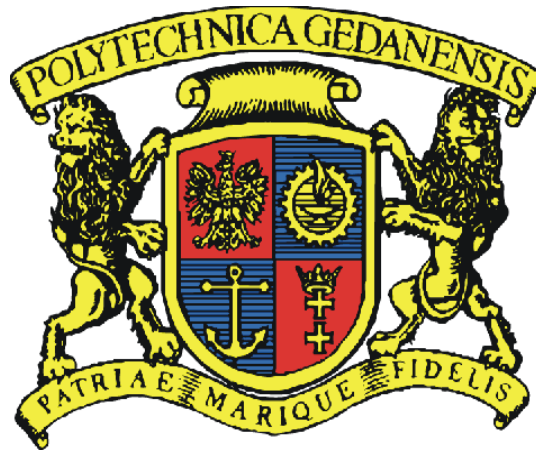


POLITECHNIKA GDAŃSKA

WYDZIAŁ INŻYNIERII LĄDOWEJ I ŚRODOWISKA



**Wpływ zrzutu odcieków składowiskowych na efektywność
pracy miejskiej oczyszczalni ścieków.**

ROZPRAWA DOKTORSKA

Autor: mgr inż. Sylwia Fudala – Książek

Promotor: dr hab. inż. Bernard Quant

Gdańsk 2011

Z całego serca pragnę podziękować

Panu **Profesorowi Bernardowi Quant** za poświęcony czas, za umożliwienie rozwoju naukowego, za okazaną cierpliwość (a potrzebował jej Profesor, oj potrzebował... ☺) i za wiele życzeń.

Dziękuję w szczególności **pracownikom** Miejskiej Oczyszczalni Ścieków „Wschód” w Gdańsku, a także Ekò Doliny w Łęczycach i Zakładu Utylizacyjnego w Gdańsku Szadółkach za pomoc w pobieraniu próbek, bez których modele nie mogłyby pracować.

Zahvaljujem i Tebi **LuKa Kraljević** jer si me naučio da prepreku treba prevladavati umjesto predavati se. Velika hvala i cijeloj Tvojoj obitelji što su mi pružili trenutku predaha od svijeta znanosti.

Szczególne podziękowania składam **Anecie Łuczkiwicz** za to, że była, jest i mam nadzieję, że będzie moim mentorem; **Elizce Kulbat** za niezliczone spotkania w laboratorium i za każde Twoje słowo, które w końcu trzeba zacząć przelewać na papier ☺; **Kasi Jankowskiej** za otwarcie mi drzwi - pokoju 201A - świata parujących mrówek w „Akademii Pana Kleksa”, i za każdy poster pochodzący z Fabryki Jankowskich; **Eli Haustein** za wprowadzenie mnie w tajniki pracy laboratoryjnej – mam nadzieję, że chociaż w 50% dogoniłam Mistrza i za wszystkie najdrobniejsze sprawy, a było ich sporo; **Krzyskowi Czerwionce** za cenne rady bez których modele wciąż rządziłyby mną, a nie ja nimi. Wszystkim Wam dziękuję, że nie musiałam przebijać głową muru, który Wy już wielokrotnie przebiliście.

I na końcu chciałam podziękować mojej rodzinie bez wsparcia których ta praca nigdy by nie powstała.

Kochani rodzice dziękuję Wam jestem teraz tu gdzie jestem i jestem kim jestem;

Marcin dziękuję Ci za Twoją czynną pomoc w powstawaniu tej pracy (siłownia za darmo ☺), za każdy pomysł rozwiązujący problemy techniczne, za cierpliwość i za to, że potrafisz pomóc mi spojrzeć na sprawy z zupełnie innej perspektywy i pokazać co jest naprawdę ważne;

Karolina Twoje ciągle pytania sprawiły, że wciąż poszukuję odpowiedzi i pewnie dlatego robię teraz to co robię i za te pytania dziękuję.

| | |
|--|----|
| 1. Wstęp | 6 |
| 2. Charakterystyka i skład odcieków ze składowisk odpadów komunalnych | 8 |
| 2.1. Ilość odcieków | 8 |
| 2.2 Skład odcieków | 11 |
| 3. Metody unieszkodliwiania odcieków | 16 |
| 3.1 Metody fizyczno–chemiczne | 16 |
| 3.1.1 Koagulację i flokulację | 16 |
| 3.1.2 Adsorpcja | 17 |
| 3.1.3 Chemiczne strącanie | 18 |
| 3.1.4 Chemiczne utlenianie | 19 |
| 3.1.5 Procesy membranowe | 21 |
| 3.1.6 Odpędzanie amoniaku | 23 |
| 3.2 Metody biologiczne | 25 |
| 3.2.1 Oczyszczanie beztlenowe odcieków | 25 |
| 3.2.2 Oczyszczanie tlenowe odcieków | 26 |
| 3.2.3 Oczyszczanie tlenowo-beztlenowe odcieków z wykorzystaniem układów hybrydowych | 28 |
| 3.2.4 Oczyszczanie odcieków z ściekami komunalnymi | 31 |
| 4. Podstawy biologicznej eliminacji azotu i fosforu | 33 |
| 4.1 Nitryfikacja | 33 |
| 4.1.1 Kinetyka nitryfikacji | 39 |
| 4.2 Denitryfikacja | 42 |
| 4.2.1 Kinetyka denitryfikacji | 45 |
| 4.3 Niekonwencjonalne systemy usuwania związków azotu | 47 |
| 4.4 Defosfatacja | 48 |
| 4.4.1 Kinetyka defosfatacji | 54 |
| 5. Charakterystyka zanieczyszczeń organicznych za pomocą frakcji ChZT | 56 |
| 6. Cel, teza, zakres i przedmiot pracy oraz metodyka badań | 62 |
| 6.1 Cel pracy | 62 |
| 6.2 Przedmiot pracy | 62 |
| 6.3 Teza pracy | 62 |
| 6.4 Zakres pracy | 62 |
| 6.5 Pochodzenie odcieków i ścieków | 63 |
| 6.5.1 Zakład Utylizacyjny Sp z o. o. w Gdańsku Szadółki | 64 |
| 6.5.2 Zakład Eko Dolina Sp z o. o. w Łężycach | 68 |
| 6.5.3 Oczyszczalnia Ścieków „Wschód” w Gdańsku | 70 |
| 6.6 Pobór prób | 73 |

| | |
|---|-----------|
| 6.7 Stanowiska badawcze | 76 |
| 6.7.1 Laboratoryjny przepływowy model biologicznej oczyszczalni ścieków - układ A2/O (anaerobic–anoxic–aerobic)..... | 76 |
| 6.7.2 Laboratoryjny model biologicznej oczyszczalni ścieków - układ SBR (sekwencyjny reaktor biologiczny)..... | 79 |
| 6.7.3 Stanowisko do pomiaru szybkości biochemicznych procesów współczyszczania ścieków i odcieków ze składowisk odpadów komunalnych metodą osadu czynnego | 82 |
| 6.8. Metodyka badań..... | 85 |
| 6.8.1 Metodyka badań fizyko-chemicznych | 85 |
| 6.8.2 Metodyka badań efektywności biochemicznych procesów oczyszczania ścieków i współczyszczania ścieków i odcieków ze składowisk odpadów komunalnych – Test trójfazowy – faza beztlenowa, anoksydzna, tlenowa..... | 86 |
| 6.8.3 Metodyka badań frakcji ChZT | 89 |
| 6.9 Analiza statystyczna..... | 91 |
| 7. Wyniki badań..... | 92 |
| 7.1 Badania modelowe oczyszczania ścieków surowych z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków Gdańsk „Wschód” w układach A2/O oraz SBR..... | 92 |
| 7.1.1 Układ A2/O..... | 93 |
| 7.1.2. Układ SBR | 95 |
| 7.2. Badania modelowe oczyszczania mieszaniny ścieków surowych z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków Gdańsk „Wschód” z 0,5%, 1%, 2%, 3%, 5% i 10% dodatkiem odcieków ze składowiska odpadów Eko Dolina w Łężycach w układach A2/O i SBR..... | 98 |
| 7.2.1. Układ A2/O..... | 99 |
| 7.2.2 Układ SBR..... | 114 |
| 7.3. Badania modelowe oczyszczania mieszaniny ścieków surowych z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków Gdańsk „Wschód” z 0,5%, 1%, 2%, 3%, 5% i 10% dodatkiem odcieków ze składowiska ZU w Gdańsku Szadółkach w układach A2/O i SBR..... | 132 |
| 7.3.1. Układ A2/O..... | 133 |
| 7.3.2 Układ SBR..... | 142 |
| 7.4 Pomiar szybkości biochemicznych procesów oczyszczania ścieków i współczyszczania ścieków z 0,5% 3% i 5% dodatkiem odcieków składowiskowych metodą osadu czynnego | 154 |
| 7.4.1 Pomiar szybkości biochemicznych procesów oczyszczania ścieków z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków Gdańsk „Wschód” metodą osadu czynnego | 154 |
| 7.4.2 Pomiar szybkości biochemicznych procesów współczyszczania ścieków z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków Gdańsk „Wschód” z 0,5%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach metodą osadu czynnego..... | 157 |
| 7.4.3 Pomiar szybkości biochemicznych procesów współczyszczania ścieków z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków Gdańsk „Wschód” z 0,5%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach metodą osadu czynnego | 167 |

| | |
|--|------------|
| 7.5 Analiza frakcji ChZT w ściekach surowych z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków Gdańsk „Wschód” oraz w mieszaninie ścieków z 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach oraz ZU w Gdańsku Szadółkach..... | 176 |
| 7.5.1 Analiza frakcji ChZT w ściekach surowych z Miejskiej Ścieków Oczyszczalni Gdańsk „Wschód”..... | 176 |
| 7.5.2 Analiza frakcji ChZT w mieszaninie ścieków surowych z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków Gdańsk „Wschód” z 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków ze składowiska Eko Dolina w Łężycach | 177 |
| 7.5.3 Analiza frakcji ChZT w mieszaninie ścieków surowych z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków Gdańsk „Wschód” z 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z Zakładu Utylizacyjnego w Gdańsku Szadółkach..... | 183 |
| 8. Dyskusja wyników..... | 190 |
| 8.1 Ocieki ze składowiska odpadów Eko Dolina w Łężycach oraz ZU w Gdańsku Szadółkach..... | 190 |
| 8.2 Wpółoczyszczanie ścieków z 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków w układzie A2/O.. | 195 |
| 8.3 Wpółoczyszczanie ścieków z 1%, 2%, 5% i 10% dodatkiem odcieków w układzie SBR..... | 218 |
| 8.4 Pomiar szybkości biochemicznych procesów oczyszczania ścieków z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków Gdańsk „Wschód” oraz współoczyszczania ścieków z 0,5%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach oraz z ZU w Gdańsku Szadółkach metodą osadu czynnego..... | 245 |
| 8.5 Zawartość frakcji ChZT w ściekach surowych z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków Gdańsk „Wschód” oraz w mieszaninie ścieków i odcieków z Eko Doliny w Łężycach oraz ZU w Gdańsku Szadółkach..... | 259 |
| 9. Podsumowanie i wnioski..... | 267 |
| 10. Literatura..... | 275 |
| Wykaz zastosowanych skrótów i symboli | 287 |
| Spis rysunków | 289 |
| Spis tabel | 295 |
| Spis fotografii..... | 295 |

1. Wstęp

Coraz wyższe wymagania, dotyczące ochrony środowiska, stawiają przed projektantami, wykonawcami, inwestorami i eksploatacjami obiektów służących ochronie środowiska nowe wyzwania i zmuszają do stosowania innowacyjnych, często niekonwencjonalnych rozwiązań. Wśród obiektów, o których mowa w pierwszym rzędzie należy wymienić składowiska odpadów i oczyszczalnie ścieków.

Rozwój przemysłu, wciąż wzrastający standard życia, rosnąca komercjalizacja powodują iż na świecie wzrasta ilość wytwarzanych odpadów, w tym głównie odpadów komunalnych. W Polsce całkowita ilość wytworzonych odpadów w 2009 r. wyniosła 120325 tys. Mg, w tym około 12053 tys. Mg odpadów komunalnych (w przeliczeniu na 1 mieszkańca - 316 kg) (GUS, 2010). Pomimo wielu zagrożeń jakie niesie ze sobą to rozwiązanie, główną metodą unieszkodliwiania odpadów komunalnych - i nie dotyczy to jedynie Polski, ale większości dobrze rozwiniętych krajów na świecie - jest ich deponowanie na składowiskach odpadów, które jest powszechnie akceptowane, ze względu na ekonomiczność tego typu rozwiązania.

Składowiska odpadów chociaż pozwalają na kontrolowane składowanie odpadów, a następnie ich rozkład do materiału stosunkowo ustabilizowanego, niosą ze sobą również wiele zagrożeń dla środowiska: powstające odory, zanieczyszczenia mikrobiologiczne, oraz odcieki, które generowane są nie tylko w czasie eksploatacji składowisk, ale również wiele lat po ich zamknięciu i zrehabilitowaniu. Dlatego tak ważne jest właściwe zaprojektowanie, wykonanie a następnie eksploatacja składowisk odpadów.

Prawidłowe zarządzanie składowiskiem odpadów stałych jest dziś podstawowym środowiskowym, ekonomicznym i społecznym problemem na całym świecie, głównie dlatego, że ilość odpadów rośnie szybciej, niż ludność świata (Renou i in., 2008).

Jednym z trudniejszych problemów podczas eksploatacji składowisk odpadów jest unieszkodliwianie odcieków powstających w wyniku przesiąkania wód atmosferycznych przez pryzmę składowanych odpadów, wymywając z niej rozpuszczalne związki organiczne i mineralne. Ilość i skład powstających odcieków jest bardzo zmienna i zależy od wielu czynników. Ponieważ odcieki zmieniają swój skład wraz z wiekiem eksploatowanego składowiska, bardzo trudno wybrać jedną metodę ich unieszkodliwiania, optymalną przez cały okres ich powstawania (50-70 lat). Odcieki charakteryzują się ponadto wysokim stężeniem zanieczyszczeń, które w wielu przypadkach wielokrotnie przekracza wartości

występujące w ściekach miejskich. Dlatego też racjonalne ze względów ekonomicznych, a także ekologicznych wydaje się zastosowanie jednej z najbardziej przyjaznych środowisku, a jednocześnie taniej, chociaż przez wielu naukowców krytykowanej metody unieszkodliwiania odcieków jaką jest ich wspólne oczyszczanie w miejskich oczyszczalniach ścieków.

Dlatego też głównym celem niniejszej pracy było określenie wpływu dodatku odcieków pochodzących ze składowiska odpadów komunalnych na pracę biologicznej oczyszczalni ścieków miejskich. Przedmiotem prowadzonych badań były odcieki pochodzące ze składowiska „Eko Dolina” Sp. z o. o. w Łężycach koło Gdyni i z Zakładu Utylizacyjnego Sp. z o. o. w Gdańsku Szadółkach oraz surowe ścieki z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków „Wschód” w Gdańsku.

Wyniki uzyskanych badań pozwoliły określić maksymalny dodatek odcieków do ścieków miejskich, nie zakłócający przebiegu biologicznych procesów oczyszczania: nityfikacji, denityfikacji i defosfatacji. Określono również wpływ dodatku odcieków ze składowisk odpadów na szybkość przebiegu procesów biochemicznych, a także na zawartość poszczególnych frakcji ChZT. Rezultaty niniejszej pracy mogą pomóc eksploatatorom składowisk odpadów w rokowaniach z eksploatatorami miejskich oczyszczalni ścieków (główni przeciwnicy tej metody) w celu wdrożenia współoczyszczania odcieków ze ściekami miejskimi, przy zapewnieniu równomiernego dopływu odcieków do strumienia ścieków i wcześniejszym określeniu maksymalnego ich dodatku.

2. Charakterystyka i skład odcieków ze składowisk odpadów komunalnych

2.1. Ilość odcieków

Ocieki na składowisku odpadów powstają przez cały okres jego eksploatacji, a także po jego zamknięciu i zrehabilitowaniu. Ilość powstających odcieków zależy od wielu czynników (Surmacz-Górska, 2001; Renou i in., 2008):

- techniki składowania odpadów, w tym stopnia ich zagęszczenia,
- wieku składowiska,
- spływu powierzchniowego i infiltracji wód powierzchniowymi w głąb składowiska, oraz dopływu wód podziemnych w przypadku źle zabezpieczonej przyzmy składowiska,
- ilości opadów atmosferycznych, wilgotności powietrza, szybkości parowania,
- położenia geograficznego składowiska (topografia terenu, warunki hydrogeologiczne i gruntowe),
- wilgotności oraz zdolności retencyjnej składowanych odpadów,
- po rekultywacji składowiska zależy od roślinności porastającej przyzmy.

Jednym z ważniejszych parametrów wpływających na ilość powstających odcieków jest sposób formowania przyzmy składowiska (zastosowana izolacja, system drenażowy zbierający ocieki), a następnie jej eksploatacji. Istotna jest powierzchnia składowiska i czas niezbędny do ułożenia pierwszej warstwy odpadów na dnie eksploatowanej kwatery. Zbyt duża powierzchnia składowiska powoduje wydłużenie czasu eksploatacji danej przyzmy, a co z tym związane - powolny przyrost wysokości składowiska, powodujący wzrost ilości odcieków. W początkowej fazie eksploatacji składowiska, gdy miąższość odpadów nie osiągnie minimum 1 m, ilość powstałych odcieków stanowi 80-90% opadu atmosferycznego. Szybki przyrost wysokości składowiska (5–6 m rocznie), homogenizacja odpadów, zagęszczanie w cienkich warstwach (0,2-0,3 m), tworzenie dziennych warstw o miąższości około 2 m, a także stosowanie dziennych warstw izolacyjnych przyczynia się do minimalizacji ilości odcieków (Szpadt, 2006).

Na infiltrację wód w głąb składowiska wpływa zgęszczenie odpadów. Średnią ilość powstających odcieków w stosunku do rocznego opadu atmosferycznego, w zależności od stopnia zgęszczenia przyjmuje się (Bilitewski i in., 2006; Ehrig, 1991):

- składowiska z słabo zagęszczoną powierzchnią – od 25 do 58% opadu,
- składowiska z silnie zagęszczoną powierzchnią – od 10 do 40%:
 - spycharką gaśnicową – około 40% opadu (10-40%),
 - kompaktorem - około 25% opadu (10–25%).

Wiek składowiska również wpływa na ilość powstających odcieków. Wraz ze starzeniem się składowiska zwiększa się ilość odcieków, ponieważ zmniejsza się retencja wód przez odpady w wyniku mineralizacji substancji organicznej (Bendz i in., 1997; Szyc, 2003).

O ilości odcieków decyduje klimat, w tym głównie wysokość opadów atmosferycznych (Renou i in., 2008). W gorącym klimacie następuje szybsza ewaporacja opadów atmosferycznych. Lema i in. (1988) porównali ilość opadów w Hiszpanii (składowisko odpadów w Barcelonie) i Niemczech (składowisko odpadów w Senne). Stwierdzili, iż wartości są zbliżone (nieco niższe w Hiszpanii), występuje jedynie przesunięcie w czasie dla najwyższych objętości powstających odcieków, ze względu na porę deszczową w cieplejszym klimacie i opady śniegu w Niemczech. W Polsce największe ilości odcieków powstają od września do kwietnia, z maksimum przypadającym w grudniu (Rosik-Dulewska, 2005; Surmacz-Górska, 2001). W półroczu letnim, przy temperaturze powietrza powyżej 15°C, wody opadowe podlegają prawie całkowitej ewaporacji (około 90%) (Magdziarek i Sobczyński, 2002). Według Szycy (2003) średnia ilość powstających odcieków przy rocznym opadzie 600 mm wynosi 0,415 – 0,658 dm³/m²·d.

Kolejnym istotnym elementem wpływającym na bilans wodny składowiska jest zdolność sorpcyjna złoża odpadów. Na początku eksploatacji składowiska wilgotność odpadów wynosi średnio 30% (Szymański i Sidelko, 1996). W dojrzałych składowiskach wilgotność własna odpadów zawiera się w przedziale 40-50% masy. Jednak odpady są w stanie chłonać wodę do stanu pełnego nasycenia. Stąd wiadomo, że na pojemność wodną wpływa zawartości frakcji organicznej, a rozdrobnienie i zagęszczenie odpadów decyduje o szybkości infiltracji odcieków na dno składowiska (Żygadło, 2001).

Bardzo istotne dla ilości powstających odcieków w czasie jego eksploatacji i po rekultywacji jest poprawne zaprojektowanie składowiska odpadów, a następnie właściwe jego wykonanie przez inwestora i wykonawcę. Odpowiednie uszczelnienie i ukształtowanie czaszy składowiska (biorąc pod uwagę współczynniki spływu powierzchniowego) zabezpieczy przed infiltracją odcieków do wód gruntowych, a także odwrotną sytuacją – infiltracją wód gruntowych do przyzmy składowanych odpadów (Renou i in., 2008; Żygadło, 2001).

Minimalizacja odcieków wymaga zastosowania odpowiednich rozwiązań na etapie eksploatacji składowiska odpadów, ale co istotne, także w czasie jego rekultywacji np. (Magdziarek i Sobczyński, 2002; Rosik-Dulewska, 2005; Żygadło, 2001):

- odwodnienie powierzchni ostatniej warstwy przykrywającej,
- wykluczenie mieszania odcieków ze ściekami opadowymi,
- zakaz przyjmowania na składowisko odpadów mokrych lub wręcz płynnych,
- systematyczne i intensywne zagęszczanie odpadów ciężkim kompaktorem,
- uszczelnienie powierzchni zewnętrznej (wierzchu) składowiska po zakończeniu jego eksploatacji,
- selektywne dobranie roślin do vegetacji na czaszy składowiska po rekultywacji.

Bardzo trudno określić ilość powstających odcieków. Pomimo, iż istnieje wiele modeli matematycznych, służących prognozowaniu bilansu wodnego składowisk odpadów i ilości odcieków, to wyniki obliczeń znacznie odbiegają od faktycznych danych eksploatacyjnych (Lema i in. 1988; Peyton i Schroder, 1988). Dlatego przy projektowaniu składowiska korzysta się z wieloletnich obserwacji zebranych na obiektach rzeczywistych, a także wyników badań uzyskanych na małych modelowych składowiskach, będących obiektami badawczymi (Surmecz-Górska, 2001). W Polsce, w większości przypadków nie ma urządzeń do pomiaru ilości powstających odcieków.

2.2 Skład odcieków

Odcieki zawierają zarówno substancje rozpuszczone wymywane z odpadów przez wody opadowe, jak i substancje organiczne i mineralne będące produktami pośrednimi procesów fermentacji (Żygadło i in., 2001). Odcieki charakteryzują się wysokim stężeniem azotu amonowego oraz organicznego, wysokim stężeniem związków organicznych wyrażonych jako ChZT, wysoką twardością, zasadowością i zasoleniem, zawierają metale ciężkie (Ni, Cu, Zn, Pb, Cr itd.), a także zawierają substancje organiczne (z ang. Xenobiotic organic compounds - XOCs), które wpływają na toksyczność odcieków np. toluen, xylen, chlorobenzen, cykliczne węglowodory (Christensen i in., 2001; Clément i in., 1997; Robinson i in., 2005; Silva i in., 2004; Slack i in., 2005, Surmacz-Górska, 2001). Wiedza na temat składu odcieków jest niezbędna dla doboru właściwej metody ich oczyszczania. Skład odcieków ze składowisk odpadów komunalnych jest bardzo zróżnicowany. Na ich jakość wpływa wiele czynników, przede wszystkim (Renou i in., 2008):

- wiek składowiska,
- skład odpadów i sposób i składowania,
- pora roku,
- dopływające wody gruntowe.

Wiek składowiska wpływa bardzo istotnie na skład odcieków. Szczególne istotne zmiany dotyczą stężenia substancji organicznych. W czasie eksploatacji składowiska możemy wyróżnić następujące fazy: I faza – tlenowa, czas jej trwania zależy od dostępności tlenu w powierzchniowej warstwie odpadów i jednocześnie od intensywności zużycia tlenu w wyniku przemian biochemicznych. Ilość powstających odcieków w tej fazie jest niewielka, a czas jej trwania nie przekracza kilku miesięcy, dlatego często pomijana jest przez autorów. II faza - kwaśna (oceanogenna), w której bakterie przekształcają produkty hydrolizy bezpośrednio lub pośrednio do niższych kwasów tłuszczowych, wodoru i dwutlenku węgla. W fazie kwaśnej występuje w odciekach wysokie stężenie ChZT oraz BZT₅, a także stosunek BZT₅/ChZT osiąga wartości powyżej 0,7 co oznacza, iż odcieki z tej fazy są bardzo podatne na rozkład biologiczny. Dodatkowo, odcieki w tej fazie charakteryzują się wysokim stężeniem lotnych kwasów tłuszczowych oraz wysokim stężeniem jonów chlorkowych, siarczanowych, wapnia, magnezu oraz sodu. Następnie rozpoczyna się III faza - metanogenna – następuje tu produkcja metanu, dwutlenku węgla i wielu substancji organicznych z prostych związków organicznych, będących produktami fazy kwaśnej. Wzrost odczynu w tej fazie

powoduje spadek rozpuszczalności jonów wapnia, żelaza, magnezu i metali ciężkich, co powoduje zmniejszenie ich stężenia w odciekach. Na tym etapie wartości ChZT i BZT₅ maleje. W odciekach ubywa substancji łatwo rozkładalnych biologicznie. Jest to wieloletnia faza, w której produkcja biogazu utrzymuje się do momentu, aż odpady są niemal całkowicie rozłożone, co pozwala na łatwą dyfuzję tlenu atmosferycznego, stąd ostatni etap, to przemiany tlenowe, zwane fazą stabilizacji (Bilitewski i in., 2006; Koc-Jurczyk, 2010; Obarska-Pempkowiak i in., 2010; Surmacz-Górska, 2001). Faza kwaśna oraz faza metanogenna są bardzo istotne dla jakości ścieków.

W początkowym okresie eksploatacji składowiska – od 2 do 5 lat („młode” składowisko) - zarówno ChZT, jak i BZT₅ osiąga bardzo wysokie wartości - ChZT od 2000 do 50000 mg/dm³ (Renou i in., 2008), BZT₅ od 320 do 40 000 mg/dm³ (Surmacz-Górska, 2010). Podczas kwaśnej fermentacji odcieki są bardzo podatne na biodegradację, stosunek BZT₅/ChZT wynosi od 0,27 do nawet 0,83 (Kalka i in., 2010; Salem i in., 2008). Odczyn odcieków w tym okresie jest kwaśny, ze względu na obecność znacznych ilości lotnych kwasów tłuszczowych. Amoniak oraz stężenie metali wzrasta podczas tej fazy (Salem i in., 2008).

W fazie metanogennej następuje redukcja ilości związków organicznych, w szczególności substancji łatwo rozkładalnych - BZT₅, co należy przypisać biodegradacji substancji organicznych. Stosunek BZT₅/ChZT w odciekach dla składowisk ustabilizowanych maleje do wartości 0,1 (Surmacz-Górska, 2001). Jednocześnie wzrasta wartość pH (max pH = 9) oraz obniża się stężenie siarczanów w wyniku mikrobiologicznej redukcji SO₄²⁻ do S²⁻. Natomiast siarczki (S²⁻) strącają się z jonami metali (Christensen i in., 2001, Szyc 2003). Wraz z wiekiem składowiska odpadów wzrasta również potencjał oksydacyjno-redukcyjny (E_h), który świadczy o stabilizacji składowiska. W tabeli 2.1 przedstawiono skład odcieków w fazie kwaśnej i metanogennej.

Tabela 2.1. Wartości średnie wybranych parametrów fazy kwaśnej i fazy metanogennej.

| Lp. | Parametry | Jednostki | Faza kwasogenna | Faza metanogenna | Publikacje |
|-----|-------------------|--------------------|-----------------|------------------|-------------------------|
| | | | średnia | średnia | |
| 1. | pH | - | 6 | 8 | Bilitewski i in., 2006 |
| 2. | przewodność | μS/cm | 41 500 | 12 270 | Ziyang i in, 2009 |
| 3. | BZT ₅ | mg/dm ³ | 13 000 | 180 | Bilitewski i in., 2006 |
| 4. | ChZT | mg/dm ³ | 22 000 | 3 000 | Bilitewski i in., 2006 |
| 5. | TOC | mg/dm ³ | 50 000 | 4 000 | Robinson i in., 2005 |
| 6. | SO ₄ | mg/dm ³ | 1 000 | 400 | Robinson i in., 2005 |
| 7. | TP | mg/dm ³ | 35 | 7 | Ziyang i in, 2009 |
| 8. | N-NH ₄ | mg/dm ³ | 4 251 | 807 | Ziyang i in, 2009 |
| 9. | TN | mg/dm ³ | 4 368 | 1092 | Ziyang i in, 2009 |
| 10. | Mg | mg/dm ³ | 600 | 250 | Bilitewski i in., 2006 |
| 11. | Ca | mg/dm ³ | 1 300 | 80 | Bilitewski i in., 2006 |
| 12. | Cl | mg/dm ³ | 2 000 | 3 000 | Żygadło i in., 2001 |
| 13. | Cr | mg/dm ³ | 0,6 | 0,04 | Żygadło i in., 2001 |
| 14. | Mn | mg/dm ³ | 24 | 0,65 | Bilitewski i in., 2006 |
| 15. | Fe | mg/dm ³ | 300 | 5 | Robinson i in., 2005 |
| 16. | Ni | mg/dm ³ | 2,1 | 1,9 | Tatsi i Zouboulis, 2002 |
| 17. | Cu | mg/dm ³ | 2,4 | 0,35 | Tatsi i Zouboulis, 2002 |
| 18. | Zn | mg/dm ³ | 5,6 | 0,64 | Bilitewski i in., 2006 |
| 19. | Cd | mg/dm ³ | 1 | <0,001 | Robinson i in., 2005 |
| 20. | Pb | mg/dm ³ | 0,3 | <0,1 | Robinson i in., 2005 |
| 21. | Hg | mg/dm ³ | 0,0001 | 0,0001 | Robinson i in., 2005 |

Koncentracja XOCs w odciekach ze składowiska odpadów zależy od rodzaju składowanych odpadów, stopnia ich rozkładu oraz ulatniania się tych związków z gazem składowiskowym. Wpływ czasu na zawartość XOCs trudno jest określić (Christensen i in., 2001; Slack i in., 2005).

Na zawartość metali w odciekach wpływa rodzaj składowanych odpadów, ilość opadów atmosferycznych, oraz procesy degradacji wewnątrz przyzmy składowanych odpadów (Surmacz-Górska, 2001; Tatsi i Zouboulis, 2002). Młode odcieki wykazują wyższy stopień rozpuszczalności metali w związku z niskim odczynem. Wraz ze wzrostem pH zmniejsza się rozpuszczalność metali. Dodatkowo, w ustabilizowanych składowiskach na stężenie metali w odciekach wpływają głównie reakcje adsorpcji i wytrącania (przez współtworzenie anionów siarczków, węglanów, wodorotlenków), które wzmacniane są przez stopniowy wzrost wartości E_h (Lo, 1996). Stężenie rozpuszczonego węgla organicznego (z ang. dissolved organic carbon – DOC) również wpływa na ruchliwość metali (Slack i in., 2005). Zawartość metali ciężkich w odciekach jest z reguły niższa, niż w ściekach komunalnych (Bilitewski i in., 2006). Kjeldsen and Christophersen (2001) wykazują niskie stężenie metali w odciekach pochodzących ze starych duńskich składowisk odpadów:

0,006 mg Cd/dm³, 0,13 mg Ni/dm³, 0,67 mg Zn/dm³, 0,07 mg Cu/dm³, 0,07 mg Pb/dm³, oraz 0,08 mg Cr/dm³. Natomiast w fazie kwaśnej, według Robinsona i in. (2005) stężenie metali jest wyższe: 1 mg Cd/dm³, 1 mg Ni/dm³, 10 mg Zn/dm³, 0,5 mg Cu/dm³, 0,3 mg Pb/dm³, 0,6 mg Cr/dm³. Potwierdzają to również badania przeprowadzone na polskim składowisku odpadów w Wysiece (województwo warmińsko-mazurskie) przez Kulikowską i Klimiuk (2008).

