przez Badyda [33], w których podaje, że wskutek spalania paliw w silnikach pojazdów do powietrza trafiają: tlenek węgla, tlenki azotu, węglowodory, w tym wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne oraz cząstki stałe i metale ciężkie. Ponadto,

jak zauważyli Hilman i in. [34] osady ściekowe mogą zawierać w swoim składzie również różne związki szkodliwe i toksyczne przykładowo metale ciężkie, które wprowadzone raz do środowiska tam pozostają powodując bioakumulację.

Na poletkach z mieszkanką traw Eko przy ulicy Popiełuszki zaobserwowano, że wartość aktywności dehydrogenazy wzrasta wraz z intensyfikacją nawożenia. Najwyższą aktywnością dehydrogenazy wynoszącą $22,40 \mu\text{mol TPF g}^{-1} \text{ s.m. } 20 \text{ h}^{-1}$ charakteryzowały się powierzchnie najsilniej nawożone (15 kg/ m^2), a najniższą wartość ($12,97 \mu\text{mol TPF g}^{-1} \text{ s.m. } 20 \text{ h}^{-1}$) zanotowano na poletkach nienawożonych (kontrolnych). Badania prowadzone przez Barana i in. [35] potwierdzają stymulujący wpływ osadu ściekowego na aktywność dehydrogenaz, a ponadto wskazują na występowanie istotnej dodatniej korelacji pomiędzy wysokością dawki tych odpadów, a aktywnością enzymatyczną. Odwrotną zależność zaobserwowano w przypadku poletek obsianych mieszkanką traw Roadside, gdzie najniższą wartość dehydrogenazy wynoszącą $16,54 \mu\text{mol TPF g}^{-1} \text{ s.m. } 20 \text{ h}^{-1}$ zanotowano przy zastosowaniu największej dawki osadu ściekowego (15 kg/ m^2), natomiast najwyższa wartość ($29,27 \mu\text{mol TPF g}^{-1} \text{ s.m. } 20 \text{ h}^{-1}$) pojawiła się na poletku nienawożonym (rys. 10), do podobnych wyników doszedł Garcia-Gil i in. [36] w swoich badaniach gdzie nie zostało zaobserwowane wpływ osadu ściekowego na aktywność dehydrogenaz. Wielu autorów podaje, że obecność mikroorganizmów glebowych jest czynnikiem, który wraz z szatą roślinną określa zarówno kierunek i charakter procesów biochemicznych, jak i całość podstawowych biologicznych przemian związanych z aktywnością biologiczną i właściwościami fizykochemicznymi gleb uprawnych [37, 38], co potwierdzają badania własne gdyż w przypadku dwóch zastosowanych mieszanek Eko i Roadside zaaplikowane dawki osady miały różny wpływ na aktywność dehydrogenazy. Ponadto jak podaje Bolton i in. [39] korzenie roślin zmieniają warunki swojego siedliska, co ma ogromne znaczenie dla bytujących drobnoustrojów. Rośliny kształtują więc mikroflorę glebową i wpływają na przemiany mikrobiologiczne, nieustannie zachodzące w tym środowisku.

Na poletkach zlokalizowanych przy ulicy Hetmańskiej i Piastowskiej średnia z całego sezonu wegetacyjnego aktywność dehydrogenazy miała przebieg podobny na poletkach z zastosowaną mieszkanką traw Eko jak i Roadside. Widać że zastosowane nawożenie osadem ściekowym w ilości $7,5 \text{ kg/ m}^2$ wpłynęło stymulująco na aktywność mikroorganizmów glebowych a tym samym zaobserwowano wzrost aktywności dehydrogenazy, natomiast najwyższa dawka osadu ściekowego nie wpłynęła bardziej stymulująco na aktywność dehydrogenazy, a nawet zaobserwowano jej spadek (rys. 10). Z kolei przy ulicy Raginisa na poletkach z mieszkanką traw Eko wraz ze wzrostem dawki osadu ściekowego aktywność

dehydrogenazy obniżała się i przy najwyższym zastosowanym nawożeniu 15 kg/m^2 wynosiła $32,49 \text{ } \mu\text{mol TPF g}^{-1} \text{ s.m. } 20 \text{ h}^{-1}$. W przypadku poletek obsianych mieszanką traw Roadside zaobserwowano, iż na powierzchniach nienawożonych oraz tych z największą dawką osadu 15 kg/m^2 aktywność dehydrogenazy przyjmowała bardzo zbliżone wartości wynoszące około $22 \text{ } \mu\text{mol TPF g}^{-1} \text{ s.m. } 20 \text{ h}^{-1}$, natomiast nieco niższy wynik $19,09 \text{ } \mu\text{mol TPF g}^{-1} \text{ s.m. } 20 \text{ h}^{-1}$ stwierdzono na poletkach, na których zastosowano dawkę osadu $7,5 \text{ kg/m}^2$ (rys. 8).



Rysunek 8. Średnia z całego sezonu wegetacyjnego aktywność dehydrogenazy w zależności od nawożenia osadem ściekowym, lokalizacji i zastosowanej mieszanki traw (Eko i Roadside) na powierzchniach badawczych zlokalizowanych przy ulicy Hetmańskiej, Piastowskiej, Popieluszki, Raginisa.

Źródło: Opracowanie własne

W tabeli 3 przedstawiono wpływ dawki osadu i mieszanek traw na pH, stosunek C:N oraz aktywność dehydrogenazy w glebie na poszczególnych powierzchniach badawczych. Na podstawie otrzymanych wyników widać, że pH na obiektach badawczych wahało się między 6,99 a 8,54. Najniższą wartość zanotowano na ulicy Popieuszki, na poletku nienawożonym osadem, na którym zastosowano mieszankę traw Eko. Najwyższe pH zaobserwowano na powierzchni badawczej na ulicy Hetmańskiej przy dawce osadu 15 kg/m^2 obsianej mieszanką traw Eko. Średnia wartość odczynu gleby wynosiła 7,88. Dane literaturowe podają, że wartości graniczne odczynu, w których dehydrogenazy wykazują stosunkowo wysoką aktywność mieszczą się między pH 5,5-7,8. Włodarczyk [28] stwierdził maksimum dehydrogenazy przy pH 7,1 [20].

Na rozwój drobnoustrojów w glebie wpływa wiele czynników do których można zaliczyć fizyczne i chemiczne właściwości gleby, zasobność w materię organiczną, zastosowane nawożenie oraz warunki klimatyczne i środowiskowe [7, 40]. Prowadzone badania przez Drab i in. [41] potwierdzają wpływ osadów ściekowych, na wzrost zawartości węgla organicznego w glebie. W przeprowadzonych badaniach własnych, stwierdzono, że średnia zawartość węgla organicznego w pobranych glebach z poszczególnych lokalizacji (z ulicy Hetmańskiej, Piastowskiej, Popieluszki i Raginisa) mieściła się w zakresie (odpowiednio od 1,28 do 1,68%; od 1,62 do 2,01%, od 1,59 do 2,01% oraz od 0,75 do 2,54%) (tab. 11).

Tabela 3. Wpływ dawki osadu i mieszanek traw na pH zawartość C i N w glebie na poszczególnych powierzchniach badawczych

Lokalizacja	Mieszanek	Dawka osadu [kg×m ⁻²]	pH	N [%]	Corg [%]	C:N
Hetmańska	Eko	0	8,47	0,16	1,54	9,34
		7,5	8,40	0,18	1,48	8,15
		15	8,54	0,22	1,56	6,91
	Roadside	0	8,37	0,16	1,68	9,87
		7,5	8,43	0,18	1,26	6,75
		15	8,32	0,19	1,51	7,65
Piastowska	Eko	0	7,57	0,22	1,49	6,85
		7,5	7,59	0,23	1,75	7,70
		15	7,74	0,23	1,87	8,04
	Roadside	0	7,67	0,17	2,03	12,16
		7,5	7,91	0,26	2,24	8,70
		15	7,74	0,16	1,62	10,29
Popieluszki	Eko	0	6,99	0,14	1,59	11,03
		7,5	7,89	0,22	1,72	7,97
		15	7,78	0,26	1,62	6,33
	Roadside	0	7,81	0,27	1,63	5,95
		7,5	7,86	0,24	2,01	8,20
		15	7,67	0,18	1,74	9,22
Raginisa	Eko	0	7,87	0,23	1,15	4,99
		7,5	7,83	0,14	0,75	5,51
		15	7,73	0,16	1,29	8,13
	Roadside	0	7,77	0,19	1,55	8,18
		7,5	7,70	0,21	2,54	11,90
		15	7,39	0,25	1,98	7,88

Źródło: Opracowanie własne

Wiater i Debicki [42] podają, że wartość stosunku zawartości węgla organicznego do azotu (C:N) w glebach jest ważnym składnikiem oceny warunków siedliskowych gleb, a tym

samym oceny jakości próchnicy. Osady ściekowe są materiałem organicznym wolno ulegającym rozkładowi. Tempo tego rozkładu zależy od stosunku C:N, co ma znaczenie przede wszystkim dla drobnoustrojów, które łatwo wykorzystują oba składniki [21, 43]. W badaniach własnych gleby nawożone osadem ściekowym oraz bez osadu cechowały się dość wąskim stosunkiem C:N. Najniższą wartość C:N stwierdzono na ulicy Raginisa, na poletku z zastosowaną dawką osadu $7,5 \text{ kg/m}^2$, na którym zasiano mieszankę traw Roadside. Najwyższy stosunek C:N zanotowano na ulicy Popiełuszki na poletkach bez zastosowanego nawożenia osadem ściekowym, obsianych taką samą mieszanką traw Roadside. W warunkach aplikacji dawek osadu ściekowego ($7,5$ oraz 15 kg/m^2) wartości C:N wahała się od 5,51 do 11,90 przy $7,5 \text{ kg/m}^2$ oraz od 6,33 do 10,29 przy 15 kg/m^2 . Z kolei w glebie na poletkach, na których nie zastosowano osadu ten stosunek wahał się od 4,99 do 12,16 (tab. 3). Jak sugeruje Starck [44] w swojej pracy, produkty wytwarzane w metabolizmie C i N stanowią nie tylko substancje troficzne, lecz również związki przekazujące informacje dotyczące bieżącego statusu zaopatrzenia komórek w węgiel i azot oraz o wzajemnych stosunkach ilościowych związków azotowych i węglowych. Jak podaje Sapek [45] materia organiczna w glebie jest głównym składnikiem, który decyduje o jej jakości oraz, co za tym idzie, wpływa na tworzenie i trwałość agregatów glebowych. Ponadto, od jej zawartości zależą, między innymi glebowa retencja wodna i bioróżnorodność oraz gęstość gleb. Z przeprowadzonych badań widać, że gleby na terenach miejskich cechują się bardzo niską zawartością węgla organicznego. Nawet zastosowane dawki osadu ściekowego nie spowodowało istotnego zwiększenia zawartości węgla.

Odczyn gleb stanowi o możliwości poboru makro i mikropierwiastków przez rośliny oraz kształtowaniu się ich mobilności w glebie. Jest to parametr, od którego zależy między innymi stan równowagi procesów sorpcji i desorpcji kationów wodorowych i kationów metali [46]. Według Benavides i in. [47] odczyn gleby nie jest stały i ulega zmianie nawet w niewielkiej odległości np. w wyniku miejscowego nasilania działalności mikroorganizmów ryzosfery oraz działalności korzeni, jak również zmienia się regularnie w okresie wegetacyjnym; wzrasta zimą i wiosną, a spada w lecie, w okresie nasilonej działalności mikroorganizmów wytwarzających kwasy oraz korzeni produkujących kwaśne wydzieliny. Czego nie potwierdzają badania własne gdyż przez cały okres wegetacji odczyn gleby na wszystkich badanych poletkach mieściły się w przedziale od 6,99 do 8,54 (tab. 3). Zaobserwowano, że nawet lekko kwasowy odczyn powodował niższą aktywność dehydrogenazy. Potwierdzają to badania Levyk'a [48], w których zauważył inhibicję tego enzymu wraz z zakwaszeniem środowiska glebowego. Von Mersi i Shinner [49] w swoich

badaniach wykazali, że najwyższa aktywność dehydrogenazy występuje przy pH 7-7,5. Uzyskane wyniki potwierdzają niekorzystny wpływ pH poniżej 7 na aktywność enzymu, jednak lekko zasadowy odczyn (powyżej 7,5) nie miał większego wpływu na dehydrogenazę, która utrzymywała się przy tych wartościach pH na podobnym poziomie.

Według Wolińska [20] obecność dehydrogenaz skorelowana jest z zawartością oraz dostępnością w środowisku glebowym: wody, tlenu, węgla organicznego i azotu ogólnego. Analizując aktywność dehydrogenaz można stwierdzić zatem, iż enzym ten określa intensywność i kierunek procesów biochemicznych w procesie glebotwórczym. Aktywność enzymów glebowych jest używana jako wskaźnik ogólnej aktywności biologicznej gleby, jak też jej żyzności bardziej niż inne wskaźniki biologiczne, takie jak intensywność oddychania, czy też określanie liczebności mikroorganizmów.

Tabela 4. Współczynnik korelacji między pH i stosunkiem C:N a aktywnością dehydrogenazy na powierzchniach badawczych (ulicy Piastowskiej, Popieluszki, Hetmańskiej i Raginisa)

Zmienna	Aktywność dehydrogenazy		
	Maj	Lipiec	Wrzesień
Piastowska			
pH	-0,45	0,43	-0,53
C:N	0,27	-0,78	-0,22
Popieluszki			
pH	0,72	0,37	0,04
C:N	-0,23	-0,19	-0,48
Hetmańska			
pH	0,20	-0,03	0,80
C:N	0,46	-0,43	-0,20
Raginisa			
pH	0,60	0,60	0,14
C:N	0,85*	0,56	0,12

* istotne statystycznie przy $\alpha = 0,05$

Źródło: Opracowanie własne

Analiza korelacji wykazała brak istotnych zależności między odczynem gleby oraz stosunkiem węgla organicznego do azotu ogólnego a aktywnością dehydrogenazy na powierzchniach badawczych poza kilkoma wyjątkami (Tab. 4). Przeprowadzona analiza wykazała ujemną korelację między odczynem a aktywnością dehydrogenazy w glebie na ul. Piastowskiej we wrześniu i wyniosła $r = -0,53$. Z kolei na ul. Popieluszki, Hetmańskiej i Raginisa stwierdzono istotnie dodatnią korelację między pH a aktywnością dehydrogenazy odpowiednio $r = 0,72$ (maj), $r = 0,80$ (wrzesień), $r = 0,60$ (maj i lipiec). Stwierdzono również istotną statystycznie korelację między stosunkiem C:N a aktywnością dehydrogenazy na ulicy Raginisa w maju, która wynosiła 0,85.

5. Wnioski

Analiza i opracowanie uzyskanych wyników pozwoliły na wyciągnięcie następujących wniosków.

- 1) Osad ściekowy pochodzący z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków w Sokółce wpływa korzystnie na właściwości mikrobiologiczne i biochemiczne gleb i może być uznawany za odpad wartościowy pod względem nawozowym.
- 2) Optymalną dawką osadu ściekowego pochodzącego z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków w Sokółce okazała się dawka 7,5 kg na m², przy której zaobserwowano najwyższą aktywności dehydrogenazy.
- 3) Na poletkach obsianych mieszanką traw Eko stwierdzono wyższą aktywność dehydrogenazy w porównaniu do poletek gdzie była zastosowana mieszanka traw Roadside.
- 4) Podwyższenie aktywności dehydrogenazy stwierdzono w miesiącu maju, na co wpływ miała wysoka temperatura, opady oraz okres wegetacji roślin.
- 5) Wystąpiła istotną statystycznie korelacja ($r=0,85$) w miesiącu maju pomiędzy aktywnością dehydrogenazy a stosunkiem C:N na poletkach zlokalizowanych przy ul Raginisa gdzie $r=0,85$.

Literatura

1. January Bień, Ewa Neczaj, Małgorzata Worwąg, Anna Grosser, Dorota Nowak, Marcin Milczarek, Marek Janik. 2011. *Kierunki zagospodarowania osadów w Polsce po roku 2013*. Inżynieria i Ochrona Środowiska. t. 14, nr 4, s. 375-384.
2. Agnieszka Ociepa-Kubicka, Piotr Pachura 2013. *Wykorzystanie osadów ściekowych i kompostu w nawożeniu roślin energetycznych na przykładzie miskanta i ślazuowca*. Annual Set The Environment Protection. 15, 2267–2278.
3. Dziennik Ustaw Rzeczypospolitej Polskiej ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach (Dz. U. 2013r., nr 0, poz. 21)
4. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 13 lipca 2010 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych (Dz. U. z 2010 r. Nr 137 poz. 924).
5. Marcinkowski T.: *Recykling organiczny komunalnych osadów ściekowych*. Poznań 2011.
6. Kaniuczak J., Niemiec W., Właśniewski S., Zamorska J., Jasiński T., Hajduk E. 2005. *Wybrane właściwości osadów ściekowych zastosowanych do agromelioracji odłogu piaszczystego*. [W:] Wybrane aspekty zagospodarowania odpadów organicznych a

- p
rodukcja biomasy wierzby energetycznej. (red.) Kaniuczak J., Kostecka J., Niemiec W. Rzeszów. s. 63-76.
7. Jezierska-Tys S., Frąc M., Tys J., 2010. *Microbiological hazards resulting from application of dairy sewage sludge: effects on occurrence of pathogenic microorganisms in soil*. J. Toxicol. Environ. Health, Part A, 73, 1194-1201.
 8. Werle S., Wilk R.K., 2010. *A review of methods for the thermal utilization of sewage sludge: The Polish perspective*. Renew. Energy 35, 1914-1919.
 9. Pepper I.L., Brooks J.P., Gerba C.P., 2006. *Pathogens in biosolids*. Adv. Agr. Els., 90, 1-41.
 10. Siebielec G., Stuczyński T., 2008: *Metale śladowe w komunalnych osadach ściekowych wytwarzanych w Polsce*. Proceedings of ECOpole, 2008, Vol. 2, No. 2, s. 479-484.
 11. Butarewicz A., *The detection of fecal coliforms in sewage sludge from municipal and industrial waste-water treatment plant*, Pol. J. Environ. Stud., 16(2) (2007) 613-615.
 12. Libudzisz Z., Kowal K., Żakowska Z.: *Mikrobiologia techniczna: Mikroorganizmy i środowiska ich występowania*. Wyd. Naukowe PWN. Warszawa 2007.
 13. Corstanje R., Reddy K.R., 2006. *Microbial indicators of nutrient enrichment*. Soil Soc. Am. J., 70, 1652-1661.
 14. Quemada M., Menacho E., 2001. *Soil respiration 1 year after sewage sludge application*. Biol. Fertil. Soils, 33, 344-346.
 15. Corstanje R., Reddy K.R., 2006. *Microbial indicators of nutrient enrichment*. Soil Soc. Am. J., 70, 1652-1661.
 16. Ros M., Hernandez M. T., Garcia C., 2003. *Bioremediation of soil degraded by sewage sludge: effects on soil properties and erosion losses*. Environ. Manag., 31, 6, 741-747.
 17. Janvier C., Villeneuve F., Alabouvette C., Edel-Hermann V., Mateille T., Steinberg C., 2007. *Soil health through soil disease suppression: Which strategy from descriptors to indicators?* Soil Biol. Biochem., 39, 1-23.
 18. Moreno J. L., Hernandez T., Pérez A., Garcia C., 2002. *Toxicity of cadmium to soil microbial activity: effect of sewage sludge addition to soil on the ecological dose*. Appl. Soil Ecol., 21, 2, 149.
 19. Zahir Z.A., Atteeq ur Rehman Malik M., Arshad M., 2001. *Soil enzymes research: a review*. J. Biol. Sci., 1, 5, 299-307.