Zawartość amoniaku w odciekach wzrasta bardzo intensywnie w początkowej fazie eksploatacji składowiska (4 pierwsze lata) (Ziyang i in., 2009), a następnie stopniowo stabilizuje się osiągając wartość pomiędzy 500 a 3000 mg/dm³ (Christensen i in., 2001; Surmacz-Górska, 2001) i pozostaje na tym poziomie przez długi okres czasu (Blitewski i in., 2006), według Chu i in. (1994), nawet przez następne 50 lat. Średnie wartości stężenia amoniaku w odciekach z młodych składowisk różnią się znacząco w zależności od źródła informacji. W fazie kwasogennej zawartość amoniaku waha się od 800 mg/dm³ według Szpadt (1988), do 4000 mg/dm³ według Robinson i in. (2005), a nawet osiąga wartości powyżej 10000 mg/dm³ (Lo, 1996; Renou i in., 2008; Tatsi i Zouboulis, 2002). Azot amonowy stanowi główny składnik azotu ogólnego (TN) w odciekach - od 80 do 90% całego azotu (Ziyang i in., 2009). Na początku eksploatacji składowiska odpadów również azot organiczny jest istotnym składnikiem TN, jednak podczas upływającego czasu eksploatacji zmniejsza się znacząco, w wyniku jego amonifikacji (Szpadt, 2006). W tym samym czasie zaczyna natomiast wzrastać udział procentowy N-NO₃ oraz N-NO₂ (maksymalnie do 10% azotu ogólnego) (Ziyang i in., 2009).

Średnie stężenie fosforu ogólnego (TP), oraz ortofosforanów (P-PO₄) w odciekach w drugim roku eksploatacji składowiska według Ziyang i in. (2009) wyniosło odpowiednio 34,9 oraz 34,29 mg/dm³, jednak w miarę starzenia się odpadów, wartości te znacząco obniżyły się (po 12 latach eksploatacji osiągnęły wartości odpowiednio 0,62 mg/dm³ oraz 0,19 mg/dm³). Ocieki ustabilizowane charakteryzują się niską zawartością fosforu, średnio 8 mg/dm³ (Tatsi i Zouboulis, 2002). Oznacza to, że większość ortofosforanów może być adsorbowana podczas metabolizmu mikroorganizmów i chemicznego strącania w warunkach alkalicznych z jonami kationów, takich jak Ca²⁺ i Mg²⁺ (Ziyang i in., 2009).

Ocieki charakteryzują się również skażeniem bakteriologicznym, które jest bardzo wysokie. W miesiącach letnich zawartość *E-coli* i *Streptococcus*, stanowi 10⁶-10⁷ (w 100 cm³ próbki) (Żygadło i in., 2001). Na ilość bakterii mają przede wszystkim wpływ warunki tlenowe składowiska. Liczba bakterii chorobotwórczych w odciekach ze składowiska

tlenowego jest zwykle znacznie niższa niż ze składowiska beztlenowego. Wpływa na to temperatura odpadów, która przy tlenowym rozkładzie związków organicznych osiąga wartość nawet powyżej 70°C, co w efekcie ogranicza liczbę bakterii (Olańczuk-Neyman i in., 2000). Ocieki pochodzące z składowiska w Suchym Lesie koło Poznania zawierały również zielenice (3132 org./cm³), sinice (2520 org/cm³), obumarłe okrzemki (5328 org/cm³) i eugleniny (108 org/cm³) (Magdzirek i Sobczyński, 2002).

Ocieki składowiskowe charakteryzują się znacznie wyższymi stężeniami zanieczyszczeń niż ścieki komunalne. Ich ilość oraz skład jakościowy jest bardzo zmienny. Dlatego też gospodarka odciekami stanowi jeden z trudniejszych problemów eksploatacyjnych składowiska odpadów (Rosik-Dulewska, 2005). W związku z powyższym, należy dążyć do ich minimalizacji już na etapie projektowania, a następnie - stosując odpowiednie zabiegi – także na etapie eksploatacji i rekultywacji składowisk (Żygadło i in., 2001).

3. Metody unieszkodliwiania odcieków

Składowiska odpadów są bardzo uciążliwe i niebezpieczne dla środowiska naturalnego ze względu na występowanie odorów, hałasu, gryzoni, owadów, emisji gazów składowiskowych powodujących efekt cieplarniany, zanieczyszczenia powietrza mikroorganizmami (bioaerozole), a także odcieków, które stanowią istotne zagrożenie dla wód podziemnych i powierzchniowych (Barabasz i in., 2002; Butt i in., 2008; Christensen i in., 2001; Tałałaj i Dzienis, 2007). Przesiákanie odcieków do wód gruntowych na składowisku uszczelnionym może występować w wyniku nieszczelności lub pęknięcia folii. Dodatkowo, w przypadku składowisk nieuszczelnionych istnieje zagrożenie zanieczyszczeniami odciekami wód powierzchniowych (Szyc, 2003). Coraz bardziej rygorystyczne wymogi ochrony środowiska w zakresie wód gruntowych i powierzchniowych wymagają od eksplloatatorów składowisk odpadów stosowania wysokoefektywnych metod oczyszczania odcieków ze składowisk odpadów. Wśród metod oczyszczania i podczyszczania odcieków wyróżniamy (Szyc, 2003):

- metody mechaniczne,
- metody biologiczne,
- metody chemiczne,
- metody fizyczno-chemiczne,
- kombinacje powyższych metod.

Dodatkowo w celu podczyszczania odcieków i zmniejszenia ich ilości stosuje się również recyrkulację odcieków na pryzmę składowanych odpadów (Rodríguez i in., 2004; Bilgili i in., 2007). W Polsce jest to jedna z najczęściej stosowanych metod unieszkodliwiania odcieków, poza wywożeniem ich do miejskiej oczyszczalni ścieków (Magdziarek i Sobczyński, 2002; Szyc, 2003).

3.1 Metody fizyczno–chemiczne

Metody fizyczno–chemiczne usuwają z odcieków substancje rozpuszczone, koloidalne, toksyczne, redukują barwę poprzez różne procesy, wśród których wyróżniamy:

3.1.1 Koagulację i flokulację

Proces koagulacji umożliwia usunięcie z odcieków substancji zawieszonych, koloidalnych, zemulgowanych i częściowo również rozpuszczonych. Substancje te

przekształcone są w postaci, w jakiej mogą być oddzielone od fazy wodnej metodami mechanicznymi, np. przez sedymentację lub flotację (Blitewski i in., 2006). Jako koagulantów używa się soli żelaza np. FeCl_3 , FeClSO_4 , $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ i soli glinu, np. $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ (Rosik-Dulewska, 2005). Uzyskuje się znacznie wyższą efektywność koagulacji dla odcieków ze starych składowisk, charakteryzujących się niską zawartością BZT_5 ($< 300\text{--}500 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$) i stosunkiem $\text{BZT}_5/\text{ChZT} < 0,1$ (Rosik-Dulewska, 2005). Dane przedstawione przez Tatsi i in. (2003), dotyczące procesu koagulacji wskazują, iż wyższą efektywność usunięcia ChZT, wynoszącą 75%, uzyskuje się dla starszych odcieków, przy zastosowaniu, jako koagulantu $\text{FeCl}_3 + \text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, przy pH wynoszącym 7,9 i wyjściowym ChZT równym $5350 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$. Natomiast w przypadku młodych odcieków, efektywność ta wynosiła 25–38%, jednak dla znacznie wyższego stężenia ChZT odcieków surowych, wynoszącego $70900 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$. Bardzo istotne dla przebiegu procesu koagulacji jest właściwy odczyn i odpowiednia dawka koagulantu. Optymalny odczyn przy stosowaniu soli żelazowych wynosi od 4,5 do 4,8, natomiast przy flokulacji solami glinu w granicach 5 - 5,05 (Rosik-Dulewska, 2005). Według Guo i in. (2010) najwyższą efektywność usuwania ChZT, stosując różne dawki koagulantu $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ (od 400 do $1200 \text{ mg}/\text{dm}^3$), przy pH 5, wynoszącą 36% uzyskano przy dawce $800 \text{ mg}/\text{dm}^3$. Koagulacja w 90% usuwa barwę z odcieków ustabilizowanych (Wiszniewski i in., 2006). Wady tego procesu to zwiększona produkcja osadów oraz wzrost stężenia metali pochodzących z soli koagulantu (glinu, żelaza) (Renou i in., 2008; Silva i in., 2004).

3.1.2 Adsorpcja

Adsorpcja jest to zagęszczanie substancji na powierzchni ciała stałego lub w objętości mikroporów wskutek działania sił przyciągających. W procesie adsorpcji biorą udział co najmniej dwa elementy: ciało, na którego powierzchni następuje zagęszczanie substancji, nazwane adsorbentem i substancja zaadsorbowana, którą nazywamy adsorbatem. Uważa się, że adsorpcja jest zjawiskiem powierzchniowym, wywołanym jednym z trzech rodzajów oddziaływań między adsorbentem i adsorbatem: przyciąganie elektrostatycznym, działaniem sił van der Waalsa oraz reakcją chemiczną. Wyróżnia się cztery rodzaje adsorpcji: adsorpcja jonowymienna, fizyczna, chemiczna oraz sitowa (Anielak, 2000). Adsorpcja umożliwia usuwanie części substancji rozkładalnych biologicznie, substancji humusowych oraz chlorowanych węglowodorów (Rosik-Dulewska, 2005). Proces ten jest wykorzystywany jako jeden z etapów zintegrowanego układu oczyszczania odcieków, łączącego procesy fizyko-chemiczne z biologicznymi (Černila Zajc i in., 2004; Rodríguez i in., 2004;

Wiszniewski i in., 2007). Adsorbentem mogą być: zeolity (w tym, klinoptylolit, mordent), aktywny tlenek glinu, żele kwasu krzemowego, naturalne skały ilaste (w tym montmoryllonity, kaolinity, illity), popioły powstające ze spalania odpadów komunalnych (Anielak, 2000; Wiszniewski i in., 2006). Jednak najczęściej stosowanym jest węgiel aktywny, otrzymywany z surowców organicznych, np.: torfu, węgla brunatnego, antracytu, pestek owoców, drewna bukowego i brzoźowego. Według Rodríguez i in. (2004) węgiel aktywny posiada najwyższą zdolność adsorpcji, pozwalającą na usunięcie około 84% zanieczyszczeń w formie ChZT (z wartości 1200 mg O₂/dm³ do 200 mg O₂/dm³). Proces adsorpcji prowadzony jednocześnie z procesem nitryfikacji w jednym zbiorniku napowietrzającym pozwolił na około 87% redukcję ChZT przy użyciu węgla aktywnego, oraz 77% redukcję ChZT przy użyciu zeolitów (Kargi i Pamukoglu, 2004). Również w przypadku usuwania metali ciężkich uzyskuje się wyższą efektywność przy użyciu węgla aktywnego (np. dla Cr - 90%, dla Zn - 74%), niż podczas adsorpcji na zeolitach, gdzie uzyskano dla tych samych metali efektywność wynoszącą odpowiednio 48% oraz 44% (Cotman i Gotvajn, 2010). Prowadzone dotychczas badania wskazują, iż wyższą efektywność usuwania zanieczyszczeń z odcieków składowiskowych uzyskuje się poprzez dodawanie sproszkowanego węgla do zbiorników mieszania, niż w przypadku adsorpcji prowadzonej w kolumnach (Rosik-Dulewska, 2005). Wadą stosowania węgla aktywnego jest jego wysoka cena, duże jego zużycie oraz potrzeba regeneracji wyczerpanego węgla (Blitewski i in., 2006; Renou i in., 2008).

3.1.3 Chemiczne strącanie

Chemiczne strącanie jest często używane w technologii podczyszczania odcieków składowiskowych, ze względu na niskie koszty oraz dobre efekty usuwania metali ciężkich (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn), barwy, mętności i amoniaku. Proces ten zależy głównie od odczynu roztworu, który podlega optymalizacji w zakresie od 7 do 10,5 pH. Ogólną reakcję przebiegu chemicznego strącania zanieczyszczeń z odcieków można przedstawić jako (Salem i in., 2008):



Jako czynniki strącające stosuje się np. wodorotlenek wapniowy Ca(OH)₂, siarczek sodowy (Na₂S) (Szyk, 2003), chlorek żelaza (III) (FeCl₃), siarczan żelaza (II) (FeSO₄) (Lema i in., 1988), MgCl₂·6H₂O + NaH₂PO₄·2H₂O – chlorek magnezu jako źródło magnezu oraz dwuwodorofosforan sodu jako źródło fosforu, w skrócie MAP (z ang. magnesium ammonium phosphate) (Renou i in., 2008). W badaniach prowadzonych przez Salem i in. (2008) uzyskano 11,43% redukcji ChZT przy użyciu 10 g/dm³ wapna. Używając natomiast MAP w

procesie strącania uzyskano 85% redukcję N-NH₄, oraz 50% redukcję ChZT przy pH=9,2 i stechiometrycznym stosunku Mg:NH₄:PO₄=1:1:1 (Ozturk i in., 2003). Dodatkowo MAP jest cennym nawozem używanym w rolnictwie.

3.1.4 Chemiczne utlenianie

Chemiczne utlenianie jest metodą pozwalającą na mineralizację substancji organicznych zawartych w odciekach do CO₂ oraz H₂O, zwiększa również podatność na biodegradację organicznych substancji inertnych, które następnie mogą zostać usunięte w biologicznym procesie oczyszczania (Renou i in., 2008). Chemiczne utlenianie wykorzystywane jest również do usuwania reszkowych stężeń zanieczyszczeń (mikrozanieczyszczeń) w przypadku, gdy wymagany jest bardzo wysoki stopień ich usunięcia (Miksch, 2009). W ostatnich latach powstały liczne publikacje na temat stosowania chemicznego utleniania tzw. trudnych ścieków (Surmacz-Górska, 2001; Wang i in., 2006; Wu i in., 2010). Jako substancje utleniające używano od wielu lat: chlor, podchloryn wapniowy, nadmanganian potasu, ozon (Szyc, 2003). Obecnie częściej stosowane są zaawansowane procesy utleniania w skrócie AOP (z ang. Advanced Oxidation Processes). Efektywność tych procesów wynika ze zwiększonej szybkości utleniania zanieczyszczeń na skutek wytworzenia wysoko reaktywnych rodników hydroksylowych (OH[•]), powstających z dodawanych związków utleniających. Zaletą rodników hydroksylowych jest niska specyficzność w stosunku do związków organicznych i wysoki potencjał utleniający ($E^{\circ}=2,80$ V), a zatem jest w stanie szybko utlenić wiele opornych cząsteczek (Surmacz-Górska, 2001, Miksch, 2009). Kinetyka procesów AOP zależy od stężenia i rodzaju substancji inertnych, temperatury, oraz obecności wolnych rodników (Kurniawan i in., 2006a).

Generalnie, zaawansowane procesy utleniania dzieli się na dwie grupy (Surmacz-Górska, 2001; Wiszniowski i in., 2006):

1. Chemiczne utlenianie, bez fotolizy:

- Ozonowanie (O₃) przy wysokim odczynie (pH>8,5),
- Ozonowanie (O₃) + nadtlenek wodoru (H₂O₂)
- Ozonowanie (O₃) + katalizator,
- Proces z odczynnikiem Dentona;

2. Fotochemiczne utlenianie, wspomagane fotolizą:

- Utlenianie ozonem wspomagane fotolitycznie (O₃/UV),
- Utlenianie nadtlenkiem wodoru wspomagane fotolitycznie (H₂O₂/UV),

- Utlenianie ozonem i nadtlenkiem wodoru wspomagane fotolitycznie ($O_3/H_2O_2/UV$),
- Utlenianie odczynnikiem Dentona wspomagane fotolitycznie,
- Utlenianie fotokatalityczne (UV/TiO_2).

Przykładowo, utlenianie odczynnikiem Fentona (w stosunku molowym $Fe^{2+}:H_2O_2 = 1:10$) zapewniało 70–85% efektywność usuwania ChZT, natomiast redukcja toksyczności była nieznacząca (Cotman i Gotvajn, 2010). W przypadku procesu Fentona wspomaganego fotolitycznie uzyskuje się zwiększoną szybkość utleniania związków organicznych. Kim i in. (1997) uzyskali około 80% efektywność usuwania substancji organicznych. Podczas prowadzonych badań przez Primo i in. (2008) nad procesem Fentona wspomaganym fotolitycznie ($UV/Fe^{2+}/H_2O_2$) stwierdzono, iż jest to jedna z najskuteczniejszych metod, pozwalająca na 78% redukcję ChZT z odcieków składowiskowych, w porównaniu z innymi badanymi procesami ($UV/Fe^{2+}/H_2O_2 > Cu^{2+}/H_2O_2 > Fe^{2+}/H_2O_2 > UV/H_2O_2 > UV$). Pozwala także na całkowite usunięcie barwy, bez obecności H_2O_2 w odpływie.

Oprócz odczynnika Fentona, ozon jest jednym z najczęściej stosowanych, a jednocześnie najsilniejszym utleniaczem (potencjał utleniający - $E^\circ = 2,07 V$) (Kurniawan i in., 2006a). Wolne rodniki hydroksylowe powstające podczas ozonowania w środowisku zasadowym, powodują utlenianie związków organicznych, ale może dojść również do ich rozkładu pod wpływem samego ozonu (Surmacz-Górska, 2001). Badania przeprowadzone przez Calli i in. (2005) wskazują, iż przy dawce ozonu równiej $3 g O_3/dm^3$ dla odcieków o początkowym stężeniu ChZT = $5850 mg O_2/dm^3$, można usunąć 85% substancji organicznej. Silva i in. (2004) dla różnych dawek ozonu (od 0,1 do $3 g O_3/dm^3$), uzyskali efektywność usuwania ChZT w granicach od 2,5 do 48%, natomiast w odniesieniu do barwy, stopień jej redukcji wahał się od 36 do 87%. Ozonowanie wspomagane fotolitycznie pozwala również uzyskać wysokie efekty. Stosując dawkę ozonu $1,6 g O_3/g ChZT$ można uzyskać 80% redukcję ChZT (Surmacz-Górska, 2001). Zastosowanie łącznie ozonu i nadtlenku wodoru pozwala na 90% efektywność usuwania materii organicznej (Renou i in., 2008). Stosując wspomagane fotolityczne utlenianie nadtlenkiem wodoru można uzyskać w biologicznie oczyszczonych odciekach od 60 do 95% usunięcia ChZT oraz od 85 do 90% redukcję AOX (Surmacz-Górska, 2001). W badaniach prowadzonych nad procesem H_2O_2/UV uzyskano zdecydowany wzrost stosunku $BZT_5/ChZT$ od 0,1 do 0,45 (Qureshi i in., 2002).

Utlenianie fotokatalityczne polega na wybiciu elektronu z pasma walencyjnego na pasmo przewodnictwa katalizatora, którym jest najczęściej dwutlenek tytanu - TiO_2 . Wybicie elektronu na pasmo przewodnictwa i powstanie dodatnio naładowanej „dziury”

w paśmie walencyjnym następuje pod wpływem napromieniowania katalizatora promieniami UV o energii równej lub wyższej od różnicy energii ΔE między pasami walencyjnymi i przewodnictwa (Surmacz-Górska, 2001). Nie ma wielu badań na temat procesów utleniania fotokatalicznego (Cho i in., 2002; Rocha i in., 2011). Najnowsze dane wskazują iż przy obniżonym odczynie (pH 4), przy 111 kJ UV/dm³ (zastosowana lampa solarna), oraz zużyciu 267 mM H₂O₂, efektywność usuwana ChZT z odcieków była na poziomie 79% (Rocha i in., 2011). Wiszniewski i in. (2004) uzyskał 93% redukcję rozpuszczonego węgla organicznego przy dawce katalizatora 0,7 g/dm³ (TiO₂) w funkcji zakumulowanej energii równej $Q_{UV} = 33 \text{ kJ/dm}^3$.

Zaawansowane procesy utleniania – AOP mają wspólną wadę, którą jest znaczące zapotrzebowanie na energię elektryczną, do urządzeń takich jak ozonatory, lampy UV, ultradźwięki, co znacząco podwyższa koszt oczyszczania odcieków (Lopez i in., 2004). W przypadku całkowitej mineralizacji zanieczyszczeń oraz usunięciu toksyczności odcieków należy stosować wysokie dawki utleniaczy, co również podnosi koszty (Silva i in., 2004). Należy również zwrócić uwagę, iż niektóre produkty pośrednie utleniania mogą zwiększyć toksyczność odcieków. Dotychczasowe badania wskazują, iż najlepszym kompromisem pomiędzy uzyskiwaną efektywnością, a ponoszonymi kosztami jest zastosowanie procesu Fentona, który technicznie jest prosty, a stosowane żelazo jak i nadtlenek wodoru są stosunkowo tanie i nietoksyczne. Jednocześnie uzyskuje się dobre efekty usuwania zanieczyszczeń z odcieków pochodzących z składowisk odpadów komunalnych (Lopez i in., 2004; Primo i in., 2008; Rocha i in., 2011). Jedynym problemem jest to iż proces Fentona wymaga obniżenia pH. W celu obniżenia kosztów oczyszczania z zastosowaniem zaawansowanych procesów utleniania prowadzi się najnowsze badania nad zastosowaniem układów solarnych jako źródła UV (Rocha i in., 2011; Wiszniewski i in., 2004).

3.1.5 Procesy membranowe

Techniki membranowe umożliwiają jednoczesne usuwanie z odcieków zanieczyszczeń organicznych jak i nieorganicznych, wirusów i bakterii (Bilitewski, 2006). Membrana stanowi półprzepuszczalną barierę rozdzielającą dwie fazy ciekłe lub gazowe. Transport przez membranę zachodzi dzięki odpowiedniej sile napędowej, którą może być różnica ciśnień, stężeń lub temperatury po obu stronach membrany. Różnica potencjału elektrycznego również może stanowić siłę napędową, która powoduje transport jonów lub cząstek posiadających ładunek elektryczny pomiędzy dwoma stronami membrany (Surmacz-Górska, 2001). Wśród metod membranowych wyróżniamy: mikrofiltrację (Suchecka i in., 2006), ultrafiltrację

(Bohdziewicz i in., 2001; Pi i in., 2009; Renou i in., 2009), nanofiltrację (Ince i in., 2010; Marttinen i in., 2002) i odwróconą osmozę (Kurniawan i in., 2006b; Linde i in., 1995; Ushikoshi i in., 2002).

W wyniku przetłaczania odcieków pod ciśnieniem (najczęściej stosowana siła napędowa) większym od ciśnienia osmotycznego danej substancji przez półprzepuszczalną membranę następuje rozdział na dwie frakcje: *permeat*, składający się głównie z fazy wodnej i niektórych składników odcieków, które są w stanie przeniknąć przez membranę (stanowiący około 75% przepływu), oraz *koncentrat*, zatrzymany po stronie ciśnieniowej membrany, wzbogacony w składniki odcieku, które uległy zatrzymaniu na membranie (stanowiący około 25% przepływu) (Bilitewski i in., 2006; Szyc, 2003).

Ultrafiltracja (UF) pozwala na wyeliminowanie mikrocząstek, jednak jej efektywność usuwania zanieczyszczeń jest ściśle związana z rodzajem materiału, z którego zbudowana jest membrana (Renou i in., 2008). Samo zastosowanie ultrafiltracji nie pozwala na usunięcie zanieczyszczeń na poziomie wymaganym przez przepisy prawne obowiązujące w krajach Unii Europejskiej. Jednak jako element bardziej złożonych układów, pozwala uzyskać znacznie wyższą efektywność. Przykładem może tu być zastosowanie ultrafiltracji w bioreaktorach membranowych - MBR (z ang. membrane bioreactors), czyli połączenie metod biologicznych oczyszczania z ultrafiltracją, co pozwala na usunięcie do 90% ChZT z odcieków (Bohdziewicz i in., 2008), a nawet 95%-98% ogólnego węgla organicznego (Pirbazari i in., 1996, za Renou i in., 2008). Równie dobre efekty daje hybrydyzacja układów np. osad czynny + ultrafiltracja + chemiczne utlenienie/lub odwrócona osmoza (Bohdziewicz i in., 2001).

Nanofiltracja (NF) pozwala na usuwanie z odcieków zanieczyszczeń organicznych, nieorganicznych i mikrobiologicznych na bardzo wysokim poziomie, dzięki zastosowanym membranom wykonanym głównie z folii polimerowych, o masie molekularnej pomiędzy 200, a 2000 Da. W prowadzonych badaniach nad procesem nanofiltracji przez Martinena i in. (2002) uzyskano wyniki, w których redukcja ChZT była na poziomie 52-66%, natomiast N-NH₄ od 27 do 50%. Podczas zastosowaniu nanofiltracji po wstępnym biologicznym oczyszczaniu uzyskano 90% efektywność usuwania ChZT.

NF w porównaniu do odwróconej osmozy posiada wiele zalet, takich jak: niższe ciśnienia operacyjne, duży strumień oczyszczanych substancji, wysoka selekcja wielowartościowych jonów, relatywnie niskie koszty inwestycji, a następnie operacyjne i konserwacji (Lu i in., 2002).

Odwrócona osmoza (RO – z ang. reverse osmosis) jest jedną z najczęściej stosowanych technik membranowych. Według Szycy (2003) jest to jedna z najbardziej uniwersalnych metod oczyszczania odcieków, która jest efektywna przy oczyszczaniu odcieków zarówno z młodych, jak i starych składowisk odpadów. W procesie odwróconej osmozy usuwa się cząstki o wymiarach $>0,0005$ mm. Ogólnie uzyskiwana efektywność usuwania ChZT to ponad 95%, przy początkowym stężeniu związków organicznych od 335 do 3840 mg/dm³. Natomiast w przypadku N-NH₄ efektywność jego usuwania może wynosić ponad 96%, przy początkowym stężeniu w zakresie 33-1400 mg/dm³ (Kurniawa i in., 2006b). Pomimo zalet jakie posiada proces odwróconej osmozy, ma on również istotne wady. W szczególności problem stanowi powstający koncentrat, który zawiera zateżone zanieczyszczenia z odcieków, ponieważ RO nie powoduje degradacji zanieczyszczeń, a jedynie ich separację. Powstający koncentrat musi zostać unieszkodliwiony lub podany procesom oczyszczania. Z reguły zawracany jest na składowisko odpadów albo zostaje odparowany, a pozostałość (stały odpad) deponowana jest na składowisku (Bilitewski i in., 2006). Baran i in. (2009) zwracają uwagę, iż intensyfikowanie zanieczyszczeń trudno biodegradowalnych na składowisku przy zastosowaniu RO z refluksiem, może w dłuższym okresie czasu być istotnym zagrożeniem dla środowiska. Problem stanowi również potrzeba stosowania substancji chemicznych do czyszczenia membran (Renou i in., 2008), a także wysokie koszty eksploatacji ze względu na częstą wymianę membran i wysoką konsumpcję energii (Kurniawan i in., 2006b). Firma Probiko Sp. z o. o., podaje koszt oczyszczania 1m³ odcieków ze składowiska odpadów komunalnych w Gdańsku Szadółkach (instalacja oddana do użytku w 2010 r.) wynoszący około 3 euro.

Prowadzone badania nad technikami membranowymi ukierunkowane są na osiągnięcie jak najwyższej efektywności, przy minimalnych kosztach, a także na istotne zmniejszenie objętości koncentratu.

3.1.6 Odpędzanie amoniaku

Jony amonowe, można również usunąć, alkalizując środowisko w celu przekształcenia NH₄⁺ w formę molekularną, gazową, zgodnie z następującym równaniem (Szyc, 2003):



Bardzo istotny wpływ na proces odpędzania amoniaku (z ang. air stripping) ma odczyn oraz temperatura. N-NH₄ występuje w łatwo usuwalnej postaci gazowej w zakresie pH 10,8 – 12,0 i przy temperaturze odpowiednio 30–35 °C (Szyc, 2003). Spadek temperatury

powoduje obniżenie efektywności usuwania amoniaku, ponieważ zwiększa się rozpuszczalność i zmniejsza się ciśnienie pary, powodując obniżenie niezdysocjowanego amoniaku (Marttinen i in., 2002) Odpędzanie amoniaku odbywa się w wieżach, skruberach, zbiornikach lub stawach mechanicznie napowietrzanych. Wysoką, 95% efektywność usuwania amoniaku osiągnięto po 24 godzinach napowietrzania, przy dodatku 8 g/dm^3 wodorowęglanu wapnia (Ca(OH)_2) (Ozturk i in., 2003). Podobne wyniki wcześniej uzyskał Cheung i in. (1997), dla wartości przepływu powietrza równego $5 \text{ dm}^3/\text{min}$ i dodatku Ca(OH)_2 - 93% efektywność usuwania amoniaku. Głównym problemem odpędzania amoniaku jest możliwość przedostania się NH_3 do powietrza atmosferycznego, i zanieczyszczenia środowiska. Dlatego istnieje potrzeba dalszej obróbki powstałego gazu z HCl lub H_2SO_4 , co powoduje wzrost kosztów eksploatacyjnych. Dodatkowo, na urządzeniach w których odbywa się odpędzanie amoniaku osadza się CaCO_3 , powodując zmniejszanie objętości układu (Kurniawan i in., 2006b).

Do metod fizyko-chemicznych możemy zaliczyć również utlenianie elektrochemiczne (Deng i Englehardt, 2007), wymianę jonową (Szyk, 2003), flotację (Renou i in., 2008), metody termiczne (Bilitewski, 2006), które nie zostały w pracy szerzej opisane.

Fizyko-chemiczne metody oczyszczania odcieków składowiskowych są z reguły jednym z elementów bardziej złożonych układów oczyszczania (np. wstępne, albo końcowe podczyszczanie odcieków) oraz mogą służyć do usuwania pojedynczych, wybranych substancji, np. odpędzanie amoniaku.

Metody fizyko-chemiczne są coraz częściej stosowane i coraz bardziej efektywne, a przy tym rozwój technologiczny pozwala na obniżenie kosztów inwestycji, a następnie eksploatacji danego układu. Jednak jak wynika z prowadzonych badań, największą efektywność uzyskujemy przy łączeniu metod fizyko-chemicznych z metodami biologicznymi (Bohdziewicz i in., 2001; Kurniawan i in., 2006b). Zastosowanie metod biologicznych pozwala na usunięcie niewielkim nakładem kosztów, w porównaniu z metodami fizyko-chemicznymi, biologicznie rozkładalnych związków organicznych, zawiesiny oraz amoniaku, natomiast metody fizyko-chemiczne pozwalają na usunięcie związków refrakcyjnych, stąd wysoka efektywność układów hybrydowych.

3.2 Metody biologiczne

Biologiczne oczyszczanie odcieków stosuje się w celu eliminacji zanieczyszczeń organicznych ulegających biodegradacji oraz azotu, który wstępuje głównie w formie amonowej. Rozkład związków organicznych może być prowadzony w procesie tlenowym lub beztlenowym. Natomiast usuwanie azotu prowadzi się najpierw w procesie nityfikacji, gdzie następuje utlenienie amoniaku do azotu azotanowego (III) i azotu azotanowego (V), a następnie produkty nityfikacji zredukowane są w procesie denityfikacji do azotu gazowego (Surmacz-Górska, 2001). Biologiczne oczyszczanie jest prostą, efektywną, a jednocześnie tanią metodą oczyszczania odcieków. Młode i niedojrzałe odcieki charakteryzują się znaczącą podatnością na rozkład biologiczny, ze względu na występujący w nich stosunek $BZT_5/ChZT > 0,5$ (Renou i in., 2008). Gdy stosunek $BZT_5/ChZT$ jest mniejszy niż 0,05, nie ma podstaw do stosowania oczyszczania biologicznego i w tym momencie należy zastosować metody fizyko-chemiczne (Szyc, 2003).

3.2.1 Oczyszczanie beztlenowe odcieków

Metoda biologicznego beztlenowego oczyszczania odcieków ze składowisk odpadów opisywana jest w wielu pracach badawczych (Alkalay i in., 1998; Hombach i in., 2003; Thabet i in., 2009; Timor i Özturk, 1999). W wyniku beztlenowego rozkładu zanieczyszczeń organicznych zawartych w odciekach, powstają następujące produkty końcowe: biogaz, biomasa komórkowa, siarczki metali ciężkich (Surmacz-Górska, 2001). Beztlenowym procesom oczyszczania poddaje się głównie odcieki z młodych składowisk odpadów, zawierające wysokie stężenia BZT_5 oraz duże ilości rozkładalnych biologicznie zanieczyszczeń organicznych podatnych na fermentację, np. lotne kwasy tłuszczowe, alkohole, aldehydy, cukry (Lema i in., 1988). Zaletą procesów beztlenowych jest znacznie mniejsze zużycie energii w porównaniu z metodami tlenowymi. Dodatkowo, ilości powstającego osadu nadmiernego są bardzo małe, co oznacza, że duża część nierozpuszczalnych związków organicznych zostaje rozpuszczona, a następnie ulega biodegradacji. Nie obserwuje się również pienienia w reaktorach, co często występuje podczas prowadzenia procesów aerobowych (Szyc, 2003).