20. Wolińska A.: *Aktywność dehydrogenazowa mikroorganizmów glebowych i dostępność tlenu w procesie reoksydacji wybranych mineralnych gleb Polski*. Acta agrophysica, Lublin 2010.
21. Garcia-Gil J.C., Plaza C., Polo A., 2002. *Sewage sludge effects on biological and biochemical parameters in a degraded soil*. Waste Manage. Environ., 56, 341-350.
22. Nannipieri P., Ascher J., Ceccherini M.T., Landi L., Pietramellara G., Renella G., 2003. *Microbial diversity and soil functions*. Eur. J. Soil Sci., 54, 655-670.
23. Dahm H., Wrótniak-Drzewiecka W., Pauter A.: *Microbial biofertilizers*. In. *Physical, chemical and biological processes in soils*. Red.: L.W. Szajdak, A.K. Karabanow, Prodruck, 537-547, Poznań 2010
24. Martyniuk S., Książak J. *Ocena pseudomikrobiologicznych biopreparatów stosowanych w uprawie roślin*. Polish Journal of Agronomy 6, 27–33, 2011
25. Mysków W., Stachyra A., Zieba S., Masiak D., 1996. *Aktywność biologiczna gleb jako wskaźnik jej żyzności i urodzajności*. Rocz. Gleb., 47, 1/2, 89-99.
26. Koper J., Piotrowska A., Siwik-Ziomek A., 2003. *Wpływ wieloletniego nawożenia mineralno organicznego na kształtowanie się wartości biologicznego wskaźnika żyzności gleby*. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln, 494, 207-213.
27. Januszek K., 1999. *Aktywność enzymatyczna wybranych gleb leśnych Polski południowej w świetle badań polowych i laboratoryjnych*. Zesz. Nauk. AR Kraków, Rozpr. Habil., 250.
28. Włodarczyk T., *Effect of sampling season and storage period on dehydrogenase and catalase activity of an Orthic Luvisol*. 1998. Pol. J. Soil Sci., XXXI/2, 59-67.
29. Blume E., Bischoff M., Reichert J.M., Moorman T., Konopka A., Turco R.F., *Surface and subsurface microbial biomass, community structure and metabolic activity as a function of soil depth and season*. 2002. Appl. Soil Ecol., 20, 171-181.
30. Furczak J., 2006. *Aktywność biochemiczna gleby płowej pod soją uprawianą w różnych systemach*. 2006. Acta Agrophysica, 8(4), 815-824.
31. Kizilkaya R., Bayrakli B., 2005. *Effects of N – enriched sewage sludge on soil enzyme activities*. Appl. Soil Ecol., 30, 192-202.
32. Borowska K., Koper J., Tykwińska T. 2007. *Zawartość selenu w wybranych typach gleb mineralnych regionu Kujaw i Pomorza na tle aktywności oksydoreduktaz*. Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych nr 31, 18-22.
33. Badyda A.J. 2010. *Zagrożenia środowiskowe ze strony transportu*. Nauka 4. 115-125.

34. Hillman J.P., Hill J., Morgan E., Wilkinson J.M., 2003. *Recycling of sewage sludge to grassland: a review of the legislation to control of localization and accumulation of potential toxic metals in grazing systems*. Grass and forage science. 58, 101 – 111.
35. Baran S., Bielińska E.J., Wiśniewski J., 1999. *Wpływ osadu ściekowego i wermikompostu z tego osadu na aktywność enzymatyczną gleby piaszczystej*. Ann. UMCS, Sect. E, 54, 18, 145-151.
36. Garcia-Gil J. C., Plaza C., Senesi N., Brunetti G., 2004. *Effects of sewage sludge amendment on humic acids and microbiological properties of a semiarid Mediterranean soil*. Biol. Fertil. Soils, 39, 320-328.
37. Barabasz W., 1992. *Mikrobiologiczne przemiany azotu glebowego. Cz. 2. Biotransformacja azotu glebowego*. Post. Mikrobiol. 31 (1) s. 3–9.
38. Kucharski J., 1997. *Relacje między aktywnością enzymów a żyznością gleby. W: Drobnoustroje w środowisku. Występowanie, aktywność i znaczenie*. Pr. zbior. Red. W. Barabasz. Kraków: Wydaw. AR s. 327–347.
39. Bolton H., Fredrickson J.K., Elliott L.F., 1993. *Microbial ecology of the rhizosphere*. Soil Microbial Ecol. s. 27–63.
40. Jezierska-Tys S., Frąc M.: *Badania nad wpływem osadu z oczyszczalni ścieków mleczarskich na aktywność mikrobiologiczną i biochemiczną gleby*. Acta Agrophysica, wyd. PAN, 2008.
41. Drab M., Greinert A., Węclewski S.: *Zmiany zawartości węgla organicznego, oraz ogólnego i przyswajalnego fosforu w glebach nawożonych osadem ściekowym*. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych z. 537: 67-73, 2009
42. Wiater J., Debicki R., 1993. *Wpływ substancji organicznych i organiczno-mineralnych na zmiany C-organicznego i azotu w glebach*. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 409, 65-72.
43. Czekala J. *Wybrane właściwości osadów ściekowych z oczyszczalni regionu Wielkopolski. Cz. 2. Zawartość węgla i azotu we frakcjach związków próchnicznych*. Acta Agrophys. 70: 83-90, 2002
44. Starck Z., 2004. *Plastyczność współdziałania metabolizmu azotu i węgla w niekorzystnych warunkach środowiska*. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 496, 83–102.
45. Sapek B. 2009. *Zapobieganie stratom I sekwestracja węgla organicznego w glebach łąkowych*. Inżynieria Ekologiczna 21, 48-61.

46. J. Rosada, *Ekologiczne aspekty wykorzystania obszarów objętych oddziaływaniem emisji hut miedzi do upraw rolniczych*. Post. Ochr. Roślin, 47 (2007), 119–127.
47. M.P. Benavides, S.M. Gallego, M.L. Tomaro, *Cadmium toxicity in plants*. Braz. J. Physiol. 17 (2005), 21–34.
48. Levyk V., Maryshevych O., Brzezińska M., Włodarczyk T., 2007. *Dehydrogenase activity of technogenic soils of former sulphur mines (Yavoriv and Nemyriv, Ukraine)*. Int. Agrophysics, 21, 255-260.
49. Von Mersi W., Schinner F., 1991. *An improved and accurate method for determining the dehydrogenase activity of soils with iodonitrotetrazolium chloride*. Biol. Fertil. Soils, 11, 216-220.

dr hab. inż. Katarzyna Ignatowicz¹, mgr inż. Monika Puchlik²

Politechnika Białostocka, Katedra Technologii w Inżynierii i Ochronie Środowiska

ul. Wiejska 45A, 15-351 Białystok

k.ignatowicz@pb.edu.pl¹, m.puchlik@pb.edu.pl²

Analiza przydomowej oczyszczalni ścieków z filtrem żwirowo-roślinnym na użytek obiektu mieszkalnego będącego pod ochroną konserwatorską

Słowa kluczowe: *ścieki, filtr żwirowo-roślinny, przydomowa oczyszczalnia ścieków*

Streszczenie: Każdy obiekt mieszkalny lub użyteczności publicznej musi mieć rozwiązany problem odprowadzenia ścieków. Wybór rodzaju oczyszczalni zależy nie tylko od nakładów finansowych, ale też od pewnych ograniczeń prawnych i technicznych związanych z jej budową. Celem pracy było opisanie projektu i wykonanie przydomowej oczyszczalni ścieków z filtrem żwirowo-roślinnym o wydajności do 0,6m³/d na potrzeby obiektu mieszkalnego będącego pod ochroną konserwatorską położonego we wsi Pobikry w gminie Ciechanowiec. Opracowanie obejmuje sposób oczyszczania ścieków bytowych oraz ich odprowadzanie do gruntu za pośrednictwem pochłaniacza roślinnego. Przedmiotem opracowania było rozwiązanie problemu gospodarki ściekowej budynku mieszkalnego, który nie ma możliwości podpięcia do zbiorczej kanalizacji ściekowej. Obecnie gospodarowanie nieczystościami ciekłymi w tym gospodarstwie domowym polega na gromadzeniu szambie i wywożeniu ich wozem asenizacyjnym do pobliskiej oczyszczalni ścieków.

1. Wstęp

Woda jest jednym z ważniejszych elementów życia człowieka, dlatego należy dbać o jej czystość. Zanieczyszczona znacznie ogranicza lub uniemożliwia wykorzystanie do spożycia i celów gospodarczych. Wody zużyte w gospodarstwie domowym, posiadają zdyspergowane różnego rodzaju substancje organiczne i nieorganiczne, wirusy i bakterie. Powstające ścieki są równie niebezpieczne dla środowiska, jak dla ludzi. Nieoczyszczone lub oczyszczone w niewystarczającym stopniu stanowią poważne zagrożenie dla zasobów wód powierzchniowych i podziemnych. W trosce o środowisko i życie ludzi ścieki bytowe powinny być oczyszczane w oczyszczalni ścieków.

W jednostkach osadniczych, gdzie funkcjonuje rozwinięta infrastruktura, ścieki z wewnętrznych instalacji odprowadzane są do zbiorowej kanalizacji miejskiej lub gminnej. Odmienne rozwiązania stosuje się w przypadku zabudowy rozproszonej: małego osiedla na peryferiach miasta, zabudowy zagrodowej, kolonijnej, leśniczówek, pensjonatów i hoteli

położonych w odosobnieniu. W takiej sytuacji istnieją do wyboru dwa rozwiązania: gromadzenie ścieków w szczelnych zbiornikach, tzw. szambach lub oczyszczanie ich w przydomowych oczyszczalniach ścieków. Ponieważ szamba mają określoną pojemność, ich użytkowanie wiąże się z dużymi kosztami częstego wywożenia nieczystości. Budowa przydomowej oczyszczalni ścieków, czyli oczyszczalni obsługującej do 50 mieszkańców, pociąga również znaczne koszty, lecz jej eksploatacja jest o wiele tańsza. Istnieje kilka rodzajów przydomowych oczyszczalni ścieków i wiele szczegółowych rozwiązań. Można wyróżnić pięć głównych rodzajów przydomowych oczyszczalni ścieków: drenażem rozsączającym, filtrem piaskowym, filtrem gruntowo – roślinnym, ze złożem biologicznym, lub komorą osadu czynnego.

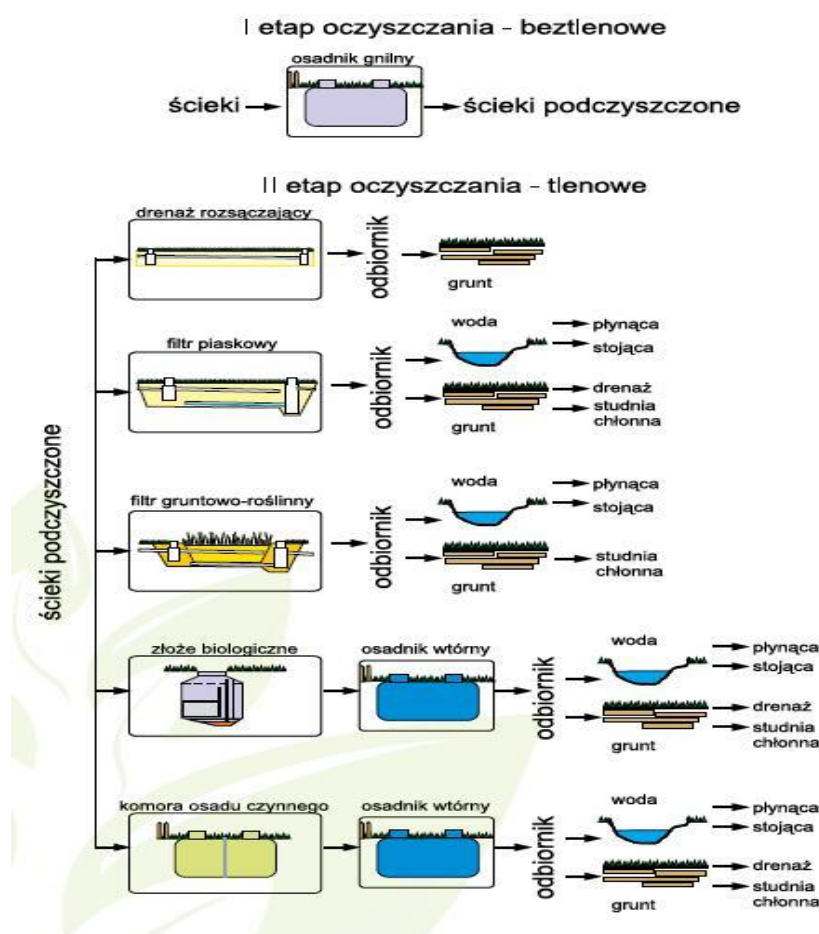
Każda instalacja musi być dobrana w sposób indywidualny. Wybór rodzaju oczyszczalni zależy nie tylko od warunków ekonomicznych i decyzji inwestora, ale też od pewnych ograniczeń prawnych i technicznych związanych z jej budową. Budując indywidualną oczyszczalnię ścieków należy zachować odpowiednie odległości od budynków mieszkalnych, studni, granic działki i drzew. Projekt musi uwzględniać wiele aspektów, m.in. liczbę mieszkańców i ilość dostarczanych ścieków, charakter obiektu i jakość dopływających ścieków, możliwości gruntowo-przestrzenne terenu.

Celem pracy była analiza przydomowej oczyszczalni ścieków z filtrem żwirowo-roślinnym o wydajności do $0,6 \text{ m}^3/\text{d}$ zaprojektowanej i wykonanej na potrzeby obiektu mieszkalnego będącego pod ochroną konserwatorską położonego we wsi Pobikry w gminie Ciechanowiec.

2. Budowa i zasada działania przydomowych oczyszczalni

Procesy zachodzące w każdej oczyszczalni można podzielić na dwa główne etapy: beztlenowe i z udziałem tlenu. Rysunek 1 prezentuje oba etapy oczyszczania ścieków i zestawienie różnych rodzajów przydomowych oczyszczalni ścieków wraz z możliwymi odbiornikami [1]. Wstępne podczyszczanie polega na mechanicznym oddzieleniu zanieczyszczeń poprzez procesy opadania i wypływania, a także procesy związane z fermentacją osadu, w którym dominują bakterie oraz inne mikroorganizmy beztlenowe. Procesy te zachodzą w pierwszym zbiorniku każdej oczyszczalni tj. osadniku gnilnym [20]. Podczyszczone, odpływają do dalszych elementów instalacji. Ścieki zawierające duże ilości tłuszczów wymagają ich oddzielenia ze względu na zabezpieczenie kolejnych elementów instalacji. Separacja tłuszczów istotnie poprawia skuteczność i wydajność całego układu. Jest

to szczególnie ważne w przypadku, gdy osadnik jest oddalony kilka metrów od budynku. Istnieje wówczas niebezpieczeństwo wychładzania ścieków i osadzania się tłuszczu wewnątrz rur kanalizacyjnych, co prowadzi do zmniejszenia wydajności oczyszczalni. Proces oddzielania tłuszczu zachodzi w specjalnych urządzeniach, tzw. separatorach. Drugi etap oczyszczania ścieków związany jest z oczyszczaniem tlenowym. W tym przypadku decydującą rolę odgrywają mikroorganizmy tlenowe, dzięki którym zachodzą kolejne procesy biochemiczne. Procesy te mogą być dodatkowo intensyfikowane poprzez zastosowanie urządzeń napowietrzających. Etap ten może przebiegać w kompaktowych urządzeniach, np.: z wykorzystaniem złoża biologicznego lub w formie drenażu. Oczyszczone w ten sposób ścieki są wprowadzane do odbiornika. Może nim być woda płynąca lub stojąca, bądź grunt; wówczas odbywa się to za pośrednictwem studni chłonnej lub drenażu rozsączającego [3,11]. Wybór odbiornika jest uzależniony od rodzaju zastosowanej oczyszczalni oraz warunków gruntowo – przestrzennych. W zależności od istniejących warunków na danym terenie, np.: poziomu wód gruntowych, rodzaju gruntu, wielkości działki, możliwe jest zastosowanie różnych rodzajów przydomowych oczyszczalni ścieków.



Rysunek 1. Rodzaje przydomowych oczyszczalni ścieków

Źródło: [3]

2.1 Oczyszczalnie gruntowo-roślinne

Oczyszczalnie gruntowo - roślinne są obiektami, które można określić jako sztuczne ekosystemy bagienne. Ścieki oczyszczane są poprzez zachodzące procesy biochemiczne oraz filtrację. Za wysoką efektywność oczyszczania ścieków odpowiada m.in. złożony kompleks, w którym istotną rolę odgrywają rośliny, zastosowane podłoże mineralne i organiczne oraz duża różnorodność gatunkowa mikroorganizmów[17,23,24]. Oczyszczalnie gruntowo – roślinne dzielimy na:

a) oczyszczalnie z przepływem podpowierzchniowym:

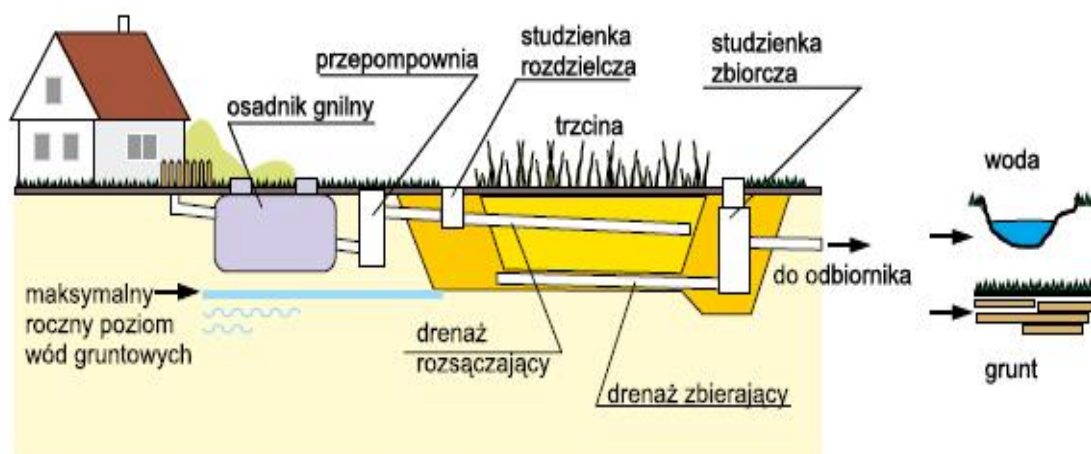
- z przepływem poziomym,
- z przepływem pionowym

b) oczyszczalnie z przepływem powierzchniowym:

- z wynurzonymi makrofitami,
- z pływającymi makrofitami,
- z makrofitami zakorzenionymi o pływających liściach,
- z makrofitami tworzącymi pływające maty,
- z zanurzonymi makrofitami,

c) oczyszczalnie z przepływem kombinowanym [3].