Procesy beztlenowe prowadzone w sekwencyjnym reaktorze biologicznym (AnSBR) pozwalają uzyskać od 64 do 85% redukcji $ChZT$, w temperaturze $35^{\circ}C$ i stężeniu $ChZT$ w dopływie od 3800 do 15900 mg/dm^3 , przy hydraulicznym czasie zatrzymania (HRT) od 1,5 do 10 dni (Timur i Özturk, 1999). W badaniach powyższych stwierdzono również,

że 83% zredukowanego ChZT przekształconych zostaje w metan (CH_4), a pozostała wartość wbudowana zostaje w masę komórkową organizmów prowadzących proces. Nieco wyższe wyniki - pomiędzy 71%, a 92% uzyskali Kennedy i Lentz (2000), dla hydraulicznych czasów zatrzymania 12, 18 i 24h. W przypadku usuwania substancji biogennej, reaktory AnSBR, nie są efektywne. Dopiero zastosowanie sekwencyjnych procesów tlenowo - beztlenowych w reaktorze SBR pozwala na redukcję amoniaku z 1590 mg/dm^3 na wejściu do reaktora do 107 mg/dm^3 na wyjściu z reaktora. Redukcja ortofosforanów była niewielka i wynosiła 19% (Uygur i Kargi, 2004).

Jedną z metod beztlenowego oczyszczania odcieków jest zastosowanie reaktora UASB (z ang. upflow anaerobic sludge blanket), którego zastosowanie umożliwia redukcję ChZT w zakresie 77 - 91%, przy początkowym wskaźniku obciążenia substancją organiczną od 6 do $19,7 \text{ g ChZT/dm}^3 \cdot \text{d}$ (Kennedy i Lentz, 2000). Zakłócenia w przebiegu reakcji może spowodować spadek temperatury. Kalyuzhnyi i in. (2003) w swoich badaniach uzyskali obniżenie stężenia ChZT średnio o 81%, przy temperaturze reakcji równiej 30°C i 20°C , oraz o 47% - przy temperaturze równiej 10°C (HRT około 0,3 d; średnie obciążenie substancją organiczną około $5 \text{ g ChZT/dm}^3 \cdot \text{d}$).

Wśród innych reaktorów wykorzystywanych do oczyszczania odcieków przy wykorzystaniu metod anaerobowych można wymienić: anaerobowe filtry biologiczne (AF) (Henry i in., 1987), złoża fluidalne (Eldyasti i in., 2011) i mieszane złoża filtracyjne (Timur i Öztürk, 1997).

Oprócz wielu zalet, oczyszczanie beztlenowe ma również wady. Proces jest wrażliwy na zmiany pH i temperatury, w odpływie utrzymuje się wysokie stężenie amoniaku, który jest szkodliwy dla środowiska wodnego i jest jednym z głównych zanieczyszczeń odcieków, a także utrudnione jest usuwanie metali ciężkich (Wiszniewski i in., 2006).

3.2.2 Oczyszczanie tlenowe odcieków

Tlenowy rozkład zanieczyszczeń zawartych w odciekach, podobnie jak przy procesach beztlenowych, prowadzony może być z wykorzystaniem mikroorganizmów w stanie zawieszonym (osad czynny) lub biomacie immobilizowanej (złoża biologiczne).

Oczyszczanie osadem czynnym polega na umieszczeniu w odpowiednim reaktorze mikroorganizmów (bakterie, wirusy, grzyby, pierwotniaki, oraz organizmy wyższe np. wrotki). Do reaktora stale dostarczana jest substancja organiczna (w postaci ścieków, odcieków) oraz tlen. Mikroorganizmy pobierają materię organiczną, przeprowadzają jej transformację, w wyniku tlenowego metabolizmu, częściowo w nową masę

mikroorganizmów, a częściowo w dwutlenek węgla, wodę i składniki mineralne. Następnie oczyszczone odcieki oddzielane są od osadu czynnego. Osad czynny zawracany jest z powrotem do procesu, a jedynie jego nadmiar (spowodowany wzrostem mikroorganizmów) jest usuwany i zagospodarowany (Bever i in., 1997; Wiszniowski i in., 2006). Aerobowy proces z wykorzystaniem osadu czynnego stosuje się w celu biochemicznego utleniania związków organicznych podatnych na rozkład biologiczny oraz, przede wszystkim do biologicznego usuwania azotu (Diamadopoulos i in., 1997; Klimiuk i Kulikowska, 2006; Yu i in., 2010). Proces ten musi być prowadzony przy wysokich stężeniach biomasy lub przy długich czasach zatrzymania, zapewniających niskie obciążenie osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń, co pozwala uzyskać odpowiednio długi wiek osadu, zapewniający nityfikację azotu amonowego (Surmacz-Górska, 2001).

Oczyszczanie odcieków z zastosowaniem mikroorganizmów w stanie zawieszenia prowadzone jest w reaktorach przepływowych (Quant i in., 2009a) oraz w sekwencyjnych reaktorach biologicznych (SBR) (Drzewicki i in., 2007). Dane literaturowe wskazują iż efektywność usuwania związków organicznych w reaktorze SBR, wyrażona jako BZT₅ wynosiła maksymalnie 97,5%, natomiast jako ChZT osiągała wartości powyżej 80% (Klimiuk i Kulikowska, 2006). Stosunek BZT₅/ChZT odcieków poddanych procesom oczyszczania w tym badaniu wynosił średnio 0,38.

Dla układu z biomasą immobilizowaną (różnego rodzaju złoża biologiczne) istotny wpływ na uzyskiwaną efektywność usuwania zanieczyszczeń ma skład odcieków, typ złoża oraz rodzaj nośnika (Surmacz-Górska, 2001). Złoża biologiczne z wytworzonym biofilmem są często stosowane, ponieważ mikroorganizmy unieruchomione na nośniku mogą znacząco zmieniać swoje właściwości w wyniku adaptacji. Pozwala to, z kolei, uzyskać genetycznie zmodyfikowane populacje mikroorganizmów, posiadające odpowiedni aparat enzymatyczny, umożliwiającą działalność organizmów w trudnych warunkach środowiskowych. Stają się one bardziej odporne na zmiany środowiskowe i wzrost stężenia substancji toksycznych, a także są aktywniejsze. Dodatkowo nie ulegają wymywaniu z reaktora w takim stopniu jak organizmy osadu czynnego (Miksch, 1995a; Surmacz-Górska, 2001). W przypadku zastosowania sekwencyjnego reaktora z biofilmem, przy bardzo niskim stosunku BZT₅/ChZT wynoszącym 0,05 oraz wysokim stężeniu N-NH₄ (1100 mg/dm³) w ciągu 9 godzin reakcji uzyskano w odpływie 11 mg N-NH₄/dm³ (99% redukcję), przy obciążeniu złoża 0,51 kg N/m³·d (Tengru i in., 2007).

Yusof i in. (2010) prowadząc proces tlenowy (nityfikacja) w systemie osadu czynnego przy wysokim stężeniu amoniaku w odciekach ze składowisk odpadów, wynoszącym $1452 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$, uzyskali 99% efektywność usunięcia N-NH_4 . Autorzy uważają, że sukcesem pełnej nityfikacji, przy tak wysokim stężeniu amoniaku jest dostarczenie odpowiedniej ilości rozpuszczonego tlenu (od 2 do $5 \text{ mg}/\text{dm}^3$) oraz czas zatrzymania osadu dłuższy niż 53 dni.

W celu eliminacji wysokich stężeń azotu amonowego, substancji organicznych nierozkładalnych biologicznie oraz związków toksycznych dodaje się do reaktorów biologicznych granulowany lub w proszku węgiel aktywny (GAC – z ang. granular activated carbon, PAC – z ang. powdered activated carbon) (Liyan i in., 2009). Aktas i Çeçen (2001) stosując PAC uzyskali wstrzymanie akumulacji azotanów (III) w wyniku adsorpcji wolnego amoniaku (FA – z ang. free ammonia) i/lub wolnego kwasu azotowego (FNA – z ang. free nitrous acid), które są inhibitorami drugiej fazy nityfikacji (Anthonisen i in., 1976).

3.2.3 Oczyszczanie tlenowo-beztlenowe odcieków z wykorzystaniem układów hybrydowych

Oczyszczanie zarówno ścieków, jak i odcieków ze składowisk odpadów komunalnych wymaga kompleksowego usunięcia zanieczyszczeń organicznych, biogenych (azot, fosfor), a także substancji toksycznych (np. metali ciężkich). Dlatego podczas oczyszczania niezbędne jest zastosowanie układów wieloprotocowych np. tlenowo-beztlenowych, beztlenowo–anoksydacyjno-tlenowych itd., umożliwiających jednoczesne usuwanie wszystkich zanieczyszczeń. Przebieg procesów usuwania azotu i fosforu dokładnie został opisany w rozdziale 4. Również w przypadku zastosowania układów wielostopniowych, możemy wyróżnić układy pracujące zarówno z wykorzystaniem mikroorganizmów w stanie zawieszonym, jak i różnego rodzaju złożeń biologicznych.

Proces nityfikacji-denityfikacji często realizowany jest w sekwencyjnych reaktorach biologicznych (SBR), zarówno w przypadku oczyszczania ścieków (Debik i Manav, 2010; Tsuneda i in., 2006), jak i odcieków (Uygur i Kargi, 2004; Diamadopoulos i in., 1997; Neczaj i in., 2005). Efektywność usuwania ChZT z odcieków, przy zastosowaniu reaktora SBR w pracy Morlinga (2010) wynosiła ponad 90%, natomiast proces nityfikacji przebiegał prawie ze 100% efektywnością, przy czym azot całkowity został usunięty z 90-95% efektywnością. Podobne dane otrzymał Spangi i in. (2008) dla odcieków ze starego składowiska, gdzie efektywność usuwania azotu ogólnego była zazwyczaj wyższa niż 90%, natomiast efektywność nityfikacji przekraczała 98%. W przypadku usuwania ChZT

uzyskano niższe wartości – średnio 30-40%, ze względu na niską zawartość rozkładalnych biologicznie substancji organicznych w starych odciekach. Należy również dodać iż w celu osiągnięcia właściwej denitryfikacji dodawano zewnętrzne źródło węgla.

Bardziej złożone układy, wykorzystujące procesy tlenowo-beztlenowe i ich kombinację są, dość powszechnie stosowane do oczyszczania odcieków zarówno z młodych, dojrzałych, jak i starych składowisk odpadów, np. biomembranowe reaktory (MBR – z ang. membrane bioreactor), złoża fluidalne w połączeniu z biomembranowymi reaktorami (MBBR – z ang. moving bed biofilm reactor), dwusystemowe układy SBR (Canziani i in., 2006; Chen i in., 2008; Klimiuk i Kulikowska, 2004).

Stosowane w oczyszczaniu odcieków biomembranowe reaktory biologiczne (MBR) są zblokowane z modułem ultrafiltracyjnym w taki sposób, że strumień zawartości bioreaktora przechodzi w całości przez układ membranowy. W systemach tych część biologiczną stanowi z reguły proces osadu czynnego (Miksch, 1995a). W układzie MBR Bohdziewicz i in. (2001) uzyskali w odpływie wartość $ChZT = 846 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, przy początkowym stężeniu $ChZT$ wynoszącym $1780 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ w odciekach surowych.

MBBR jest całkowicie i stale mieszanym reaktorem z biofilmem, gdzie biomasa wzrasta na małych elementach (nośnikach), które mają gęstość nieco mniejszą od gęstości wody. Nośnik jest utrzymywany w stanie zawieszenia (fluidalnym) wraz ze strumieniem cieczy wewnątrz reaktora. Fluidyzacja wewnątrz reaktora może być spowodowana przez napowietrzanie w reaktorach aerobowych oraz przez mieszadło mechaniczne w reaktorach anaerobowych (Ødegaard i in., 1994). Znakomitą efektywność usunięcia $ChZT$ w tego typu układzie, powyżej 91% przy obciążeniu $4,08 \text{ kg ChZT}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ uzyskał Chen (2008). Ze wzrostem obciążenia, efektywność usuwania $ChZT$ spadała i przy obciążeniu $15,70 \text{ kg ChZT}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ osiągnęła wartość 86%. Również usuwanie $N\text{-NH}_4$, przebiegało z wysoką wydajnością, sięgającą 97%, przy czym autor zwraca uwagę na duże znaczenie czasu zatrzymania (HRT- z ang. hydraulic retention time), który w układzie tlenowym MBBR, przy tej efektywności, był większy od 1,25 d.

Zawartość w odciekach wysokich stężeń substancji organicznych, amoniaku, chlorków, substancji refrakcyjnych oraz substancji toksycznych, np. pestycydów, fenoli, ksenobiotyków, zmusza wielu eksploatatorów składowisk odpadów do oczyszczania odcieków w układach wielostopniowych łączących procesy fizyko-chemiczne z procesami biologicznymi. Pozwala to na uzyskanie wysokiej efektywności usuwania zanieczyszczeń wymaganych prawem danego kraju. Również autorzy wielu publikacji naukowych prowadzą

badania nad układami hybrydowymi (Bohdziewicz i in., 2001; Černila Zajc i in., 2004; Li i in., 2009; Pi i in., 2009). Li i in. (2009) prowadząc proces oczyszczania odcieków stosując kombinację procesów biologicznych (SRB), koagulacji, procesu Fentona i filtracji, uzyskali ponad 99% redukcje amoniaku, ze stężeniem w odpływie poniżej 3 mg N-NH₄/dm³, 97,3% redukcję chemicznego zapotrzebowania tlenu, uzyskując wartość ChZT w odpływie poniżej 100 mg O₂/dm³, stężeniem fosforu ogólnego w odpływie poniżej 1 mg P/dm³ oraz poniżej 10 mg/dm³ zawiesiny ogólnej, przy średnim stężeniu zanieczyszczeń w odciekach surowych (w dopływie do układu) odpowiednio: 1200 mg N-NH₄/dm³, 3000 mg O₂/dm³, 15 mg P/dm³, 350 mg/dm³.

Warto również zwrócić uwagę na zastosowanie systemów hydrofitowych do oczyszczania odcieków ze składowisk odpadów (z ang. constructed wetland). Autorzy licznych publikacji (Bulc i in., 1997; Obarska-Pempkowiak i in., 2010; Wojciechowska, 2009), wskazują na różnorodność procesów biochemicznych i fizykochemicznych zachodzących w tego typu systemach, które umożliwiają usuwanie substancji organicznych, związków azotu, ale również zanieczyszczeń specyficznych, w tym metali ciężkich oraz mikrozanieczyszczeń organicznych, np. WWA, detergentów, ksenobiotyków. Obiekty hydrofitowe stosowane do oczyszczania odcieków budowane są w systemie z powierzchniowym (stawy, laguny), jak i podpowierzchniowym (pionowym lub poziomym) przepływem (Obarska-Pempkowiak i in., 2009a). Obiekty hydrofitowe opisywane w literaturze zasilane są z reguły: odciekami wstępnie podczyszczonymi (Kadlec i Zmarthie, 2010; Wojciechowska, 2010), rozcieńczonymi wodami opadowymi (Obarska-Pempkowiak i in., 2010) lub podczas prowadzonych badań laboratoryjnych wodą z kranu (Lavrova i Koumanova, 2010). Efektywność usuwania ChZT w oczyszczalni hydrofitowej na składowisku w Gdańsku Szadółkach wynosiła 72%, BZT₅ - 86%, a N-NH₄ było usuwane prawie ze 100% skutecznością (Obarska-Pempkowiak i in., 2010). Podobne wyniki w badaniach modelowych uzyskały Lavrova i Koumanova (2010), gdzie przy oczyszczaniu odcieków rozcieńczonych wodą wodociągową (1:1), przepływie 40 cm³/min przez złożo hydrofitowe i recyrkulacji 1:3, efektywność usuwania ChZT wynosiła 96% (w okresie 8 dni), BZT₅ - 92% (w okresie 5 dni), oraz N-NH₄ - 100% (w okresie 5 dni). Autorzy (Kadlec i Zmarthie, 2010; Nivala i in., 2007) podają, że zaletą obiektów hydrofitowych są niewysokie koszty budowy i eksploatacji przy jednocześnie wysokiej efektywności oczyszczania.

3.2.4 Oczyszczanie odcieków z ściekami komunalnymi

Metoda wspólnego oczyszczania odcieków ze ściekami komunalnymi na miejskich oczyszczalniach ścieków jest często krytykowana (Kadlec i Zmarthie, 2010; Wojciechowska i Obarska-Pempkowiak, 2008), ze względu na zawartość w odciekach organicznej substancji refrakcyjnej, przy jednocześnie wysokim stężeniu amoniaku, a także ze względu na zawartość substancji toksycznych, które mogą pojawić się w odpływie z oczyszczalni ścieków. Jednak jest to rozwiązanie często stosowane w przypadku oczyszczania odcieków z polskich składowisk odpadów (Szyc, 2003). Badania, prowadzone przez polskich i zagranicznych naukowców nad współoczyszczaniem odcieków wraz ze ściekami, koncentrują się na optymalizacji tego typu układów, a także określeniu maksymalnego dodatku odcieków do ścieków (Çeçen i Aktas, 2001; Diamadopoulos i in., 1997; Kalka i in., 2010; Neczaj i in, 2007; Pelivanoski i in., 2009; Quant i in., 2009b).

Diamadopoulos i in. (1997), prowadził badania w sekwencyjnym reaktorze biologicznym nad współoczyszczaniem odcieków wraz ze ściekami komunalnymi. Uzyskane wyniki wskazują, iż przy 10% dodatku odcieków redukcja BZT₅ wynosiła 98%, ponadto przy zastosowaniu zewnętrznego źródła węgla, w postaci metanolu usunięto 63,2% azotu ogólnego. Znacznie mniej popularne są badania nad współoczyszczaniem odcieków wraz ze ściekami w układach przepływowych. W jednych z nielicznych badań prowadzonych nad wspólnym oczyszczaniem odcieków ze ściekami w układzie przepływowym typu A2/O z 15% dodatkiem młodych odcieków do ścieków komunalnych, uzyskano 93% efektywność usunięcia BZT i 63% efektywność usunięcia ChZT. Azot amonowy usuwano w tym układzie z 97% efektywnością (Kalka i in., 2010).

Maksymalny dodatek odcieków do strumienia ścieków, nie powodujący zakłócenia przebiegu procesów biologicznych różni się znacząco w publikacjach naukowych: od 0,5% (Szpadt, 2006), poprzez 2% (Viviani i Torregrossa, 1997), 10% (Diamadopoulos i in., 1997), do nawet 15% (Kalka i in., 2010). Na tak rozbieżne dane wpływa jakość odcieków, różniąca się w zależności od składowiska odpadów, a mająca wpływ na jakość mieszaniny ścieków i odcieków w dopływie do danego układu oczyszczającego. W celu zniwelowania zmienności jakościowej i ilościowej ścieków należy zapewnić przed każdym układem oczyszczającym zbiorniki uśredniające ich skład i ilość (Obarska-Pemkowiak i in., 2009b).

Zaletą wspólnego oczyszczania odcieków wraz ze ściekami w miejskich oczyszczalniach ścieków jest obniżenie kosztów budowy, a następnie eksploatacji składowisk

odpadów, a także zastosowanie technologicznie prostej i najbardziej przyjaznej środowisku biologicznej metody oczyszczania (Quant i in., 2009a).

Znacznie rzadziej, niż współoczyszczanie odcieków ze składowisk odpadów wraz ze ściekami komunalnymi, stosuje się ich wspólne oczyszczanie ze ściekami przemysłowymi (Neczaj i in., 2008). Oczyszczanie w sekwencyjnym reaktorze biologicznym odcieków pochodzących z dojrzałego składowiska odpadów (stosunek BZT₅/ChZT wynosił około 0,1) wraz ze ściekami pochodzącymi z przemysłu mleczarskiego (wartość ChZT pomiędzy 6000 a 7500 mg/dm³; wartość BZT w zakresie 4000-5000 mg/dm³) pozwoliło na usunięcie ChZT powyżej 98%, BZT₅ powyżej 97% i azotu ogólnego Kjeldahla około 80%, przy stosunku objętościowym odcieków do ścieków mleczarskich 25% (Neczaj i in., 2008).

Dobór metody oczyszczania odcieków ze składowisk odpadów komunalnych należy każdorazowo poprzedzić wnikliwą analizą, uwzględniającą technologie składowania odpadów, rodzaj składowanych odpadów, ilości i jakość powstających odcieków, wielkość składowiska, przewidywany czas eksploatacji składowiska, wymagania prawne pozwalające na odprowadzenie oczyszczonych odcieków do kanalizacji miejskiej, lub bezpośrednio do wód lub do ziemi. Właściwe zaplanowanie metody unieszkodliwiania odcieków przed zaprojektowaniem i budową pozwoli na uniknięcie błędów i racjonalizację kosztów, przy niezbędnej ochronie środowiska przed zagrożeniami, jakie niosą ze sobą powstające odcieki.

4. Podstawy biologicznej eliminacji azotu i fosforu

Zarówno azot jaki i fosfor są ważnymi pierwiastkami dla organizmów żywych. Azot stanowi podstawowy budulec białek (białko zawiera około 16% azotu). Natomiast fosfor jest ogromnie ważnym pierwiastkiem w procesach życiowych (między innymi składnik kwasów nukleinowych, kwasu adenozyntrifosforanowego) (Kajak, 2001). W związku z powyższym, azot i fosfor zaliczamy do pierwiastków biogennych, które są niezbędne do rozwoju organizmów żywych, ale jednocześnie w nadmiarze mogą powodować eutrofizację wód oraz masowy rozwój w nich glonów (Dymaczewski i in., 1997). Zawartość w ściekach azotu w formie zredukowanej powoduje w zbiornikach wody powierzchniowej zużycie tlenu, w wyniku którego mogą nastąpić zakłócenia w biocenozie (miedzy innymi śnięcie ryb). Natomiast nadmierna ilość fosforu w zbiorniku wodnym powoduje bardzo znaczący rozwój glonów. Ich nadmierny rozwój może w konsekwencji wywołać zwiększone zapotrzebowanie na tlen, co może doprowadzić do jego deficytu, a następnie obumierania organizmów, a tym samym wtórnego zanieczyszczenia zbiorników związkami z rozkładu obumarłych organizmów (Zofia Sadecka, 2010). Dlatego tak istotna jest ich eliminacja przed odprowadzeniem do odpowiedniego odbiornika. Biologiczna eliminacja azotu opiera się na procesach nityfikacji oraz denityfikacji, natomiast fosforu - na procesach ogólnie nazywanych defosfatacją.

4.1 Nityfikacja

Azot może występować w ściekach i odciekach w różnej postaci. Przeważającą formą w ściekach surowych i odciekach jest azot amonowy oraz azot organiczny. Źródłem azotu organicznego w ściekach bytowo-gospodarczych są resztki pożywienia, kał, mocz, pozostałości obumarłych komórek roślin i zwierzęcych, organizmy auto- i heterotroficzne, np. glony, bakterie (Heidrich i Stańko, 2007). W czasie przepływu ścieków w kanalizacji azot organiczny ulega amonifikacji i hydrolizuje zgodnie z reakcją (Malej, 1999):



Proces hydrolizy może przebiegać w warunkach tlenowych i beztlenowych. Głównym źródłem amoniaku w ściekach z gospodarstw domowych jest mocznik, który w wyniku hydrolizy bardzo szybko przechodzi w formę N-NH₄ (Heidrich i Stańko, 2007). Formy mineralne w ściekach surowych (azot azotanowy (III) i azot azotanowy (V)) występują na ogół w mniejszych ilościach, najczęściej poniżej 0,5 mg N(NO₂+NO₃)/dm³ (Sadecka, 2010). Jony amonowe w układach technologicznych oczyszczania ścieków podlegają asymilacji

przez komórki bakteryjne (powstaje nowa masa bakteryjna) lub utlenianiu w procesie nityfikacji do azotanów (III), a następnie do azotanów (V) (Miksch i Sikora, 2010).

Nityfikacja jest procesem dwustopniowym prowadzonym przez odrębne grupy bakterii – bakterie utleniające amoniak AOB (z ang. ammonia oxidizing bacteria), zwane też od produktu danej reakcja – azotynu (z ang. nitrite) nitritorami oraz bakterie utleniające azotynu NOB (z ang. nitrite oxidizing bacteria), zwane nitratorami od azotanu (z ang. nitrate), będącego końcowym produktem drugiej fazy nityfikacji (Surmacz-Górska, 2010; Szewczyk, 2005). Wśród bakterii utleniających azot amonowy najszerzej przebadane zostały bakterie *Nitrosomonas europaea*, jako dominujące wśród nityfikatorów. Natomiast *Nitrobacter winogradskyi* jest najszerzej przebadaną grupą bakterii utleniających azotany (III). Na ich podstawie można prześledzić mechanizm uzyskiwania energii w trakcie utleniania amoniaku do azotanu (III), a następnie do azotanu (V) (Klimiuk i Łebkowska, 2008; Miksch i Sikora, 2010).

W pierwszym etapie zwanym nitritacją, azot amonowy utleniany jest do azotanu (III), zgodnie z równaniem (Surmacz-Górska, 2010):



W drugim etapie zwanym nitratacją, azotany (III) są utleniane do azotanów (V), zgodnie z równaniem:



Sumarycznie powyższe równania można zapisać w następujący sposób (Miksch i Sikora, 2010):

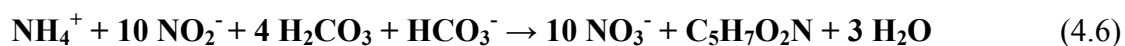


Energię uzyskaną w wyniku utleniania amoniaku i azotanów (III) bakterie nityfikacyjne wykorzystują do wzrostu komórek. Równanie opisujące przebieg nityfikacji oraz wzrost nityfikatorów można zapisać następująco (Miksch i Sikora, 2010; Sadecka, 2010):

- bakterie *Nitrosomonas*:



- bakterie *Nitrobacter*:



gdzie $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$ odpowiada podstawowym składnikom biomasy.

Powyższe równania stanowią podstawę do obliczenia zapotrzebowania na tlen oraz wydajność biomasy, pozwalają również określić wpływ nityfikacji na zasadowość (Malej, 1999; Tchobanoglous i in., 2003):

- dla utlenienia 1 g N-NH₄ do NO₂⁻ - potrzeba 3,43 g O₂
- dla utlenienia 1g NO₂⁻ do NO₃⁻ - potrzeba 1,14 g O₂
- sumarycznie zapotrzebowanie na tlen – 4,57 g O₂ /g N-NH₄
- następuje zużycie zasadowości w ilości 7,14 g CaCO₃/1 g N-NH₄
- w reakcji utleniania azotu i syntezy biomasy powstaje 0,021 mola nityfikantów.

W praktyce wartości te są nieco niższe. Crites i Tchobanglous (1998) wskazują zapotrzebowanie tlenu na poziomie 4,25 g O₂/g N-NH₄, gdyż część azotu amonowego nie jest utleniania do azotanów (V), tylko wykorzystywana do syntezy nowej biomasy. Część azotu, utleniona do azotanów (III), ulega bezpośrednio redukcji do azotu gazowego w lokalnie występujących miejscach niedotlenionych w komorze napowietrzania. Zużycie zasadowości również było niższe i wynosiło 7,14 g CaCO₃/1 g N-NH₄. Nastąpiło również wytworzenie 0,16 g nowych komórek bakteryjnych, a 0,08 g węgla nieorganicznego wykorzystano do tworzenia nowych komórek.

Na proces nityfikacji ma wpływ wiele czynników, najczęściej opisywane w literaturze to: temperatura, odczyn, wiek osadu, zawartość tlenu rozpuszczonego, zawartość substancji toksycznych, obecność inhibitorów (Malej, 1999; Miksch i Sikora, 2010; Surmacz-Górska, 2010; Szewczyk, 2005).

Temperatura optymalna dla procesu nityfikacji waha się między 25 a 30° C, natomiast w temperaturze 30-35°C, szybkość nityfikacji jest stała (Henze i in., 2002). Niska temperatura (poniżej 8-10°C) powoduje hamowanie drugiej fazy nityfikacji i nagromadzenie się w odpływie azotanów (III) (Hagopian i Riley, 1998; Miksch i Sikora, 2010).

Tlen jest niezbędny dla bakterii nityfikacyjnych. Powszechnie uznaje się, że stężenie tlenu rozpuszczonego (DO – z ang. dissolved oxygen) poniżej 0,5 mg O₂/dm³ powoduje inhibicję nityfikacji, w szczególności bakterii *Nitrobacter*. W takim przypadku obserwuje się brak przyrostu stężenia azotanów (V), a zaczynają gromadzić się azotany (III) w odpływie (Malej, 1999; Miksch i Sikora, 2010; Tchobanglous i in., 2003). W praktyce, w komorze nityfikacji utrzymuje się stężenie tlenu na poziomie 2-2,5 g O₂/m³. Stężenie tlenu powyżej 2 g O₂/dm³ nie powoduje zwiększenia wydajności procesu. Natomiast nadmierne

przetlenienie komory z osadem czynnym zwykle pogarsza sedymentację osadu w osadniku wtórnym (Malej, 1999).

Optymalny odczyn dla procesu nityfikacji wynosi pomiędzy 7,5, a 8. Jak wspomniano wcześniej, nityfikacja powoduje obniżenie się odczynu środowiska. W zamkniętych komorach przy wykorzystaniu czystego tlenu, może dochodzić do znaczącego obniżenia się pH, w wyniku braku odpędzania CO₂ i niewystarczającej zasadowości ścieków (Malej, 1999). Obniżenie się pH do poziomu 6-6,5 jest szkodliwe dla przemian biochemicznych realizowanych przy udziale mikroorganizmów osadu czynnego, w tym przede wszystkim nityfikantów. Zahamowanie procesu nityfikacji zaobserwowano również przy pH powyżej 10 (Malej, 1999).

Na proces nityfikacji wpływa również wiek osadu. Szybkość przyrostu bakterii nityfikacyjnych jest znacznie niższa niż szybkość przyrostu organizmów heterotroficznych. W związku z powyższym należy zapewnić taki wiek osadu, który pozwoli na przyrost osadu większy od jego ilości usuwanej jako osad nadmierny. Wiek osadu w warunkach optymalnych powinien wynosić od kilku do kilkunastu dni, nie mniej niż 4 dni. Wymagany wiek osadu zależy od temperatury i związany jest również z obciążeniem osadu. Zmniejszenie się temperatury wymaga podwyższenia wieku osadu i zmniejszenia jego obciążenia (Malej, 1999).

Należy również zwrócić uwagę, iż bakterie nityfikacyjne nie magazynują azotu amonowego, dlatego tak ważne jest aby, wielkość dostarczanego ładunku azotu była równa na przestrzeni doby (Sadecka, 2010).

Nityfikacja jest powszechnie uważana za proces bardzo wrażliwy na działanie inhibitorów (Henze i in., 2002; Surmacz-Górska, 2010). Inhibitorami są zarówno związki organiczne, jak i nieorganiczne. Dotychczas wyznaczono stopień inhibicji dla 115 związków organicznych. Większość z tych substancji jest znacznie bardziej toksyczna dla bakterii nityfikacyjnych niż dla bakterii heterotroficznych. Zarówno w ściekach komunalnych, jak i przemysłowych mogą znajdować się substancje, które powodują inhibicję nityfikacji. Dlatego konieczne jest każdorazowe wyznaczenie parametrów technologicznych nityfikacji w odniesieniu do rzeczywistych warunków. Jednym z istotniejszych parametrów jest szybkość nityfikacji, która determinuje minimalny wiek osadu niezbędny dla uzyskania nityfikacji w danych warunkach. Parametr ten wyznaczany jest za pomocą okresowych testów osadu czynnego (Miksch i Sikora, 2010; Sadecka, 2010)

Inhibitorami nitryfikacji są również metale ciężkie, jednak stopień inhibicji zależy bardziej od stężenia wolnych jonów metali niż od ich całkowitego stężenia w środowisku (Hu i in., 2002, Tchobanglous i in., 2003). Wyniki badań nad wpływem metali na proces nitryfikacji różnią się w zależności od autorów. Hu i in. (2002) podaje, że stężenie 0,001 mola/dm³ niklu i kadmu hamuje utlenianie amoniaku, ale nie hamuje utleniania azotanów (III). Natomiast Tchobanglous i in. (2003) wskazuje, iż całkowita inhibicja utleniania amoniaku następuje przy stężeniu 0,25 mg/dm³ niklu, 0,25 mg/dm³ chromu, oraz 0,10 mg/dm³ miedzi. Henze i in. (2002) zwraca uwagę, iż różnice w danych literaturowych wynikają z prowadzonych badań na czystych kulturach albo kulturach osadu czynnego. Dotyczy to również innych cech. Wskazuje również, iż inhibicja nie nastąpi natychmiast po pojawieniu się czynnika, ale po okresie kilku tygodni. Jeśli natomiast mikroorganizmy poddane są działaniu kilku substancji inhibitujących równocześnie, wówczas wpływ poszczególnych substancji będzie zazwyczaj wzmocniony (efekt synergiczny).