W Polsce najczęściej stosowane są oczyszczalnie z przepływem podpowierzchniowym, różniące się między sobą głównie rozwiązaniami związanymi ze składem poszczególnych warstw w filtrze gruntowo - roślinnym oraz składem gatunkowym nasad roślinnych. Elementami oczyszczalni gruntowo-roślinnej są (rys. 2): osadnik gnilny, przepompownia (o ile jest taka konieczność), studzienka rozdzielcza, filtr gruntowo – roślinny, drenaż rozsączający i zbierający, odprowadzenie oczyszczonych ścieków (warianty: studnia chłonna, drenaż rozsączający, zbiornik wodny) [23,25,26].

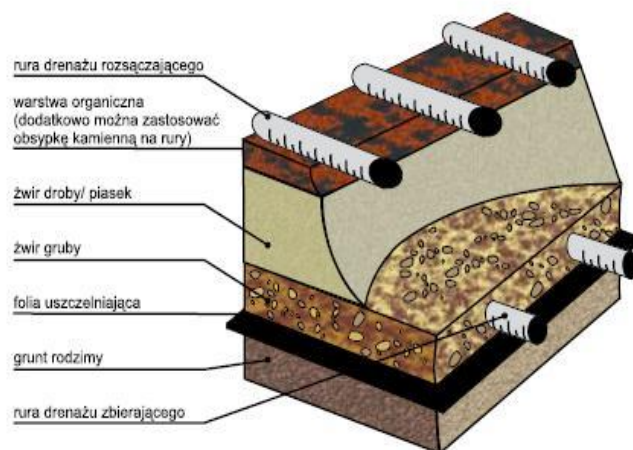


Rysunek 2. Schemat przydomowej oczyszczalni ścieków z polem gruntowo-roślinnym

Źródło: [3]

Ze zbiornika gnilnego ścieki trafiają do studzienki rozdzielczej. Jeżeli jest taka konieczność ścieki są do niej przepompowywane mechanicznie. Ze studzienki ścieki przedostają się za pomocą drenażu rozsączającego do filtra gruntowo-roślinnego. Jego forma może być różna, w zależności od warunków lokalnych. Przykładową budowę obrazuje rysunek 3. Filtr od spodu powinien być uszczelniony folią o zalecanej grubości 1 mm. Filtr gruntowo-roślinny posiada kilka warstw, np.:

- warstwę dolną o grubości około 20 cm, wykonaną ze żwiru płukanego o granulacji 2 – 16 mm, w szczególnych przypadkach 2 – 32 mm,
- warstwę środkową o grubości ok. 50 cm, o składzie: piasek lub żwir drobny o granulacji do 2 mm; jeśli grunt rodzimy (czyli ziemia z wykopu) charakteryzuje się dobrą przepuszczalnością może zostać ona wykorzystana do wykonania tej warstwy,
- warstwę górną o grubości 20 – 25 cm, wykonaną z piasku i dobrze przepuszczalnej ziemi z dodatkiem składników organicznych, np.: wiórów, słomy lub kory w stosunku 4:1 lub 3:1 (stosunek ziemi do składników organicznych) [3,19,27].



Rysunek 3. Przekrój przez filtr gruntowo-roślinny

Źródło: [3]

Na filtrze gruntowo-roślinnym zdecydowanie zaleca się stosowanie roślin charakterystycznych dla ekosystemów bagiennych, np.: trzcinę pospolitą (*Phragmites communis*), pałkę wodną (*Typha sp.*), sit (*Juncus sp.*), turzycę (*Carex sp.*), mannę mielec (*Glyceria maxima*), kosaciec żółty (*Iris pseudocorus*), wierzby krzewiaste (*Salix cinerea*, *Salix peuntandra*). Możliwe jest również stosowanie innych gatunków bytujących w odmiennych ekosystemach, niemniej rośliny powinny charakteryzować się: intensywnym przyrostem w ciągu roku, łatwością adaptacji w danym środowisku i warunkach klimatycznych, odpornością na szkodniki, rozwiniętym systemem korzeniowym. Po doczyszczeniu w filtrze ścieki są zbierane przez drenaż. Są to zazwyczaj rury PCV (o średnicy 100 bądź 110 mm) z nacięciami, bądź rury tzw. melioracyjne, albo giętkie, służące do odwadniania terenów. W rzadkich przypadkach profiluje się dno filtra tak, aby woda samoczynnie spływała do określonego miejsca, z którego dalej jest odprowadzana do odbiornika. Oczyszczone ścieki mogą trafić do wody płynącej, stojącej lub do gruntu za pośrednictwem studni chłonnej lub drenażu rozsączającego [3,19].

3. Montaż oczyszczalni gruntowo-roślinnej

Do analizy wybrano oczyszczalnię gruntowo-roślinną ze względu na dość wysoki stopień złożoności tej instalacji. Charakterystyka montażu oczyszczalni zawiera opis osadzania wielu elementów i urządzeń wykorzystywanych także przy budowie innych typów oczyszczalni: osadnika gnilnego, przepompowni ścieków, drenażu rozsączającego, studni chłonnej, sadzawki. Wybudowanie oczyszczalni gruntowo-roślinnej polega na rozplanowaniu

miejsce posadowienia elementów instalacji, montażu osadnika gnilnego, montażu przepompowni, wykonaniu filtra gruntowo-roślinnego i odprowadzenia ścieków.

Rozplanowanie miejsc posadowienia polega na zapoznaniu się z warunkami terenowymi i wymaganiami inwestora w konfrontacji z wymogami prawnymi i zaleceniami producentów. Na tej podstawie powstaje plan umiejscowienia urządzeń. Celem takiego postępowania jest osiągnięcie optymalnego rozwiązania. Wyznaczone miejsca należy przenieść na plan zagospodarowania terenu i dołączyć do zgłoszenia budowlanego. Miejsce, gdzie planowane jest posadowienie poszczególnych elementów oczyszczalni, należy oznaczyć i usunąć ewentualne przeszkody mogące powodować przyszłe problemy z montażem. Powinno wyznaczyć się miejsca składowania materiałów niezbędnych do budowy przydomowej oczyszczalni ścieków (żwir budowlany, piasek, kamień, żwir płukany frakcjonowany, ziemia organiczna, słoma, trociny), z zachowaniem dróg dojazdowych do miejsca montażu i miejsca składowania materiałów. Najistotniejsze jest oznaczenie miejsca posadowienia poszczególnych elementów – palikowanie. Do tej czynności niezbędne są: przymiar taśmowy, przymiar składany (metrówka), dalmierz, paliki, taśma ostrzegawcza, młot. Nieodzowny jest dokładny pomiar i zaznaczenie obrysu wykopu pod osadnik gnilny, miejsce wykopów liniowych pod rury łączące składowe elementy oczyszczalni: posadowienie przepompowni, miejsce wykonania filtra gruntowo-roślinnego, a także położenie studzienki zbiorczej/ kontrolnej. Rozmieszczenie powyższych elementów musi być zgodne z wcześniej wykonanym i zatwierdzonym projektem [3,29,30].

Po wytyczeniu miejsca posadowienia osadnika należy wykonać wykop pod urządzenie. Wykop szerokoprzestrzenny pod osadnik można wykonać ręcznie lub mechanicznie (koparka, koparko-ładowarka), w wyznaczonych wcześniej miejscach, korzystając z wymiarów określonych w projekcie. [15] Należy pamiętać o dokonaniu wykopów większych niż rozmiary samego osadnika. W kolejnych etapach montażu osadnika może niezbędna być obecność instalatora w wykopie. Należy ręcznie wyrównać i wypoziomować dno wykopu. Często stosowanym rozwiązaniem w celu wypoziomowania dna wykopu jest zastosowanie obsypki piaskowo-cementowej o grubości 20 cm. [3] Przy realizacji wykopów należy zwrócić uwagę na zabezpieczenie ścian przed osuwaniem się gruntu, zwłaszcza w przypadku gruntu piaszczystego. Osadzenia zbiornika w wykopie należy dokonać ręcznie bądź mechanicznie. Druga metoda osadzania zbiornika polega najczęściej na zamocowaniu go taśmami do łyżki koparki i regulowaniu precyzyjnego położenia ręcznie. [3,4,15] Po osadzeniu zbiornika należy dokonać obsypania zbiornika gruntem rodzimym lub mieszanką z piasku i cementu. W przypadku wysokiego poziomu wód gruntowych i

posadowienia osadnika z tworzyw sztucznych, wskazane jest wykonanie dodatkowego mocowania nazywanego kotwieniem. W związku z tym, że w przypadku wysokich wód gruntowych gleba jest czasami bardzo niestabilna, stosuje się specjalne betonowe płyty, do których przymocowuje się osadniki. [3,15] Kotwienie osadnika odbywa się za pomocą pasów wykonanych z tworzywa sztucznego o dużej odporności na niekorzystne czynniki (głównie temperatura i wilgoć), do specjalnych haków zamontowanych w płycie. Istotą zabiegu jest zabezpieczenie zbiornika przed wyparciem z gruntu na powierzchnię. Zagrożenie takie ma miejsce w momencie wypompowywania osadów z osadnika gnilnego, gdy użytkownik zapomina o jego dociążeniu poprzez dolanie zwykłej wody z kranu do minimum 2/3 pojemności całkowitej, a najlepiej do jego pełnej objętości. Osadniki należy montować możliwie jak najbliżej domu, przy odległościach powyżej 10 m istnieje ryzyko wychładzania ścieków i odkładania się na ściankach rur kanalizacyjnych tłuszczu. Efektem tego mogą być nieprzyjemne zapachy, zmniejszenie przekroju rury, zmniejszenie sprawności, oraz ogólnej efektywności oczyszczania (szczególnie na złożach biologicznych, filtrach piaskowych, filtrach gruntowo-roślinnych). [3,4,11,15] Kolejnym elementem związanym z osadzeniem zbiornika jest podłączenie rurą kanalizacyjną z tworzywa sztucznego do istniejącej instalacji kanalizacji wewnętrznej. Do prawidłowo zamontowanego zbiornika podłącza się kanalizację wewnętrzną rurą kanalizacyjną o tej samej średnicy. Średnica rury wlotowej do zbiornika może różnić się od średnicy rur kanalizacji wewnętrznej. Najczęściej stosowanymi średnicami rur wlotowych są: Ø 110 mm i Ø 160 mm. Jeżeli istnieją różnice średnic przekroju obu rur stosuje się redukcje. Najczęściej stosuje się redukcje 160 mm>110 mm, 110 mm>50 mm. Jeśli rura kanalizacyjna jest wyprowadzona z domu na małej głębokości można zastosować grawitacyjny spływ ścieków, w innych przypadkach np.: domy podpiwniczone, w których znajdują się kuchnie, łazienki, koniecznym staje montaż przepompowni. Przy montażu instalacji należy stosować spadki zalecane przez producenta urządzeń. Zalecenia ogólne w przypadku połączenia osadnika z kanalizacją wewnętrzną to spadek na poziomie 2-5% w zależności od średnicy rury [2,3,4]. Montaż przepompowni polega na wykonaniu następujących czynności: wytyczenie miejsca posadowienia, wykonanie wykopu ręcznie lub mechanicznie, wyrównanie i wypoziomowanie dna wykopu na 20 cm obsypce piaskowo-cementowej, osadzenie zbiornika w wykopie, obsypanie zbiornika gruntem rodzimym lub mieszanką z piasku i cementu, podłączenie przepompowni z osadnikiem gnilnym, montaż pompy i innych akcesoriów. Przepompownia połączona jest z osadnikiem gnilnym rurą kanalizacyjną, może być stosowana za lub przed osadnikiem lub w dwóch tych miejscach jednocześnie. Montaż przepompowni przeprowadza się zgodnie z instrukcją producenta [3].

Filtry gruntowo-roślinne stosuje się jako urządzenia II lub III stopnia oczyszczania ścieków. Mogą one być stosowane jako samodzielne urządzenia do biologicznego oczyszczania ścieków bytowo-gospodarczych lub o własnościach do nich zbliżonych, bądź też jako obiekty awaryjne lub uzupełniające przy rolniczym wykorzystaniu ścieków. Po wykonaniu wykopu należy przystąpić do uformowania szkieletu filtra, a później do właściwych faz realizacji filtra gruntowo-roślinnego. Początek prac polega na ułożeniu dolnych warstw, począwszy od wykonania podsypki piaskowej pod folię lub położenia specjalnej geowłókniny. Oba sposoby mają na celu ochronę folii przed przerwaniem i odizolowaniem jej od gruntu rodzimego. Czynność tą można pominąć w przypadku, gdy grunt rodzimy pozbawiony jest elementów mogący uszkodzić folię. Następnym etapem jest położenie w wykopie folii grubości 0,5 – 1 mm, w zależności od rodzaju gruntu [3]. Kolejnym etapem jest wykonanie drenażu zbierającego. Wykonuje się go z rury drenarskiej w oplocie (tworzywo sztuczne, włókno kokosowe). Oplot stanowi warstwę ochronną przed zamulaniem rur. Drenaż zbierający ma za zadanie odprowadzenie oczyszczonych ścieków do odbiornika lub do dalszych etapów oczyszczania.

Drenaż zbierający wykonuje się przez połączenie końców rury drenażowej trójnikiem o takim samym lub zbliżonym przekroju i podłączenie wentylacji do drenażu. Wentylacja ma za zadanie natlenienie dennej warstwy złoża. Składa się z rury kanalizacyjnej z tworzywa sztucznego, zakończonej wywiewką, połączonej z drenażem zbierającym dwoma trójnikami. Kolejnym etapem jest wykonanie szczelnego przejścia rury odprowadzającej oczyszczony ściek przez folię (uszczelka in situ, beton), ze spadkiem nie mniej niż 1% [3]. Kolejne etapy związane są z usypywaniem warstwy środkowej filtra i polegają na:

- obsypaniu drenażu zbierającego kruszywem o frakcji 2-32 mm, grubość warstwy około 20 cm,
- usypaniu warstwy grubości ok. 50 cm piasku lub żwiru 0,05-2 mm,
- usypaniu warstwy trocin i/ lub kory około 10 cm i przekopanie jej z warstwą piasku,
- ułożeniu warstwy słomy około 10 cm,
- przykryciu warstwy słomy ziemią żyzną około 10 cm.

Usypywanie kolejnych warstw filtra może zachodzić ręcznie lub mechanicznie lub w systemie mieszanym. Usypywanie mechaniczne polega na wypełnianiu wnętrza filtra za pomocą maszyn budowlanych (ładowarka, koparko-ładowarka, koparka). Ręczne wypełnianie filtra następuje za pomocą wiader, tacek, kast. Kolejne warstwy powinny być poziomowane wewnątrz filtra ręcznie, z uwagi na możliwość mechanicznego uszkodzenia

folii przez maszynę budowlaną. Powierzchnia filtra powinna być równa, umożliwi to równomierne obciążenie złoża przez ściek. Na tak spreparowanym złożu układany jest drenaż rozsączający. Drenaż rozsączający to układ ciągów drenowych wprowadzający mechanicznie oczyszczone ścieki do złoża, w celu dalszego ich biologicznego oczyszczania. Rury drenażowe należy układać ze spadkiem od 0,1 do 0,5%. Drenaż rozsączający umieszczamy w obsypce ze żwiru użytego do warstwy dennej filtra. Ewentualnie obkładamy kamieniami w celu odizolowania rur od warstwy żyznej ziemi, w której nasadzana jest roślinność bagienna w ilości minimum 4 sztuki na 1m^2 . Oczyszczone ścieki mogą zostać odprowadzone do gruntu za pomocą drenażu rozsączającego lub studni chłonnej oraz do wody stojącej - oczka wodnego ze strefą rozsączającą. Ważnym elementem oczyszczalni jest studzienka kontrolna łącząca drenaż zbierający z pozostałymi częściami układu odprowadzającego. Studzienka kontrolna wyposażona jest w elastyczną rurę PCV umożliwiającą kontrolowanie napełnienia filtra gruntowo-roślinnego dopływającymi ściekami. Przetrzymywanie ścieków na złożu ma wspomóc procesy oczyszczania ścieków i pozwolić roślinom na pełniejsze wykorzystanie związków zawartych w ściekach. Drenaż rozsączający stanowi układ podziemnych ciągów drenowych wprowadzający mechanicznie oczyszczone ścieki do gruntu, w celu dalszego ich biologicznego oczyszczania. Studnia chłonna (pionowa odmianą drenażu) zbudowana przeważnie z segmentów (żelbetowe, rozszczelnione kręgi) ma za zadanie odprowadzenie oczyszczonego ścieku w grunt. W skład studni chłonnej wchodzi: żelbetowe kręgi bez dna i z nawierconymi otworami, przez które przepływa woda; wypalana specjalnie cegła; obsypki z frakcjonowanego żwiru lub łamanego kamienia o różnych wielkościach, usypanego odpowiednio w kolejności od najgrubszych frakcji przy ścianach studni do najmniejszej przy gruncie [3,4,6]. Oczko wodne jest jednym z odbiorników oczyszczonych ścieków zazwyczaj w przypadku oczyszczalni gruntowo-roślinnej. Spełnia podwójne zadanie – jako odbiornik oczyszczonych ścieków oraz jako ostatni etap ich oczyszczania. Następuje w nim zjawisko denitryfikacji (redukcja azotanów i azotynów do azotu cząsteczkowego), usuwanie związków fosforu, bakterii chorobotwórczych i związków organicznych. Oczko wodne wykonuje się tuż za filtrem gruntowo-roślinnym i studzienką kontrolną w formie otworu w ziemi o głębokości ok. 1,5 m. Prace Wykonujemy połączenie studzienki kontrolnej z oczkiem rurą kanalizacyjną o średnicy 110 mm. Wykop pod oczko wodne wykładamy folią o grubości ok. 0,5 mm, pamiętając o pozostawieniu przepuszczalnej przestrzeni w celu rozsączenia nadmiaru wody. Przestrzeń ta nazywana jest strefą rozsączającą. Najczęściej strefę rozsączającą obsypuje się żwirem frakcjonowanym w celu polepszenia wchłaniania wody przez grunt. Oczko wodne

można obsadzić roślinami bagiennymi i wodnymi (tatarak, pałka wodna, rzęsa wodna oczeret itp.) Wspomogą one procesy oczyszczania [3,16,18,21].

4. Analiza aspektów prawnych oraz wymagania techniczne

Analizę aspektów prawnych dotyczących budowy i eksploatacji małych oczyszczalni ścieków należy wykonać w oparciu o następujące akty prawne: Ustawa „O zagospodarowaniu przestrzennym”, „Prawo budowlane”, „Prawo wodne”, Ustawa „O utrzymaniu czystości i porządku w gminach”, Rozporządzenie „W sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie”.

Przed podjęciem decyzji o budowie na własnej działce przydomowej oczyszczalni ścieków należy zapoznać się z lokalnym planem zabudowy i zagospodarowania przestrzennego. Jeżeli nie ma ku temu przeciwwskazań, to pozwolenie musi zostać wydane [11]. Według Ustawy Prawo Budowlane pozwolenia na budowę nie wymaga budowa indywidualnych przydomowych oczyszczalni ścieków o wydajności do 7,5 m³ na dobę [12].

W takiej sytuacji zgodę na rozpoczęcie takiej budowy, może wydać Starostwo Powiatowe. Aby uzyskać taką zgodę, koniecznym jest złożenie w starostwie zamiar budowy oczyszczalni, w formie wniosku (art. 30 ust. 1 pkt. 1 ustawy prawo budowlane) [1]. Urząd ma 30 dni od daty doręczenia zgłoszenia na rozpatrzenie wniosku. Do prac budowlanych można przystąpić w ciągu 2 lat od podanego w zgłoszeniu terminu rozpoczęcia budowy [10].

Artykuł 42, pkt. 4 Ustawy Prawo wodne jest jednym najważniejszych regulacji prawnych dotyczących budowy przydomowych oczyszczalni. Mowa w nim o miejscach, w których budowa systemów kanalizacyjnych nie przyniosłoby korzyści dla środowiska lub powodowała nadmierne koszty, należy zastosować systemy indywidualne lub inne rozwiązania zapewniające ochronę środowiska [13]. Sposób odprowadzania ścieków (do wody lub gruntu) oraz ich ilość, pochodzenie a także miejsce zrzutu (działka inwestora lub inna) podlega unormowaniu. Podstawowym aktem prawnym, który ma tutaj zastosowanie jest Ustawa z dnia 18 lipca 2001r. Prawo wodne (Dz.U. 2001, Nr 115, poz. 1229 z późn. zm.) [8]. Ustawa reguluje gospodarowanie wodami zgodnie z zasadą zrównoważonego rozwoju, a w szczególności kształtowanie i ochronę zasobów wodnych, korzystanie z wód oraz zarządzanie zasobami wodnymi [5]. Korzystanie z wód może być powszechne, zwykłe lub szczególne [11]. Dla potrzeb analizy problematyki przydomowych oczyszczalni ścieków istotne są dwa ostatnie. Zwykłe korzystanie z wód ma miejsce wówczas, gdy właściciel gruntu, dla zaspokojenia potrzeb własnych i gospodarstwa domowego oraz indywidualnego

gospodarstwa rolnego, korzysta z wody stanowiącej jego własność oraz z wody podziemnej znajdującej się w jego gruncie (do $5 \text{ m}^3/\text{dobę}$ i nie więcej jak $0,5 \text{ m}^3/\text{godz.}$). Przez szczególne korzystanie z wód rozumiemy takie, które wykracza poza zwykłe. Może zatem być związane z poborem wód powierzchniowych i podziemnych oraz co jest w naszym przypadku istotne, wprowadzaniem ścieków do wód lub ziemi. Szczególne korzystanie z wód wymaga uzyskania decyzji administracyjnej – pozwolenia wodno-prawnego. Pozwolenie wodno-prawne na wprowadzanie ścieków nie będzie, zatem konieczne w sytuacji, gdy inwestor zamierza odprowadzać ścieki w ilości mniejszej niż 5 m^3 na dobę na terenie swojej działki, co jest najczęściej spotykane w przypadku jednorodzinnej zabudowy. Sama eksploatacja oczyszczalni wymaga zgłoszenia, co najmniej 30 dni przed rozpoczęciem użytkowania, w starostwie powiatowym (zgodnie z art. 152 ustawy Prawo ochrony środowiska). Jeżeli organ w ciągu 30 dni od złożenia zgłoszenia nie wniesie sprzeciwu, można rozpocząć eksploatację oczyszczalni. W sytuacji, gdy planowana ilość ścieków przekroczy 5 m^3 na dobę konieczne będzie uzyskanie pozwolenia wodno-prawnego niezależnie od tego, czy zrzut ścieków nastąpi na działce inwestora czy poza nią. [8]

Odprowadzanie ścieków do gruntu lub wody normuje Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego [8]. Wymogi dla ścieków oczyszczonych w oczyszczalni przydomowej różnią się zależnie od odbiornika ścieków:

- wody leżące poza gruntem będącym własnością użytkownika;
- grunt (ziemia) lub urządzenia wodne w granicach gruntu stanowiącego własność wprowadzającego [22,28].

W przypadku odprowadzenia ścieków do gruntu miejsce ich wprowadzenia musi być oddzielone warstwą gruntu o grubości $1,5 \text{ m}$ od najwyższego poziomu wód podziemnych oraz BZT₅ ścieków dopływających musi być zmniejszone co najmniej o 20%, a zawartość zawiesin ogólnych co najmniej o 50%. W przypadku wprowadzenia ścieków do urządzeń wodnych dno urządzenia musi znajdować się $1,5 \text{ m}$ nad najwyższym poziomem wód podziemnych [9]. Dopuszczalna wielkość wskaźników i procent ich usunięcia dla określonej równoważnej liczby mieszkańców (RLM) zostały określone w tabeli 1.

Tabela 1. Wymagania dla przydomowych oczyszczalni w zależności od sposobu odprowadzenia ścieków oczyszczonych

Wskaźnik	Dopuszczalna wielkość	
	RLM do 2000	RLM od 2000 do 9999
Pięciodobowe biochemiczne zapotrzebowanie tlenu (BZT ₅), oznaczane z dodatkiem inhibitora nityfikacji	40 mgO ₂ /l	25 mgO ₂ /l lub 70-90%
Chemiczne zapotrzebowanie tlenu (ChZT _{Cr}), oznaczane metodą dwuchromianową	150 mgO ₂ /l	125 mgO ₂ /l lub 75%
Zawiesiny ogólne	50 mg/l	35 mg/l lub 90%
Azot ogólny	30 mgN/l*	15 mgN/l*
Fosfor ogólny	5 mgP/l*	2 mgP/l*

*wartość wymagana wyłącznie w ściekach wprowadzanych do jezior i ich dopływów oraz bezpośrednio do sztucznych zbiorników wodnych usytuowanych na wodach płynących.

Źródło: [8]

W pierwszym przypadku (wprowadzanie ścieków do wód) ścieki muszą spełniać wymagania stawiane oczyszczalniom o wielkości RLM do 2000, w drugim: oczyszczalniom o wielkości RLM od 2000 do 9999.

Instalacja przydomowej oczyszczalni ścieków wymaga zachowania właściwych odległości od innych obiektów infrastruktury, zarówno na terenie właściciela, jak i działkach sąsiednich. Powyższe kwestie reguluje Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 13.08.2013r. w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie (Dz.U. 2002 nr 75 poz. 690 z późn. zm.) [8]. Odległość studni dostarczającej wodę przeznaczoną do spożycia przez ludzi i niewymagającej ustanowienia strefy ochronnej reguluje § 31 Rozporządzenia; powinna ona wynosić, co najmniej:

- do granicy działki – 5 m,
- zbiorników gromadzenia nieczystości (osadnika gnilnego) – 15 m,
- do najbliższego przewodu rozsączającego kanalizacji indywidualnej -30 m.

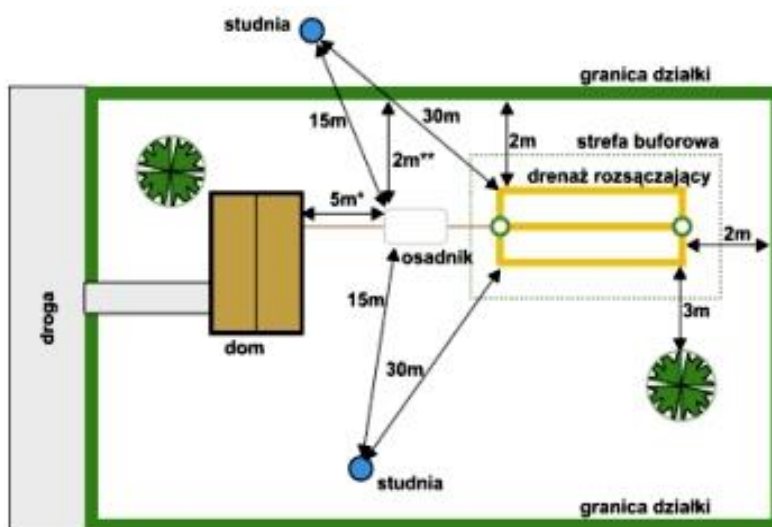
Odległość pokryw i wylotów wentylacji ze zbiorników bezodpływowych o pojemności do 10 m³ reguluje § 36 i § 37 Rozporządzenia. W zabudowie jednorodzinnej, zagrodowej i rekreacji indywidualnej odległość powinna wynosić, co najmniej:

- do pomieszczeń przeznaczonych na pobyt ludzi - 5 m,
- od granicy działki sąsiedniej, drogi (ulicy) lub ciągu pieszego - 2 m.

W przypadku gdy szczelne osadniki podziemne, stanowiące część przydomowej oczyszczalni ścieków gospodarczo-bytowych, służące do wstępnego ich oczyszczania, posiadają wyprowadzenia odpowietrzenia przez instalację kanalizacyjną co najmniej 0,6 m powyżej górnej krawędzi okien i drzwi zewnętrznych, mogą być sytuowane w bezpośrednim sąsiedztwie budynków jednorodzinnych. Jeśli warunek nie jest spełniony, odległość musi wynosić minimum 5 m. [2] Odległość łapaczy olejów mineralnych i tłuszczu, neutralizatorów ścieków i innych podobnych zbiorników od okien otwieralnych i drzwi zewnętrznych do pomieszczeń przeznaczonych na pobyt ludzi, powinna wynosić, co najmniej 5 m, jeżeli przepisy odrębne nie stanowią inaczej. Planując drenaż należy także pamiętać o nienormowanej w przepisach, ale zalecanej strefie buforowej 2-3 m od drenażu. Składowanie materiałów lub praca sprzętu mechanicznego może uszkodzić drenaż. W przypadku drenażu rozsączającego wymagane jest zachowanie 30 m odległości od studni z wodą pitną oraz:

- 2 m od granicy działki,
- 1,5 m od poziomu wód gruntowych,
- 1,5 m od rurociągów z gazem, wodą,
- 0,8 m od kabli elektrycznych,
- 3 m od drzew i krzewów,

wymienione odległości przedstawiono na rysunku 4.



Rysunek 4. Wymagane prawem minimalne odległości elementów oczyszczalni od obiektów infrastruktury w zabudowie jednorodzinnej

Źródło: [3]

W przypadku wyprowadzenia odpowietrzenia przez instalację kanalizacyjną, co najmniej 0,6 m powyżej górnej krawędzi okien i drzwi zewnętrznych, osadnik można usytuować w bezpośrednim sąsiedztwie budynków; możliwe jest także usytuowanie osadnika przy samej granicy działek, jeżeli sąsiadują z podobnymi urządzeniami na działce sąsiedniej, pod warunkiem zachowania pozostałych odległości [7].

5. Charakterystyka oczyszczalni gruntowo-roślinnej w Pobikrach

Oczyszczalnia została zrealizowana we wsi Pobikry - położonej w województwie podlaskim, w powiecie białostockim, gminie Ciechanowie. Przed wyborem rodzaju oczyszczalni oraz urządzeń towarzyszących, konieczne było przeprowadzenie analizy możliwości technicznych montażu i eksploatacji. Analiza obejmuje sposób oczyszczania ścieków bytowych oraz ich odprowadzanie do gruntu za pośrednictwem pochłaniacza roślinnego. Głównym celem było rozwiązanie problemu gospodarki ściekowej budynku mieszkalnego, który nie ma możliwości podłączenie do zbiorczej kanalizacji. Obecnie gospodarowanie nieczystościami ciekłymi w tym gospodarstwie domowym polega na gromadzeniu ich w bezodpływowym zbiorniku tzw. szambie i wywożeniu ich wozem asenizacyjnym do pobliskiej oczyszczalni ścieków. Rozwiązaniem, które przyjęto to budowa przydomowej oczyszczalni ścieków z filtrem żwirowo-roślinnym. W związku z tym, że obiekt jest pod opieką konserwatorską należało dobrać urządzenie, które swoim wyglądem i działaniem będzie minimalnie ingerowało w otoczenie (tzn. nowy obiekt nie zakłóci obecnej harmonii przestrzeni). Jako założenia wyjściowe w niniejszym opracowaniu przyjęto [3,4,11]:

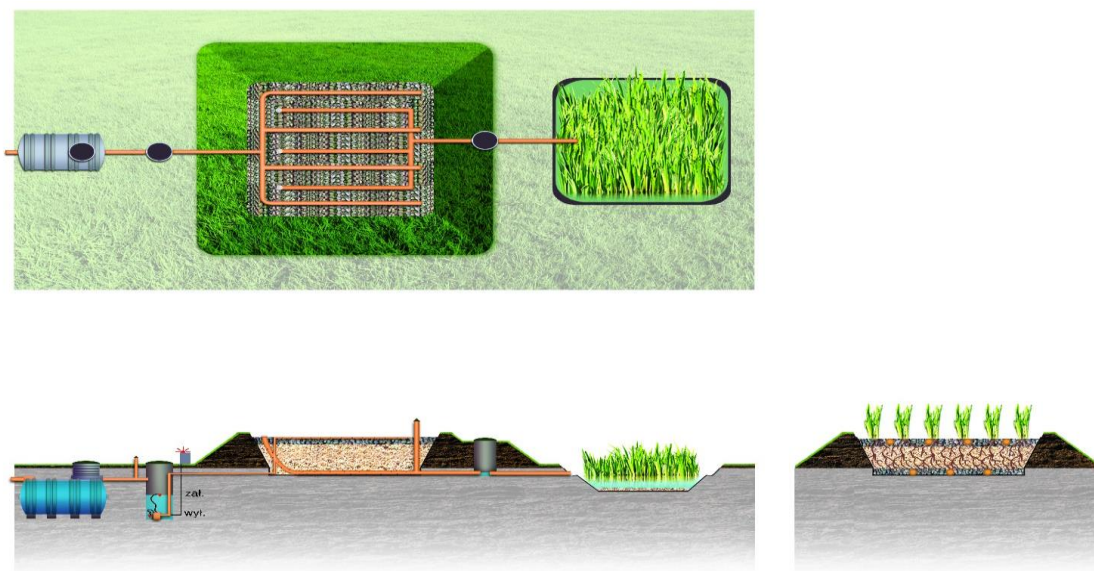
- jednostkową ilość ścieków przypadającą na 1 mieszkańca (RLM) - 120 l/d,
- skład ścieków jak dla ścieków bytowych.

Zaproponowana oczyszczalnia ścieków z filtrem żwirowo- roślinnym pracuje w technologii filtra o przepływie pionowym, w którym zastosowano następujący układ technologiczny:

- polietylenowy osadnik gnilny ścieków (dwukomorowy z filtrem doczyszczającym),
- przepompownię ścieków (w celu podania podczyszczzonego w osadniku ścieku na filtr żwirowo-roślinny),
- filtr żwirowo-roślinny- jako część biologiczna oczyszczalni ścieków,
- studzienka kontrolna,

- pochłaniacz roślinny (tzn. forma drenażu rozsączającego - staw bez hydroizolacji dna).

Model przydomowej oczyszczalni ścieków przedstawia rysunek 5.



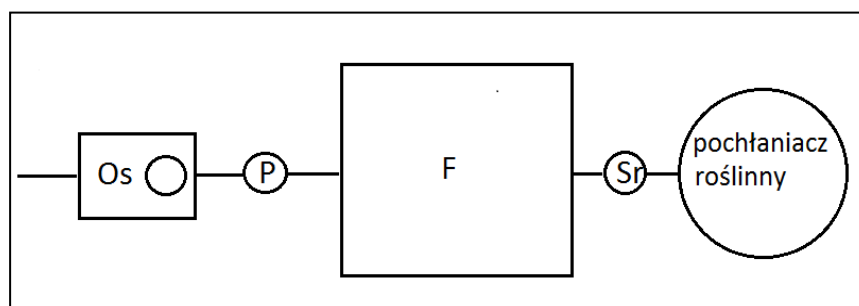
Rysunek 5. Model oczyszczalni żwirowo-roślinnej

Źródło: [15]

Ścieki bytowe z wewnętrznej instalacji kanalizacyjnej doprowadzane są do osadnika (spływ grawitacyjny) przez wlot kierujący ich przepływ w sposób eliminujący wymieszanie osadu. W osadniku następuje klarowanie się cieczy. Ciężkie zanieczyszczenia opadają na dno (sedymentacja) tworząc osad, który poddany jest działaniu bakterii beztlenowych. Fermentacja beztlenowa prowadzi do częściowego upłynnienia osadu. Zanieczyszczenia lekkie, w tym tłuszcze, wypływają (flotacja) tworząc na powierzchni ścieku tzw. kożuch. W niektórych przypadkach proces obróbki beztlenowej ścieków zaleca się wspomagać poprzez stosowanie biopreparatów. Ich zastosowanie powoduje również redukcję zawiesin i przykrych zapachów. Gazy powstające w osadniku są odprowadzane poprzez wentylację. Siarkowodor łączy się z metalami zawartymi w osadzie, tworząc nierozpuszczalne siarczki, co znacznie eliminuje uciążliwość zapachową osadników ścieków. Sklarowane ścieki ze znacząco zredukowaną zawartością zawiesin oraz BZT₅ kierowane są grawitacyjnie lub ciśnieniowo poprzez układ przepompowni, pełnych i perforowanych rur na filtr żwirowo-roślinny. Ściek po przejściu przez osadnik ścieków powinien być pozbawiony w jak największym stopniu wszelkiego rodzaju części stałych (zawiesin, tłuszczy). Gwarantuje to sprawne działanie

następnego kluczowego elementu oczyszczalni ścieków - filtra żwirowo-roślinnego.

W filtrze żwirowo-roślinnym o przepływie pionowym zachodzą procesy tlenowego i beztlenowego oczyszczania ścieków. Ścieki zadawane na filtr powinny być po nim równomiernie rozprowadzone. Ma to związek z równomiernym obciążeniem powierzchni czynnej filtra. Ścieki przepływając przez filtr grawitacyjnie w kierunku dna są oczyszczane przez tlenowe i beztlenowe bakterie glebowe tworzące tzw. błonę biologiczną. W dolnej części filtra oczyszczone ścieki zbierane są przez drenaż zbierający i odprowadzane poprzez studzienkę kontrolną do odbiornika. Ostatni etapem oczyszczania, to dodatkowe doczyszczanie ścieków w odbiorniku, który w projektowanym przypadku ma formę, pochłaniacza roślinnego – rodzaju drenażu rozsączającego. Analizowany układ oczyszczalni ścieków składa się z urządzeń i elementów przedstawionych na rysunku 6.



Rysunek 6. Schemat oczyszczalni żwirowo-roślinnej zastosowany we wsi Pobikry: Os- osadnik gnilny, P- przepompownia ścieków, F- filtr żwirowo-roślinny, Sr- studzienka rewizyjna

Źródło: [15]

Osadnik ścieków w przydomowej oczyszczalni ścieków powinien być szczelny, prefabrykowany oraz wykonany zgodnie z normą PN -EN 12566-1. Jego konstrukcja i wielkość powinna zapewnić prawidłowy przebieg procesów oczyszczania wstępnego.

W szczególności:

- klarowanie ścieków poprzez sedymentację i flotację części stałych,
- fermentację osadów,
- doczyszczanie ścieków i zapobieganie przedostania się części stałych na filtr żwirowo-roślinny poprzez zastosowanie filtra doczyszczającego w formie kosza filtracyjnego na wylocie z osadnika lub inne rozwiązanie skutecznie spełniające tę funkcję.