Nitryfikacja może być również hamowana poprzez występowanie wolnego amoniaku oraz wolnego kwasu azotowego (III), które wykorzystywane są przez bakterie nitryfikacyjne (Anthonisen i in., 1976). Ten rodzaj inhibicji widoczny jest głównie przy oczyszczaniu ścieków o wysokim stężeniu azotu amonowego, np. odcieki ze składowisk odpadów komunalnych, wody pochodzące z odwadniania osadów ściekowych, ścieki pochodzenia rolniczego (Surmacz-Górska, 2010).

Ilość wolnego amoniaku w ściekach zależy od stężenia jonu amonowego, z którym wolny amoniak pozostaje w równowadze:



Stan równowagi zależy również od odczynu ścieków oraz temperatury. Stężenie wolnego amoniaku wyznaczymy z zależności:

$$\text{NH}_3 = \frac{17}{14} \cdot \frac{\text{N} - \text{NH}_4^+ \cdot 10^{\text{pH}}}{K_b / K_w + 10^{\text{pH}}} \quad (4.8)$$

gdzie:

NH_3 – stężenie wolnego amoniaku w środowisku [mg NH₃/dm³]

$\text{N} - \text{NH}_4^+$ – stężenie azotu amonowego w środowisku (mg N-NH₄/dm³)

K_b/K_w – stałe dysocjacji odpowiednio amoniaku i wody, zależne od temperatury, wielkość bezwymiarowa:

$$K_b/K_w = e^{6344 / (273+T)} \quad (4.9)$$

gdzie:

T – temperatura [°C]

W przypadku wolnego kwasu azotowego (III) jego stężenie zależy od stężenia jonu azotowego (III). Równowagę między tymi formami opisuje równanie:



Stan równowagi między jonem azotanowym (III) i wolnym kwasem azotowym (III) zależy od stężenia jonu azotanowego (III) oraz podobnie jak w przypadku wolnego amoniaku, zależy od temperatury i odczynu ścieków. Anthonisen i in. (1976) opisali tę zależność równaniem:

$$\text{HNO}_2 = \frac{46}{14} \cdot \frac{\text{N} - \text{NO}_2^-}{K_a + 10^{\text{pH}}} \quad (4.11)$$

gdzie:

HNO₂ – stężenie wolnego kwasu azotowego (III) [mg/dm³]

N-NO₂⁻ – stężenie azotu azotanowego (III) [mg/dm³]

K_a – stała dysocjacji kwasu azotowego (III), zależna od temperatury, wielkość bezwymiarowa:

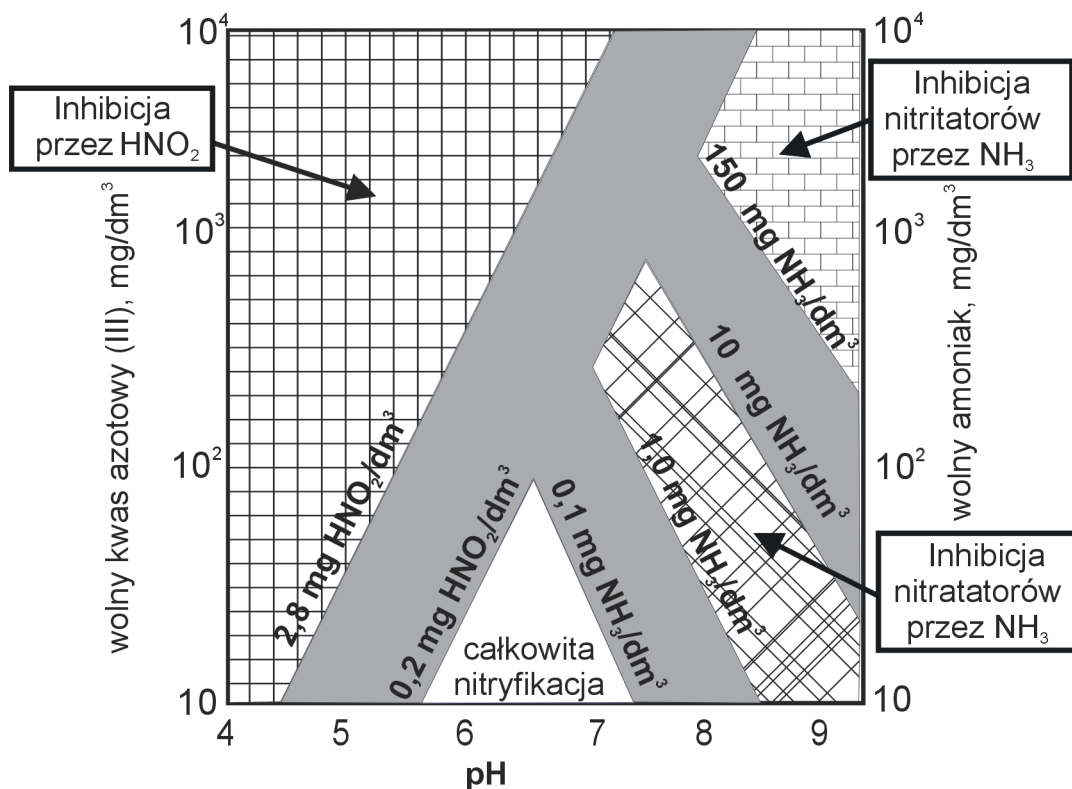
$$K_a = e^{-2300 / (273 + T)} \quad (4.12)$$

gdzie:

T – temperatura [°C]

Anthonisen i in. (1976) wykazał szerokie zakresy stężeń wolnego amoniaku i kwasu azotowego (III) odpowiedzialnych za inhibicję nitritatorów i nitratatorów. Wraz ze wzrostem odczynu i stężenia azotu amonowego rośnie stężenie wolnego amoniaku w środowisku i jego ujemny wpływ na nityfikację. Gdy przekroczone zostanie stężenie graniczne 0,1–1 mg NH₃/dm³, to ujemny wpływ wywierany jest na bakterie z grupy NOB i hamowana jest druga faza nityfikacji. W momencie gdy stężenie wolnego amoniaku przekroczy wartość 10–150 mg NH₃/dm³, to hamowane są już obie fazy nityfikacji, gdyż to stężenie wywiera ujemny wpływ również na bakterie z grupy AOB.

Podobnie sytuacja wygląda z wolnym kwasem azotowym (III), inhibicja nityfikatorów rozpoczyna się po przekroczeniu granicznych stężeń 0,2–2,8 mgHNO₂/dm³. W pierwszej kolejności inhibicji ulegają nitratatory, a dopiero przy wzroście stężenia wolnego kwasu azotowego (III) następuje inhibicja nitritatorów (Anthonisen i in., 1997) (Rys. 4.1.)



Rys. 4.1. Wpływ wolnego amoniaku i kwasu azotowego (III) na bakterie nityfikacyjne w zależności od odczynu środowiska (Anthonisen i in., 1976; Surmacz-Górska, 2010).

Tak szerokie zakresy wartości granicznych stężenia wolnego amoniaku i kwasu azotowego (III), wywołujących inhibicję nityfikatorów, wynikają ze zmienności składu ścieków poddawanych nityfikacji i różnych wartości parametrów technologicznych prowadzonego procesu, w tym różnych procedur adaptacyjnych do wysokich stężeń azotu w ściekach. To w konsekwencji prowadzi do różnic w składzie biocenozy nityfikacyjnej i jej różnych wrażliwości na wysokie stężenia wolnego amoniaku i kwasu azotowego (III) (Anthonisen i in., 1976; Surmacz-Górska, 2002).

4.1.1 Kinetyka nityfikacji

Wzrost biologiczny można opisać przyjmując pewne uproszczenia (zakładając, że bakterie są zdolne do wykorzystania tylko bardzo małych molekuł o prostej budowie np. glukoza, amoniak, etanol, metanol) za pomocą wyrażenia (Henze i in., 2002):

$$r_{V, XB} = \mu_{\max} \cdot f(S) \cdot X_B \quad (4.13)$$

gdzie:

$r_{V, XB}$ – jest szybkością biologicznego wzrostu objętościowego (wymiar $\text{kg/m}^3 \cdot \text{d}$, wyrażony np. w kg ChZT(B)),

μ_{\max} – jest maksymalną szybkością wzrostu - wymiar T^{-1} , wyrażony np. w h^{-1} lub d^{-1} ,

$f(S)$ – opisuje kinetykę wzrostu (np. równaniem rzędu zerowego, pierwszego lub równaniem Monoda)

X_B – jest koncentracją biomasy - wymiar kg/m^3 , wyrażony np. $kg\ ChZT(B)/m^3$ lub $kg\ s.m.(B)/m^3$.

Zużycie substratów, odpowiadające wzrostowi biologicznemu może być wyliczona z zależności (Henze i in., 2002):

$$r_{V,S} = (r_{V,XB})/Y_{max} \quad (4.14)$$

gdzie:

Y_{max} – jest stałą wydajności maksymalnej (wymiar kg/kg , wyrażone np. $kgChZT(B)/ChZT(S)$ lub $kg\ s.m.o/kg\ ChZT(S)$).

Bardzo często stosuje się równania opracowane przez Monoda. Wówczas konsumpcję substratów na cele wzrostu można opisać równaniem (Henze i in., 2002):

$$r_{V,S} = \mu_{max}/Y_{max} \cdot \frac{S}{S + K_S} \cdot X_B \quad (4.15)$$

gdzie:

S - substrat

K_S - stała nasycenia (stała Monoda danego substratu)

W powyższym równaniu czynnikiem limitującym wzrost jest substrat S . Alternatywnie μ_{max} może być traktowany jako maksymalna szybkość wzrostu w danych warunkach środowiskowych (temperatura - T , pH, tlen - S_{O_2} , biogeny, substancje toksyczne):

$$\mu_{rzecz} = \mu_{max} \cdot f(S) \cdot f(S_{O_2}) \cdot F(pH) \cdot f(T) \cdot itd. \quad (4.16)$$

Stąd kinetykę **nitryfikacji** można opisać z pomocą równania Monoda (Tchobanoglous i in., 2003):

$$\mu_{rzecz} = \mu_{max} \cdot \frac{S_2}{S_2 + K_S} \quad (4.17)$$

gdzie:

S - substrat

K_S - stała nasycenia (stała Monoda danego substratu)

W sprzyjających warunkach nitryfikacji maksymalna specyficzna szybkość wzrostu bakterii nitryfikacyjnych I fazy jest mniejsza w porównaniu z maksymalną szybkością wzrostu bakterii II fazy nitryfikacji i w tym momencie w warunkach tlenowych nie występuje gromadzenie się azotynów (tabela 4.1.)

Tabela 4.1. Stałe kinetyki wzrostu czystych kultur bakterii nityfikacyjnych (Klimiuk i Łebkowska, 2008).

| Stała kinetyczna dla: | Jednostka | Wartość | | |
|-----------------------------------|---------------------|---------|------|---------|
| | | min | max | średnia |
| <i>Nitrosomonas</i> | | | | |
| μ_{\max} | d ⁻¹ | 0,3 | 0,2 | 0,7 |
| K_S | mgN/dm ³ | 0,2 | 2,0 | 0,6 |
| <i>Nitrobacter</i> | | | | |
| μ_{\max} | d ⁻¹ | 0,4 | 3,0 | 1,0 |
| K_S | mgN/dm ³ | 0,2 | 5,0 | 1,4 |
| <i>Nitrosomonas i Nitrobacter</i> | | | | |
| μ_{\max} | d ⁻¹ | 0,3 | 3,0 | 1,0 |
| K_S | mgN/dm ³ | 0,2 | 5,0 | 1,4 |
| Y | mg s.m./mgN | 0,1 | 0,3 | 0,2 |
| k_d | d ⁻¹ | 0,03 | 0,06 | 0,05 |

W osadzie czynnym bakterie nityfikacyjne konkurują o tlen z heterotrofami. W sytuacji, gdy stężenie tlenu rozpuszczonego jest równe stałej K_{O_2} , to szybkość wzrostu bakterii nityfikacyjnych stanowi połowę jej wartości maksymalnej. Wartość stałej K_{O_2} wynosi około 2 mg O_2/dm^3 . Określenie szybkości wzrostu bakterii nityfikacyjnych w zależności od stężenia tlenu i substratu ($N-NH_4$), możemy zapisać równaniem (Klimiuk i Łebkowska, 2008):

$$\mu_{rzecz} = \mu_{\max} \cdot \frac{S_{NH_4}}{S_{NH_4} + K_{NH_4}} \cdot \frac{S_{O_2}}{S_{O_2} + K_{O_2}} \cdot X_N \quad (4.18)$$

gdzie:

S_{NH_4} – stężenie amoniaku [mgO_2/dm^3]

S_{O_2} – stężenie tlenu rozpuszczonego [mgO_2/dm^3]

K_{NH_4} – stała Monoda azotu amonowego [mgN_{NH_4}/dm^3]

K_{O_2} – stała Monoda tlenu rozpuszczonego [mgO_2/dm^3]

X_N – zawartość bakterii nityfikacyjnych w osadzie czynnym [$mg\ s.m.o./dm^3$]

Jeżeli wzrost bakterii jest ograniczony przez stężenie innych składników, to w miejsce symbolu K_S w równaniu Monoda wprowadza się symbol danego składnika wpływającego na proces nityfikacji.

4.2 Denitryfikacja

Denitryfikacja jest procesem redukcji azotanów (V) lub azotanów (III) do produktów gazowych, z jednoczesnym utlenieniem związków organicznych, które są źródłem węgla i energii dla bakterii heterotroficznych prowadzących ten proces. Azot gazowy jest słabo rozpuszczalny w ściekach i dlatego uwalniany jest do atmosfery (Malej, 1999). Wiele bakterii jest zdolnych do przeprowadzania procesu denitryfikacji. Są to bakterie fakultatywne, które w warunkach tlenowych wykorzystują tlen jako akceptor elektronów w łańcuchu oddechowym. Przy braku tlenu rozpuszczonego zaczynają wykorzystywać tlen zawarty w azotanach (III) i azotanach (V). Wynika to z faktu, że system transportu elektronów z utlenionych związków organicznych na jony NO_3^- i NO_2^- w czasie denitryfikacji jest prawie identyczny jak tlenowy łańcuch oddechowy. Różnica dotyczy tylko jednego enzymu – w miejsce oksydazy cytochromowej, która przenosi elektrony na tlen, występuje reduktaza azotanowa, azotynowa lub hydroksyloaminowa. Dlatego też bakterie denitryfikacyjne fakultatywne mogą przedstawiać się na pobieranie tlenu rozpuszczonego lub zawartego w azotanach (III) i (V) (Malej, 1999; Miksch i Sikora, 2010). Wśród bakterii denitryfikacyjnych wyróżniamy: *Achromobacter*, *Acinetobacter*, *Agrobacterium*, *Alcaligenes*, *Arthobacter*, *Bacillus*, *Chromobacterium*, *Corynebacterium*, *Flavobacterium*, *Hypomicrobium*, *Moraxella*, *Neisseria*, *Paraccus*, *Propionibacterium*, *Pseudomonas*, *Rhizobium*, *Rhodopseudomonas*, *Spirillum*, *Vibrio*. Nie wszystkie z tych bakterii są zdolne do przeprowadzania pełnej redukcji azotanów (III) i (V) do wolnego azotu. Część z nich prowadzi redukcję jedynie do produktów pośrednich, a inne kontynuują ten proces, wykorzystując produkty pośrednie jako substraty, redukując je do wolnego azotu (Miksch i Sikora, 2010). *Pseudomonas* są najbardziej powszechne wśród wszystkich denitryfikantów i wykazano, że używają szerokiego wachlarza związków organicznych np.: węglowodany, metanol, organiczne kwasy, alkohole, związki benzoesowe i inne składniki organiczne (Tchobanoglous i in, 2003). Ogólny schemat denitryfikacji opisuje równanie:



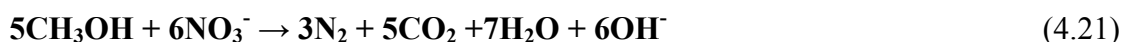
W biologicznych procesach usuwania azotu mogą występować trzy źródła donorów elektronów w łańcuchu oddechowym: po pierwsze - substancja organiczna biologicznie rozkładalna pochodząca ze ścieków, po drugie – substancja organiczna biologicznie rozkładalna powstała podczas endogenego rozkładu oraz po trzecie - zewnętrzne źródła

węgla - np. metanol, etanol, octan, melasa, skrobia, glukoza. „Stechiometrię” dla różnych donorów elektronów można przedstawić w następujący sposób (Tchobanoglous i in, 2003):

Ścieki komunalne:



Metanol:



Kwas octowy:



$\text{C}_{10}\text{H}_{19}\text{O}_3\text{N}$ – określa umownie biologicznie rozkładalną substancję organiczną w ściekach.

Powstające jony OH^- reagują z tlenkiem węgla (IV), powodując wzrost zasadowości środowiska. W praktyce wzrost ten wynosi około $3,57 \text{ gCaCO}_3/\text{gN-NO}_3^-$ zredukowanego. Pamiętając o procesie nityfikacji, który powoduje ubytek zasadowości o $7,14 \text{ gCaCO}_3/\text{gN-NH}_4$ utlenianego, można zauważyć, że denityfikacja pozwala odbudować zużytą zasadowość w procesie nityfikacji, dzięki czemu często nie jest wymagana korekta chemiczna (Miksch i Sikora, 2010; Tchobanoglous i in, 2003).

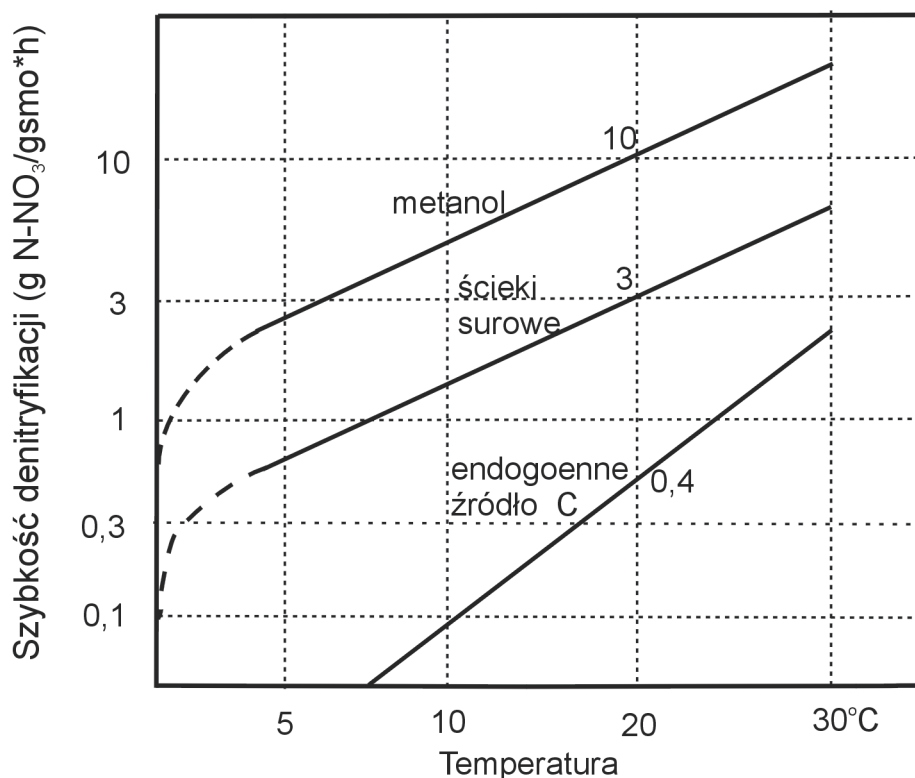
Obecność tlenu wpływa inhibującą na proces denityfikacji. Jeśli w ściekach znajduje się tlen rozpuszczony, to staje się on akceptorem elektronów zamiast azotanów (III) i (V), gdyż szybkość redukcji azotanów (III) i (V) jest mniejsza, niż szybkość tlenowego oddychania komórkowego. W związku z powyższym, stężenie tlenu w reaktorze denityfikacyjnym nie powinno przekraczać $0,5 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ (Sadecka, 2010).

Optymalna temperatura dla procesu denityfikacji wynosi 20°C . Dalszy wzrost temperatury nie przyspiesza procesu. W temperaturze 5°C proces denityfikacji osiąga jedynie 20% efektywność osiąganą w temperaturze 20°C (Sadecka, 2010).

Optymalny dla procesu denityfikacji odczyn wynosi od 6,5 do 7,5 pH. Przy pH poniżej 6,0 oraz pH powyżej 8,0 następuje zahamowanie procesu denityfikacji (Malej, 1999).

Jak wspomniano wyżej bardzo istotna dla procesu denityfikacji jest dostępność biologicznie rozkładalnych związków organicznych – zapotrzebowanie to wynosi od 2,3 do 2,9 g BZT₅/gN-NO₃. Przyjmuje się, że na każdy gram usuniętego azotu azotanowego (V) w procesie denityfikacji przypada obniżenie BZT₅ o 2,86 g (Tchobanoglous i in, 2003). Proces denityfikacji zachodzi bez zakłóceń, jeśli stosunek

BZT₅:N-NO₃ jest większy niż 3,5 (Sadecka, 2010). Szybkość denitryfikacji zależy między innymi od zastosowanego źródła węgla organicznego. Największą szybkość uzyskuje się, gdy zewnętrznym źródłem węgla jest łatwo przyswajalny związek organiczny, np. metanol. Jeśli źródłem węgla organicznego są surowe ścieki lub biomasa rozkładana w procesach endogennych, uzyskuje się gorsze rezultaty (rys. 4.2.).



Rys. 4.2. Szybkość denitryfikacji w zależności od wykorzystania przez bakterie źródła węgla (Miksch, 1995a).

Do czynników korzystnie wpływających na proces denitryfikacji należą (Bever i in., 1997; Malej, 1999; Sadecka, 2010):

- odpowiedni stosunek TN/BZT₅, który powinien w dopływie być mniejszy od 0,2,
- odpowiedni stosunek BZT₅/TP, który powinien być większy od 20,
- brak wstępnej sedymentacji lub krótkie czasy sedymentacji – np. 20 min przy pogodzie bezdeszczowej,
- wstępna hydroliza (generacja lotnych kwasów tłuszczowych),
- wyrównanie stężenia zanieczyszczeń w dopływie (komory mieszania),
- zastosowanie wyprzedającej kaskady komór do denitryfikacji,

- mieszanie, pompowanie i inne operacje uniemożliwiające wprowadzenie tlenu do komory denitryfikacji,
- wysoki stosunek BZT₅ po filtracji do BZT₅ całkowitego.

4.2.1 Kinetyka denitryfikacji

Zazwyczaj kinetykę denitryfikacji opisujemy równaniem Monoda (4.23). Określając szybkość wzrostu bakterii denitryfikacyjnych jako funkcję stężenia substancji organicznych oraz stężenia azotanów (V) posługujemy się podwójnym równaniem Monoda (Klimik i Łebkowska, 2008):

$$\mu_{\text{rzecz}} = \mu_{\text{max}} \cdot \frac{S}{S + K_S} \cdot \frac{S_{\text{NO}_3}}{S_{\text{NO}_3} + K_{\text{NO}_3}} \cdot X_D \quad (4.23)$$

gdzie:

S – stężenie substancji organicznych [mg BZT₅ lub ChZT/dm³]

S_{NO₃} – stężenie azotanów (V) [mg N-NO₃/dm³]

K_S – stała równania Monoda substancji organicznych [mg BZT₅ lub ChZT/dm³]

K_{NO₃} – stała równania Monoda azotanów (V) [mg N-NO₃/dm³]

X_D – zawartość bakterii denitryfikacyjnych w osadzie czynnym [mg s.m.o./dm³]

Jeśli przemianie mają być poddane azotany (V) wówczas zakładamy, że substrat nie ma wpływu na przebieg reakcji denitryfikacji i w takich przypadkach możemy stosować równanie rzędu zerowego (Henze i in., 2002):

$$\mu_{\text{rzecz}} = \mu_{\text{max}} \cdot X_B \quad (4.24)$$

Dzieje się tak w przypadku, gdy stężenie substancji organicznych jest odpowiednio wysokie i w tym momencie szybkość denitryfikacji zależy jedynie od stężenia azotanów.

Różnica pomiędzy procesami aerobowymi, a procesami denitryfikacji polega na tym, że w tych drugich na ogół kontrolujemy stężenie azotanów (akceptor elektronów), a w procesach aerobowych heterotroficznych zazwyczaj kontrolujemy stężenie substancji organicznych (donor elektronu) (Henze i in., 2002).

Przykładowe wartości stałych szybkości wzrostu biomasy i specyficznej szybkości obumierania (współczynnik autolizy) bakterii zdolnych do denitryfikacji podano w tabeli 4.2.

Tabela 4.2. Stałe szybkości wzrostu bakterii denitryfikacyjnych w ściekach miejskich (Klimiuk i Łebkowska, 2008).

| Stała kinetyczna dla: | Jednostka | Wartość | | |
|-----------------------|----------------------|---------|------|---------|
| | | min | max | średnia |
| μ_{\max} | d^{-1} | 0,3 | 0,9 | 0,3 |
| K_S | mg/dm^3 | 0,06 | 0,2 | 0,1 |
| Y | $mg\ s.m./mg\ BZT_5$ | 0,4 | 0,96 | 0,8 |
| k_d | d^{-1} | 0,04 | 0,08 | 0,04 |

Obecność azotanów (V) w dużych stężeniach stymuluje tworzenie produktów pośrednich – azotanów (III), hamujących denitryfikację. Z tego powodu niektórzy autorzy uważają, że najbardziej odpowiedni jest model inhibicji nadmiarem substratu, znany jako model Andrews (Klimiuk, 1998; Klimiuk i Łebkowska, 2008):

$$\mu_{rzecz} = \mu_{\max} \cdot \frac{S}{\frac{S^2}{K_I} + S + K_S} \quad (4.25)$$

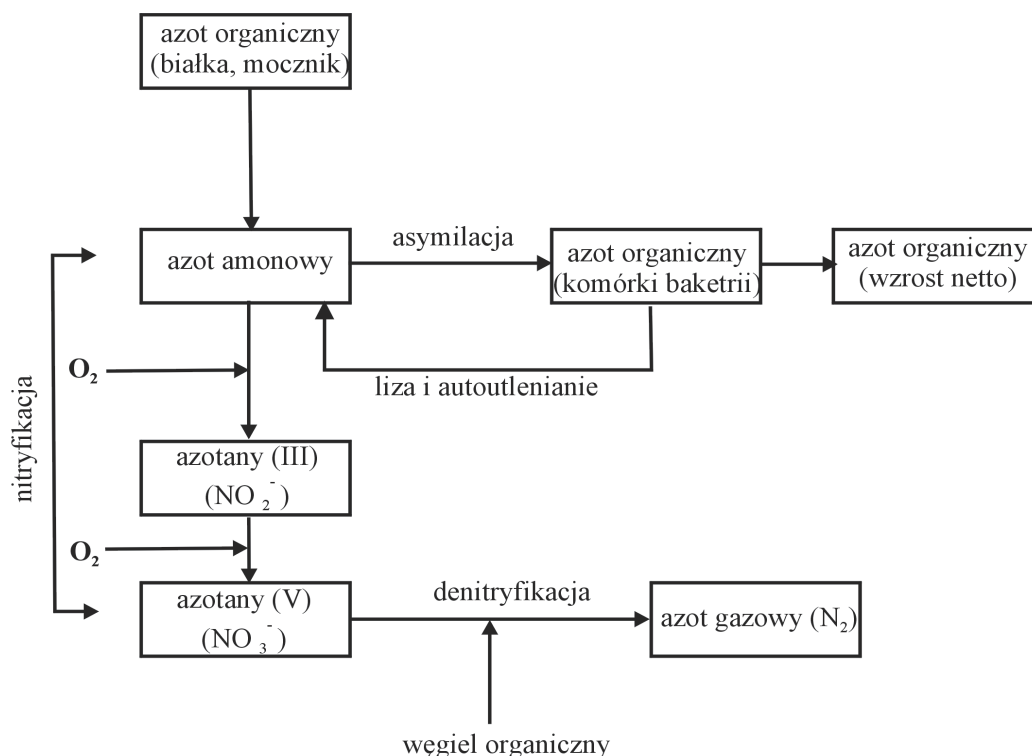
gdzie:

K_I – stała inhibicji [mg/dm^3]

Wang i in. (1995) udowodnili, że azotany (III) silniej ograniczają wzrost bakterii niż azotany (V). Według autorów hamujące działanie azotanów (III) można pominąć, gdy ich stężenie w środowisku jest mniejsze niż $15\ mg\ N-NO_2/dm^3$. Wyznaczone stałe inhibicji K_I mieściły się w przedziale $27 - 44\ mmol/dm^3$, gdy akceptorem elektronów były azotany (V), natomiast w obecności azotanów (III) od 27 do $44\ mmol/dm^3$ (Klimiuk i Łebkowska, 2008).

4.3 Niekonwencjonalne systemy usuwania związków azotu

Konwencjonalną przemianę form azotu w biologicznych procesach oczyszczania można przedstawić schematycznie (rys. 4.3.) w następujący sposób:



Rys. 4.3. Przemiana form azotu w biologicznych procesach oczyszczania (Tchobangleus i in., 2003).

Dążenie do usprawnienia procesów usuwania związków azotu doprowadziło do opracowania nowych technologii, szeroko opisanych w pracach: Klimiuk i Łebkowska, 2008; Miksch i Sikora, 2010; Sadecka, 2010; Wojnowska–Baryła, 2008. Należą do nich:

- tlenowa denityfikacja,
- heterotroficzna nityfikacja,
- beztlenowe utlenianie amoniaku,
- denityfikacja prowadzona przez autotroficzne bakterie nityfikacyjne.

Usprawnienie procesu usuwania azotu polega głównie na skróceniu procesu nityfikacji, co pociąga za sobą zmniejszenie zapotrzebowania na tlen oraz na źródło węgla.

Zatrzymanie procesu na pierwszym etapie pozwala na obniżenie zużycia tlenu z 4,6 kg O₂/kg N przy pełnej nityfikacji do 3,6 kg O₂/kg N. Zatrzymanie nityfikacji na

pierwszym etapie pozwala również ograniczyć o 40% zapotrzebowanie na źródło węgla (Sadecka, 2010).

Proces denitryfikacji azotanów (III), zwany denitritacją, jest około 1,5-razy szybszy, niż proces denitryfikacji azotanów (V). Skrócenie procesu nityfikacji można uzyskać dzięki wyselekcjonowanym szczepom bakterii *Nitrosomonas*, kontroli namnażania bakterii *Nitrobacter*, wykorzystanie w układach różnej szybkości wzrostu bakterii utleniających azot amonowy i azotanowy (III) w zależności od temperatury, a także poprzez regulowany dopływ tlenu.

Procesy wykorzystujące wyżej wymienione niekonwencjonalne technologie usuwania azotu ze ścieków znane są pod następującymi nazwami technicznymi (Klimiuk i Łebkowska, 2008; Miksch i Sikora, 2010; Wojnowska–Baryła, 2008; Zhu i in., 2008):

- Sharon,
- Anammox,
- Oland,
- Cannon,
- Jednoczesna nityfikacja i denitryfikacja,
- Tlenowa de amonifikacja.