Zaprojektowano dwu komorowy osadnik gnilny o pojemności $2,3\text{m}^3$ z filtrem doczyszczającym na wylocie.

Osadniki należy montować przy budynkach posiadających instalację wentylacyjną pionów kanalizacyjnych. W przypadku braku odpowietrzenia pionów należy je wykonać w postaci rury wentylacyjnej wciętej do rurociągu. Wcięcie należy wykonać przy pomocy trójkąta 90°, zalecane miejsce wcięcia tuż przy elewacji budynku. Rurę wentylacyjną należy wypuścić min 60 cm ponad kalenicę dachu. Alternatywnie odpowietrzenie osadnika można wykonać jako wentylację niską z równoczesną instalacją biofiltru. Przy przedmiotowej oczyszczalni ścieków projektuje się dwu- komorowy osadnik gnilny z elementem doczyszczającym o łącznej pojemności dwóch komór $2,3\text{m}^3$. Osadnik gnilny należy montować według schematu i zaleceń producenta: wykonano wykop umożliwiając osadzenie w nim zbiornika, natomiast w przypadku przekopania wykopu na dnie wykopu należy wykonać (10-15 cm) podsypkę piaskowo – cementową o stosunku piasku do cementu 3:1. Wstawiono zbiornik, a następnie go wypoziomowano, później całkowicie zalano zbiornik wodą cały czas sprawdzając jego wypoziomowanie. Obsypano zbiornik obsypką piaskową pozbawioną ostrych kamieni do pełnej wysokości zbiornika. Osadnik dobrano tak, by pojemność osadnika stanowiła 0,5 do 1 m^3 na osobę. W gospodarstwie domowym, dla którego projektowana jest przedmiotowa oczyszczalnia ścieków, stale zamieszkuje do 5 osób. Nie powinno stosować się osadników o znacznie mniejszej jak i większej pojemności. W związku z deklarowaną liczbą mieszkańców i charakterem ich przebywania w gospodarstwie domowym zdecydowano o wyborze dwukomorowego osadnika o łącznej pojemności $2,3\text{ m}^3$ z filtrem doczyszczającym ściek umiejscowionym na wylocie. Przepompownia powinna być wykonana jako szczelna. Pompa powinna być dobrana w taki sposób by gwarantowała poprawne (równomierne) rozprowadzenie ścieku po powierzchni filtra żwirowo-roślinnego. Zastosowano pompę o parametrach:

- moc silnika: 0,18 kW,
- napięcie zasilania: 230V/50Hz,
- króciec tłoczny: 40 mm,
- wysokość podnoszenia: 7 m,
- maksymalna wydajność: 133 l/min,
- maks. średnica zanieczyszczeń: 18 mm.

W przypadku stwierdzenia w trakcie prac wysokiego poziomu wód gruntowych przepompownię należy zabezpieczyć przed wyparciem poprzez obetonowanie. Pompę należy ustawić tak, by ilość ścieku podawana z przepompowni jednorazowo na filtr żwirowo-roślinny zawierała się w granicach 100 litrów. Pompę należy podłączyć na zewnątrz

przepompowni do sieci z zabezpieczeniem przeciwporażeniowym.

Powierzchnia filtra żwirowo-roślinnego z pionowym przepływem ścieków jest uzależniona od liczby osób w gospodarstwie domowym. Zadeklarowana, docelowa liczba osób stale mieszkających wynosi 4-5. Na jedną stale zamieszkującą osobę przyjęto 3m^2 powierzchni czynnej filtra. Ze względu na ryzyko wypełnienia złoża niedoskonałym materiałem przyjęto całkowitą powierzchnię złoża 16m^2 . Projektuje się filtr w kształcie kwadratu. Złoże powinno być wypełnione materiałem piaskowo-żwirowym o nieostrych krawędziach. Współczynnik przepuszczalności wypełnienia złoża powinien wynosić przynajmniej $K_f = 10^{-4} - 10^{-3} \text{ m/s}$, wskaźnik różnoziarnisty $U = d_{60}/d_{10} \leq 5$; d_{10} i d_{60} = średnice ziaren, przy których w analizie sitowej gruntu 10% lub też 60% wagowych próbki ma średnice ziaren mniejsze od podanego prześwitu sita. Czynna wielkość ziaren d_{10} powinna wynosić $\geq 0,2\text{mm}$. Oznacza to, że mniej niż 10% masy gruntu w złożu może się składać z ziaren o średnicy mniejszej od 0,2mm. Projektowany filtr żwirowo-roślinny składa się z następujących warstw filtracyjnych:

- warstwy (górnej) drenażu rozsączającego o miąższości około 20cm, wykonanej ze żwiru płukanego o frakcji 8-16 mm,
- warstwy środkowej o miąższości około 60 cm, wykonanej z piasku płukanego o frakcji 0,5-2 mm,
- warstwy (dolnej) drenażu zbierającego o miąższości około 20 cm, wykonanej ze żwiru płukanego o frakcji 2-16 mm ewentualnie 8-16 mm .

W górnej warstwie filtra należy równomiernie ułożyć drenaż rozsączający składający się z rur perforowanych o średnicy 50 mm. W międzyrzędziach, w żwirze należy posadzić rośliny. Rury drenażu zbierającego o średnicy 100 mm należy umieścić równomiernie na dnie filtra bezpośrednio na folii lub na macie bentonitowej w warstwie żwiru płukanego 8-16 mm. Będą one odprowadzały ścieki do odbiornika. Rury drenażowe o średnicy 100 mm należy zebrać w rurę pełną, o średnicy 110mm i przejść w sposób szczelny przez przegrodę z folii lub innej hydroizolacji w kierunku studzienki kontrolnej. Rury drenażowe należy układać z lekkim spadkiem (0,5%) w kierunku odpływu. Każda z rur drenażu zbierającego wychodzi na powierzchnię filtra w celu napowietrzenia złoża. Układając folię należy pamiętać, aby nie układać jej na gruncie z ostrymi elementami np. kamieniami. W celu zabezpieczenia folii przed przebicciem należy wykop pod filtr wyścielić warstwą zabezpieczającą np. geowłókniną lub wysypać piaskiem. Na filtrze żwirowo-roślinnym powinna zostać nasadzona trzcina pospolita lub jej kolorowe odmiany. W pochłaniaczu roślinnym powinny

zostać nasadzone przede wszystkim rośliny charakterystyczne dla ekosystemów bagiennych, chociaż dopuszczalne są również gatunki bytujące w innych siedliskach, charakteryzujące się jednak określonymi cechami, czyli: intensywnym przyrostem w ciągu roku, zdolnością do kumulowania pierwiastków, łatwością adaptacji w danym środowisku i warunkach klimatycznych, odpornością na szkodniki, rozwiniętym systemem korzeniowym.

W Polsce zaleca się stosować takie gatunki roślin jak: trzcina pospolita, manna mielec, kosaciec żółty, palka wodna, tatarak, sit, turzyca, oczeret jeziorny. Zalecana gęstość nasady powinna wynosić 2-4 szt. roślin na 1m² poletka filtra żwirowo-roślinnego. Należy pamiętać, że w trakcie usypywania złoża nie wolno zagęszczać materiału wypełniającego. Powierzchnia filtra żwirowo-roślinnego uzależniona jest od ilości osób, dla których projektowana jest przydomowa oczyszczalnia ścieków oraz parametrów wypełnienia złoża. Do obliczeń należy przyjąć minimum 3 m² powierzchni filtra na jedną osobę. Gospodarstwo domowe stanowi 5 osób. Powierzchnia poletka filtracyjnego (powierzchnia czynna filtra) wynosi zatem: 3 m² x 5 = 15 m². Ze względu na możliwość wypełnienia złoża filtru materiałem niedoskonałym zwiększono powierzchnię czynną filtru do 16 m². Filtr żwirowo-roślinny ma kształt kwadratu o wymiarach poletka filtracyjnego 4x4m = 16m² powierzchni czynnej i 6x6m = 36m² powierzchni całkowitej mierzonej u podnóża borty filtru.

Tabela 2. Przewidywany stopień zmniejszenia zanieczyszczeń na podstawie funkcjonujących, podobnych do projektowanej oczyszczalni ścieków

Wskaźnik zanieczyszczeń	Warunki pozwolenia wodnoprawnego (mg/l)	Zmniejszenie [%]
BZT ₅	40	90
ChZTcr	150	85
Zawiesina ogólna	50	80
Azot ogólny	30	70
Fosfor ogólny	5	50

Źródło: [15]

Po wybudowaniu filtra żwirowo-roślinnego i obsadzeniu go roślinami nastąpi okres wstępnej eksploatacji, który potrwa do pełnego uкорzenia się roślin, czyli około roku. Studzienka rewizyjno- kontrolna umożliwi rewizję oraz sprawdzanie jakości oczyszczonych ścieków. Pochłaniacz roślinny jest ostatnim elementem w procesie oczyszczania ścieków, łączącym ze sobą cechy drenażu rozsączającego i oczka wodnego. Można przyjąć, że jest

on szczególną formą drenażu rozsączającego. Wykonuje się go jako staw bez zastosowania uszczelnienia. Projektuje się pochłaniacz o powierzchni 15 m².

Zaprojektowana oczyszczalnia przydomowa z filtrem gruntowo-roślinnym wymaga odpowiedniej obsługi:

- kontroli i czyszczenia filtru w osadniku gnilnym raz na kwartał,
- wywozu nieczystości z osadnika gnilnego w miarę konieczności ale nie rzadziej niż raz na 1 rok (przy czym czynność ta musi być wykonana przy użyciu wozu asenizacyjnego zgodnie z obowiązującymi przepisami),
- kontroli pompowni raz w miesiącu (w razie konieczności przepłukać i oczyścić),
- wizualnej kontroli trwałości konstrukcji filtru gruntowo-roślinnego raz w tygodniu,
- wizualnej kontroli właściwej hydrauliki filtru gruntowo-roślinnego raz w tygodniu,
- wizualnej kontroli modułu rozsączającego ścieków oczyszczonych raz w tygodniu,
- dawkowanie biopreparatu do wstępnej obróbki ścieków zgodnie z dołączoną do niego instrukcją,
- koszenie i wywóz nadmiaru biomasy w postaci obumarłych roślin wiosną, przed kolejnym sezonem wegetacyjnym,
- zaleca się przeprowadzanie co pół roku badań podstawowych parametrów (zawiesina ogólna, BZT₅, azot ogólny i azot amonowy) ścieków surowych i oczyszczonych (punkt poboru próby to pompownia i studzienka kontrolna),
- w szczególnych wypadkach w celu uniknięcia namarzania ścieków oczyszczonych można osłonić od wiatru wylot ścieków z filtru żwirowo-roślinnego do oczka wodnego,
- nie należy stosować młynków rozdrabniających odpady stałe i wprowadzania ich do kanalizacji, nie należy też stosować samo dozujących środków czystości – np. kostek toaletowych,
- w czasie prac konserwacyjnych należy unikać chodzenia po filtrze żwirowo-roślinnym,
- zabrania się wypasu zwierząt na filtrze żwirowo-roślinnym.

W przypadku wystąpienia awarii pompy następuje przepełnienie komory pompowni , należy wówczas odciąć dopływ energii za pomocą wyłącznika w skrzynce elektrycznej i wezwać uprawnioną osobę do usunięcia usterki. Nieodpowiednie obchodzenie się z urządzeniami elektrycznymi grozi porażeniem, utratą zdrowia lub życia. Zabrania się samodzielnego naprawiania, przerabiania, modyfikowania urządzeń oczyszczalni ścieków.

W celu prawidłowej konserwacji i obsługi urządzeń serwis powinno się zlecić wyspecjalizowanej firmie.

6. Podsumowanie

Roślinne oczyszczalnie ścieków zwane inaczej hydrobotanicznymi, hydrofitowymi, korzeniowymi są polecane szczególnie tam, gdzie zależy nam na harmonijnym wkomponowaniu roślin takich jak trzcina, pałka, czy kosaćce w kompozycję ogrodu, obok oczka wodnego, naturalnego cieków wodnych- rzeczki lub strumyka. W porównaniu do innych systemów oczyszczalni przydomowych roślinne oczyszczalnie ścieków mogą być praktycznie zakładane we wszystkich rodzajach podłoża i tam, gdzie inne systemy odprowadzenia oczyszczanych ścieków są bezradne- tak jak to ma miejsce w przypadku tłustych, zwięzłych glin twardoplastycznych- hydrofitowe oczyszczalnie ścieków tam są najbardziej ekonomiczne i wręcz idealne do zainstalowania, bo nie trzeba wówczas stosować folii izolującej oczyszczalnię od podłoża. Oczyszczalnie hydrobotaniczne znane na świecie jako konstrukcje na mokrych terenach - "constructed wetlands" są to głównie oczyszczalnie korzeniowe. Pod pojęciem tym jako oczyszczalnie korzeniowe stosuje się oczyszczalnie oparte głównie na roślinie *Phragmites communis* - trzinie pospolitej lecz także są komponowane pałki wodne, sit czy tatarak. Inne stosowane oczyszczalnie roślinne to popularne oczyszczalnie wierzbowe. W ostatnich czasach zwrócono na nie szczególnie uwagę jako źródło pozyskiwania wierzby energetycznej do produkcji "pellet" - drewna opałowego, czyli wykorzystując dużą zdolność przyrostową i wodochłonność młodych wierzb i pozyskiwanie cennego energetycznego surowca. Oczyszczalnie trzcinowe mają największą zdolność redukcji związków azotu i posiadają najdoskonalszy system napowietrzania ścieków. Ich puste kłocza są wypełnione tlenem i aktywność biologiczna znajdujących się tam drobnoustrojów przewyższa kilkaset razy najbardziej efektywne oczyszczalnie z osadem czynnym. Przez wielu specjalistów w dziedzinie roślinnych systemów oczyszczania ścieków oczyszczalnie trzcinowe są uznawane za najdoskonalsze z uwagi na ich głęboki pełen kanałów powietrznych układ korzeniowy. W przeciwieństwie do najczęściej stosowanych systemów drenażowych, filtrów piaskowych, które w miarę upływu czasu stopniowo jednak ulegają zarastaniu i zapychaniu się tzw. kolmatacji - oczyszczalnie trzcinowe z każdym sezonem wegetacyjnym rozrastają się coraz bardziej i penetrując podłoże zapewniają w miarę upływu czasu coraz większą zdolność oczyszczania. W ich obumarłych resztkach pod warstwą śniegu w największą zimę tętni życie i jak w stogu siana tak i tam zimą jest cały czas

proces utleniania i redukowania ścieków. Prawidłowo zaprojektowana hydrobotaniczna oczyszczalnia trzcinowa zapewnia dużą jakość oczyszczonych ścieków- woda tam wytworzona może zasilać oczka wodne. Oczyszczalnie hydrofitowe są najczęściej polecane szczególnie małym firmom agroturystycznym, pensjonatom i hotelom na terenach wiejskich. Oczyszczalnie instalowane przy rezydencjach i małych ośrodkach czasowych bardzo dobrze funkcjonują z uwagi na dużą zdolność roślin do nierównomiernego dostarczania wody. Zdolność przetrwania w okresach suszy i szybkie odbijanie przy nawodnieniu szczególnie sprzyja zastosowaniu tych oczyszczalni dla miejsc wypoczynkowych o największym zaludnieniu w okresie letnim - a więc w szczytowym okresie wegetacji roślin ich największej życiowej aktywności. Filtr gruntowo korzeniowy jest zbudowany z odpowiednio przygotowanej rodzimej gleby porośniętej roślinami charakterystycznymi dla terenów podmokłych. Aby filtr działał poprawnie ważne jest albo korzenie udrażniające złożę, zapewniały stały przepływ ścieków oraz ułatwiły dopływ tlenu do głębszych warstw złoża – gdzie mikroorganizmy zużywają go do rozkładu substancji organicznych zawartych w ściekach.

Hydrofitowe oczyszczanie ścieków polegają na wykorzystaniu procesów takich jak sorpcja, chemiczne reakcje utleniająco-redukcyjne oraz biologiczna aktywność odpowiednio dobranych roślin wodolubnych lub wodnych, zasiedlających ekosystemy bagienne. Oczyszczanie ścieków metodą hydrobotaniczną może odbywać się w warunkach naturalnych lub w sztucznie tworzonych złożach. Ekosystemy takie zasiedlane są najczęściej przez trzcinę pospolitą, turzycę, pałkę wodną oraz wierzbę krzewiastą czy wiklinę. Wytwarzana biomasa roślinna może być wykorzystywana lokalnie jako paliwo, bądź też kompostowana lub fermentowana. Powstający podczas spalania dwutlenek węgla jest pochłaniany przez rośliny zielone w trakcie ich wzrostu a doprowadzane ścieki ulegają oczyszczaniu. Przy budowie oczyszczalni ścieków hydrofitowych wykorzystujemy rośliny wodne i z siedlisk podmokłych, które posiadają cechę umożliwiającą transport tlenu do korzeni, dzięki czemu umożliwiają procesy życiowe w organach zanurzonych. W ten sposób roślina transportując tlen do korzeni wytwarza wokół nich strefę tlenową, w których żyją mikroorganizmy oczyszczające wodę. Strefy tlenowe i beztlenowe powodują procesy rozkładu zanieczyszczeń równolegle lub naprzemiennie co daje wysoką skuteczność oczyszczania. Większość związków przyswajalnych jest pobierana i wykorzystywana przez drobnoustroje, a tylko około jednej dziesiątej przez rośliny. Produkty metabolizmu bakterii opuszczają złożę w postaci gazów, jest to głównie CO₂ pochodzący z rozkładu materii

organicznej. Część zanieczyszczeń tworzy osad lub zostaje trwale związana z podłożem, a reszta opuszcza złożę z odpływem oczyszczonych ścieków.

Podsumowując można stwierdzić, że:

1. Oczyszczalnię roślinno-gruntową charakteryzuje prosta konstrukcja oraz możliwość wykorzystania filtra i lokalnej roślinności bagiennej jako elementu dekoracyjnego na działce.
2. Przewidywane jest oczyszczalnie zanieczyszczeń na bardzo wysokim poziomie, w przypadku związków organicznych wyrażonych w BZT₅ oraz ChZT w około 90%.
3. Oczyszczalnia hydrofitowa posiada dużą odporność na nierównomierność, a nawet okresowy brak w dopływie ścieków.

Literatura:

1. Analiza aspektów prawnych budowy oczyszczalni ścieków, [Dokument elektroniczny], Tryb dostępu: <http://rs-pro.home.pl/remonty-kik/analiza-aspektow-prawnych-budowy-oczyszczalni-sciekow,75.html>, [Data wejścia 15-02-2014],
2. Aspekty prawne budowy przydomowych oczyszczalni ścieków, [Dokument elektroniczny], Tryb dostępu: <http://www.ekosc.pl/oczyszczalnie,55>, [Data wejścia: 26-02-2014],
3. Brzostowski N., Hawryłyszyn M., Karbowski D., Paniczko S., Przydomowe oczyszczalnie ścieków – poradnik, Podlaska Stacja Przyrodnicza Narew, Białystok 2008
4. Chmiel W., Pietrusiak J., Przydomowe oczyszczalnie ścieków. Poradnik dla mieszkańców wsi, FWW, Warszawa 2009
5. Goleń M., Warężak T., Podstawy prawne i finansowanie budowy oczyszczalni przydomowych. Poradnik dla gmin oraz mieszkańców terenów nieurbanizowanych, SGH, Warszawa 2012,
6. Heidrich Z., Stańko G., Leksykon przydomowych oczyszczalni ścieków, Seidel-Przywecki, Warszawa 2007,
7. Lokalizacja przydomowej oczyszczalni ścieków, [Dokument elektroniczny], Tryb dostępu: <http://przydomowe-oczyszczalnie.pl/lokalizacja-oczyszczalni.html>, [Data wejścia: 20-02-2014],
8. *Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 13 sierpnia 2013r.. w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie* (Dz.U. 2002 nr 75 poz. 690).

9. Parametry ścieków odprowadzanych z przydomowej oczyszczalni, [Dokument elektroniczny], Tryb dostępu: <http://przydomowe-oczyszczalnie.pl/przepisy-prawne-a-oczyszczalnia-ciekow-/25-parametry-ciekow-odprowadzanych-z-przydomowej-oczyszczalni.html>. [Data wejścia 20-02-2014],
10. Pozwolenie na budowę lub zgłoszenie budowlane, [Dokument elektroniczny], Tryb dostępu: <http://przydomowe-oczyszczalnie.pl/przepisy-prawne-a-oczyszczalnia-ciekow-/22-zgłoszenie-budowy-przydomowej-oczyszczalni-ciekow.html>, [Data wejścia: 20-02-2014],
11. Rosen P., Przydomowe oczyszczalnie ścieków, COIB, Warszawa 2002,
12. Ustawa z dnia 7 lipca 1994 - Prawo budowlane, (Dz. U. z 1994 r. Nr 89 poz. 414 z późn. zm.),
13. Ustawa z dnia 18 lipca 2001 r. – Prawo wodne, (Dz. U. 2001 nr 115 poz. 1229 z późn. zm.),
14. Umiejewska K., Analiza zalet i wad różnych rozwiązań. Przydomowe oczyszczalnie ścieków w codziennej eksploatacji., InstalReporter, nr 15, wrzesień 2011,
15. Hawryłyszyn M., Praca magisterska, Projekt i wykonanie oczyszczalni przydomowej. 2013,
16. Błażejowski R., Projektowanie, budowa i eksploatacja przydomowych oczyszczalni ścieków, Moś & Łuczak, Poznań 2003.
17. Dymaczewski Z., Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków, Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych, Poznań 1997.
18. Grzybkowski M., Przydomowe oczyszczalnie – przegląd, Murator nr 7, 1997
19. Heidrich Z., Witkowski A., Urządzenia do oczyszczania ścieków. Projektowanie i przykłady obliczeń, Seidel – Przywecki, Warszawa 2005.
20. Józwiakowski K., Przydomowe oczyszczalnie ścieków na terenach wiejskich – cz. I., Inżynier budownictwa, nr 10 (99), październik 2012.
21. Józwiakowski K., Przydomowe oczyszczalnie ścieków na terenach wiejskich – cz. II., Inżynier budownictwa, nr 11 (100), listopad 2012.
22. Mazur R., Górczak K., Mazurkiewicz J., Dach J., Projekt przydomowej oczyszczalni ścieków w systemie rozsączania ścieków do gruntu, jako modelowe rozwiązanie dla gospodarstw na obszarach peryferyjnych, Instal nr 11 (334), 2012.
23. Nowicki M., Taniej i ekologicznie. Przydomowe oczyszczalnie ścieków – przegląd., Murator, nr 3 (335), marzec 2012.
24. Ryńska J., Przydomowe oczyszczalnie ścieków, Log InMedia, Warszawa 2010.

25. Świgoń Z., Stan kanalizacji w Polsce, Wodociągi kanalizacja nr 1 (95), 2012.
26. <http://www.ekodren.pl/index.php?page=oczyszczalnie-in-draen> [dostęp: 20.02.2014].
27. <http://www.budujemydom.pl/woda-i-kanalizacja/70-oczyszczalnie-sciekow> [Dostęp: 12.02.2014].
28. Ryńska J., Jakie wymagania muszą spełniać ścieki odprowadzane z oczyszczalni przydomowych?, [Dokument elektroniczny], Tryb dostępu: [Data wejścia: 12-02-2014],
29. Niemiecki Zbiór Reguł ATV Ścieki – Odpady Wytoczna ATV- A262P „Oczyszczalnie roślinne o wielkości do 1000 RLM przeznaczone do oczyszczania ścieków komunalnych. Zasady wymiarowania, budowy i eksploatacji”. Seidel-Przywecki, Warszawa 1998,
30. Komentarz ATV-DVWK do A200P i do A262P „Odprowadzanie i oczyszczanie ścieków z terenów o zabudowie rozproszonej, Markus Schroden, Aachen. Seidel-Przywecki, Warszawa 2001.

mgr inż. Magdalena Bogacka

inż. Grzegorz Gałko

inż. Izabela Pawlaczyk¹

dr inż. Waldemar Ścierański

inż. Broncel Lech

inż. Hadulla Grzegorz

inż. Hering Daniel

inż. Schreirer Agata

mgr inż. Klaudia Sadowska

inż. Mateusz Trzaskalik

Politechnika Śląska w Gliwicach, Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki

Katedra Technologii i Urządzeń Zagospodarowania Odpadów

Gliwice, ul. Konarskiego 11 A

pawlaczyk.iza@gmail.com¹

Przedstawienie ciągów technologicznych przeróbki osadów ściekowych na przykładzie oczyszczalni ścieków w Krakowie-Płaszowie i Dębogórze

Słowa kluczowe: *ciąg technologiczny, oczyszczalnia ścieków, ścieki komunalne, osady ściekowe, zagospodarowanie, stabilizacja osadów, porównanie*

Streszczenie: W artykule przedstawiono porównanie dwóch oczyszczalni ścieków, ze szczególnych uwzględnieniem ciągu technologicznego przeróbki osadów ściekowych. Pierwszym z omawianych obiektów jest Zakład Oczyszczania Ścieków „Płaszów” w krakowskiej dzielnicy Podgórze. Zakład oczyszcza ścieki komunalno-bytowe od 780 tys. mieszkańców równoważnych (RLM). Obiekt składa się z części mechanicznej oraz biologicznej. Do przeróbki osadów ściekowych stosuje się system obejmujący ich zagęszczanie, fermentację metanową, końcowe odwadnianie oraz produkcję ciepła z biogazu. Na terenie oczyszczalni znajduje się również Stacja Termicznej Utylizacji Osadów o przepustowości średnio 64 ton suchej masy na dobę. Odbiornikiem ścieków oczyszczonych jest rzeka Wisła za pośrednictwem rzeki Drwina. Drugim omawianym obiektem jest Grupowa Oczyszczalnia Ścieków „Dębogórze”, zlokalizowana w gminie Kosakowo, niedaleko Gdyni. Oczyszczanie rozpoczyna się procesami mechanicznymi, po czym ścieki kierowane są do rektorów biologicznych. Osady ściekowe poddaje się zagęszczaniu, stabilizacji, fermentacji beztlenowej oraz odwadnianiu. Przefermentowany i odwodniony osad kierowany jest do spalarni osadów, gdzie spalany jest w piecu ze złożem fluidalnym. Wydajność spalarni wynosi około 80÷90 Mg osadu odwodnionego na dobę. W obu rozpatrywanych obiektach osad po przekształceniach poddawany jest termicznej obróbce. W artykule zawarte są różnice w przygotowaniu osadu do termicznej utylizacji, a także różnice w parametrach procesu spalania oraz porównanie parametrów kotłów ze złożem fluidalnym, w których spalany jest osad.

1. Grupowa Oczyszczalnia Ścieków „Dębogórze”

Grupowa Oczyszczalnia Ścieków „Dębogórze” znajduje się w Gminie Kosakowo, k. Gdyni. W obiekcie oczyszczane są ścieki komunalne, pochodzące z Gdyni, Rumi, Redy, Wejherowa oraz innych, mniejszych okolicznych miejscowości. Odbiornikiem ścieków oczyszczonych jest Zatoka Pucka, dokąd odprowadzane są kolektorem głębokowodnych, znajdującym się pod dnem Zatoki, na odległość 2,3 km od linii brzegowej. Obciążenie oczyszczalni szacowane jest na poziomie 420 000 RLM, przez co oczyszczalnia musi spełniać najsurowsze warunki, jeżeli chodzi o parametry ścieków oczyszczonych, wyszczególnione w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego. W celu sprostania wysokim wymaganiom, ścieki oczyszczane są na drodze mechanicznej, a następnie biologicznej.

1.1. Oczyszczanie ścieków – część mechaniczna

Ścieki dopływają do budynku oczyszczalni przykrytym kanałem. Pierwszym etapem jest przepływ przez kraty hakowe. Pracują one jako kraty gęste, o prześwicie 6 mm. Na kratkach wykorzystuje się proces cedzenia, służące do usuwania ze ścieków zanieczyszczeń o dużych rozmiarach, zarówno zawieszonych i pływających w ściekach, jak i również transportowanych siecią kanalizacyjną. Z budynku krat ścieki wpływają do zhermetyzowanego, napowietrzanego piaskownika, zaopatrzonego w komorę odłuszczenia oraz w płuczkę piasku. Skratki, pozostałe po procesie odcedzenia na kratkach, a także piasek z piaskownika, trafiają do zamkniętego kontenera, a następnie wywozi się je na składowisko odpadów. Kolejnym etapem oczyszczania jest tzw. komora wstępnej reakcji. Trafiają do niej ścieki wzbogacone o odcieki z procesów przeróbki osadów ściekowych. Odcieki te są bogate w kwasy tłuszczowe oraz inne łatwo rozkładalne związki węgla, zatem dodanie ich do ścieków surowych ułatwia przemiany związków azotowych w późniejszych etapach biologicznego oczyszczania przez mikroorganizmy osadu czynnego. Dodatkowo w komorze wstępnej reakcji następuje zakwaszenie ścieków, istotne z kolei dla procesów biologicznej defosfatacji. Zanieczyszczone powietrze z powyższych, zhermetyzowanych obiektów i urządzeń technologicznych usuwane jest systemem wentylacyjnym i oczyszczane w biofiltrze. Ostatnim etapem oczyszczania mechanicznego jest sedymentacja w osadnikach

wstępnych. Na terenie oczyszczalni znajdują się cztery osadniki wstępne, każdy o średnicy 36 m oraz o pojemności czynnej równiej 1830 m³.

1.2. Oczyszczanie ścieków – część biologiczna,

Po oczyszczaniu mechanicznym, ścieki przepompowywane są na stopień biologiczny przez główną przepompownię ścieków, wyposażoną w siedem pomp. Ścieki pompowane są do tzw. komory uspokojenia, gdzie następuje zmniejszenie prędkości oraz burzliwości przepływu. Istotą części biologicznej oczyszczalni jest oczyszczanie ścieków metodą osadu czynnego w technologii BARDENPHO. Proces odbywa się w reaktorach biologicznych, złożonych z trzech bloków komór o pojemności 48000 m³, 32000 m³ oraz 24000 m³. Na układ technologiczny tego procesu składają się [3]:

- komory predenitryfikacji osadu powrotnego o łącznej pojemności około 3300 m³ wyposażone w mieszadła. Do komór tych kierowany jest strumień powrotny recyrkulacji wewnętrznej osadu czynnego. Zachodzi tu usuwanie azotanów;
- komory beztlenowe o łącznej pojemności około 6600 m³, wyposażone w mieszadła, służące przemieszaniu całej masy transportowanej substancji. W tych komorach pod wpływem bogatego w łatwo rozkładalne substraty środowiska następuje uwalnianie z komórek organizmów osadu powrotnego zmagazynowanych tam polifosforanów, co zapoczątkowuje proces defosfatacji biologicznej;
- komory anoksydacyjne (komory denitryfikacji) o pojemności około 40600 m³, wyposażone w mieszadła, przyjmujące odpływ z komór beztlenowych oraz strumień recyrkulacji wewnętrznej z komór tlenowych. Usuwany jest tu ładunek azotanów;
- komory nityfikacji/denitryfikacji o pojemności około 13300 m³ pracujące w zależności od potrzeb technologicznych, jako tlenowe (z napowietrzaniem) lub anoksydacyjne (z mieszaniem), wyposażone w system napowietrzania drobnopęcherzykowego i mieszadła;
- komory tlenowe (komory nityfikacji) o pojemności około 40600 m³ wyposażone w system napowietrzania drobnopęcherzykowego, w których osad czynny natleniony sprężonym powietrzem zapewnia mineralizację substancji organicznych oraz nityfikację azotu amonowego, wraz z symultaniczną denitryfikacją w obiegowym systemie CARROUSEL.

Źródło: [7]

Po reaktorze biologicznym ścieki wraz z osadem czynnym kierowane są do systemu ośmiu osadników wtórnych, każdy o średnicy 42 m. Sześć z nich posiada dno płaskie z ssawkowo-lewarowym systemem odbioru osadu, a dwa pozostałe są typu DORRA, z odbiorem osadu do leja centralnego. Część osadu nadmiernego jest recyrkulowana do poszczególnych etapów ciągu technologicznego, a pozostała część, jako osad nadmierny, jest usuwana z obiegu.

Oczyszczanie ścieków jest jedną z podstawowych metod zabezpieczenia wpływu substancji niebezpiecznych powstałych w wyniku procesów bytowych i gospodarczych związanych z działalnością i obecnością człowieka na środowisko. Stanowi z racji składu ścieków jedno z podstawowych wyzwań stojących przed współczesną inżynierią środowiska i całą techniką sanitarną.

173

Ich ilość i skład jest dużo bardziej problematyczny, w przeciwieństwie do odpadów komunalnych. Podstawowym problemem jest problem zmniejszenia zawartości metali ciężkich wymagających specjalnego unieszkodliwiania.

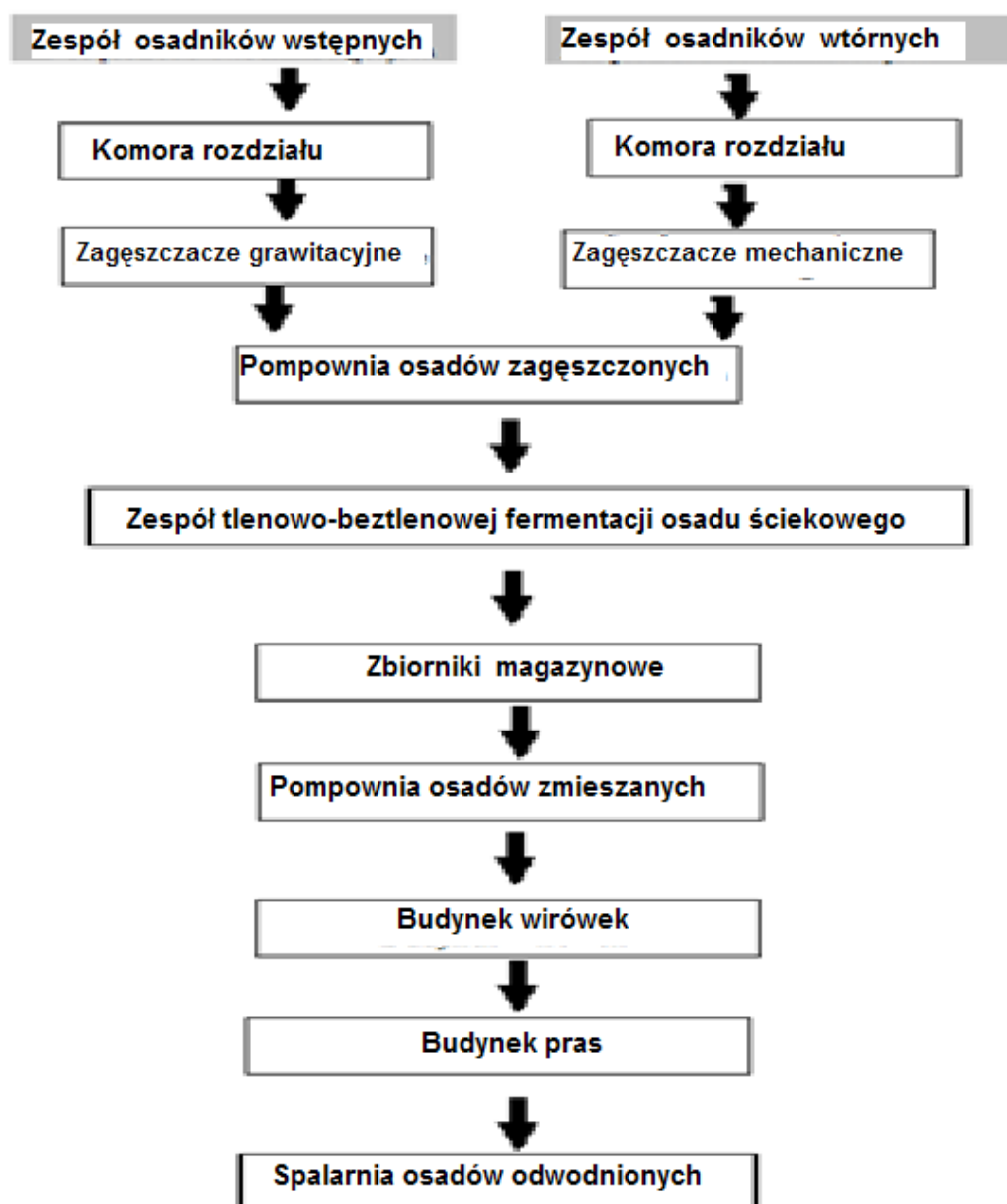
Sposób postępowania z osadami ściekowymi precyzuje ustawa o odpadach [5]. W myśl tej ustawy sprecyzowane zostały możliwe drogi ich wykorzystania. Dlatego, osady te możemy wykorzystać po ich uprzednim zabezpieczeniu pod względem sanitarnym i ustabilizowaniu:

- w rolnictwie, rozumianym, jako uprawa wszystkich płodów rolnych wprowadzanych do obrotu handlowego, włączając w to uprawy przeznaczane do produkcji pasz;
- do uprawy roślin przeznaczonych do produkcji kompostu;
- do uprawy roślin nieprzeznaczonych do spożycia i do produkcji pasz;
- do rekultywacji terenów, w tym gruntów na cele rolne [5];

Dodatkowo, przepisy regulują ograniczenia stosowania osadów np. poprzez zakazywanie stosowania na terenie rezerwatów i obszarów ochrony pośredniej [5]. Spowodowane jest to problematyką ich składu pod kątem zawartości związków toksycznych.

Wśród tych związków, występuje dużo związków patogennych, a same osady ściekowe charakteryzują się znaczną zdolnością do zagniwania. W związku z tym, konieczne jest skuteczne gospodarowanie osadami ściekowymi w oczyszczalni ścieków.

GOŚ Dębogórze posiada specjalnie przystosowany i skonstruowany dla tego celu ciąg zagospodarowania osadów. Miejscem powstawania osadów są osadniki wstępne oraz osadniki wtórne [3].



Rysunek 1. Schemat przykładowej gospodarki osadowej dla oczyszczalni ścieków

Źródło: [3]

W osadnikach wstępnych stosowana jest technologia zagęszczania grawitacyjnego. Technologia ta polega na skierowaniu na specjalnie przystosowany radialny zagęszczacz o pojemności 530 m³ [2]. W praktyce, ze względów niezawodnościowych, stosowane jest struktura niezawodnościowa obiektu, uwzględniająca obiekty rezerwowe zapasowe). Dlatego też w oczyszczalni znajdują się dwa przystosowane specjalnie na ten cel zagęszczacze [2]. Analogicznie osady wtórne są zagęszczane specjalnie przystosowanymi zagęszczaczami mechanicznymi ze względu na to, że osad po osadnikach wtórnych wykazuje, z racji swojej konsystencji, dużo gorsze właściwości zagęszczające.