4.4 Defosfatacja

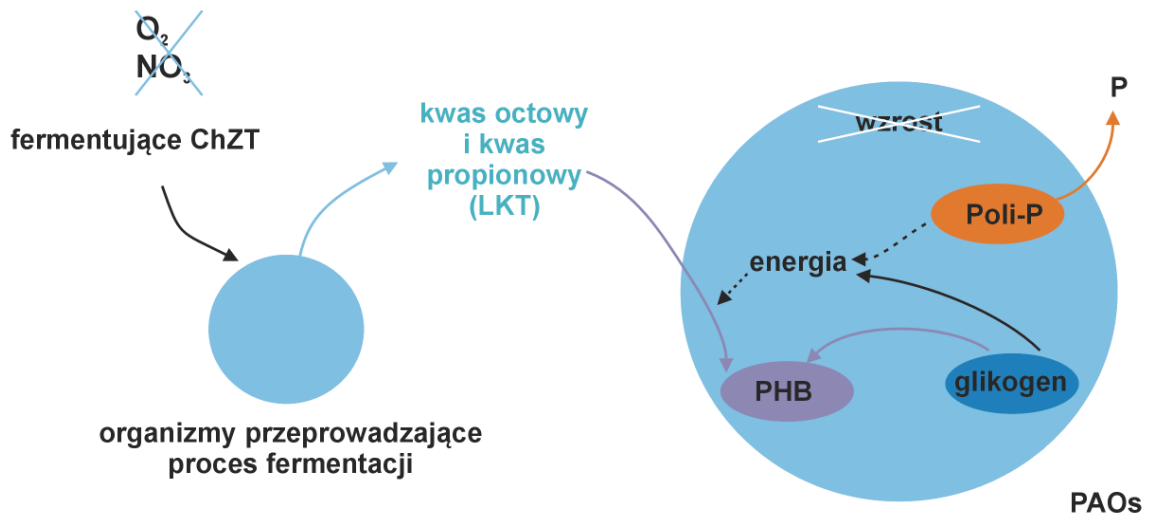
Fosfor występuje w glonach, bakteriach oraz innych organizmach roślinnych i zwierzęcych występujących w wodzie i ściekach. Ścieki surowe zawierają fosfor w postaci ortofosforanów (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^-), polifosforanów ($\text{P}_2\text{O}_7^{4-}$, $\text{P}_3\text{O}_{10}^{5-}$, $\text{P}_4\text{O}_{13}^{6-}$, $\text{HP}_3\text{O}_9^{2-}$, $\text{HP}_3\text{O}_{10}^{4-}$), jak też w postaci fosforu wbudowanego w związki organiczne, tzw. fosforu organicznego. Organizm człowieka wydalą około 1,5 g P/d (Heidrich i Stańko, 2007). Stężenie fosforu dopływającego wraz ze ściekami do oczyszczalni waha się zazwyczaj w przedziale od 6 do 16 mg P/dm³, czasami dochodzi do 24 mg P/dm³ (Sadecka, 2010).

Podczas oczyszczania ścieków, część dostępnego fosforu jest asymilowana przez przyrastającą biomasę. Część zasymilowanego fosforu jest usuwana wraz z osadem nadmiernym (Miksch i Sikora, 2010). Pozostała część fosforu w zależności od wymagań stawianych ściekom oczyszczonym musi być usunięta, bądź to metodami biologicznymi, bądź strącaniem chemicznym.

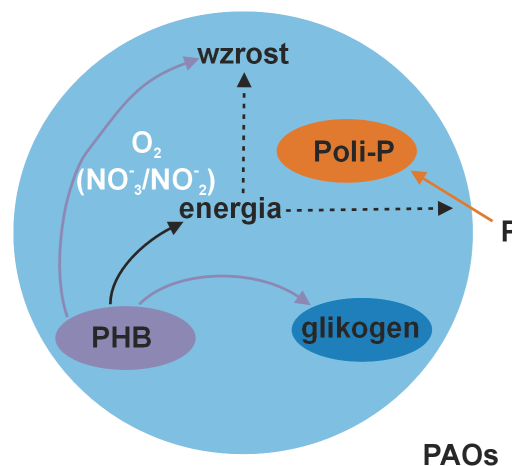
Odkrycie bakterii posiadających zdolność gromadzenia w organizmie zwiększonych ilości fosforu oraz poznanie warunków koniecznych dla ich przeżycia i rozwoju stanowiły podstawę do opracowania metody biologicznego usuwania fosforu. Istota metody polega na utrzymywaniu naprzemiennych warunków beztlenowych i tlenowych w trakcie trwania procesu, dzięki czemu w biocenozie osadu czynnego zwiększa się udział pewnych gatunków bakterii (np. *Acitenobacter*, *Pseudomonas*, *Moraxella*, *Aeromonas*). Bakterie te posiadają zdolność do magazynowania wewnątrz komórek związków fosforu, w formie polifosforanów (PAO – z ang. polyP accumulate organism) w ilościach kilkakrotnie przewyższających ich normalne fizjologiczne zapotrzebowanie (Bernacka i in., 2002; Miksch, 1995a).

Polifosforany są to wielocząsteczkowe biopolimery złożone z kilku do kilku tysięcy reszt fosforanowych powiązanych łańcuchowo wysokoenergetycznymi wiązaniami bezwodnikowymi. W komórkach występują one przeważnie w kompleksowych połączeniach z jonami metali, takimi jak: potas, magnez i wapń (Miksch i Sikora, 2010).

Związki te mogą służyć jako „magazyny” energii, dzięki czemu bakterie mogą przeżyć w warunkach beztlenowych. W warunkach deficytu tlenowego mogą one rozkładać polifosforany, uzyskując przy tym energię w postaci ATP, co jest obserwowane jako wydzielanie fosforanów (V) do środowiska. Proces ten jest możliwy dzięki istnieniu aparatu enzymatycznego, pozwalającego na korzystanie z energii uwolnionej przy rozerwaniu wysokoenergetycznych łańcuchów polifosforanowych. W wyniku hydrolizy łańcuchów polifosforanowych powstają ortofosforany. Uzyskana energia służy syntezie materiałów zapasowych w postaci polihydroksyalkanów (PHA), spośród których najbardziej znanym jest Poli- β -hydroksymaślan (PHB – z ang. poly-B-hydroxybutyrate). Do przedmiotowej syntezy wykorzystywanych jest szereg substratów organicznych, np. octany, maślany, bursztyniany, mleczany, propioniany zawarte w ściekach. Substraty te zazwyczaj są produktami fermentacji. Proces usuwania fosforu przebiega szybciej i sprawniej, jeśli ścieki dopływające do oczyszczalni są zgniłe, ponieważ w takich ściekach są już gotowe produkty fermentacji. Biosynteza substancji zapasowych, głównie PHB, zachodzi w środowisku beztlenowym, oraz pozbawionym azotanów. Substraty wytworzone w fazie beztlenowej są wykorzystywane do procesów wzrostu i rozwoju komórek bakteryjnych w fazie tlenowej, a także kumulacji polifosforanów (Sadecka, 2010). Uproszczony schemat metabolizmu polifosforanów w komórkach przedstawiony został na rysunkach 4.4. oraz 4.5.



Rys. 4.4. Uproszczony schemat metabolizmu polifosforanów w komórkach bakterii kumulujących polifosforany w warunkach beztlenowych. Pobieranie przez bakterie PAO rozpuszczonych łatwo przyswajalnych lotnych kwasów tłuszczowych (LKT) i przekształcanie ich w endogenną substancję zapasową – poli-β-hydroksymaślan (PHB), przy wykorzystaniu energii uwalnionej przy rozkładzie polifosforanów, czemu towarzyszy uwalnianie fosforanów (V) do środowiska (Henze i in., 2008).



Rys. 4.5. Uproszczony schemat metabolizmu polifosforanów w komórkach bakterii kumulujących polifosforany w warunkach tlenowych lub anoksydacyjnych. Utlenianie zmagazynowanego PHB i substancji organicznych z otoczenia. Magazynowanie części uzyskanej w ten sposób energii w postaci polifosforanów, czemu towarzyszy pobieranie fosforanów (V) ze środowiska w ilości większej niż wcześniej wydzielonej. Następuje wzrost mikroorganizmów. (Henze i in., 2008).

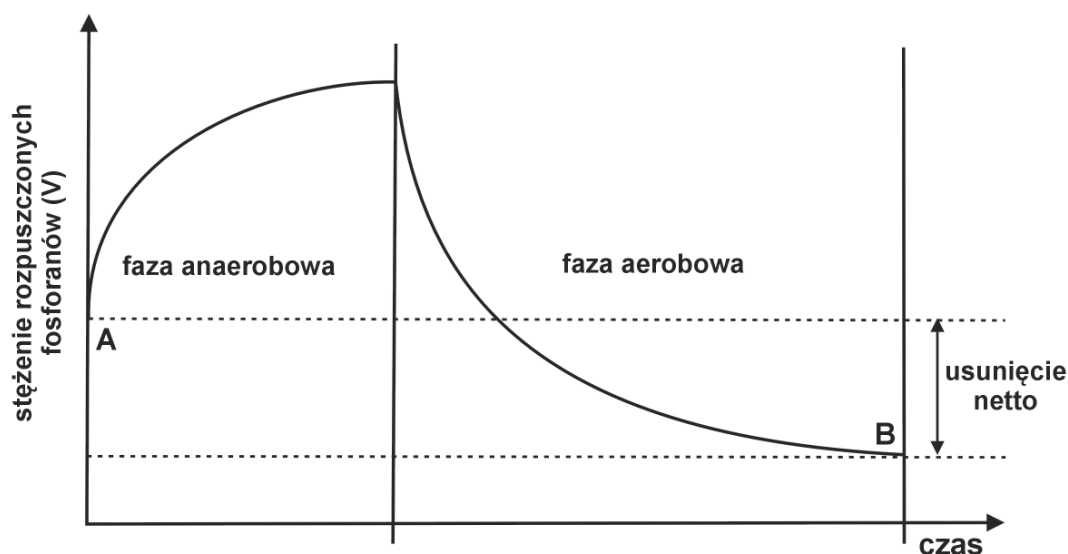
Rozróżnia się dwa rodzaje gromadzenia polifosforanów (Bever i in., 1997):

- nadkompensacja polifosforanów (z ang. overplus accumulation),
- zwiększone wchłanianie fosforanów (z ang. luxury uptake).

Gromadzenie polifosforanów poprzez nadkompensację występuje u mikroorganizmów, które po okresie niedoboru fosforanów (V) ponownie otrzymują niezbędne do rozwoju stężenie fosforanu (V). W trakcie procesu wzrostu polifosforany ulegają ponownemu rozkładowi i służą głównie do syntezy komórek zawierających fosforany (V). Ten proces magazynowania fosforanów (V) zachodzi głównie w naturalnych wodach powierzchniowych, w których często występuje niedobór fosforanów.

Przy zwiększonym wchłanianiu fosforanów (V) komórki przyjmują fosforany w ilościach większych niż to konieczne do ich rozwoju. Nadmiar fosforu zostaje zmagazynowany również w postaci polifosforanów, jednak odwrotnie niż przy nadkompensacji, polifosforany w trakcie wzrostu komórek nie ulegają rozkładowi. To zjawisko wykorzystywane jest do usuwania fosforu w technologii osadu czynnego.

Przebieg biologicznego usunięcia fosforu w wyniku nadmiernego pobierania przedstawiono na rysunku 4.6.



Rys. 4.6. Przebieg biologicznego usunięcia fosforu w wyniku nadmiernego pobierania.

Bakterie znajdujące się w biomacie osadu czynnego uwalniają fosforany (V) z komórek w warunkach beztlenowych. Natomiast w środowisku tlenowym następuje pobieranie fosforanów (V) przez mikroorganizmy w ilościach znacznie większych niż uprzednio wydzielona z komórek ilość fosforanów (V) w fazie beztlenowej. Nadmiar fosforu kumulowany jest w komórkach bakteryjnych w postaci polifosforanów. W ten sposób wraz z osadem nadmiernym następuje usunięcie części ładunku fosforu dopływającego do oczyszczalni (Miksch i Sikora, 2010).

Prowadzone w latach siedemdziesiątych badania wykazały znaczenie bakterii *Acinetobacter* w procesach usuwania fosforanów w oczyszczalni ścieków (Fuhs i Chen, 1975, za Klimiuk i Łebkowska, 2008). W latach osiemdziesiątych wykazano, że oprócz *Acinetobacter*, ponad 20 innych gatunków mikroorganizmów wykazuje zdolności do kumulowania polifosforanów, np. *Aerobacter aerogenes*, *Pseudomonas vesicularis*, *Escherichia coli* (Gersberg i Allen, 1985; Kato i in., 1993; Meganck i Faup, 1988 – za Klimiuk i Łebkowska, 2008).

Efektywność procesu defosfatacji uzależniona jest od wielu czynników, wśród których wyróżniamy (Henze i in, 2008; Miksch i Sikora, 2010; Sadecka i in., 2010):

- podatność na biodegradację związków organicznych w ściekach surowych,
- obecność azotanów (V) w strefie anaerobowej,
- odczyn środowiska,
- obecność tlenu rozpuszczonego w strefie anaerobowej,
- temperatura,
- wiek osadu,
- wpływ substancji toksycznych,
- wtórne uwalnianie fosforanów (V).

Lotne kwasy tłuszczowe (LKT), które są łatwo rozkładalną substancją organiczną, wykorzystywane są przez mikroorganizmy akumulujące polifosforany w strefie anaerobowej. Frakcja łatwo rozkładalna w dopływających ściekach stanowi jedynie około 14% całkowitego ChZT i zwiększa się w przypadku, gdy ścieki transportowane są na duże odległości kolektorami o niskich prędkościach przepływu, ponieważ stwarza to idealne warunki do kwaśnej fermentacji, która prowadzi do przekształcania części wielkocząsteczkowych związków organicznych w łatwo przyswajalne LKT. Podatność ścieków na biologiczną defosfatację można określić na podstawie stosunku ChZT/TP. I tak, w przypadku, gdy $\text{ChZT/P} \geq 50$ to można uzyskać wysoki stopień biologicznej defosfatacji (fosfor w odpływie z oczyszczalni poniżej 2 g P/dm^3), natomiast wartość stosunku ChZT/TP niższa od 50, powoduje, iż nie można uzyskać wysokiej efektywności usuwania fosforu i należy zastosować dodatkowo proces chemicznego strącania fosforu (Miksch i Sikora, 2010).

Obecność azotanów (V) w strefie anaerobowej jest bardzo niepożądana dla procesu defosfatacji. Wprowadzane do strefy anaerobowej azotany (V) (np. zawarte w ściekach surowych lub recykulowanym osadzie czynnym) powodują, że lotne kwasy tłuszczowe, potrzebne dla procesu biologicznej defosfatacji, zostają częściowo wykorzystane w procesie zachodzącej denitryfikacji. W typowych ściekach komunalnych azotany (V) występują na ogół w niewielkich stężeniach, zwykle poniżej 1 mg N-NO₃/dm³, natomiast w osadzie recykulowanym azotany (V) mogą być obecne w wysokich stężeniach, uzależnionych od efektywności nitryfikacji i denitryfikacji. Recyrkulacja 1 mg N-NO₃ do komory anoksycznej powoduje zużycie 8,6 mg ChZT łatwo rozkładalnego, co znacząco ograniczyć może dostępność łatwo rozkładalnego ChZT dla biologicznej defosfatacji. Ta sama sytuacja może występować w wyniku przenoszenia rozpuszczonego tlenu wraz z osadem recykulowanym lub ze ściekami surowymi. Tlen zawarty w komorze anaerobowej będzie powodował utlenianie lotnych kwasów tłuszczowych, a w dalszej konsekwencji zmniejszenie dostępności LKT organizmom akumulującym polifosforany i obniżenie stopnia redukcji fosforu. Przyjmuje się, że 1 mg O₂ w komorze beztlenowej powoduje rozkład 3 mg ChZT łatwo rozkładalnego (w postaci LKT) (Henze i in., 2008).

W przypadku przenoszenia z osadem recykulowanym niepożądanych w komorze beztlenowej azotanów (V) oraz tlenu należy zmienić technologię oczyszczania, np. poprzez dobudowanie dodatkowych komór denitryfikacji, albo zwiększenie ilości łatwo rozkładalnego ChZT w ściekach kierowanych do komory anaerobowej, czemu może służyć zastosowanie fermentacji kwaśnej osadu surowego (Miksch i Sikora, 2010).

Nie do końca poznany jest mechanizm wpływu odczynu na szybkość defosfatacji. Zaobserwowano, że wraz ze spadkiem odczynu poniżej 6,5 pH obniża się stopień usunięcia fosforanów (V). Ponieważ usuwanie fosforu prowadzi się z reguły wraz z biologicznym usuwaniem azotu, znaczenia nabiera intensyfikacja denitryfikacji w celu utrzymania korzystnego pH. Czasami jednak wymagane jest dozowanie wapna (Ca(OH)₂) lub wodorotlenku sodu (NaOH) w celu utrzymania właściwego pH (Miksch i Sikora, 2010).

Temperatura nie wpływa bezpośrednio na usuwanie fosforu. Jednak w przypadku obniżenia efektywności nitryfikacji i denitryfikacji w wyniku niskiej temperatury, może nastąpić również obniżenie efektywności defosfatacji, jako rezultat pojawiania się azotanów w komorze anaerobowej (Tchobanoglous i in., 2003). Biochemiczna defosfatacja może przebiegać nawet w temperaturze poniżej 5°C, podstawowym warunkiem jest dostępność LKT o krótkich łańcuchach. W przypadku, gdy LKT generowane są w fermenterach

(kwaśna fermentacja osadów wstępnych), niska temperatura obniża sprawność fermeterów, a to może być pośrednią przyczyną zmniejszenia się sprawności defosfatacji (Malej i Boguski, 2001).

Uzyskane dane z prowadzonych doświadczeń wykazują, że wysoki poziom usunięcia fosforu można uzyskać przy wieku osadu od 3 do 60 d (Miksch i Sikora, 2010).

Niebezpiecznym procesem dla efektywności usuwania fosforu jest wtórne uwalnianie fosforanów (V). Zjawisko to może występować w warunkach beztlenowych występujących poza komorą anaerobową, np. w tzw. „martwych strefach” w komorze napowietrzania, gdzie stężenie tlenu spada poniżej 0,5 mg O₂/dm³ czy też w osadniku wtórnym, przy zbyt długim czasie zagęszczania. Wtórne uwalnianie fosforu zależy również od składu ścieków. W wielu przypadkach uwolniony z polifosforanów fosfor jest ponownie wiązany w formy nierozpuszczalne przez składniki ścieków (Sadecka, 2010).

4.4.1 Kinetyka defosfatacji

Znajomość przemian biochemicznych bakterii gromadzących polifosforany (PAO) polega na ustaleniu procesów jednostkowych w warunkach beztlenowych i tlenowych, a następnie sformułowaniu równań reakcji.

W procesie biologicznej defosfatacji bakterie pobierają duże ilości fosforanów (V), które tworzą rezerwę energii do wykorzystania w warunkach anaerobowych. Regeneracja rezerwy fosforanów (V) może odbywać się zarówno w warunkach aerobowych, jak i anoksycznych.

W warunkach anaerobowych szybkość poboru substratu np. kwas octowy – $r_{V,KO}$, może być opisana w sposób przybliżony za pomocą równania Monoda (Henze i in., 2002; Miksch i Sikora, 2010):

$$r_{V,KO} = k_{KO} \cdot \frac{S_{KO}}{S_{KO} + K_{S,KO}} \cdot X_{BP} \quad (4.26)$$

gdzie:

S_{KO} – stężenie kwasu octowego

k_{KO} – stała poboru kwasu octowego

$K_{S,KO}$ – stała nasycenia przy usuwaniu kwasu octowego

X_{BP} – stężenie bakterii kumulujących fosforany

Jeżeli nagromadzone fosforany (V) zostaną uwolnione, proces ulega zahamowaniu. Wyrażenie na uwalnianie fosforanów (V) (r_{PO4}) w warunkach anaerobowych ma postać (Henze i in., 2010; Miksch i Sikora, 2010; Sadecka, 2010):

$$r_{\text{PO}_4} = f_{\text{KO,PO}_4} \cdot k_{\text{KO}} \cdot \frac{S_{\text{KO}}}{S_{\text{KO}} + K_{\text{S,KO}}} \cdot X_{\text{BP}} \quad (4.27)$$

gdzie:

$f_{\text{KO,PO}_4}$ – współczynnik stechiometryczny określający ilość uwolnionych fosforanów (V) w warunkach anaerobowych w wyniku pobranych octanów (2 mol KO/mol P).

Pobór fosforanów (V) w warunkach aerobowych ($r_{\text{V,PO}_4}$) może być opisany w sposób przybliżony za pomocą zmodyfikowanego wyrażenia Monoda (Henze i in., 2010; Miksch i Sikora, 2010; Sadecka, 2010):

$$r_{\text{V,PO}_4} = \frac{\mu_{\text{max,P}}}{Y_{\text{max,P}}} \cdot \frac{S_{\text{PO}_4}}{S_{\text{PO}_4} + K_{\text{S,PO}_4}} \cdot X_{\text{BP}} \quad (4.28)$$

gdzie:

$\mu_{\text{max,P}}$ – maksymalna właściwa szybkość wzrostu bakterii akumulujących fosfor

$Y_{\text{max,P}}$ – stała maksymalnej wydajności bakterii fosforowych

S_{PO_4} – stężenie fosforu fosforanowego

$K_{\text{S,PO}_4}$ – stała nasycenia fosforu fosforanowego

5. Charakterystyka zanieczyszczeń organicznych za pomocą frakcji ChZT

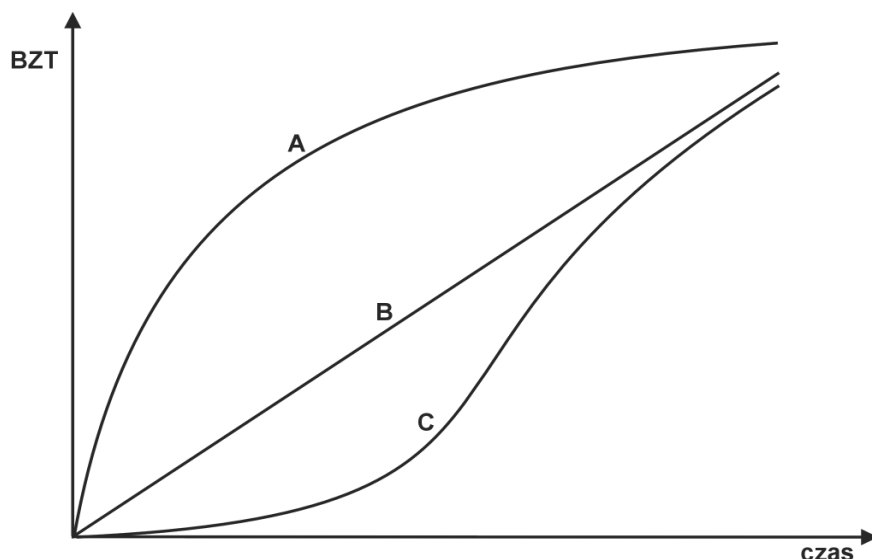
W celu scharakteryzowania zawartości substancji organicznych stosuje się powszechnie znane wskaźniki takie jak: biochemiczne zapotrzebowanie tlenu (BZT_5), chemiczne zapotrzebowanie tlenu (ChZT), ogólny węgiel organiczny lub straty przy prażeniu (Miksch, 1995b; Łomotowski i Szpindor, 1999; Tchobanoglous i in, 2003).

Biochemiczne zapotrzebowanie tlenu (BZT) oraz chemiczne zapotrzebowanie tlenu (ChZT) są najczęściej używane przy określaniu zanieczyszczeń organicznych w ściekach. Jednak żaden z tych parametrów nie daje szczegółowej informacji na temat ilościowego udziału frakcji biologicznie rozkładalnej (Tchobanoglous i in, 2003).

Biochemiczne zapotrzebowanie tlenu (BZT) jest pojęciem umownym, określającym ilość tlenu niezbędną do biochemicznego utlenienia związków organicznych w ściekach w warunkach aerobowych, w temperaturze 20°C (Hermanowicz i in., 1999). Wartość BZT zależy od rodzaju i stężenia substancji organicznej, ilości i aktywności mikroorganizmów, temperatury, obecności związków toksycznych i inhibitorów reakcji biochemicznych. Najczęściej zużycie tlenu określa się po pięciu dobach, uzyskując tzw. pięciodobowe zapotrzebowanie tlenu (BZT_5), ponieważ w ciągu pierwszych pięciu dni najszybciej zachodzą procesy utleniania – od 60 do 70% substancji organicznych. Całkowite utlenienie substancji organicznych następuje po 100 dniach, jednak już po 20 dniach, utlenionych jest od 95 do 99% (Tchobanoglous i in, 2003). Przyjmuje się, że BZT_5 określa ilość substancji szybko rozkładalnych, a pozostała część BZT odpowiada substancjom wolno rozkładalnym (Sadecka, 2010). Umownie uważa się, że BZT_{20} stanowi BZT całkowite.

W ściekach miejskich wartości BZT_5 waha się w granicach 150-500 $\text{mg O}_2/\text{dm}^3$. Większe wartości BZT_5 powyżej 700 $\text{mg O}_2/\text{dm}^3$ mogą być skutkiem dopływu ścieków przemysłowych do sieci kanalizacyjnej, natomiast wartości mniejsze powyżej 150 $\text{mg O}_2/\text{dm}^3$, świadczą zwykle o dopływie wód infiltracyjnych do kanalizacji (Geneja, 2006).

Na rysunku 5.1 przedstawiono przebieg krzywych BZT w zależności od rodzaju zanieczyszczeń zawartych w ściekach (Sadecka, 2010).



Rys. 5.1. Przebieg krzywych BZT w zależności od składu ścieków

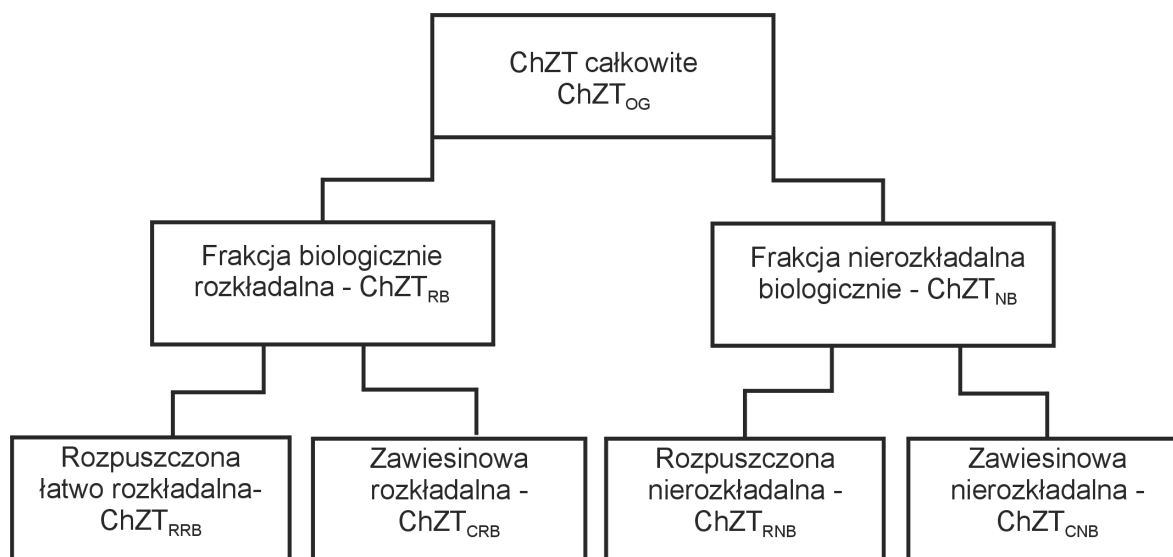
Pierwsza krzywa (A) BZT ma typowy przebieg dla próbki zawierającej związki łatwo rozkładalne biologicznie. Przebieg drugiej krzywej BZT (B) świadczy, iż w próbce znajdują się związki organiczne trudno rozkładalne. Uzyskanie krzywej o charakterze krzywej C oznacza, iż w próbce są związki toksyczne, hamujące procesy rozkładu biologicznego. W przebiegu trzeciej krzywej (C) można zauważyć dwa etapy – pierwszy bardzo wolnego przyrostu BZT, wynikający z silnej presji związków toksycznych na mikroorganizmy oraz drugi – szybkiego wzrostu BZT po zaadaptowaniu mikroorganizmów do obecności związków toksycznych.

Innym wskaźnikiem zawartości substancji organicznych w ściekach jest chemiczne zapotrzebowanie na tlen (ChZT). ChZT określa ilość zużytego utleniacza potrzebną do utleniania związków organicznych na drodze chemicznej (Miksch, 1995b). Obecnie najczęściej jako utleniacz stosuje się dwuchromian potasu, który w środowisku kwaśnym w obecności soli srebra jako katalizatora pozwala uzyskać najwyższy stopień utlenienia związków organicznych, od 90 do 95% (Norma: 037/2007/PN-74/C-04578.03).

Coraz bardziej zaostrzające się wymogi co do jakości odpływu z oczyszczalni ścieków, w szczególności azotu, fosforu i substancji organicznej, wymagają optymalizacji układów oczyszczania ścieków. Dlatego w ostatnich latach nastąpił dynamiczny rozwój modelowania matematycznego biologicznych procesów osadu czynnego w symulatorach komputerowych, pozwalający na wirtualne badanie różnych warunków przebiegu procesu i jego skutków, co w warunkach rzeczywistych mogłoby być bardzo kosztowne, niebezpieczne, czasochłonne lub wręcz niewykonalne (Dymaczewski, 2008). W związku z

coraz większą wiedzą na temat zachodzących procesów i jej wykorzystania do projektowania oczyszczalni ścieków, a także na potrzeby modelowania matematycznego tych procesów, istotne stało się wyróżnianie poszczególnych frakcji ChZT.

Podstawowy podział ChZT oparty jest na określeniu w ChZT całkowitym (ChZT_{OG}), frakcji biologicznie rozkładalnej (ChZT_{RB}) i nierozkładalnej (ChZT_{NRB}). Następny poziom określa jaką część ChZT stanowi frakcja rozpuszczana (ChZT_{R}), a jaką zawieszinowa (ChZT_{C}) (rys. 5.2.)



Rys. 5.2. Podział frakcji ChZT w ściekach

Zgodnie z podziałem frakcji przedstawionym na rysunku 5.2. frakcja rozkładalna ChZT dzieli się na:

- frakcję ChZT rozpuszczoną rozkładalną biologicznie (łatwo rozkładalna) – ChZT_{RRB}
- frakcję ChZT zawieszinową rozkładalną biologicznie (trudno rozkładalna) - ChZT_{CRB}

Frakcja nierozkładalna biologicznie dzieli się na:

- frakcję ChZT rozpuszczoną nierozkładalną biologicznie - ChZT_{RNB}
- frakcję ChZT zawieszinową nierozkładalną biologicznie - ChZT_{CNB}

Frakcja rozpuszczona rozkładalna biologicznie (ChZT_{RRB}) – frakcja ta składa się z substancji, które mogą być bezpośrednio przyswajane i metabolizowane przez mikroorganizmy. Źródłem substancji określonych jako frakcja ChZT łatwo rozkładalna w ściekach są: produkty fermentacji zachodzącej w warunkach beztlenowych w sieci kanalizacyjnej, produkty działania bakterii fakultatywnych w strefie beztlenowej reaktora, zewnętrznie generowane kwasy tłuszczowe w fermenterach, osadnikach wstępnych bądź zagęszczaczach osadu, ścieki przemysłowe, np. z przetwórstwa warzywno - owocowego

(Sadecka, 2010). Frakcja ta decyduje o możliwości oczyszczania ścieków metodami biologicznymi w szczególnym stopniu wpływa na efektywność defosfatacji i denitryfikacji. Zmniejsza również ilość zawracanego z osadem czynnym tlenu, który pobierany jest bardzo intensywnie w początkowej fazie procesu przez wzrastające organizmy heterotroficzne. Wysoka zawartość $ChZT_{RRB}$ wpływa również na poprawę indeksu osadu (Łomotowski i Szpindor, 1999; Tchobanoglous i in, 2003).

Frakcja zawiesinowa rozkładalna biologicznie ($ChZT_{CRB}$) – frakcja ta wpływa na dynamikę procesu osadu czynnego. Utworzona jest z koloidów, oraz złożonych cząsteczek organicznych, które przed wykorzystaniem muszą zostać rozbite przez enzymy zewnątrzkomórkowe. Frakcja ta podczas biologicznego oczyszczania ścieków łączy się z kłaczkami osadu czynnego, lub błoną w złożach biologicznych, w wyniku czego może nastąpić jej usunięcie z osadem nadmiernym (Tchobanoglous i in, 2003).