Tabela 1. Parametry charakterystyczne dla osadów wstępnych

Osad wstępny po zagęszczeniu grawitacyjnym	
Ilość powstających osadów	303 m ³ /d
Stopień zawilgocenia	95%
Ilość suchej masy odzyskana	
Po osadniku wstępnym	10,962 Mg. s.m
Po zagęszczaniu grawitacyjnym	14,910 Mg s.m

Źródło: www.pewik.gdynia.pl/wp-content/uploads/2011/07/12V-opis-GO%C5%9A-D%C4%98BOG%C3%93RZE.pdf [dostęp 14 lutego 2014]

Osad wstępny cechuje się dużą zawartością wilgoci. Powyższa tabela prezentuje, że jego średni stopień zawilgocenia kształtuje się na poziomie 95% zawartości wilgoci.

Podczyszczony już w pewnym stopniu osad wstępny następnie jest kierowany do strefy zagęszczania mechanicznego. Ze względów niezawodnościowych tak jak w przypadku osadów wstępnych, zespół zagęszczaczy mechanicznych posiada również strukturę składającą się z zagęszczacza podstawowego i struktury będącej rezerwowymi stołami zagęszczającymi [3]. Ich wydajność kształtuje się na poziomie 110 m³/h.

Tabela 2. Parametry charakterystyczne dla osadów po zagęszczaniu grawitacyjnym

Osad wtórny i nadmierny po zagęszczeniu grawitacyjnym	
Ilość powstających osadów	335,9 m ³ /d
Stopień zawilgocenia	96,1 %
Ilość suchej masy odzyskana	
Po osadniku wtórnym	15,8 Mg s.m
Po zagęszczaniu mechanicznym	13,9 Mg.s.m

Źródło: www.pewik.gdynia.pl/wp-content/uploads/2011/07/12V-opis-GO%C5%9A-D%C4%98BOG%C3%93RZE.pdf [dostęp 14 lutego 2014]

Powyższa tabela jednoznacznie wskazuje że zagęszczanie mechaniczne przyczynia się do redukcji powstającego osadu nadmiernego. Medium to cechuje się ponadto, sięgającym prawie 96% zawilgoceniem co podwyższa jego zdolność do zagniwania. Osad z osadnika

wstępnego i osad z osadnika wtórnego cechuje się zróżnicowanym poziomem zawartości substancji organicznych w suchej masie po odwodnieniu i zagęszczeniu.

Tabela 3. Zawartość substancji organicznej w poszczególnych rodzajach osadów ściekowych

Zawartość substancji organicznej w osadach	% s. m. organicznej
Wstępnych	-
Wtórnych	73,00
Wstępnych po zagęszczeniu	80,20
Wtórnych po zagęszczeniu	73,00

Źródło: www.pewik.gdynia.pl/wp-content/uploads/2011/07/12V-opis-GO%C5%9A-D%C4%98BOG%C3%93RZE.pdf [dostęp 14 lutego 2014]

W przytoczonej tabeli jednoznacznie wykazano, że zagęszczanie przyczynia się jednoznacznie do zauważalnej redukcji zawartości masy substancji organicznej. Stan ten świadczy korzystnie, gdyż redukcja masy substancji organicznej stanowi potencjalnie mniejszą objętość do rozwoju patogenów.

Kolejnym etapem po zagęszczeniu osadów jest ich stabilizacja, składająca się z dwóch etapów. Pierwszym jest dezintegracja osadu nadmiernego w warunkach termofilowych. Osady w tym etapie są intensywnie napowietrzane i mieszane w temperaturze 55°C. Drugim etapem jest fermentacja beztlenowo-mezofilowa [2].

Tabela 4. Wpływ procesu fermentacji na zmianę zawartości substancji organicznej w osadach ściekowych:

Zmiana zawartości substancji organicznej	
Przed fermentacją	
Osad	73 %
Po fermentacji	
Osad	50,8 %
Obniżenie	30,41%

Źródło: www.pewik.gdynia.pl/wp-content/uploads/2011/07/12V-opis-GO%C5%9A-D%C4%98BOG%C3%93RZE.pdf [dostęp 14 lutego 2014]

Proces fermentacji, którego podstawowym celem nie jest wyłącznie produkcja biogazu, przyczynia się za sprawą zamiany substancji organicznej w paliwo gazowe, do znacznej redukcji zawartości substancji w postaci związków organicznych w osadach w aspekcie jej suchej masy. Technologia ta pozwala zmniejszyć tę zawartość o przeszło 30%.

Tabela 5. Przykładowe parametry stabilizacji osadów ściekowych

Parametr	Dezintegracja osadu	Fermentacja beztlenowo-mezofilowa
Temperatura procesu	55°C	36-38°C
Typ komory	komora mieszania	komora fermentacyjna
Pojemność komory	1100 m ³	2 x 5700 m ³
Czas zatrzymania T _z	1-2 doby	15-20 dni

Źródło: www.pewik.gdynia.pl/wp-content/uploads/2011/07/12V-opis-GO%C5%9A-D%C4%98BOG%C3%93RZE.pdf [dostęp 14 lutego 2014]

W praktyce procesy stabilizacji prowadzone są za pośrednictwem dezintegracji osadów ściekowych. Znacznie większy udział objętościowy komór jest przeznaczony na poczet fermentacji beztlenowo-mezofilowej. Dodatkowo proces ten charakteryzuje się znacznie dłuższym czasem zatrzymania.

Tabela 6. Przyrost suchej masy w wyniku odwadniania osadu ściekowego

Przed odwadnianiem	
Osad	2,38%
Po odwadnianiu	
Osad	26,40%
Przyrost suchej masy	90,98%

Źródło: www.pewik.gdynia.pl/wp-content/uploads/2011/07/12V-opis-GO%C5%9A-D%C4%98BOG%C3%93RZE.pdf [dostęp 14 lutego 2014]

Tabela 6 prezentuje skuteczność osuszania z wykorzystaniem technik odwadniania osadów ściekowych na oczyszczalni w Gdyni.

1.4 Zagospodarowanie oraz postępowanie z ustabilizowanym osadem

Na każdym etapie zagospodarowania osadów istnieje wiele możliwości ostatecznego ich zagospodarowania. Wśród nich jest produkcja biogazu. Biogaz jako naturalny produkt gazowy powstający w trakcie procesu fermentacji stosowany jest w celach grzewczych jak i również do produkcji energii elektrycznej. Przed tym wykorzystaniem jest on poddawany takim procesom jak:

- odsiarczanie na złożach rudy darniowej,
- spalanie w kotłach gazowych,

Wydajność energetyczna kotłów gazowych wykorzystywanych do odsiarczania na złożach rudy darniowej, kształtuje się na poziomie 3,3 MW (3 kotły po 1,1 MW). Reszta ostatecznie zagospodarowanych osadów po przejściu procesów:

- fermentacji,
- odwodnienia,
- stabilizacji,
- suszeniu,

zostaje skierowana do spalarni osadów odwodnionych.

Instalacja osadów składa się z następujących elementów:

- urządzenie do podawania osadu;
- urządzenie do suszenia osadu;
- urządzenia i instalacje podawania powietrza;
- urządzenia i instalacja oczyszczania spalin;
- systemy do odpopielania [3];

Dzięki tym systemom następuje istotna poprawa parametrów technologicznych osadu przed przygotowaniem do wsadu do pieca na złożu fluidalnym [3].

Tabela 7. Przyrost zawartości suchej masy przed i po suszeniu w procesie spalania osadów ściekowych GOŚ „Dębogórze”

Średnia zawartość suchej masy	
Przed suszeniem	25%
Po suszeniu	70%
Stopień przyrostu s.m	64,29%

Źródło: www.pewik.gdynia.pl/wp-content/uploads/2011/07/12V-opis-GO%C5%9A-D%C4%98BOG%C3%93RZE.pdf [dostęp 14 lutego 2014]

Tabela nr 7 prezentuje skuteczność procesu suszenia osadów w omawianej oczyszczalni ścieków. Efekty tego procesu pozwalają osiągnąć przyrost suchej masy o przeszło 60% w stosunku do parametrów wyjściowych.

Parametry technologiczne umożliwiają osiągnięcie wartości opałowej osadu na poziomie 2,0-2,8 MJ/kg [3]. Porównując te wartości z danymi Ministerstwa Środowiska [6] wykazującymi że wartości opałowe wynoszą odpowiednio:

- dla węgla kamiennego wynosi 21,75 MJ/kg.
- dla węgla brunatnego wynosi 8,77 MJ/kg.

Możemy uznać, że stosowanie ustabilizowanego osadu ściekowego jako domieszki do tych paliw nie pogorszy parametrów węgla przy jego wykorzystaniu w energetyce. Wszystko będzie uzależnione od stosunku masy osadu do masy węgla jako paliwa. Im wyższy udział osadu w stosunku do masy węgla tym gorsze właściwości energetyczne i niższa wartość opałowa.

Zakładając, że wartości opałowa osadu wynosi 2,8 MJ/kg, to taka wartość stanowi prawie 50% wartości opałowej węgla brunatnego. Wskazuje to nam możliwość używania tego osadu do odzysku energii. Dzięki temu osad ściekowy możemy wykorzystać inaczej niż w celach rolniczych. Równocześnie, przy powyższych korzyściach rozwiązujemy problem z jego zagospodarowaniem. Wynika to z faktu, że zamiast płacić za jego składowanie i kierować do firm utylizujących, możemy odzyskać z niego energię albo sprzedać w celach rolniczych. Dzięki temu możliwe jest osiągnięcie następujących korzyści jak:

- redukcja kosztów, w postaci opłat za: utylizację i składowanie
- redukcja kosztów za zużycie energii przy odzysku energii z osadów
- ekologiczna utylizacja osadów, z zapobieganiem ich przedostawania się do środowiska

W związku z tym, wymierne korzyści jakie możemy uzyskać ze stosowania wskazanej istniejącej metody powodują, ostateczne rozwiązanie problematyki osadu ściekowego.

2. Oczyszczalnia ścieków Kraków Płaszów

Zakład w Płaszowie powstał w 1974 roku początkowo, jako zakład, w którym ścieki oczyszczane były jedynie mechanicznie, a poziom ich oczyszczenia osiągał zaledwie 25%. Nie zajmowano się w tym czasie rozwojem kanalizacji, ponieważ priorytetem dla miasta było rozwinięcie sieci wodociągowej – miasto w całości nie miało dostępu do wody. Nikt wtedy nie myślał o ściekach i o rzece do której one wpływają. Obecnie jest to oczyszczalnia, która obsługuje 2/3 miasta Kraków – około 550 tys. mieszkańców (RLM = 780 tys. [2]) i jest to oczyszczalnia mechaniczno-biologiczna, która zapewnia oczyszczenie ścieków w 98%. [8] Odbiornikiem ścieków oczyszczonych jest rzeka Wisła pośrednio przez rzekę Drwina.

Wydajność oczyszczalni: 165 tys. m³/dobę w porze suchej (na drodze mechaniczno – biologicznego oczyszczania) do 656 tys. m³/dobę w trakcie trwania deszczu (na drodze mechanicznego oczyszczania). Średni przepływ kształtuje się na poziomie 160 tys. m³/dobę.

Przygotowania do budowy oczyszczalni ścieków dla Krakowa rozpoczęto pod koniec lat pięćdziesiątych. Według założeń projektowych oczyszczalnia miała być oczyszczalnią

mechaniczno-biologiczną, lecz z powodu braku środków finansowych zdołano zrealizować jedynie część mechaniczną. Po przeprowadzeniu niezbędnych procedur rozruchowych w połowie 1976 r. oczyszczalnia osiągnęła założoną w projekcie przepustowość 132 tys. m³/d. Przepustowość hydrauliczna oraz stopień oczyszczania były niewystarczające, dlatego kilkakrotnie próbowano ją rozbudować. W roku 1987 a potem w roku 1992 powstały projekty rozbudowy oczyszczalni mechanicznej, ale z powodu braku środków finansowych nie zrealizowano ich w praktyce. W listopadzie 1994 roku w celu zwiększenia efektywności oczyszczania uruchomiono proces chemicznego strącania zanieczyszczeń zawartych w ściekach z zastosowaniem specjalnych flokulantów. Pod koniec lat dziewięćdziesiątych MPWiK S.A. zintensyfikowało starania w celu pozyskania środków unijnych, które byłyby pomocne w rozbudowie oczyszczalni. Starania te zakończyły się sukcesem i w roku 2003 ruszyły prace budowlane.

Zakres projektu to:

1. Zwiększenie przepustowości istniejącej mechanicznej oczyszczalni ze 132 tys. m³/d do 656 tys. m³/d poprzez budowę: kanału doprowadzającego ścieki, krat, piaskowników, osadnika wstępnego i pompowni ścieków.
2. Budowa biologicznej oczyszczalni ścieków o przepustowości 328 tys. m³/d, składającej się z 5 reaktorów biologicznych i 10 osadników wtórnych.
3. Budowa nowej nitki przeróbki osadów ściekowych, obejmującej ich zagęszczanie, fermentację metanową, końcowe odwodnienie i produkcję ciepła z biogazu.

Dodatkowo, już w trakcie rozbudowy oczyszczalni, podjęto decyzję o budowie tzw. Stacji Termicznej Utylizacji Osadu oraz rekultywacji lagun osadowych.

W stacji termicznej utylizacji osadu - STUO odwodnione osady zostają przekształcone termicznie w temperaturze powyżej 800°C, a końcowa objętość osadu zmniejsza się dziesięciokrotnie i jest to osad ustabilizowany. Natomiast rekultywacja lagun osadowych przywraca do środowiska naturalnego 18 ha terenu, które dotychczas były przeznaczone na składowanie 250 tys. m³ osadów przefermentowanych, ale nie w pełni ustabilizowanych. Obiekty Oczyszczalni Ścieków „Płaszów” zostały zlokalizowane na obszarze około 50 ha. Oczyszczalnia wyposażona jest w kompleksowy system sterowania aparaturą kontrolno pomiarową i sterowniczą.

Poszczególne segmenty rozbudowanej oczyszczalni oddawano etapami i tak:

- maj 2005 r. – oddano część mechaniczną i część gazową
- pod koniec 2006 r.- oddano część biologiczną

- w połowie 2007 r. – oddano część osadową
- 09.10.2007 oddano całość oczyszczalni po rozruchu

Cele projektu modernizacji oczyszczalni [9]:

- stworzono możliwość pełnego mechaniczno - biologicznego oczyszczania wszystkich ścieków odprowadzanych z centralnych dzielnic Krakowa (obsługa 500 tys. mieszkańców),
- zapewniono pełną zgodność efektów oczyszczania z obecnym prawem polskim i Unii Europejskiej, jako wypełnienie zobowiązań Polski wynikających z Konwencji Helsińskiej oraz z członkostwa Polski w Unii Europejskiej,
- przywrócono czystość wód rzeki Wisły, a w dalszej konsekwencji Morza Bałtyckiego,
- radykalne ograniczenie ponoszonych opłat podstawowych za odprowadzanie ścieków niedostatecznie oczyszczonych lub odprowadzonych bez oczyszczania oraz umorzenie warunkowo odroczonych opłat dodatkowych i kar,
- utylizacja osadów wytworzonych przez oczyszczalnie Płaszów i Kujawy,
- przywrócono wartość użytkową zdewastowanym gruntom, na których deponowano osady z oczyszczalni ścieków Płaszów,
- zapewniono optymalizację pracy oczyszczalni ścieków „Płaszów” i „Kujawy” (poprzez przerzut ścieków ze zlewni oczyszczalni ścieków Płaszów do oczyszczalni ścieków Kujawy). Skanalizowanie osiedli wzdłuż przebiegu trasy Kolektora Dolnej Trasy Wisły.



Rysunek 2. Wejście do zakładu oczyszczalni w Płaszowie.

Źródło: [fot. M.Bogacka, K.Sadowska]

Ścieki surowe dopływają do oczyszczalni dwoma kolektorami: „płaszowskim” i bieżanowskim”. Kolektor „płaszowski” doprowadza ścieki z terenu Krakowa z lewo- i prawobrzeżnego kolektora Wisły. Zlewnia kolektora objęta jest w przeważającej części kanalizacją ogólnospławną przez co często prowadzi on ścieki mocno rozcieńczone. Dopływ z tego kolektora stanowi około 90% całkowitego dopływu do oczyszczalni przy pogodzie bezdeszczowej. Kolektor „bieżanowski” doprowadza ścieki z terenu Bieżanowa i sąsiednich osiedli posiadających kanalizację rozdzielczą oraz z Wieliczki posiadającej częściowo kanalizację ogólnospławną. Dopływ z tego kolektora ok. 10% całkowitego dopływu do oczyszczalni przy pogodzie bezdeszczowej.

Efektami ekologicznymi uzyskiwanymi w poszczególnych sekcjach oczyszczalni są [9]:

- na Stacji Termicznej Utylizacji Osadu:
 - radykalne zmniejszenie - o ok.88% - ilości odpadów (osadów) wprowadzanych do środowiska;
 - wykorzystanie energii cieplnej uzyskanej w procesie spalania osadów:
 - w procesie technologicznym oczyszczalni ścieków Płaszów II (do podgrzewania osadów w procesie fermentacji),
 - do podsuszania osadów przed procesem spalania,
 - na cele socjalne oczyszczalni ścieków Płaszów II (ogrzewanie obiektów i dostawa ciepłej wody).
- z rekultywacja lagun osadowych
 - przywrócono wartość użytkową zdewastowanym gruntom (18,51 ha), na których zdeponowano w latach 1975 - 2001 osady ściekowe (ok.300 tys.m³) pochodzące z oczyszczalni w Płaszowie, a od 1999 r. również z oczyszczalni Kujawy.
 - ochrona przed zanieczyszczeniem:
 - wód podziemnych,
 - powierzchni ziemi,
 - powietrza atmosferycznego,
 - stworzenie między oczyszczalnią Płaszów i przyległymi terenami przemysłowymi pasa ochronnego zieleni dla oddzielenia tych terenów od osiedli mieszkaniowych.

Tabela 8. Osiągnięty efekt ekologiczny – usunięcie stężenia zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych.

Parametr	Średnie stężenie zanieczyszczeń przed realizacją projektu (dane z 1999 r.) (g/m ³)	Wymagania dotyczące stężeń zanieczyszczeń określone w Dyrektywie Rady 91/271/EWG, Rozporządzeniu MŚ Dz. U. Nr 27 z 19 lutego 2009, poz.169 oraz w gwarancjach (g/m ³)	Efekt usunięcia zanieczyszczeń (%)
BZT ₅	128	15	88
CHZT	239	125	48
Zawiesina	105	35	67
Azot ogólny	23,7	10	58
Fosfor ogólny	3,1	1,0	68

Źródło: [9]


Rysunek 3. Porównanie ścieków przed oczyszczeniem i po oczyszczeniu.

Źródło: [10]


Rysunek 4. Dopływ ścieków do oczyszczalni, tuż przed kratami rzadkimi.

Źródło: [fot. M.Bogacka, K.Sadowska]



Rysunek 5. Wypływ ścieków oczyszczonych do rzeki Drwiny – tuż za stacją pomiarową.

Źródło: [fot. M.Bogacka, K.Sadowska]



Rysunek 6. Oczyszczalnia dziś – widok z lotu ptaka

Źródło: [9]

Oczyszczalnia ścieków Kraków-Płaszów posiada wydzieloną:

- część mechaniczną,
- część biologiczną,

- część osadową,
- część gazową.

Sterowanie procesami jest realizowane z centralnej dyspozytorni poprzez sieć sterownicową w poszczególnych obiektach. Schemat technologiczny oraz podstawowe parametry procesowe zwizualizowano na tablicy synoptycznej. Teren oczyszczalni uzbrojono w kamery przemysłowe, a dostęp do obiektów nadzorowany jest przez centralny system kontroli dostępu.

Podstawowe dane techniczne

- średnia dobową ilość ścieków oczyszczanych: ok. 170tys. m³/dobę
- przepustowość części mechanicznej – 656 tys. m³/dobę
- przepustowość części biologicznej – 330 tys. m³/dobę
- ilość osadu odwodnionego – ok. 170 ton/dobę
- ilość piasku (z piaskownika) – ok. 8 ton/dobę
- ilość skratek (odpady z krat) – ok. 2 ton/dobę
- produkcja biogazu – ok. 10tys m³/dobę

Parametry pracy osadu czynnego :

- Objętość reaktora: $V = 24\,210\text{ m}^3$
- Czas zatrzymania ścieków w reaktorze:
 - o Przy przepływie średniodobowym: $T_z = 15,8\text{ h}$
 - o Przy przepływie maksymalnym: $T_z = 7,9\text{ h}$
- Stężenie osadu czynnego w reaktorze: $X = 2,5 - 4,0\text{ g/dm}^3$
- Obciążenie osadu ładunkiem: $A = 0,05 - 0,15\text{ kg BZT}_5/(\text{kgs m}^3\cdot\text{d})$
- Wiek osadu: $W_O = 10-16\text{ d}$

2.1 Część mechaniczna

Ścieki doprowadzane są do oczyszczalni dwoma kolektorami: Płaszowskim oraz Biezanowskim. Trafiają tutaj również ścieki z stacji zlewnej nieczystości dowożonych.

Oczyszczanie wstępne realizowane jest częściowo w „starym” ciągu mechanicznym obejmującym obecnie: stację krat gęstych - hakowych, koryto pomiarowe oraz pompownię.

Większość ścieków trafia do „nowego” ciągu oczyszczania mechanicznego składającego się z: otwartego kanału doprowadzającego, awaryjnego kanału zrzutowego do rzeki Drwiny, stacji krat rzadkich, w której zainstalowano 2 kraty zgrzeblowe, pompowni I stopnia wyposażonej w 6 pomp zatapialnych o wydajności nominalnej 0,9m³/s każda, stacji krat

gęstych wyposażonej w 4 kraty hakowe oraz 2 prasopłuczki do skratek. Ścieki po wstępnym oczyszczeniu przepływają wraz ze ściekami ze „starej” części mechanicznej do trzech dwukomorowych piaskowników poziomych przedmuchiwanych, w których usuwane są części mineralne oraz flotat. Usunięty piasek, odebrany z dna piaskowników w postaci pulpy, podawany jest do budynku separacji piasku, gdzie w separatorach wirowych wypłukiwane są z niego części organiczne, poczym w dalszej kolejności jest odwadniany w przenośnikach ślimakowych i wywożony z terenu oczyszczalni. Sklarowane ścieki z piaskownika trafiają do komory rozdziału i dalej do czterech osadników wstępnych (jeden pracuje jako rezerwowy). Wstępnie oczyszczone ścieki z osadników wstępnych trafiają poprzez pompownię II stopnia wyposażoną w 4 pompy zatapialne do komory rozdziału w części biologicznej oczyszczalni.

2.2 Część biologiczna

Z komory rozdziału ścieki rozdzielane są równomiernie do 5 reaktorów biologicznych o objętości 24 210 m³ każdy. Reaktory wybudowano w systemie 3 – fazowego Bardenpho z predenitryfikacją osadu recyrkulowanego oraz komorą odtleniania w układzie recyrkulacji wewnętrznej.

W reaktorach biologicznych prowadzone są procesy oczyszczania (beztlenowe, niedotlenione i tlenowe) z wykorzystaniem osadu czynnego, zawierającego mikroorganizmy prowadzące procesy usuwania związków organicznych oraz azotu i fosforu. Ścieki z osadem czynnym przepływają z reaktorów do osadników wtórnych, w których separowany jest osad czynny i częściowo zawracany do reaktora (recyrkulacja) a częściowo w postaci osadu nadmiernego odprowadzany do części osadowej. Ścieki pozbawione osadu odpływają z osadników wtórnych do komory pomiarowej a następnie odprowadzane są do odbiornika – rzeki Drwiny. Do reaktorów biologicznych doprowadzane jest powietrze z hali dmuchaw, koagulant żelazowy PIX do strącania fosforu oraz epizodycznie metanol (pożywka dla mikroorganizmów).

Są identyczne pod względem kubatury, wymiarów i innych parametrów technologicznych. Reaktor podzielony jest na szereg komór pełniących różne funkcje, w których prowadzone są różne fazy procesu technologicznego.

Ścieki do reaktora doprowadzane są z komory rozdziału i trafiają do beztlenowej komory defosfatacji, w której zachodzi proces uwalniania fosforu z komórek mikroorganizmów. Do tej komory doprowadzany jest również recyrkulowany osad czynny z komory predenitryfikacji (pozbawiony azotanów). Istnieje również możliwość podania wód

nadosadowych z zagęszczaczy grawitacyjnych (z zawartością lotnych kwasów tłuszczowych) do wspomagania procesu defosfatacji biologicznej.

Z komory defosfatacji ścieki z osadem czynnym przepływają do niedotlenionej (anoksydacyjnej) komory denitryfikacji składającej się z 3 części, gdzie mieszają się z recyrkulatem z komory odtleniania (recyrkulacja wewnętrzna). W tej komorze zachodzi proces redukcji azotanów zawracanych recyrkulacją wewnętrzną do azotu cząsteczkowego. Proces przebiega w warunkach anoksydacyjnych tj. bez dostępu tlenu cząsteczkowego przy wykorzystaniu tlenu związanego w azotanach. Do komory denitryfikacji można również dawковать metanol służący jako zewnętrzne źródło węgla organicznego – pożywki dla mikroorganizmów. Do wspomagania procesu można też podawać osad nadmierny po dezintegracji (do komory rozdziału).

Z komory denitryfikacji ścieki z osadem czynnym przepływają do tlenowej komory nityfikacji, w której następuje proces utleniania amoniaku do azotanów oraz proces nadmiarowego przyswajania fosforu oraz tlenowego rozkładu związków organicznych. Komora jest napowietrzana poprzez ruszt zamocowany na jej dnie. Istnieje możliwość dawkovania koagulantu na końcu komory tlenowej do wspomagania usuwania fosforu. Mieszanina ścieków z osadem czynnym przepływa z końca komory tlenowej do osadników wtórnych, w których następuje sedymentacja osadu czynnego. Sklarowane ścieki odpływają przez komorę pomiarową do odbiornika.

Osad z osadników wtórnych recyrkulowany jest do reaktora – do komory predenitryfikacji w celu usunięcia azotanów i dalej do komory defosfatacji, zaś osad nadmierny odprowadzany jest do przeróbki w części osadowej oczyszczalni.

Część ścieków z końca komory tlenowej recyrkulowana jest do komory denitryfikacji (recyrkulacja wewnętrzna - zawracanie azotanów) poprzez komorę odtleniania, w której następuje usunięcie resztek tlenu, który zakłócałby proces denitryfikacji.

Ostatnia część komory denitryfikacji oraz pierwsza część komory nityfikacji stanowią strefę przemennego działania. Istnieje możliwość napowietrzania ścieków w tych komorach lub wyłącznie mieszania, co pozwala na pracę w warunkach anoksydacyjnych lub tlenowych (w zależności od potrzeb). Można dzięki temu zwiększać lub zmniejszać objętość denitryfikacyjną/nityfikacyjną reaktora w zależności od zmiennych warunków (warunki zimowe, deficyt związków organicznych w ściekach itp.).

2.3 Stacja termicznej utylizacji odpadów

Osady trafiające do instalacji o wydajności nominalnej 64 Mg s.m./d są podsuszane do 36 % s.m., co ma zapewnić autotermiczność procesu spalania w piecu fluidalnym. W I wymienniku ciepła realizowany będzie odzysk ciepła ze spalin do powietrza fluidyzacyjnego. II wymiennik stanowi wytwornica pary do podsuszania osadu. Dodatkowym paliwem do wytwarzania pary oraz uzupełniania bilansu w okresie rozruchu bądź zakłóceń w pracy pieca jest gaz ziemny. Oczyszczanie spalin realizowane będzie w technologii suchej w układzie dwustopniowego odpylania (multicyklon, elektrofiltr) oraz usuwania zanieczyszczeń kwaśnych i metali ciężkich poprzez dawkowanie wodorowęglanu sodu i węgla aktywnego przed filtr workowy będący ostatnim stopniem oczyszczania gazów przed emitorem. Dodatkowo w celu usuwania NO_x zastosowano technologię SNCR (selektywna niekatalityczna redukcja) realizowaną przez wtrysk wody amoniakalnej do wylotu spalin z pieca.

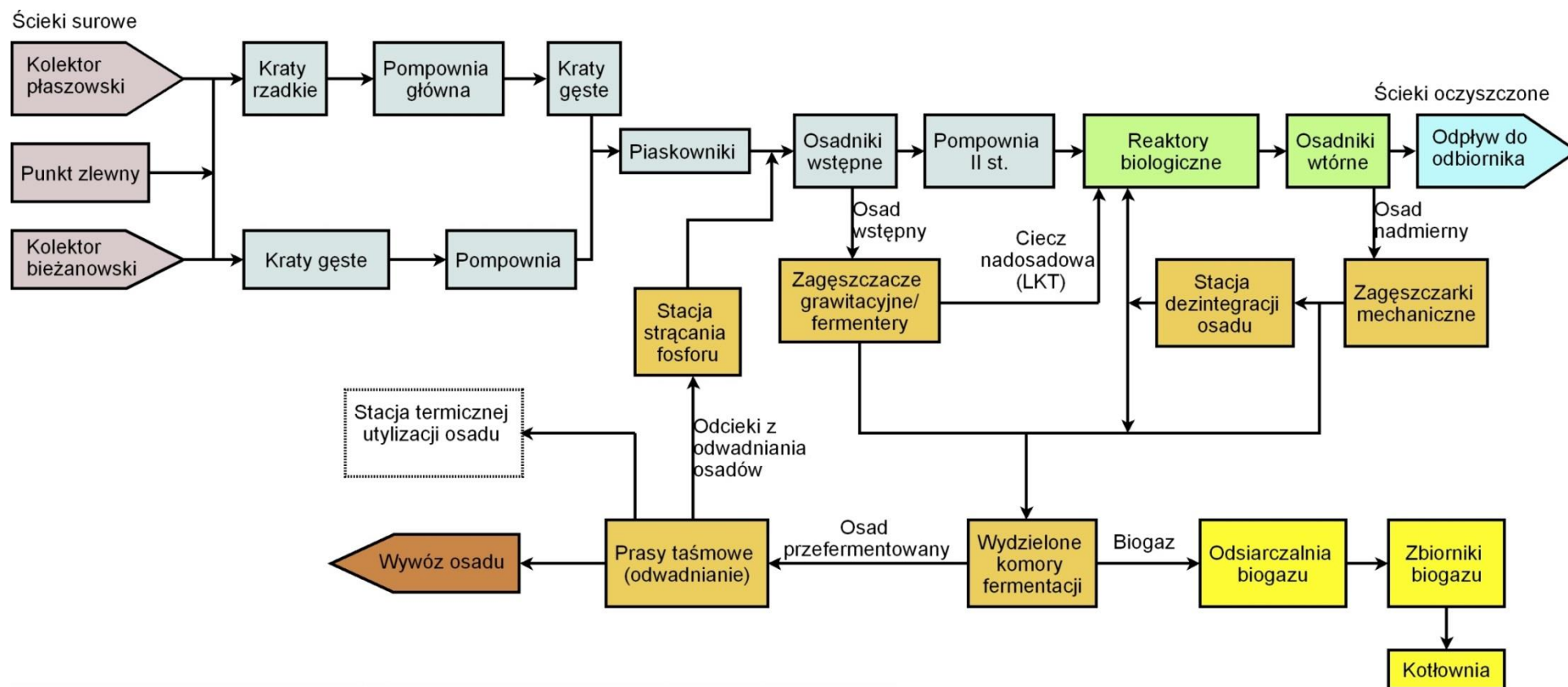
W instalacji powstawać będą dwa podstawowe rodzaje odpadów popioły z multicyklonu i elektrofiltra oraz pozostałości z oczyszczania spalin.

W celu zmniejszenia ilości pozostałości z oczyszczania spalin (odpad niebezpieczny) zastosowano proces rozpuszczania pozostałości i wymywania frakcji rozpuszczalnej (chlorki, siarczany) w postaci ścieków, pozwalający na ok. 50% redukcję masy. Dodatkowo przewidziano możliwość zestalania pozostałości z procesu wymywania. Część osadowa

Osad wstępny pompowany jest do 4 zagęszczaczy grawitacyjnych (fermentorów), gdzie następuje zagęszczenie osadu oraz produkcja lotnych kwasów tłuszczowych, które wypłukiwane z wodami nadosadowymi pompowane są do reaktorów biologicznych. Osad wstępny zagęszczony podawany jest do zbiornika pośredniego osadu. Osad nadmierny trafia do zbiornika operacyjnego a następnie jest zagęszczany na zagęszczarkach taśmowych i również pompowany do zbiornika pośredniego osadu. Część osadu nadmiernego zagęszczonego (ok. 30-60%) poddawana jest procesowi dezintegracji mechanicznej i w zależności od potrzeb zawracana do reaktorów biologicznych lub wraz z osadem nadmiernym zagęszczonym, trafia do zbiornika pośredniego. Stąd zmieszane osady przepompowane są do 4 wydzielonych komór fermentacji (WKFz) o objętości 5044 m³ każda. Zawartość WKF mieszana jest za pomocą mieszadła pionowego dwuwirnikowego. Osad podgrzewany jest w wymiennikach ciepła wraz z doprowadzanym osadem surowym. Następnie osad przefermentowany trafia do 2 zbiorników magazynowych, skąd sukcesywnie jest pobierany i odwadniany na 4 prasach taśmowych i w ilości ok. 200 t/dobę (masa osadu uwodnionego).

2.4 Część gazowa

Biogaz odbierany z WKF poddawany jest odsiarczaniu metodą katalityczną, następnie trafia do 2 zbiorników magazynowych, jednopowłokowych z osłoną stalową, skąd tłoczony jest do kotłowni, w której jest spalany, a wytworzone ciepło wykorzystuje się do ogrzewania osadu w WKF oraz pozostałych obiektów oczyszczalni. Nadmiar biogazu spalany jest na pochodni. Ocieki z odwadniania osadów trafiają do stacji strącania fosforu, a następnie do wewnętrznej sieci kanalizacyjnej, którą zawracana jest na początek układu oczyszczania.



Rysunek 7. Ciąg technologiczny oczyszczalni

Źródło: [10]

3. Podsumowanie

Przedstawione w artykule oczyszczalnie ścieków są to duże oczyszczalnie komunalne z rozbudowanym ciągiem technologicznym przeróbki osadów. Oczyszczalnia w Krakowie-Płaszowie pracuje z obciążeniem 780 tyś. RLM, a znajdują się w Gminie Kosakowo z 420 tyś. RLM – można zatem stwierdzić, że krakowska oczyszczalnia jest prawie dwukrotnie większa niż ta znajdująca się koło Gdyni. Z tego faktu wynikają różnice pomiędzy tymi obiektami, m.in. widoczne jest to w części biologicznego oczyszczania ścieków, w pierwszej z wymienionych instalacji znajdują się 5 reaktorów biologicznych o objętości 24 210 m³ każdy, a w drugiej z 3 reaktorów o łącznej objętości 104 000 m³.

Ciągi technologiczne przeróbki osadów są podobne. W omawianym obu przypadkach osad jest poddawany zagęszczeniu, fermentacji, odwodnieniu, suszeniu po czym zostaje skierowany do spalania. W obydwóch przypadkach pozyskiwany jest biogaz z którego wytwarzana jest ciepło na podgrzanie obiektów na oczyszczalni, podsuszanie osadów, a dodatkowo w GOŚ Dębogórze wytwarzana jest energia elektryczna. Jednakże różnicę stanowi fakt, że w Krakowie część osadu nadmiernego zagęszczonego w zależności od potrzeb może zostać zawracana do reaktorów biologicznych.

Proces spalania w obu przypadkach jest realizowany w technologii spalania w złożu fluidalnym w temperaturze powyżej 800°C. Wydajność tych urządzeń różnią się od siebie (w Krakowie wynosi ona 64 Mg s.m./dobę, a w Kosakowie 80÷90 Mg/dobę).

Opisane instalację przeróbki osadów ściekowych są dobrym przykładem unieszkodliwiania odpadów jakim są osady z oczyszczalni ścieków zgodnym z obowiązującymi przepisami prawa oraz przykładem nierolniczego ich wykorzystania. Dzięki tym instalacjom możliwe było ograniczenie kosztów wynikających z składowanie i utylizację osadów oraz za pozyskiwanie energii.

Literatura:

1. http://www.mos.gov.pl/g2/big/2009_07/136e320fdb8719b305c343a23373bf8f.pdf
[dostęp 14.02.2014],
2. <http://www.pewik.gdynia.pl/wp-content/uploads/2011/07/12V-opis-GO%C5%9A-D%C4%98BOG%C3%93RZE.pdf> [dostęp 14.02.2014],
3. Materiały udostępnione przez PEWiK Gdynia,
4. Pająk T., Komunalne Osady Ściekowe – analiza i ocena wybranych aspektów gospodarki osadami, czasopismo „Instal” 11/2010,
5. Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach,
6. http://www.mos.gov.pl/g2/big/2011_11/e02940f4996dbd772a41ddec49968560.pdf;
[dostęp 19.02.2014],
7. http://www.pewik.gdynia.pl/wp-content/uploads/2011/07/oczyszczalnia_r2.png
[dostęp 16.02.2014],
8. „Kraków będzie miał program odwodnienia, ale potrzebna taryfa deszczowa”, str. 14-19, Nowoczesne Budownictwo Inżynieryjne, Rok VII wrzesień – październik 2012,
9. <http://www.mpwik.krakow.pl> [dostęp 17.11.2012],
10. Materiały udostępnione przez oczyszczalnię Kraków-Płaszów,
11. Hartmann L. Biologiczne oczyszczanie ścieków. Instalator Polski. Warszawa 1996,
12. Bartkiewicz B. - Oczyszczanie ścieków przemysłowych, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2002,
13. Praca zbiorowa pod red. Nawrockiego J., Biłozora S.: „Uzdatnianie wody. Procesy chemiczne i biologiczne”. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa - Poznań, 2000.