Frakcja rozpuszczona nierozkładalna biologicznie ($ChZT_{RNB}$) – zawiera związki nierozkładalne w procesach biologicznych. Frakcja ta „przepływa” przez oczyszczalnię ścieków i w niezmienionej postaci odpływa wraz ze ściekami oczyszczonymi. W przypadku, gdy frakcja ta stanowi duży udział całkowitego $ChZT_{OG}$ w ściekach, zastosowanie metod biologicznych do oczyszczania tych ścieków jest niewskazane (Geneja, 2006).

Frakcja zawiesinowa nierozkładalna biologicznie ($ChZT_{CNB}$) – frakcję tę stanowią substancje nierozpuszczone (zawiesiny oraz koloidy). Frakcja ta nie podlega przemianom biochemicznym, jednak podobnie jak frakcja zawiesinowa biologicznie rozkładalna łączy się z kłaczkami osadu czynnego lub z błoną biologiczną i może zostać usunięta wraz z osadem nadmiernym z układu technologicznego oczyszczania ścieków. Ponieważ kłaczkami osadu czynnego mają ograniczoną zdolność adsorpcyjną i nie posiadają umiejętności selektywnego wiązania konkretnej substancji, przez co może zostać ograniczona eliminacja zanieczyszczeń nierozkładalnych, co w konsekwencji wpływa na przebieg oczyszczania i jakość odpływu. Wysokie stężenie frakcji $ChZT_{CNB}$ może spowodować zakłócenia w utrzymaniu stałego wieku osadu oraz procesu nitryfikacji. Zakłada się, że stężenie tej frakcji nie ulega zmianom podczas oczyszczania biologicznego i jej ilość dopływająca do oczyszczalni wraz ze ściekami, równa jest ilości odpływającej z układu wraz z osadem nadmiernym (Geneja, 2006; Sadecka, 2010).

Udział procentowy poszczególnych frakcji w ściekach dopływających do oczyszczalni miejskich, podany przez różnych autorów przedstawiono w tabeli 5.1.

Tabela 5.1. Udział poszczególnych frakcji ChZT w ściekach dopływających do oczyszczalni, wartości podano jako procent ChZT_{OG} (Dymaczewski, 2008; Klimiuk i Łebkowska, 2008; Sadecka, 2010).

| Publikacje | Frakcja [%] | | | |
|-------------------------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| | ChZT _{RRB} | ChZT _{RNB} | ChZT _{CRB} | ChZT _{CNB} |
| Kappeler i Gujer, 1992 | 10-20 | 7-11 | 53-60 | 7-15 |
| Orhon i Sözen, 1999 | 9 | 4 | 77 | 10 |
| Kalinowska i Oleszkiewicz, 2001 | 12-25 | 8-10 | 50 | 15 |
| Ekama i in., 1986 | 20-25 | 8-10 | 60-65 | 5-7 |
| Henze i in., 2002 | 24-32 | 8-11 | 43-49 | 11-20 |
| Sadecka, 2010 | 22-27 | 1-3 | 54-56 | 18-19 |
| Dymaczewski, 2008 | 15-28 | 7-8 | 37-41 | 4-12 |
| Mąkinia, 2006(OŚ Gdańsk Wschód) | 4-11 | 5-7 | 23-28 | 12-13 |
| Mąkinia, 2006 (OŚ Gdynia Dębogórze) | 6-16 | 2-3 | 19-21 | 13-14 |
| Baetens, 2000 | 3-32 | 7 | 31,8 | 26 |

Przyczyna różnic między danymi podawanymi przez różnych autorów wynika z braku definicji, na podstawie której jednoznacznie można ustalić podział zanieczyszczeń na frakcje rozpuszczone i zawiesiny. Przez jednych autorów frakcja koloidalna klasyfikowana jest jako zawiesina (Dymaczewski, 2008; Mamais i in., 1993; Tchobanoglous i in, 2003), przez drugich zaś zaliczana jest do substancji rozpuszczonych (Myszograj i Sadecka, 2004; Płuciennik-Koropczuk, 2009; Sadecka, 2006). W momencie, gdy koloidy zaliczane są do frakcji zawiesinowej, to jej udział w całkowitym ChZT_{OG} stanowi średnio 65-79%, a gdy zaliczamy do frakcji rozpuszczonej to średnio 21-35 % (Sadecka, 2010).

Jak wspomniano wcześniej, wyznaczanie frakcji ChZT jest niezbędne przy modelowaniu matematycznych przebiegu procesów osadu czynnego, które stają się nieodłącznym elementem projektowania i eksploatacji systemów oczyszczania ścieków metodą osadu czynnego (Sochacki i in., 2009). Zastosowanie modeli matematycznych pozwala na zbadanie w krótkim czasie i przy niskim nakładzie finansowym wielu rozwiązań technologicznych oraz na symulację zdarzeń odmiennych od istniejących w układzie rzeczywistym (Henze i in., 2000). Umożliwia to optymalizację procesów oczyszczania zwiększając ich efektywność, przy obniżonych kosztach projektowych i eksploatacyjnych. Używane obecnie w symulatorach modele matematyczne procesów osadu czynnego różnią się stopniem skomplikowania oraz liczbą i rodzajem uwzględnianych procesów. Najczęściej wykorzystuje się modele grupy ASM (*activated sludge models*), opracowane przez ekspertów IWA (międzynarodowa organizacja – International Water Association). Do modeli tych zaliczamy: model ASM1, który uwzględnia procesy usuwania związków węgla,

nitryfikację i denitryfikację, model ASM2 i jego poprawiona wersja ASM2d, uwzględniający usuwanie węgla, nitryfikację, denitryfikację oraz biologiczne i chemiczne usuwanie fosforu, model ASM3, który uwzględnia usuwanie węgla, nitryfikację, denitryfikację oraz posiada strukturę pozwalającą na poszerzanie go o nowe procesy, np. jego modyfikacja ASM3P, zaproponowana i opisana przez Siegrista i in. (2005) (Henze i in., 2000). Zależności między rzeczywistymi systemami, modelami matematycznymi i symulatorami np. AQUASIM (Szwajcaria), BioWin (Kanada), SIMBA (Niemcy) opisane zostały w pracy Mąkini (2010).

6. Cel, teza, zakres i przedmiot pracy oraz metodyka badań

6.1 Cel pracy

Głównym celem pracy była ocena możliwości współczyszczania odcieków ze składowisk odpadów komunalnych w miejskich oczyszczalniach ścieków.

Celem szczegółowym było określenie maksymalnego dodatku odcieków składowiskowych do ścieków miejskich, nie wywołującego perturbacji w działaniu oczyszczalni ścieków.

Pobocznymi celami pracy było określenie kinetyki procesów biochemicznych usuwania poszczególnych zanieczyszczeń oraz określenie udziału poszczególnych frakcji ChZT w mieszaninach ścieków miejskich i odcieków składowiskowych.

6.2 Przedmiot pracy

Przedmiotem prowadzonych badań były odcieki pochodzące ze składowisk odpadów „Eko Doliny” Sp. z o. o. w Łęczycach koło Gdyni i Zakładu Utylizacyjnego Sp. z o. o. w Gdańsku Szadółkach oraz surowe ścieki z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków „Wschód” w Gdańsku. Badania prowadzono w skali laboratoryjnej.

6.3 Teza pracy

Postawiono tezę, że pewien niewielki procentowy dodatek odcieków do ścieków komunalnych nie spowoduje zakłócenia w przebiegu biologicznych procesów oczyszczania.

6.4 Zakres pracy

W celu określenia maksymalnego dodatku odcieków do ścieków oraz ich wpływu na przebieg biologicznych procesów oczyszczania pracę podzielono na 3 zasadnicze części:

- w pierwszej części prowadzono badania nad efektywnością współczyszczania ścieków z określonym dodatkiem odcieków (0%, 0,5%, 1%, 2%, 3%, 5%, 10% (v/v)) w laboratoryjnych modelach biologicznych oczyszczalni typu: A2/O (anaerobic/anoxic/aerobic) oraz SBR (sekwencyjny reaktor biologiczny). W celu wpracowania modeli oraz dla celów porównawczych, na wstępie prowadzono eksperyment wyłącznie dla ścieków komunalnych (bez dodatku odcieków). Tę część badań realizowano od marca do czerwca 2008 roku, oraz od października do listopada 2008 roku. Następnie badania prowadzono dla mieszaniny ścieków i odcieków z „Eko Doliny” w Łęczycach - 2 serie

(pierwsza od stycznia do lipca 2009 roku, druga od kwietnia do lipca 2010 roku), oraz dla odcieków z Zakładu Utylizacyjnego Sp. z o. o. w Gdańsku Szadółkach – od grudnia 2009 do marca 2010. Opis modeli oraz rodzaj i zakres prowadzonych analiz opisano w rozdziale 6.7 i 6.8.

- w drugiej części prowadzono badania szybkości biochemicznych procesów współczyszczania ścieków z 0%, 0,5%, 3%, 5% dodatkiem odcieków (v/v), zarówno dla odcieków ze składowiska w Łężycach, jak i Szadółkach. Badania prowadzono w laboratoryjnym stanowisku umożliwiającym pomiar szybkości przebiegu procesów biologicznych opisanym w rozdziale 6.7. Podczas prowadzonych badań wykorzystywano wpracowany osad czynny z modelu A2/O. Badania realizowano od listopada 2009 do lipca 2010.
- w trzeciej części wykonano analizę poszczególnych frakcji ChZT w mieszaninie ścieków z odpowiednim dodatkiem odcieków z wykorzystaniem układu A2/O. Tę część prowadzono od października 2009 roku do lipca 2010 roku.

Niniejsza praca została wykonana po części w ramach projektu badawczego nr: **N523 077 32/2900** „Zmienność zagrożeń ekotoksykologicznych i mikrobiologicznych towarzysząca biologicznemu oczyszczaniu odcieków ze składowisk odpadów komunalnych”, finansowanym przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego, a po części w ramach grantu promotorskiego o numerze **N N523 557538** pt. „Wpływ zrzutu odcieków składowiskowych na efektywność pracy miejskiej oczyszczalni ścieków”. W ramach grantu promotorskiego przeprowadzono badania szybkości przebiegu procesów biochemicznych oraz analizę frakcji ChZT w mieszaninie ścieków i odcieków. Oba projekty zostały również dofinansowane przez Wojewódzki Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w Gdańsku, w ramach umowy nr **WFOŚ/D/201/187/2010**.

6.5 Pochodzenie odcieków i ścieków

Badania prowadzono z wykorzystaniem rzeczywistych odcieków ze składowisk odpadów komunalnych, a także rzeczywistych ścieków pochodzących z komunalnej oczyszczalni ścieków. Składowiska wybrane do badań zlokalizowane są w okolicach Gdańska: Zakład Utylizacyjny Sp. z o. o. w Gdańsku Szadółkach (składowisko ustabilizowane - z ang. old landfill lub stabilized landfill) oraz w okolicach Gdyni: Eko Dolina Sp. z o. o. w Łężycach (składowisko stabilizujące się – z ang. medium age landfill

lub intermediate landfill). Surowe ścieki komunalne pobierane były z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków „Wschód” w Gdańsku.

6.5.1 Zakład Utylizacyjny Sp z o. o. w Gdańsku Szadółki

Składowisko położone jest na obrzeżach miasta Gdańska, około 10 km od centrum, przy obwodnicy Trójmiasta (rys. 6.1.).



Rys. 6.1. Położenie Zakładu Utylizacyjnego Sp. z o. o. w Gdańsku (<http://maps.google.pl/maps>).

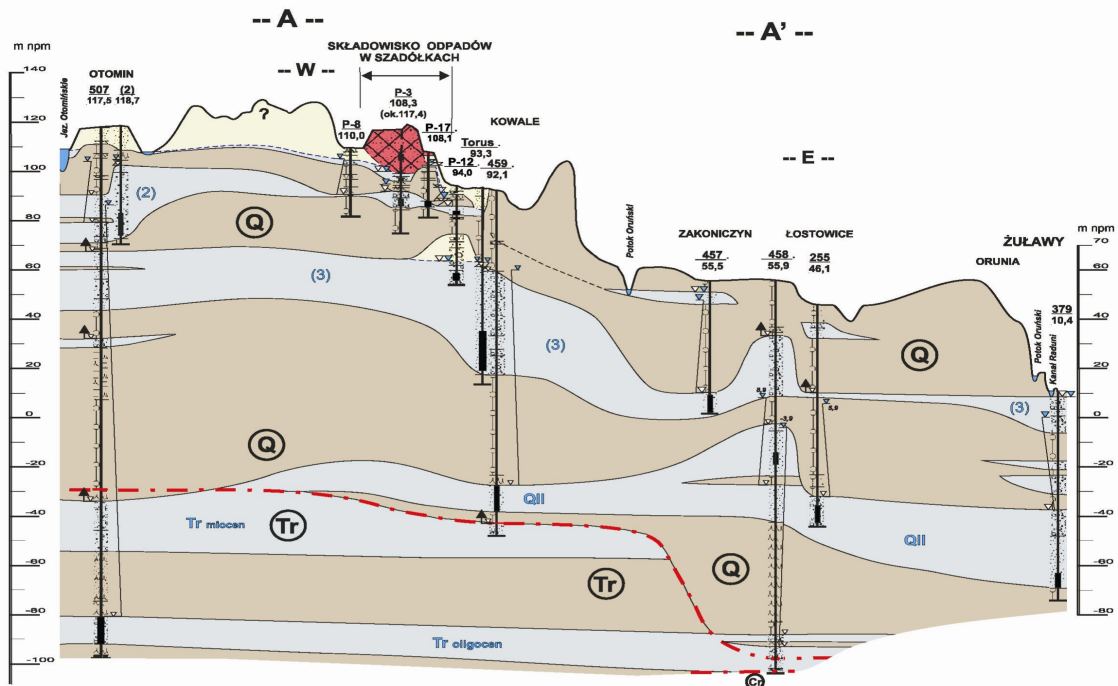
Obszar składowiska znajduje się w strefie krawędziowej Pojezierza Kaszubskiego. Teren składowiska wznosi się od około 100 m n.p.m. do 115 m n.p.m. Warunki występowania wód podziemnych w rejonie składowiska są bardzo skomplikowane, co wynika ze zmiennych warunków sedymentacji w plejstocenie, jak i zaburzeń glacitektonicznych w strefie krawędziowej Pojezierza Kaszubskiego (Kozerski i Przewłócka, 2006). Złożoność hydrogeologiczna obszaru składowiska jest wynikiem bardzo dużej zmienności w rozprzestrzenianiu się warstw wodonośnych i słabo przepuszczalnych (rys. 6.2.). Wydzielono cztery poziomy wodonośne:

- poziom pierwszy - na głębokość od 2 do 12 m p.p.t. Poziom ten rozprzestrzenia się niemal na całym obszarze składowiska. Pierwsza warstwa wodonośna stanowi ogniwo w kontakcie wód odciekowych z wodami podziemnymi i do niej dostaje się zasadnicza część ładunku zanieczyszczeń;

- poziom drugi - rozprzestrzenia się wśród glin zwałowych, a jednocześnie miejscami łączy się z poziomem pierwszym, warstwa wodonośna występuje na głębokości od około 10 do 25 m p.p.t.;
- poziom trzeci - ma szersze rozprzestrzenienie, warstwa wodonośna występuje na głębokości od 30 do 70 m p.p.t., oddzielona od warstwy drugiej pokładami glin zwałowych i mułków, warstwa ta może nie być ciągła;
- poziom czwarty - na głębokości 120 m p.p.t. znajduje się poza oddziaływaniem składowiska.

Warstwy wodonośne 1 i 2 są pod bezpośrednim wpływem składowiska i w różnym stopniu są zanieczyszczone (Kozerski i Przewłocka, 2008).

Rys.1a



SCHEMATYCZNY PRZEKRÓJ
HYDROGEOLOGICZNY A-A'

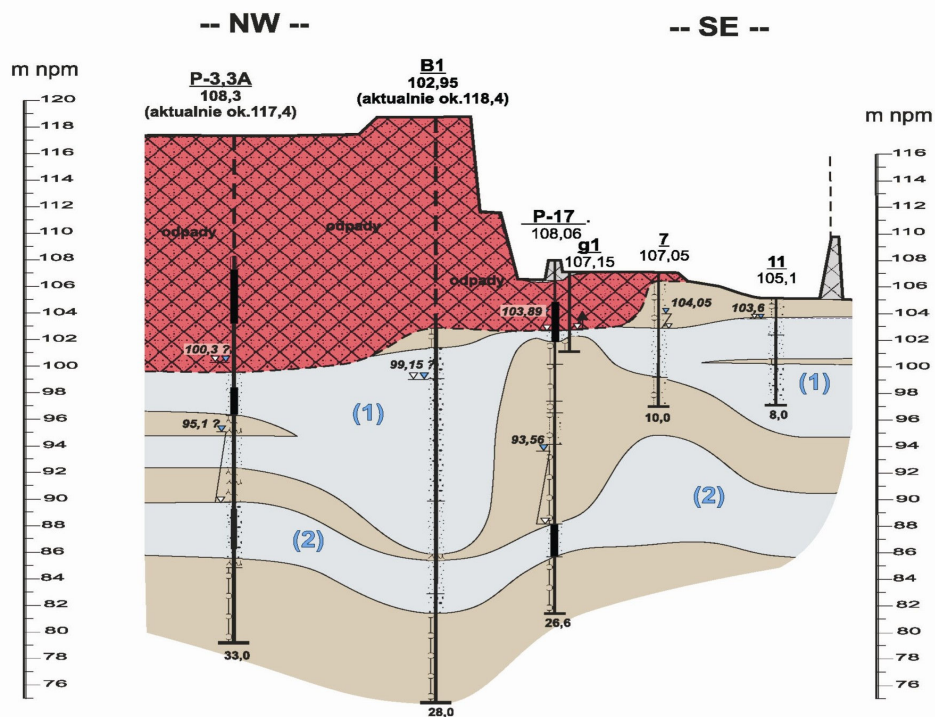
Gdańsk-Szadółki

skala pionowa 1: 2000

skala pozioma 1: 50000

opracował:
mgr S.Kratiuk
nr upr. V-1252
GEOKONSULT s.c.

Rys.1b



**PRZEKRÓJ
HYDROGEOLOGICZNY
Gdańsk-Szadółki,
składowisko odpadów**

skala pionowa 1: 1000

skala pozioma 1: 5000

Rys. 6.2. Przekrój hydrogeologiczny obszaru Gdańsk-Szadółki (1a) oraz składowiska odpadów w Gdańsku Szadółkach (1b) (Kozerski i Przewłocka, 2006).

Składowisko funkcjonuje od 1973 roku, obsługuje mieszkańców Miasta Gdańska, i Gmin: Żukowo, Kolbudy, Pruszcz Gdański, Somonino, Przodkowo, Kartuzy. Zakład zajmuje teren około 70 hektarów. W styczniu 2010 r. rozpoczęto eksploatację nowej kwatery zajmującej 12,5 hektara. W Zakładzie Utylizacyjnym w Gdańsku Szadółkach składowanie odpadów komunalnych niesegregowanych polega na ich warstwowym układaniu w wyznaczonych do tego celu kwaterach. Roczna ilość składowanych odpadów w latach 2007 - 2009 wynosiła odpowiednio 398 887,18 Mg, 924 475,37 Mg, oraz 239 328,24 Mg. Odpady przywożone mają gęstość nasypową około 0,3 Mg/m³. Składowane są na pryzmie i zagęszczane są kompaktorem do gęstości 0,85 Mg/m³. W latach 2007-2009 odpady składowane były na

kwaterze w sektorze 800/2. Ocieki z eksploatowanego sektora 800/2 odprowadzane były rurociągiem drenażowym do studzienki nr 1 (fot. 6.1), z której przepływały do pompowni odcieków i wód deszczowych. Pompownia odcieków/wód deszczowych była dwukomorowa, co uniemożliwiało mieszanie się wód deszczowych z odciekami. Z pompowni ocieki i wody deszczowe rurociągiem tłocznym podawane były drenażem rozsączającym na sektor 800/1. W styczniu 2010 r. zakończono eksploatację sektora 800/2, który w najbliższym czasie będzie podlegał rekultywacji. Ilość powstających odcieków (z wyłączeniem wód opadowych) w roku 2007 wynosiła: 4345 m³, w roku 2008: 34 377,7 m³, a w roku 2009: 24 059,46 m³. W latach 2007-2009 zakładano oczyszczanie odcieków zbieranych drenażem spod powierzchni terenu za pomocą oczyszczalni glebowo-korzeniowej. W związku problemami eksploatacyjnymi oczyszczalni (nie spełniała założeń projektowych) ocieki spod składowiska przekazywane były do drenażu rozsączającego sektora 800/1.

Na terenie składowiska odpady organiczne pochodzące z selektywnej zbiórki, np. odpady zielone z pielęgnacji terenów miejskich, podlegają procesowi kompostowania w kompostowni kontenerowej typu KNEER. Kompostownia składa się z ośmiu kontenerów o rocznej wydajności 3000 Mg. Cały proces przygotowania kompostu gotowego do zagospodarowania trwa około 4 miesięcy.

Na terenie zakładu znajduje się również działająca od 1998 roku elektrownia zasilana biogazem, uzyskiwanym z pryzm składowanych odpadów komunalnych. Głównym celem odgazowania składowiska jest:

- zmniejszenie emisji metanu do atmosfery i energetyczne wykorzystanie odprowadzanego biogazu,
- znaczna redukcja powstających odorów na terenach wokół składowiska,
- kontrolowana emisja biogazu zabezpieczająca przed ryzykiem samozapłonu składowiska

Ilość energii elektrycznej, produkowana obecnie w elektrowni biogazowej w Szadółkach wynosi około 1700 MWh rocznie, co może zaspokoić potrzeby energetyczne około 110 gospodarstw domowych. Wyprodukowana energia wykorzystywana jest na własne potrzeby składowiska, nadwyżki sprzedawane są do sieci firmy energetycznej - ENERGA. Obecnie Zakład Utylizacyjny w Szadółkach jest w trakcie rozbudowy i modernizacji technologicznej, która pozwoli na zmniejszenie uciążliwości składowiska na środowisko (www.zut.com.pl/zut; ZU Sp. z o. o., 2007, 2008, 2009).

6.5.2 Zakład Eko Dolina Sp z o. o. w Łężycach

Zakład Eko Dolina Sp. z o. o. w Łężycach położony jest w gminie Wejherowo, w niewielkiej odległości od miast: Gdyni, Rumi, Redy, Wejherowa (rys. 6.3). Składowisko rozpoczęło swoją działalność w 2003 r. i od tego momentu jest wciąż rozbudowywane i modernizowane, co powoduje, że jest to jedna z najnowocześniejszych w Polsce instalacji przeróbki i gromadzenia odpadów. Składowisko obsługuje miasta i gminy: Gdynia (248 000 mieszkańców), Sopot (38 000 mieszkańców), Rumia (45 000 mieszkańców), Wejherowo (47 000 mieszkańców), Kosakowo (12 000 mieszkańców) i Gmina Wejherowo (20 000 mieszkańców).



Rys. 6.3. Położenie zakładu Eko Dolina Sp. z o. o. w Łężycach (<http://maps.google.pl/maps>).

Zakład obejmuje teren o powierzchni 53,9 ha. Powierzchnia eksploatowanej obecnie kwatery składowiskowej B1 wynosi 8,06 ha. Rejon kwatery obejmuje w warstwie powierzchniowej gliny zwałowe zlodowacenia bałtyckiego o miąższości 3,5-8,0 m. Są to gliny piaszczyste i piaski gliniaste w stanie plastycznym i twardoplastycznym, wrażliwe na zawilgocenia. Poniżej glin zalegają piaski fluwioglacjalne w postaci piasków średnich i drobnych, pylastych i zaglinionych. Stałe zwierciadło wody gruntowej znajduje się na dwóch poziomach. Dolny poziom występuje na rzędnych 20-40 m n.p.m., w piaskach różnoziarnistych (tj. około 120-140 m pod dnem kwatery składowiskowej). Natomiast górny poziom występuje w przedziale rzędnych 91,3-98,9 m n.p.m., w piaskach różnoziarnistych i żwirach (tj. około 60-70 m pod dnem kwatery B1) (Arka Konsorcjum S.A., 2002).

Do Eko Doliny trafiają co roku odpady wyprodukowane przez 400 000 mieszkańców. Ilość przyjętych odpadów w roku 2007 wynosiła: 178 630,65 Mg, w 2008 roku: 189 396,56 Mg, natomiast w 2009 roku: 193 986,00 Mg, z tego odpady zebrane w sposób selektywny odpowiednio: 2 818,72 Mg, 4 070,00 Mg, oraz 3 786, 95 Mg.

Na terenie zakładu znajdują się:

- sortowania odpadów, o przepustowości 100 000 Mg/rok (przy pracy dwuzmianowej);
- kompostowania bio (halowa), przeznaczona do biologicznego przetwarzania odpadów organicznych pochodzących z selektywnej zbiórki oraz wydzielonych w sortowni - przepustowość 30 000 Mg (75 000 m³) rocznie;
- kompostowania przyzmoła, inaczej odpadów zielonych – kompostowane są gałęzie z wycinki drzew, suszone trawy, liście itd. Powstały kompost jest nawozem organicznym;
- segment demontażu sprzętu RTV/AGD – przepustowość 55 Mg;
- czasowy magazyn odpadów niebezpiecznych;
- elektrownia biogazowa – instalacja odgazowująca obsługuje eksploatowaną kwaterę, oraz zamknięte w 2003 r. składowisko (18 ha). Wytwarzanie energii elektrycznej następuje w kogeneracji;
- kwatera składowa – gdzie odbywa się składowanie odpadów niesegregowanych;
- kwatera magazynowa odpadów budowlanych – gromadzone są tu odpady z rozbiórek, remontów, a następnie poddawane są procesowi odzysku. Roczna przepustowość segmentu wynosi 50 000 Mg;
- segment demontażu odpadów wielkogabarytowych – prowadzony jest tu demontaż oraz rozdrabnianie odpadów wielkogabarytowych (szczególnie mebli). Przepustowość ok. 12 000 do 15 000 Mg/rok. Obecnie średnio trafia do zakładu 4,5 tysiąca odpadów wielkogabarytowych rocznie;
- podczyszczalnia odcieków – odcieki oczyszczane są w oparciu o proces odwróconej osmozy.

Odcieki składowiskowe poddawane procesowi oczyszczania w pierwszej fazie są uśredniane i zakwaszane do odczynu 6-6,5 pH w zamkniętym zbiorniku korekty pH, wyposażonym w dwa mieszadła zatapiające. Proces ten ma na celu wyrównanie składu

odcieków oraz przygotowanie ich do dalszych procesów oczyszczania. Kwas siarkowy dozowany jest przez automatyczną stację w oparciu o ciągły pomiar pH.

Podczas korekty pH może być również dozowany koagulant (w razie konieczności), ma to na celu agregację zawiesiny i poprawę efektywności procesu filtracji.

Następnie odcieki podawane są do automatycznego filtra piaskowego o progu filtracji ok. 60-80 μm . Przefiltrowane odcieki trafiają do zbiornika buforowego, w celu uniknięcia wahań w przepływie odcieków zasilających instalację odwróconej osmozy.

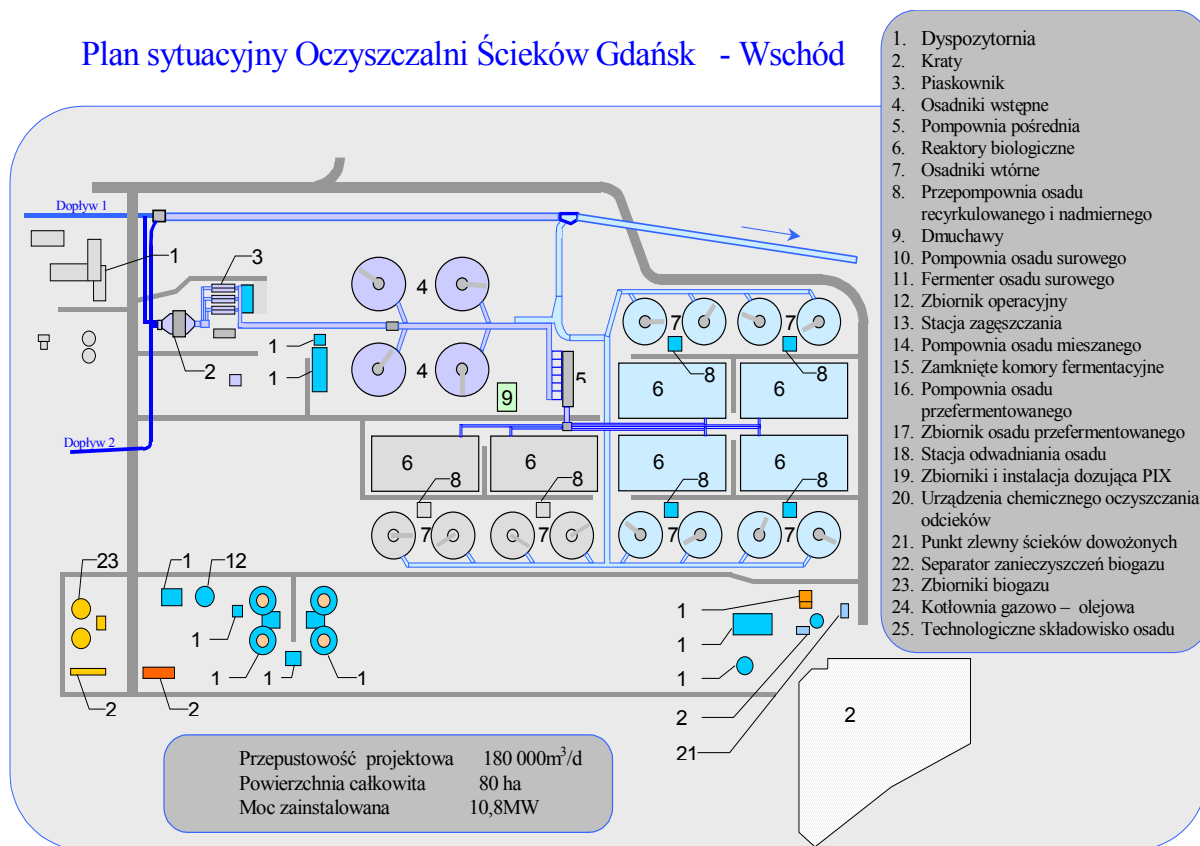
W kolejnym etapie odcieki podawane są za pomocą pompy wielostopniowej do filtra piaskowego o progu filtracji ok. 30-40 μm oraz filtrów świecowych o progu filtracji 20 μm . Do odcieków dozowany jest automatycznie antyskalant zapobiegający wytrącaniu się osadów na membranach.

Następnie za pomocą pompy wysokiego ciśnienia i pomp odśrodkowych odcieki podawane są do trzech modułów membran odwróconej osmozy, gdzie zachodzi proces ich oczyszczania. Oczyszczony odciek – permeat, trafia do zbiornika permeatu, gdzie może nastąpić korekta pH do wartości 7 przy użyciu zasady sodowej. Zasada dozowana jest przez automatyczną stację w oparciu o ciągły pomiar pH. Oczyszczone do wymaganych parametrów odcieki odprowadzane są do kanalizacji sanitarnej w Rumi i, wraz ze ściekami sanitarnymi, trafiają do Grupowej Oczyszczalni Ścieków „Dębogórze”. Koncentrat wraz z zatrzymanymi na membranach zanieczyszczeniami zostaje zawrócony na kwaterę (www.ekodolina.pl; Wittbrodt, 2010).

6.5.3 Oczyszczalnia Ścieków „Wschód” w Gdańsku

Oczyszczalnia Ścieków „Wschód” położona jest w południowo-wschodniej części miasta na terenie Żuław Gdańskich w delcie Wisły. Oczyszczalnia funkcjonuje od 1973 roku. Zajmuje powierzchnię 73,6 ha. Przyjmuje ścieki z Gdańska, Sopotu, Straszyna oraz gmin Pruszcz Gdański, Kolbudy, Żukowo. Szacunkowa liczba ludności korzystająca z oczyszczalni ścieków wynosi 565 750 osób. Średni przepływ wynosi 95 000 m^3/d . Równoważna liczba mieszkańców dla gdańskiej oczyszczalni to 675 424. Ścieki przemysłowe stanowią około 5% wszystkich ścieków dopływających do oczyszczalni. Technologia oczyszczania odbywa się w trzech podstawowych układach: mechanicznym, biologicznym oraz przeróbki osadów (rys.6.4.).

Plan sytuacyjny Oczyszczalni Ścieków Gdańsk - Wschód



Rys. 6.4. Plan sytuacyjny Oczyszczalni Ścieków Gdańsk „Wschód” (SNG, 2010).

W skład układu mechanicznego oczyszczalni wchodzi: 4 kraty mechaniczne, 3 piaskowniki oraz 4 osadniki wstępne. Następnie ścieki kierowane są do sześciu równoległych ciągów oczyszczania biologicznego, każdy o nominalnej przepustowości 30 000 m³/d, wyposażonych w automatyczną rejestrację 80 parametrów oraz całkowitą automatyzację napowietrzania. W skład każdego ciągu wchodzi jeden reaktor, dwa osadniki wtórne oraz jedna pompownia recykulatu i osadu nadmiernego. Każdy z reaktorów podzielony jest wewnątrz na szereg komór pełniących różne funkcje, w których prowadzone są różne procesy technologiczne. Technologia oczyszczania biologicznego ścieków oparta jest na systemie MUCT (Modified University of Cape Town System), polegającą na zawracaniu osadu recykulowanego z osadnika wtórnego najpierw do komory denitryfikacji, a następnie do komory beztlenowej, gdzie następuje kontakt ze ściekami surowymi. W zmodyfikowanej metodzie UCT występuje podział strefy denitryfikacji. W pierwszej części podlegają procesowi denitryfikacji azotany (V) z osadu recykulowanego, a w drugiej części azotany (V) z komory napowietrzania (Bever i inni, 1997). Układ MUCT w przedmiotowej oczyszczalni składa się z następujących komór o zmiennych warunkach napowietrzania:

- komora defosfatacji,

- komora denitryfikacji I (denitryfikacja osadu powrotnego),
- komora denitryfikacji II (denitryfikacja azotanów (V)),
- komora denitryfikacji III (z możliwością natlenienia),
- komora nitryfikacji,
- komora odtlenienia.

Objętość każdego z reaktorów MUCT wynosi 26 350 m³, średnie stężenie osadu utrzymywane jest na poziomie 3,5 g/dm³ (SNG, 2010).

Mieszanina oczyszczonych ścieków i osadu czynnego jest odprowadzana do dwóch radialnych osadników wtórnych. Zagęszczony osad z dolnej części osadnika odprowadzany jest za pomocą zgarniacza ssawkowo-lewarowego do przepompowni osadu. Oczyszczone ścieki odpływają kanałem otwartym do koryta pomiarowego, a następnie - kanałem zamkniętym - do pompowni „Bogatka”. Oczyszczone ścieki odprowadza się do Zatoki Gdańskiej kanałem biegnącym po dnie zbiornika i wyprowadzane są w odległości 2 400 m od linii brzegowej (www.sng.com.pl; SNG, 2010).

6.6 Pobór prób

- **Zakład Utylizacyjny Sp z o. o. w Gdańsku Szadółki** - odcieki do badań laboratoryjnych pobierane były ze studni nr 1 (fot. 6.1a., b.) w dniach: 30.06.2008; 07.07.2008; 14.07.2008; 01.12.2009; 12.01.2010; 09.02.2010; 03.03.2010. Przewożone i przetrzymywane były w 10 litrowych karnistrach. Bezpośrednio po dostarczeniu do laboratorium Politechniki Gdańskiej wykonywano analizy fizyko-chemiczne odcieków, pozostałą część, którą sukcesywnie podawano współczyszczaniu ze ściekami komunalnymi, składowano w klimatyzowanym pomieszczeniu, w temperaturze 4°C.



Fot. 6.1a,b. Miejsce poboru próbek odcieków do badań ZU Sp. z o.o. Gdańsk Szadółki (fot. Justyna Galińska).

- **Zakład Eko Dolina Sp z o. o. w Łężycach** – odcieki do badań laboratoryjnych pobierane były z króćca na rurociągu tłocznym z pompowni odcieków P2, z której przepompowywane są odcieki z kwatery B1 (fot. 6.2, 6.3a., b.) w dniach: 08.01.2009; 20.01.2009; 17.03.2009; 28.04.2009; 29.05.2009; 01.07.2009; 07.04.2010; 11.05.2010. Przewożone i przetrzymywane były w 10 litrowych karnistrach. Bezpośrednio po dostarczeniu do laboratorium PG wykonywano analizy fizyko-chemiczne odcieków, pozostałą część, którą sukcesywnie podawano współczyszczaniu ze ściekami komunalnymi, składowano w klimatyzowanym pomieszczeniu, w temperaturze 4°C.

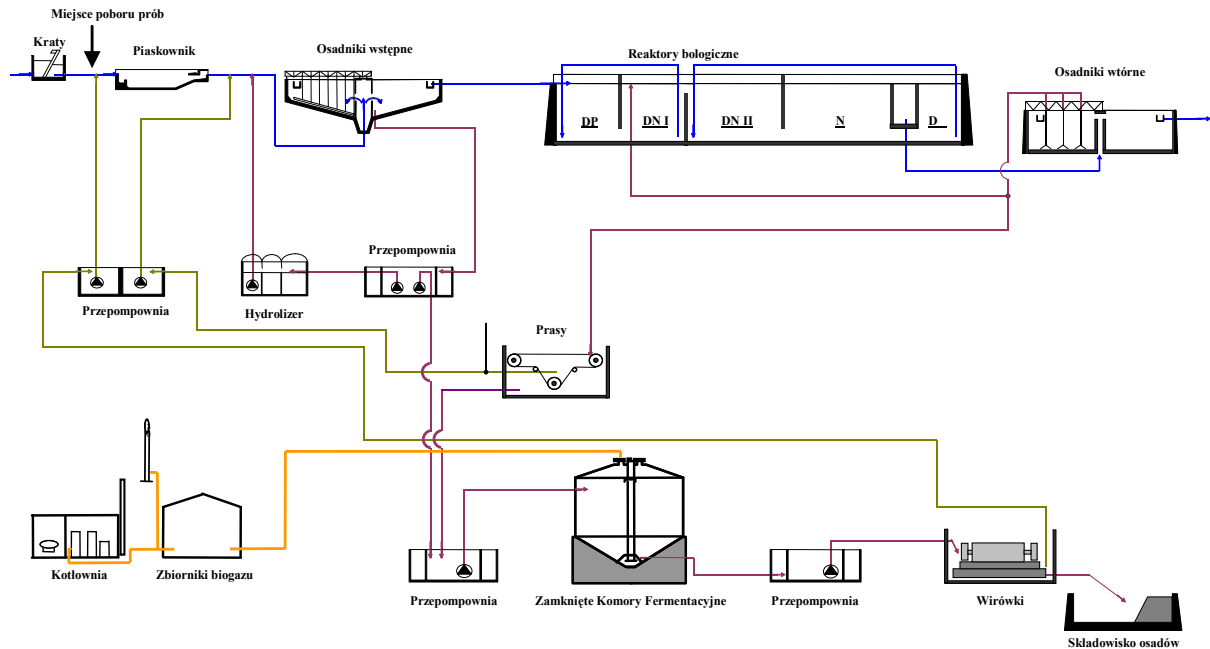


Fot. 6.2. Pompownia odcieków P2 z kwatery B1 (w tle) (fot. Mateusz Wittbrodt).



Fot. 6.3a,b. Rurociąg tłoczny z pompowni P2 (6.3a.), króciec do poboru odcieków na rurociągu tłocznym (6.3b.) (fot. Mateusz Wittbrodt).

- **Miejska Oczyszczalnia Ścieków „Wschód” w Gdańsku** – surowe ścieki pobierane były w części mechanicznej oczyszczalni ścieków, bezpośrednio po kratkach mechanicznych, przed piaskownikami (rys.6.5.)



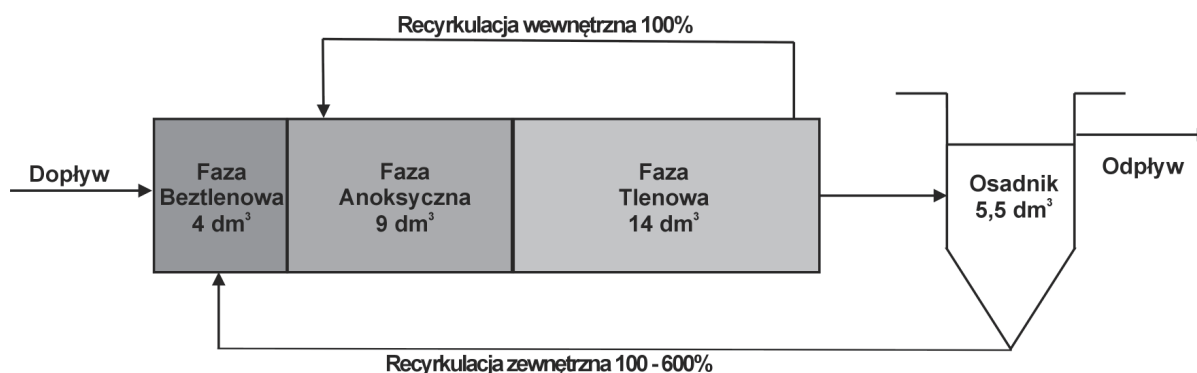
Rys 6.5. Schemat technologiczny Miejskiej Oczyszczalni Ścieków „Wschód” w Gdańsku z zaznaczonym miejscem poboru próbek ścieków.

Przez cały okres badań ścieki dostarczano do laboratorium dwa razy w tygodniu: w poniedziałki – 110 dm³, w czwartki 150 dm³. Przewożone i przetrzymywane były w 30 i 20 litrowych karnistrach. Bezpośrednio po dostarczeniu do laboratorium wykonywano analizy fizyko-chemiczne oraz mikrobiologiczne ścieków surowych. Ścieki po zmieszaniu w odpowiednich proporcjach z odciekami (0,5%; 1%; 2%; 3%; 5%; 10%) sukcesywnie podawane były współoczyszczaniu w laboratoryjnych modelach oczyszczalni ścieków. Zapas ścieków przetrzymywany był w temperaturze 4°C. Około 4 godziny przed podaniem karnister z odpowiednią objętością ścieków przetrzymywany był w pomieszczeniu pracujących modeli laboratoryjnych (w temp. 20°C) w celu wyrównania ich temperatury.

6.7 Stanowiska badawcze

6.7.1 Laboratoryjny przepływowy model biologicznej oczyszczalni ścieków - układ A2/O (anaerobic–anoxic–aerobic)

Badania realizowano na przepływowym modelu oczyszczalni ścieków, odpowiadającym wielofazowemu, jednoosadowemu układowi, znanemu w literaturze przedmiotu jako układ A2/O, pozwalający na równoległe usuwanie związków organicznych oraz związków biogenych (azot i fosfor) (Henze i in. 2008, Tchobanoglous i in. 2003). Model składał się z trzech komór o zmiennych warunkach tlenowych, kolejno: beztlenowej, anoksydacyjnej i tlenowej (fot. 6.4.). Na końcu układu umieszczony był osadnik, z którego recykulowano osad do komory beztlenowej. Dla zapewnienia usuwania związków azotu zastosowano tzw. recykulację wewnętrzną mieszaniny ścieków i osadu czynnego z komory tlenowej do komory anoksydacyjnej. Schemat blokowy układu technologicznego oczyszczania ścieków przedstawiono na rysunku 6.6.



Rys. 6.6. Schemat blokowy systemu A2/O zastosowanego w badaniach.



Fot. 6.4. Laboratoryjny model układu A2/O (fot. własna).

Poszczególne komory wykonane były w formie prostopadłościennych komór ze szkła organicznego (plexiglas). Przepływ pomiędzy komorami odbywał się grawitacyjnie, natomiast do zasilania, recyrkulacji wewnętrznej i recyrkulacji osadu zastosowano pompy perystaltyczne typu Heidolph (PD 5001) o odpowiednio dobranej wydajności. Podstawą do przyjęcia odpowiednich pojemności kolejnych komór modelu, a tym samym czasów zatrzymania ścieków w tych komorach, były obliczenia wykonane w oparciu o wytyczne ATV nr A131 (Kayser, 2000).

Ostatecznie przyjęto następujące warunki pracy modelowego układu:

- wydajność całkowita – $27 \text{ dm}^3/\text{d}$,
- objętość komory beztlenowej – 4 dm^3 ,
- objętość komory anoksydacyjnej – 9 dm^3 ,
- objętość komory tlenowej – 14 dm^3 ,
- objętość osadnika – $5,5 \text{ dm}^3$,
- stopień recyrkulacji wewnętrznej – od 100 do 600% (w zależności od uzyskiwanych wyników badań),

- stopień recyrkulacji osadu (zewnątrzny) – 100%,
- stężenie osadu czynnego w komorze tlenowej – 3,5 g s.m.o./dm³ dla dodatku 0%, 0,5%, 1%, 3% odcieków, natomiast 4,5 g s.m.o./dm³ dla dodatku 5% odcieków,
- hydrauliczny czas zatrzymania ścieków w komorach beztlenowej, anoksydacyjnej i tlenowej, odpowiednio: 12,5; 8 i 3,5 godziny.

Ze względu na specyfikę pracy osadnika wtórnego w warunkach laboratoryjnych zwracano do układu (komora beztlenowa) osad w całości, usuwając sukcesywnie nadmiar osadu w przypadku wzrostu stężenia osadu w układzie do wartości $\geq 4,0$ g s.m.o./dm³ przy utrzymywanym stężeniu: 3,5 g s.m.o./dm³ oraz do wartości $\geq 5,5$ g s.m.o./dm³ przy utrzymywanym stężeniu w komorach: 4,5 g s.m.o./dm³. Przybliżony wiek osadu wynosił od 65 do 70 d. Ponieważ osad czynny nie był usuwany w sposób ciągły, dlatego trudno było ustalić dokładny wiek osadu.

System napowietrzania komory nityfikacji składał się z ułożonych na dnie zbiornika akwarystycznych kamieni napowietrzających, oraz pompki napowietrzającej typu Tetrtec APS 300, tłoczącej powietrze do drenażu na dnie komory. Parametrem sterującym tłoczeniem powietrza było stężenie tlenu rozpuszczonego w komorze tlenowej (poziom $1 \pm 0,5$ mg O₂/dm³) oraz w komorze anoksydacyjnej i beztlenowej (poniżej 0,5 mg O₂/dm³).

W celu utrzymania jednorodnej zawiesiny w trzech komorach układu zastosowano początkowo mieszadła magnetyczne typu Yellow Line MAG MS 10, jednak po licznych awariach związanych z tzw. "wybijaniem się" magnezu, w komorach defosfatacji i denityfikacji zastosowano mieszadła mechaniczne typu Heidolph RZR 1.

Model zasilany był sukcesywnie ściekami surowymi (ŚS) na etapie wpracowania układu, oraz mieszaninami surowych ścieków z 0,5%, 1%, 3% oraz 5% dodatkiem odcieków (SM_F).

6.7.2 Laboratoryjny model biologicznej oczyszczalni ścieków - układ SBR (sekwencyjny reaktor biologiczny)

Układ SBR (Sekwencyjny reaktor biologiczny) zbudowany był z plexiglasu w kształcie walca z jedną podstawą (fot. 6.5.). Całkowita objętość komory wynosiła 8 dm³.



Fot. 6.5. Laboratoryjny model układu SBR (fot. własna).

System napowietrzania zbudowany był z ułożonych na dnie zbiornika akwarystycznych kamieni napowietrzających oraz pompki napowietrzającej typu Tetratrec APS 300, dostarczającej powietrze. Parametrem decydującym o intensywności napowietrzania było stężenie tlenu rozpuszczonego w zbiorniku (poziom $1 \pm 0,5 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ – faza tlenowa oraz $<0,5 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ – faza anoksydacyjna i beztlenowa).

W celu utrzymania jednorodnej cieczy składającej się z osadu czynnego i mieszaniny ścieków i odcieków, zawartość komory była mieszana za pomocą mieszadła magnetycznego Yellow Line MAG MS 10. Napełnianie i opróżnianie komory mieszaniną ścieków i odcieków odbywało się za pomocą pomp perystaltycznych Heidolph (PD 5001).

Rozpoczęcie i zakończenie odpowiedniej fazy pracy SBR odbywało poprzez zastosowanie elektronicznych programatorów tygodniowych firmy Düwi GmbH.

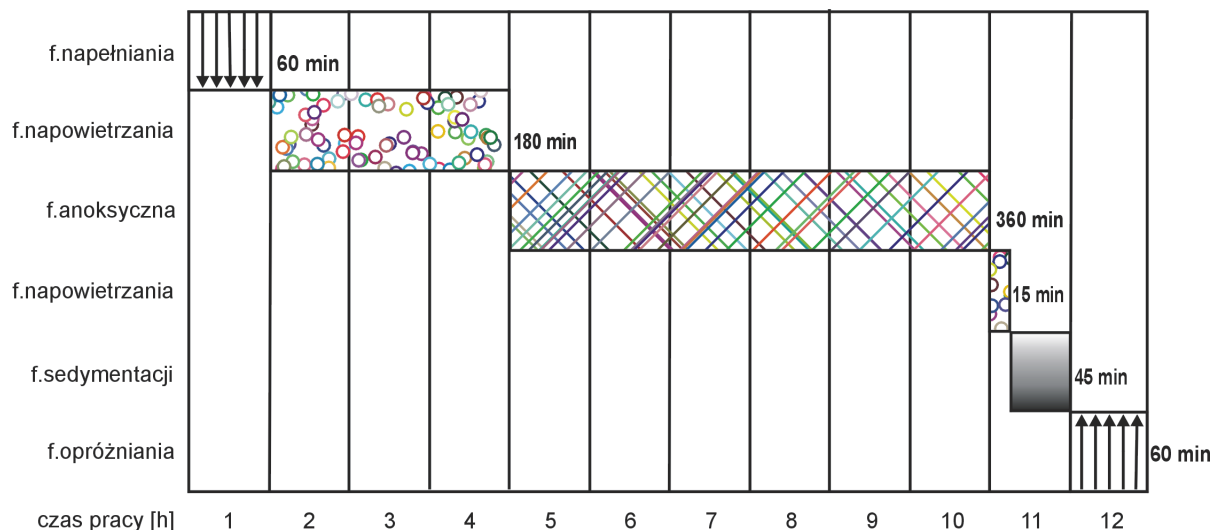
Model zasilany był ściekami surowymi (ŚS) na etapie wpracowania układu, a następnie mieszaniną surowych ścieków i odcieków, dodawanych w odpowiednim procencie w stosunku objętościowym do ścieków komunalnych (1%, 2%, 5%, 10%). Układ pracował w systemie dwunastogodzinnym:

- ze ściekami surowymi z OŚ Gdańsk „Wschód” (rys. 6.7.a),
- z 1%, 2% i 5% dodatkiem odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach (rys. 6.7.b),
- z 1% i 2% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach (rys. 6.7.b.).

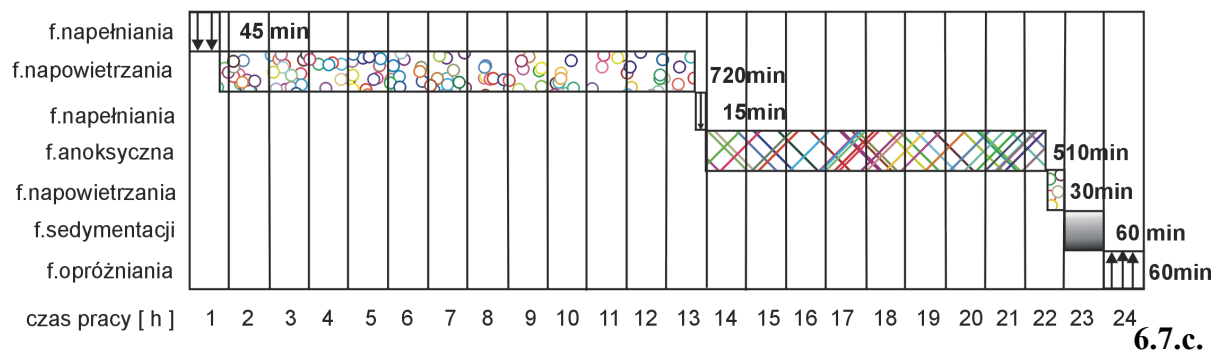
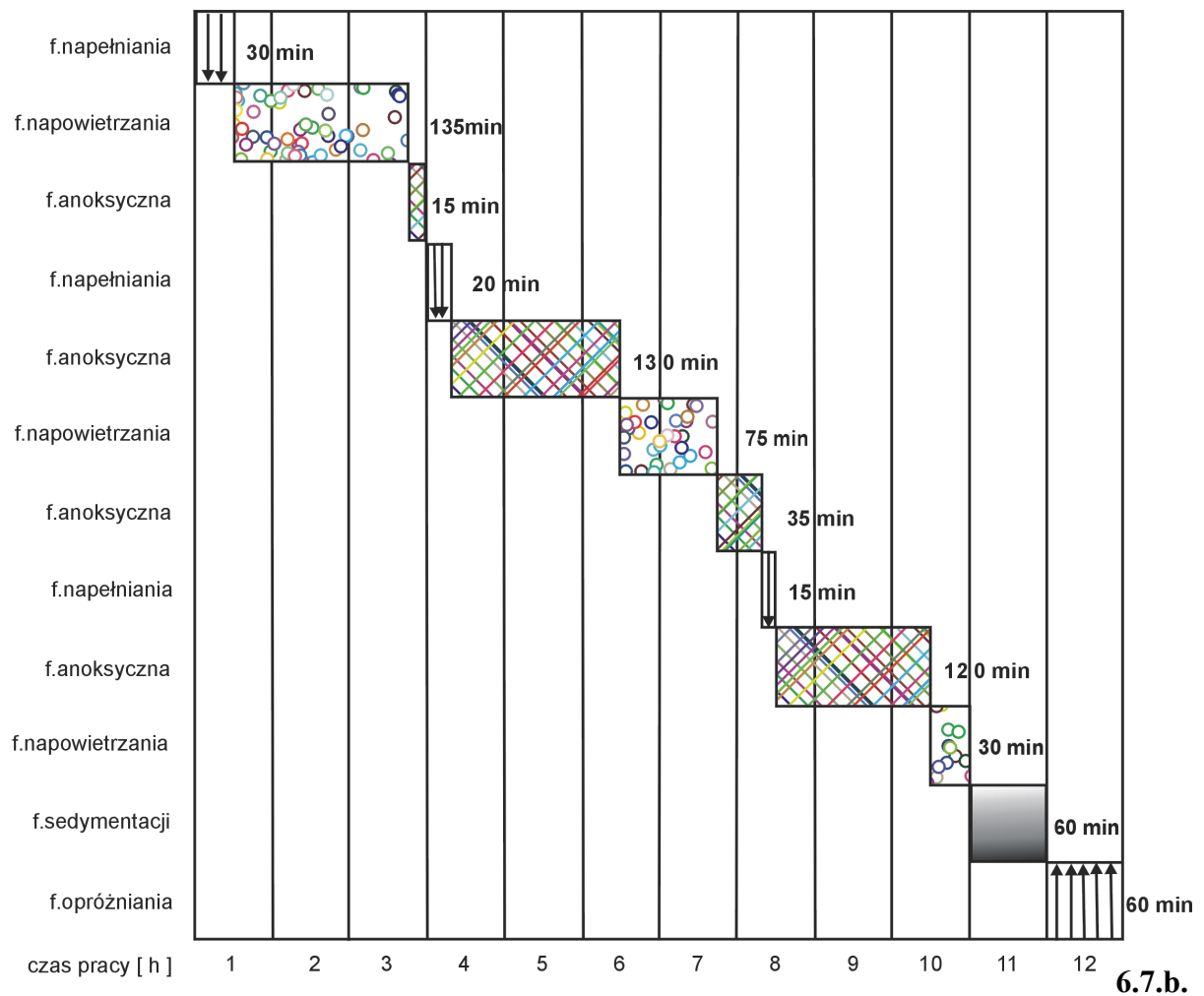
Natomiast w systemie dwudziestoczwierogodzinnym:

- z 5% dodatkiem odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach (rys. 6.7.c.)
- z 5% i 10% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach (rys. 6.7.c.)

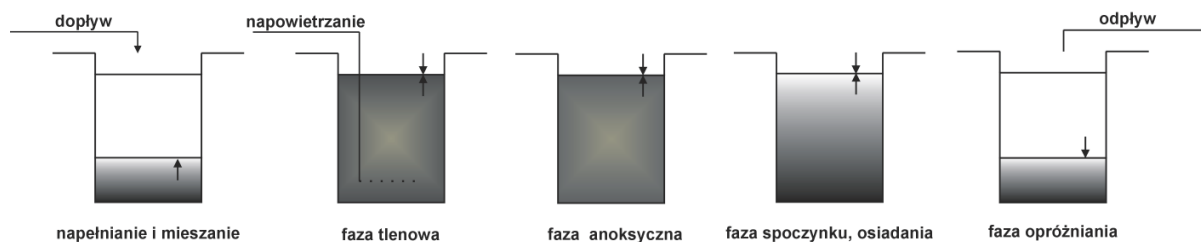
Dobowa ilość oczyszczanych ścieków i odcieków wynosiła 8 dm³ w układzie 12 h, natomiast 4 dm³ w 24 h cyklu pracy. Poszczególne fazy pracy modelu typu SBR przedstawiono na rysunku 6.8. Czas trwania poszczególnych faz był zróżnicowany dla zmieniających się wartości dodatku odcieków do ścieków komunalnych (rys. 6.7. a.,b.,c.).



6.7.a.



Rys. 6.7.a,b,c. Czas pracy poszczególnych faz w układzie SBR, dla różnych dodatków odcieków 6.7.a - dodatek 0%; 6.7.b - dodatek 1%, 2%, 5%; 6.7.c- dodatek 5% i 10%.



Rys. 6.8. Schemat blokowy systemu SBR zastosowanego w badaniach.

Stężenie osadu w układzie SBR utrzymywane było na poziomie $3,5 \text{ g s.m.o./dm}^3$ dla dodatku 1%, 2% i 3% odcieków, natomiast $4,5 \text{ g s.m.o./dm}^3$ dla dodatku 5% i 10% odcieków.

Ze względu na specyfikę pracy modelu SBR w warunkach laboratoryjnych osad w całości pozostawiano w układzie, po danym cyklu pracy. Nadmiar osadu czynnego był usuwany w przypadku wzrostu stężenia osadu w układzie do wartości $\geq 4,0 \text{ g s.m.o./dm}^3$ przy utrzymywanym stężeniu - $3,5 \text{ g s.m.o./dm}^3$ oraz do wartości $\geq 5,5 \text{ g s.m.o./dm}^3$ przy utrzymywanym stężeniu - $4,5 \text{ g s.m.o./dm}^3$. W zawiązku z powyższym przybliżony wiek osadu wynosił od 70 do 92 d. Ponieważ osad czynny nie był usuwany w sposób ciągły, trudno było ustalić dokładny wiek osadu.

6.7.3 Stanowisko do pomiaru szybkości biochemicznych procesów współczyszczania ścieków i odcieków ze składowisk odpadów komunalnych metodą osadu czynnego

Stanowisko do pomiaru szybkości biochemicznych procesów współczyszczania odcieków wraz ze ściekami składało się z dwóch reaktorów, wykonanych z plexiglasu, o całkowitej pojemności $4,2 \text{ dm}^3$ (wysokość – 24 cm, średnica wewnętrzna- 15 cm) (fot. 6.6.). Utrzymanie stałej temperatury lub jej regulację zapewniała łaźnia wodna (GRGR150-S12) z chłodziarką (GRC1G) firmy Grant, połączona z płaszczem wodnym, w którym umieszczony był każdy z reaktorów. Układ ten umożliwiał utrzymanie stałej temperatury w zakresie od 0 do $+35 \text{ }^\circ\text{C}$ z dokładnością $\pm 0,1^\circ\text{C}$. Zestaw posiadał dwa naczynia, umożliwiające pomiar szybkości poboru tlenu (OUR), które były połączone z głównymi reaktorami, ich pojemność wynosiła $81,5 \text{ cm}^3$ (wysokość – 80 mm, średnica wewnętrzna 36 mm). Wyposażenie obejmowało dwa mieszadła mechaniczne Heidolph RZR 2021 z regulowaną prędkością obrotową. System napowietrzania komory składał się z ułożonych na dnie zbiornika akwarystycznych kamieni napowietrzających oraz pompki napowietrzającej. Ilość podawanego tlenu była regulowana automatycznie.



Fot. 6.6. Stanowisko laboratoryjne do pomiaru szybkości procesów biochemicznych w komorach osadu czynnego. 1-reaktory osadu czynnego, 2-naczynia pomiarowe OUR, 3-pompy perystaltyczne, 4- łaźnia wodna z chłodziarką, 5- mieszadła mechaniczne, 6- szafa sterownicza wraz z miernikami wieloparametrowymi.

Układ posiadał dwie pompy perystaltyczne Heidolph 5001, wykorzystywane do pomiaru OUR. Stężenie tlenu, wartość pH, oraz potencjał redox mierzone były za pomocą mierników wieloparametrowych INOLAB 740 firmy WTW, składających się z: dwóch sond tlenowych, do pomiaru stężenia tlenu w reaktorach (CelloX), dwóch sond tlenowych

z mieszadłem do pomiaru OUR (StirrOx), dwóch sond do pomiaru redoks oraz odczynu (pH). Wyniki pomiarów na bieżąco zapisywano *on-line*. Mierniki wieloparametrowe umieszczone były w szafie sterowniczej.

System sterowania składał się ze stanowiska komputerowego, szafy sterowniczej oraz połączeń kablowych z sondami pomiarowymi i urządzeniami wykonawczymi. Komputer przenośny, wraz z oprogramowaniem, umożliwiał wizualizację całego urządzenia, bieżącą rejestrację pomiarów oraz możliwość zadawania temperatury, wartości stężenia tlenu w reaktorach i długość cyklu pomiarowego szybkości poboru tlenu (OUR) (fot. 6.7.).



Fot. 6.7. Komputer przenośny wraz z oprogramowaniem obsługującym stanowisko do pomiaru szybkości procesów biochemicznych w komorach osadu czynnego

Wewnątrz szafy sterowniczej umieszczony był sterownik PLC z serii 90-30 GE Fanuc. Sterownik składał się z:

- kasety z procesorem (IC693)CPU313,
- zasilacza (IC693)PWR321,
- modułu wejść i wyjść analogowych (IC693)ALG442,
- modułu wejść dyskretnych (binarnych) (IC693)MDL645 i (IC693)MDL940,
- modułu transmisji danych (HE693)ASC900.

Podczas pracy układu wszystkie dane pomiarowe przesyłane były do sterownika PLC, część z nich służyła do sterowania i regulacji układu. Dane pomiarowe rejestrowane i przesyłane były do aplikacji Intouch'a w celu ich archiwizacji. Po zakończeniu pomiaru zarejestrowane dane zapisywano w pliku korzystając z aplikacji Intouch'a. Następnie plik ten można było importować do arkusza kalkulacyjnego w celu dalszego opracowania danych.

Przewody przepływu ścieków, powietrza i wody cyrkulacyjnej, a także konstrukcja na której umieszczone były bioreaktory wraz z łaźnią wodną wykonane były ze stali nierdzewnej.

Stanowisko do pomiaru szybkości procesów biochemicznych zostało wykonane przez zespół pod przewodnictwem prof. dr hab. Jacka Mąkini, a sfinansowane z projektów badawczych również pod kierownictwem prof. dr hab. Jacka Mąkini.

6.8. Metodyka badań

6.8.1 Metodyka badań fizyko-chemicznych

W surowych ściekach (SŚ) i odciekach (OD), oraz mieszaninie surowych ścieków i odcieków (SM_F - z modelu przepływowego (flow) oraz SM_S - z modelu SBR), a także w oczyszczonych ściekach (OŚ) i oczyszczonej mieszaninie ścieków i odcieków (OM_F - z modelu przepływowego (flow) oraz OM_S - z modelu SBR) oznaczano: wartość BZT₅ i ChZT_{Cr}, pH, temperatury, przewodność, stężenie: azotu ogólnego (N_{og}), azotu azotanowego (N-NO₃), azotu amonowego (N-NH₄), azotu Kjeldahla (N_K), fosforu ogólnego (P_{og}), fosforu fosforanowego (P-PO₄), chlorków (Cl⁻), siarczanów (SO₄²⁻), zawartość zawiesiny ogólnej, lotnej, mineralnej.

Metodyka oznaczeń poszczególnych parametrów:

- oznaczanie **BZT₅** – PN-EN 1899-1:2002 - Oznaczenie biochemicznego zapotrzebowania tlenu po n dniach. Część 1: Metoda rozcieńczania i szczepienia z dodatkiem allilotiomocznika. Przy użyciu OxiTop Control,
- oznaczanie **ChZT_{Cr}** – metoda specyficzna – 037/2007/PN-74/C-04578.03 – Woda i Ścieki. Badania zapotrzebowania tlenu i zawartości węgla organicznego. Oznaczenie chemicznego zapotrzebowania tlenu (ChZT) metoda dwuchromianowa,
- oznaczanie **pH** - metoda potencjometryczna z zastosowaniem elektrody jonoselektywnej PN-90/C-04540.01,
- oznaczanie **przewodności** – PN-EN 27888:1999 Jakość wody. Oznaczenie przewodności elektrycznej właściwej. Przy użyciu konduktometru WTW typ inoLab Cond 720,
- oznaczanie **azotu ogólnego** – metoda spektrofotometryczna z zastosowaniem testów kuwetowych Hach Lange (metodyka zgodna z APHA 1992),
- oznaczanie **azotu amonowego** - metoda spektrofotometryczna z zastosowaniem testów kuwetowych Hach Lange (metodyka zgodna z APHA 1992),
- oznaczanie **azotu azotanowego** - metoda spektrofotometryczna z zastosowaniem testów kuwetowych Hach Lange (metodyka zgodna z APHA 1992),

- oznaczanie **azotu Kjeldahla** – PN-EN 25663:2001 - Oznaczenie azotu Kjeldahla. Metoda po mineralizacji z selenem,
- oznaczanie **fosforu ogólnego** - metoda spektrofotometryczna z zastosowaniem testów kuwetowych Hach Lange (metodyka zgodna z APHA 1992),
- oznaczanie **fosforu fosforanowego** - metoda spektrofotometryczna z zastosowaniem testów kuwetowych Hach Lange (metodyka zgodna z APHA 1992),
- oznaczanie **chlorków** – metoda objętościowa (miareczkowa) – PN-ISO 9297:1994 – Jakość wody. Oznaczenie chlorków. Metoda miareczkowa z azotanem srebra w obecności chromianu jako wskaźnika (Metoda Mohra),
- oznaczanie **siarczanów** - metoda spektrofotometryczna z zastosowaniem testów kuwetowych Hach Lange (metodyka zgodna z APHA 1992),
- oznaczanie **zawiesiny** – metoda wagowa - PN-72/C-04559.02:1972 + Ap:2007 – Woda i ścieki. Badania zawartości zawiesin. Oznaczenie zawiesin ogólnych, mineralnych i lotnych metodą wagową.

Analizy prowadzono dwa razy w tygodniu. Wykonywano dwie serie badawcze współczyszczania ścieków z odciekami z Zakładu Eko Dolina Sp. z o. o. w Łężycach. Natomiast jedną serię badawczą współczyszczania ścieków z odciekami pochodzącymi z Zakładu Utylizacyjnego Sp. z o.o. w Gdańsk Szadółkach.

6.8.2 Metodyka badań efektywności biochemicznych procesów oczyszczania ścieków i współczyszczania ścieków i odcieków ze składowisk odpadów komunalnych – Test trójfazowy – faza beztlenowa, anoksydacyjna, tlenowa

Test trójfazowy (faza beztlenowa, anoksydacyjna, tlenowa) badający efektywność biochemicznych procesów współczyszczania ścieków i odcieków prowadzony był dla 0%, 0,5%, 3%, 5% dodatku odcieków. Podczas prowadzonego testu w celu powtarzalności wyników, badania prowadzono dla tego samego materiału i tych samych parametrów technologicznych w dwóch reaktorach jednocześnie.

W celu przeprowadzenia testu trójfazowego pobierano osad czynny z komory tlenowej modelu laboratoryjnego pracującego w układzie A2/O (fot. 6.4.), natomiast ścieki surowe pochodziły z oczyszczalni „Wschód” w Gdańsku, a odcieki pobierano ze składowiska w Gdańsku Szadółkach oraz Łężycach.

Z komory tlenowej do każdego z dwóch reaktorów pobierano taką ilość osadu, aby stężenie po dopełnieniu reaktorów ściekami wraz z odpowiednią dawką odcieków do objętości 4,0 dm³ wynosiło 2,5 g/dm³. Następnie uruchamiano łaźnię i ustawiano zadaną temperaturę wynoszącą 20°C. W każdym z reaktorów umieszczano sondę tlenową, pH oraz redox. Następnie reaktory uzupełniano ściekami wraz z odciekami w odpowiedniej dawce do objętości 4,0 dm³. Natychmiast po uzupełnieniu reaktorów włączano zestaw badawczy

w trybie pracy RĘCZNEJ oraz mieszadła mechaniczne zamykając wcześniej zawory do reaktorów, w których umieszczone były sondy tlenowe „Stirox”. Szybkość mieszania w obu reaktorach ustawiona była na mieszadłach typu Heidolph RZR 2021, na poziomie 350 obrotów na minutę. Od tego momentu pomiary zapisywane były *on-line* na bieżąco w pamięci komputera.

Po dokładnym wymieszaniu zawartości w reaktorach (po 2 min od rozpoczęcia testu) pobierano próbkę – 100 cm³ do oznaczenia stężenia zawiesiny ogólnej, mineralnej i organicznej, a także 50 cm³ próbki do oznaczania stężenia mierzonych parametrów: N-NH₄; N-NO₃; N-NO₂; P-PO₄; ChZT_{Cr}. Następnie z obu reaktorów pobierano po 50 cm³ próbki w celu analizy w/w parametrów, w następujących odstępach czasowych:

- dla mieszaniny ścieków z odciekami ze składowiska w Gdańsku Szadółkach: 2, 60, 120, 240, 360, 480, 600, 720 minut,
- dla mieszaniny ścieków z odciekami ze składowiska w Łężycach: 2, 60, 120, 180, 240, 300, 480, 600, 720 minut.

Pobrane próbki natychmiast filtrowano (za pomocą pompy próżniowej AGA LABOR PL-2) przez sącdek z włókna szklanego (Whatman GF/C, o średnicy porów 1,2 μm, średnica filtra 47 mm).

Po 120 min fazy beztlenowej dodawano do każdego z reaktorów odpowiednią porcję azotanu potasu (KNO₃), w celu zwiększenia stężenia N-NO₃ o 20 mg N-NO₃/dm³. Od tego momentu rozpoczynała się faza anoksydacyjna.

Po 360 minutach włączano pompy napowietrzające, i ustawiono stężenie tlenu rozpuszczonego na poziomie 6 mg O₂/dm³ i przez następne 6 godzin prowadzono fazę nitryfikacji. Po 720 minutach od rozpoczęcia doświadczenia pobierano 150 cm³ próbek z obu reaktorów – 100 cm³ do badania stężenia zawiesiny ogólnej, mineralnej i organicznej, a 50 cm³ do oznaczenia stężenia mierzonych parametrów, po czym wyłączano układ. Na zakończenie archiwizowano wyniki.

Metodykę badań szybkości przebiegu procesów biochemicznych oczyszczania ścieków oraz współocyszczania ścieków z odpowiednim dodatkiem odcieków przygotowano na podstawie opracowania: „Performance prediction of full-scale biological nutrient removal systems using complex activated sludge models” - Mąkinia (2006).

Na podstawie uzyskanych danych doświadczalnych obliczono:

- szybkość poboru fosforanów w fazie anoksydacyjnej (z ang. anoxic phosphate uptake rate) - **PUR_{AX}**,

$$PUR_{AX} = \frac{\Delta P_{P-PO_4AX}}{smo \cdot \Delta t} \quad [\text{g P/kg}_{s.m.o.} \cdot \text{h}] \quad (6.1)$$

- szybkość poboru fosforanów w fazie tlenowej (z ang. aerobic phosphate uptake rate) - **PUR_{AE}**,

$$PUR_{AE} = \frac{\Delta P_{P-PO_4AE}}{smo \cdot \Delta t} \quad [\text{g P/kg}_{s.m.o.} \cdot \text{h}] \quad (6.2)$$

- szybkość uwalniania fosforanów w fazie beztlenowej (z ang. phosphate release rate) – **PRR**,

$$PRR = \frac{\Delta P_{P-PO_4U}}{smo \cdot \Delta t} \quad [\text{g P/kg}_{s.m.o.} \cdot \text{h}] \quad (6.3)$$

- szybkość denitryfikacji w fazie anoksydacyjnej (z ang. anoxic nitrate utilization rate) - **NUR_{AX}**,

$$NUR_{AX} = \frac{\Delta N_{N-NO_3AX}}{smo \cdot \Delta t} \quad [\text{g N/kg}_{s.m.o.} \cdot \text{h}] \quad (6.4)$$

- szybkość produkcji azotanów (V) w fazie tlenowej (z ang. aerobic nitrate production rate) - **NUR_{AE}**,

$$NUR_{AE} = \frac{\Delta N_{N-NO_3AE}}{smo \cdot \Delta t} \quad [\text{g N/kg}_{s.m.o.} \cdot \text{h}] \quad (6.5)$$

- szybkość poboru azotanów (V) w fazie beztlenowej (z ang. anaerobic nitrate utilization rate) - **NUR_{AN}**,

$$NUR_{AN} = \frac{\Delta N_{N-NO_3AN}}{smo \cdot \Delta t} \quad [\text{g N/kg}_{s.m.o.} \cdot \text{h}] \quad (6.6)$$

- szybkość nitryfikacji (z ang. ammonia utilization rate) - **AUR**,

$$AUR = \frac{\Delta N_{N-NH_4}}{smo \cdot \Delta t} \quad [\text{g N/kg}_{s.m.o.} \cdot \text{h}] \quad (6.7)$$

gdzie:

Δt – czas poboru/uwalniania/produkcji stężenia danego parametry [h]

smo – frakcja organiczna osadu czynnego [$\text{kg}_{s.m.o.}/\text{m}^3$]

- stosunek $\Delta P_{usuniętego} : \Delta \text{ChZT}$ podczas fazy beztlenowej, [g P/g O₂]
- stosunek $\Delta \text{ChZT} : \Delta \text{N}$ w ściekach surowych/mieszanie ścieków i odcieków, [g O₂/g N]

6.8.3 Metodyka badań frakcji ChZT

Frakcje ChZT oznaczano dla ścieków surowych ($\acute{S}S$), oraz mieszaniny ścieków wraz z odpowiednim dodatkiem odcieków (0,5%; 1%; 3%; 5%), które podawano biologicznym procesom oczyszczania w modelu przepływowym (układ A2O). W ściekach surowych i mieszaninach surowych ścieków i odcieków oznaczano: ChZT całkowite ($ChZT_{OG}$), BZT_{20} , oraz - po przeprowadzonym procesie koagulacji i filtracji - ChZT rozpuszczone ($ChZT_R$). Natomiast w ściekach biologicznie oczyszczonych oznaczano: ChZT rozpuszczone nierozkładalne biologicznie ($ChZT_{RNB}$) po przeprowadzonym procesie koagulacji i filtracji. Pozostałe frakcje – ChZT rozpuszczone rozkładalne biologicznie ($ChZT_{RRB}$), ChZT zawieszinowe rozkładalne biologicznie (wolno rozkładalne) ($ChZT_{CRB}$), ChZT zawieszinowe nierozkładalne biologicznie ($ChZT_{CNB}$) - wyznaczano przy wykorzystaniu wzorów przeliczeniowych zgodnie z zaleceniami ATV-A131 (Kayser, 2000).

Do oznaczania frakcje $ChZT_R$ i $ChZT_{RNB}$ wykorzystano metodę strąceniowo-filtracyjną opisaną przez Mamais i in. (1993). Metoda ta polega na koagulacji siarczanem cynk w środowisku alkalicznym, sedymentacji i filtracji, a następnie oznaczeniu ChZT przesączu.

Podczas prowadzonych badań przygotowywano w zlewce próbkę surowych ścieków lub mieszaniny surowych ścieków i odcieków (500 ml). Następnie umieszczano zlewkę z badaną próbką na mieszadle magnetycznym i, po uruchomieniu mieszadła, dodawano do ścieków lub ich mieszaniny z odciekami 5 ml 10% roztworu $ZnSO_4$ (na każde 100 ml próby 1ml 10% $ZnSO_4$). W celu doprowadzenia odczynu do pH 10,5 (optymalne pH koagulacji $ZnSO_4$) dawkowano odpowiednią ilość roztworu 6M NaOH. Po 1-3 minutach od zakończenia dawkowania NaOH wyłączano mieszanie i poddawano próbkę 5-10 minutowej sedymentacji. Około 50 ml zdekantowanej cieczy nadosadowej pobierano pipetą i filtrowano pod ciśnieniem przez sącdek membranowy, nitrocelulozowy 0,45 μm (Millipore, filtry białe gładkie, średnica porów 0,45 μm , średnica filtra 47 mm) wykonany z materiału nie wydzielającego związków organicznych do filtratu. W kolejnym etapie oznaczano ChZT filtratu, uzyskującą frakcję ChZT rozpuszczoną ($ChZT_R$). W celu uzyskania ChZT rozpuszczonego nierozkładalnego biologicznie ($ChZT_{RNB}$) wykonywano również opisaną powyżej metodę strąceniowo-filtracyjną dla ścieków biologicznie oczyszczonych.

Metodyka oznaczania poszczególnych wartości ChZT wykonywano zgodnie z: 037/2007/PN-74/C-04578.03 - Woda i Ścieki. Badania zapotrzebowania tlenu i zawartości węgla organicznego. Oznaczanie chemicznego zapotrzebowania tlenu (ChZT) metoda dwuchromianowa.

Natomiast BZT_{20} wyznaczano metodą respirometryczną, za pomocą OxiTop Control Oc 110 firmy WTW, zgodnie z: PN-EN 1899-1:2002 - Oznaczenie biochemicznego zapotrzebowania tlenu po n dniach. Część 1: Metoda rozcieńczania i szczepienia z dodatkiem allilotiomocznika.

Fracje ChZT rozpuszczone rozkładalne biologicznie ($ChZT_{RRB}$), ChZT zawiesinowe rozkładalne biologicznie (wolno rozkładalne) ($ChZT_{CRB}$), ChZT zawiesinowe nierozkładalne biologicznie ($ChZT_{CNB}$) obliczano na podstawie poniższych równań według ATV-A131(Kayder, 2000):

- Frakcję $ChZT_{RRB}$ (rozpuszczoną łatwo rozkładalną biologicznie) wyznaczono na podstawie różnicy $ChZT_R$ (ogólną liczbą organicznych zanieczyszczeń rozpuszczonych), a $ChZT_{RNB}$ (rozpuszczone nierozkładalne biologicznie):

$$ChZT_{RRB} = ChZT_R - ChZT_{RNB} \quad (6.8)$$

- Frakcję $ChZT_{CRB}$ (cząsteczkowe rozkładalne biologicznie (wolno rozkładalne)), wyznaczono z różnicy BZT_{20} , oraz wartości $ChZT_{RRB}$:

$$ChZT_{CRB} = BZT_{20} - ChZT_{RRB} \quad (6.9)$$

- Frakcję $ChZT_{CNB}$ cząsteczkowe nierozkładalne biologicznie (inertne), wyznaczano na podstawie zależności:

$$ChZT_{CNB} = ChZT_{OG} - (ChZT_{RRB} + ChZT_{CRB} + ChZT_{RNB}) \quad (6.10)$$

6.9 Analiza statystyczna

Podczas analizy wyników badań całości przedstawionych prac (oczyszczania ścieków komunalnych, współoczyszczania ścieków z dodatkiem odcieków, udziału frakcji ChZT) jako narzędzie podstawowej obróbki statystycznej (wartość średnia, zakres pomiarów, ocena zmienności szeregu statystycznego pomiarów za pomocą odchylenia standardowego, percentyl 80/100) wykorzystano program Microsoft Office Excel 2003.

Podczas analizy uzyskanych wartości z przeprowadzonych testów przebiegu szybkości procesów biochemicznych: nachylenie wykresu regresji liniowej przez zadane punkty danych, równanie regresji ($y = ax + b$; gdzie a – współczynnik kierunkowy prostych, b – współczynnik przesunięcia prostych), oraz współczynnik korelacji pomiędzy dwoma zmiennymi określono również przy użyciu programu Microsoft Office Excel 2003.

7. Wyniki badań

7.1 Badania modelowe oczyszczania ścieków surowych z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków Gdańsk „Wschód” w układach A2/O oraz SBR

Pierwszym etapem prac badawczych był rozruch układów modelowych, polegający na tzw. ich wpracowaniu. Na tym etapie do zasilania układów stosowano wyłącznie ścieki surowe (ŚS) z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków „Wschód” w Gdańsku. Analiza parametrów ścieków surowych (ŚS) odbywała się przez cały okres prowadzenia badań modelowych. Prowadzono również analizę efektywności oczyszczania ścieków surowych w modelach laboratoryjnych, której wyniki stanowią punkt odniesienia dla oczyszczanych mieszanin ścieków z odpowiednim procentowym dodatkiem odcieków. W pracy przedstawiono wyniki dla dwóch serii – od marca do czerwca 2008 (seria I) oraz od października do listopada 2008 (seria II).

Wyniki analiz ścieków surowych pochodzących z Miejskiej Oczyszczalni Gdańsk „Wschód” w całym okresie badań modelowych przedstawiono w tabelach I/4–I/106 umieszczonych w załączniku do niniejszego opracowania.

Wartości odczynu ścieków surowych wahała się w zakresie od 6,64 do 8,13. Średnia wartość odczynu dla całego okresu wykonywanych analiz wynosiła $\text{pH}=7,44$.

Przewodność ŚS zmieniała się w całym okresie badań w zakresie od 0,71 do 2,06 mS/cm, z średnią wartością wynoszącą 1,57 mS/cm.

Średnie stężenie chlorków w ŚS wynosiło $139,34 \text{ mg Cl}^-/\text{dm}^3$. Stężenie chlorków charakteryzowało się dużą zmiennością w ciągu roku (od 76,58 do $326,17 \text{ mg Cl}^-/\text{dm}^3$), osiągając najwyższe wartości od listopada do lutego.

Stężenie siarczanów w ściekach surowych z oczyszczalni zmieniało się w zakres od 51,03 do $256,00 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$. Średnia wartość stężenia SO_4^{2-} wynosiła $172,74 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$.

Stężenie zawiesiny ogólnej w ściekach surowych zmieniało się w szerokim zakresie od 112 do $609 \text{ mg}/\text{dm}^3$, również stężenie zawiesiny mineralnej wahało się w szerokim zakresie od 10 do $342 \text{ mg}/\text{dm}^3$. Stężenie zawiesiny lotnej w ściekach surowych zmieniało się w granicach od 84 do $484 \text{ mg}/\text{dm}^3$. Stężenie zawiesiny charakteryzowało się dużą zmiennością ze średnimi wartościami na poziomie $316 \text{ mg}/\text{dm}^3$, $57 \text{ mg}/\text{dm}^3$ oraz $259 \text{ mg}/\text{dm}^3$, odpowiednio dla zawiesiny ogólnej, mineralnej oraz lotnej.

Wartości stężenia BZT₅ ścieków surowych zmieniały się w zakresie od 149 do 780 mg O₂/dm³, średnia wartość wynosiła 487 mg O₂/dm³. W przypadku BZT₅ ścieki surowe charakteryzowały się dużą zmiennością w ciągu całego roku.

Średnie stężenie ChZT_{Cr} ŚS wnosilo 742 mgO₂/dm³. Podobnie, jak przy wartościach BZT₅ ścieki charakteryzowały się dużą zmiennością ChZT_{Cr}.

Stężenie azotu ogólnego w ściekach surowych wahało się od 44,61 do 134,47 mg N/dm³, ze średnią wartością wynoszącą 88,36 mg N/dm³. Była to wartość typowa dla ścieków komunalnych. Główną formą azotu, był azot amonowy oraz azot organiczny. Średnie stężenie N-NH₄ wynosiło 62,74 mg N-NH₄/dm³, natomiast azotu organicznego około 25 mg N_{org}/dm³. Stężenie azotu azotanowego (V) było typowe dla ścieków komunalnych (średnio 0,72 mg N-NO₃/dm³).

Stężenie fosforu ogólnego w ŚS było średnio na poziomie 10,39 mg P/dm³. Fosforany stanowiły główny składnik fosforu ogólnego - średnio około 75%. Stężenie fosforu ogólnego było typowe dla ścieków komunalnych.

Uzyskane wyniki analiz ścieków surowych wykazują się dużą zmiennością, na co wskazują uzyskane wartości odchylenia standardowego (tabela I/4 – I/106 – załącznik). Jednak stężenie ich zanieczyszczeń nie odbiegało od typowych wartości dla surowych ścieków komunalnych. Zmienność niektórych parametrów zależała od pory roku (np. chlorki, zawiesina), natomiast część parametrów wykazywała się wysoką zmiennością w całym okresie badań, co może wynikać z niekontrolowanych zrzutów ścieków przemysłowych do kanalizacji miejskiej.

7.1.1 Układ A2/O

Osad czynny pobierany z Oczyszczalni Ścieków Gdańsk „Wschód” wpracowywano w układzie A2/O przed każdą z serii badawczych, przy użyciu ścieków surowych z tejże oczyszczalni. Wyniki analiz efektywności pracy układu doświadczalnego dla dwóch serii badawczych, stanowiących odniesienie do wyników uzyskanych podczas badań nad efektywnością oczyszczania mieszaniny ścieków i odcieków w układzie A2/O przedstawiono w tabelach I/4 – I/10 w załączniku do pracy.

Średnia wartość pH ścieków oczyszczonych wynosiła 7,44 dla serii I, oraz 7,45 dla serii II (tabela I/4 - załącznik). W przypadku chlorków, stopień redukcji był nieznaczny i zmieniał się w zakresie od 0% do 51% dla serii I oraz od 3% do 12% dla serii II (tabela I/5 - załącznik). W przypadku siarczanów średnia redukcja dla serii I wynosiła około 30%, z maksymalną wartością stężenia w odpływie 92,18 mg SO₄²⁻/dm³, a dla serii II około

61%, z maksymalnym stężeniem w odpływie 84,30 mg $\text{SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$ (tabela I/5 - załącznik). Przewodność elektryczna ścieków oczyszczonych wahała się w granicach od 0,72 do 1,34 mS/cm w serii I, oraz od 0,87 do 1,7 mS/cm w serii II.

Stężenie zawiesiny ogólnej w odpływie wahało się w zakresie od 1 do 14,20 mg/dm³ dla serii I, oraz od 2,20 do 42,20 mg/dm³ w serii II. Oznacza to, iż w serii I nie zostały przekroczone dopuszczalne wartości wskaźników zanieczyszczeń dla oczyszczalni z równoważną liczbą mieszkańców (RLM) wynoszącą 100 000 i powyżej (charakteryzującą miejską oczyszczalnię „Wschód” w Gdańsku) (Dz. U. nr 137, poz. 984). Natomiast w serii II wartość dopuszczalna (35 mg/dm³ zawiesiny ogólnej w odpływie) została przekroczona jedynie 03.11.2008 r. i wynosiła 42,20 mg/dm³ (tabela I/6 - załącznik). Średnia redukcja stężenia zawiesiny ogólnej wynosiła 98% dla serii I i 95% dla serii II. Stężenie zawiesiny mineralnej w odpływie z układu A2/O osiągało wartości od 0,00 do 8,80 mg/dm³ dla serii I, oraz od 0,40 do 9,40 mg/dm³ dla serii II. Natomiast stężenie zawiesiny lotnej w odpływie wahało się w zakresie od 0,40 do 7,20 mg/dm³ dla serii I, od 1,80 do 32,80 mg/dm³ dla serii II

Stężenie azotu ogólnego w oczyszczonych ściekach w odpływie z układu A2/O dla serii I osiągało wartość od 9,76 do 22,81 mg N/dm³ (średnio 17,34 mg N/dm³). Azot ogólny usuwany był ze średnią efektywnością wynoszącą około 78% (minimalna wartość to 57%, maksymalna 88% - tabela I/7 - załącznik). Określone prawnie najwyższe dopuszczalne stężenia azotu ogólnego w odpływie dla oczyszczalni RML powyżej 100 000 (Dz. U. nr 137, poz. 984) były wielokrotnie przekraczane w serii I. Stężenie azotu ogólnego w odpływie z układu A2/O w serii II wahało się w granicach od 13,87 do 25,02 mg N/dm³, (średnio - 16,60 mg N/dm³). Stopień redukcji stężenia azotu ogólnego był średnio na poziomie 77% (min 61% - max 84%). W serii II również nie osiągnięto w odpływie wymaganych prawem wartości stężenia azotu ogólnego (Dz. U. nr 137, poz. 984). Największy udział w zawartości azotu ogólnego w odpływie, miał azot azotanowy (V) oraz organiczny. Stężenie N-NO₃ w odpływie wahało się od 4,60 do 19,30 mg N-NO₃/dm³ – seria I i od 12,32 do 20,70 mg N-NO₃/dm³ - seria II (tabela I/7 - załącznik). Tak wysokie stężenie N-NO₃ w odpływie świadczy o niskiej efektywności procesu denitryfikacji. Natomiast stężenie azotu organicznego osiągało wartość od 0,33 do 8,63 mg N_{org}/dm³ (seria I), oraz od 1,05 do 3,54 mg N_{org}/dm³ (seria II). Średni stopień redukcji azotu organicznego był wysoki i wynosił dla serii I - 84 %, dla serii II - 95% (tabela I/8 - załącznik). W przypadku azotu amonowego osiągnano wysoki stopień redukcji w odpływie – od 92 do nawet 99,98% (seria I) oraz od 97 do 99,92 % (seria II) (tabela I/7 - załącznik). Stężenie N-NH₄ w odpływie było na

poziomie 0,011 – 4,150 mg N-NH₄/dm³ (seria I) oraz od 0,019 do 1,230 mg N-NH₄/dm³ (seria II). Wyniki te dowodzą o bardzo wysokiej sprawności nityfikacji w badanym układzie A2/O. Średnia redukcja N-NH₄ w obu seriach osiągnęła wartość 99%.

Stężenie fosforu ogólnego (TP) w odpływie z modelu przepływowego wahało się od 0,16 do nawet 8,92 mg P/dm³ dla serii I oraz od 0,52 do 3,21 mg P/dm³ dla serii II. Średnia efektywność usuwania fosforu ze ścieków surowych wynosiła 75% – seria I i 83% – seria II. Wysokie wartości stężenia TP w odpływie korelowały z wysokimi wartościami N-NO₃ (tabela I/7, I/9 - załącznik). Fosforany stanowiły główny składnik fosforu ogólnego - średnio około 76%. Stężenie P-PO₄ w odpływie zmieniało się w zakresie od 0,06 do 8,56 mg P-PO₄/dm³, przy średniej redukcji około 71% (seria I). W serii II, wartość stężenia P-PO₄ w odpływie wahała się od 0,03 do 3,98 mg P-PO₄/dm³, przy średniej redukcji około 88%. Wyższe efekty usuwania stężenia TP uzyskano w serii II, jednak średnia wartość stężenia fosforu ogólnego w odpływie wynosząca 1,46 mg P-PO₄/dm³ wskazuje iż maksymalna wartość 1 mg P-PO₄/dm³, obligatoryjna dla oczyszczalni o wielkości RLM 100 000 była przekraczana (Dz. U. nr 137, poz. 984).

Substancja organiczna wyrażona jako BZT₅ oraz ChZT_{Cr} usuwana była ze ścieków surowych w wysoką efektywnością. Redukcja stężenia BZT₅ osiągała poziom od 96% do blisko 100% w serii I, oraz od 99 do 100% w serii II (tabela I/10 – załącznik). W przypadku ChZT_{Cr}, uzyskano również wysoką redukcję od około 84% do około 99 % w serii I, oraz od około 86% do około 98% w serii II. Zarówno w przypadku BZT₅, jak i ChZT_{Cr} nie wystąpiło przekroczenie dopuszczalnych wartości wskaźników (Dz. U. nr 137, poz. 984).

7.1.2. Układ SBR

Osad czynny z Oczyszczalni Ścieków Gdańsk „Wschód” wpracowywano w układzie SBR przed każdą z serii badawczych, przy użyciu ścieków surowych z w/w oczyszczalni. Wyniki analiz dokumentujących przebieg prac doświadczalnych z samymi ściekami z oczyszczalni „Wschód” dla obu serii badawczych przedstawiono w załączniku w tabelach I/4–I/10. Wyniki te stanowią punkt odniesienia dla wartości uzyskanych podczas przeprowadzonych badań nad efektywnością oczyszczania mieszaniny ścieków z odpowiednim dodatkiem odcieków ze składowiska w Gdańsku Szadółki, oraz Eko Doliny w Łężycach w układzie SBR.

Wartość pH ścieków oczyszczonych w odpływie z sekwencyjnego reaktora biologicznego przy oczyszczaniu ścieków z OŚ Gdańsk „Wschód” wynosiła średnio 7,09 dla serii I, oraz 7,20 dla serii II (tabela I/4 - załącznik).

Stężenie chlorków w odpływie osiągało wartości od 73,70 do 143,23 mg Cl⁻/dm³ (seria I) oraz od 124,79 do 275,12 mg Cl⁻/dm³ (seria II). Redukcja stężenia Cl⁻ w odpływie z układu SBR, podobnie jak w przypadku układu A2/O, była nieznaczna i wynosiła średnio około 9% w serii I i około 20% w serii II (tabela I/5 - załącznik).

Podobnie jak w przypadku chlorków, redukcja zawartości SO₄²⁻ była nieznaczna i wynosiła średnio około 28% dla serii I i 62% dla serii II. Średnie stężenie w odpływie wynosiło 60,48 mg SO₄²⁻/dm³ dla serii I, zaś dla serii II - około 65,51 mg SO₄²⁻/dm³ (tabela I/5 - załącznik)

Przewodność elektryczna ścieków oczyszczonych wahała się od 0,71 do 1,36 mS/cm dla serii I oraz od 0,84 do 1,71 mS/cm dla serii II (tabela I/4 - załącznik).

Stężenie zawiesiny ogólnej w odpływie z układu wynosiło od 4,40 do maksymalnie 16,60 mg/dm³ (seria I) i od 2,80 do 11,40 mg/dm³ (seria II). Redukcja stężenia zawiesiny ogólnej wahała się od około 95% do około 99% w obu seriach badawczych. Uzyskane wyniki przedstawione w tabeli I/6 (załącznik), wskazują iż stężenie zawiesiny ogólnej w odpływie z układu SBR odpowiada najbardziej restrykcyjnym przepisom prawa polskiego (Dz. U. nr 137, poz. 984). Średnie stężenia zawiesiny mineralnej w odpływie wynosiło 1,79 mg/dm³ (seria I) oraz 2,35 mg/dm³ (seria II). Natomiast stężenie zawiesiny lotnej osiągało wartości od 0,40 do 7,20 w serii I, oraz od 0,60 do 10,60 mg/dm³ w serii II. Zawiesina lotna stanowiła główny składnik zawiesiny ogólnej (tabela I/5 - załącznik).

Stężenie azotu ogólnego (TN) w ściekach oczyszczonych w serii I zmieniało się w zakresie od 14,06 do 39,73 mg N/dm³. Najwyższą wartość stężenia TN w odpływie uzyskano w pierwszym cyklu pracy modelu SBR, co było rezultatem wpracowywania układu. Średnia efektywność usuwania azotu ogólnego w serii I wynosiła około 66%. W serii II stężenie azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych wahało się w granicach od 6,96 do 35,06 mg N/dm³, a średnia wartość redukcji stężenia TN wynosiła około 73% i była wyższa o 7% niż w serii I (tabela I/7 - załącznik). Należy jednak zauważyć, iż zarówno w serii I, jak i II stężenie TN w odpływie przekraczało dopuszczalne prawem (Dz. U. nr 137, poz. 984) wartości średnio o 19 mg N/dm³ w serii I, i 9 mg N/dm³ w serii II. Na wysokie stężenia TN w odpływie wpływało głównie wysokie stężenie azotu azotanowego (V) oraz azotu organicznego. Stężenie N-NO₃ w odpływie z układu osiągało wartości

od 5,57 do nawet 33,30 mg NO₃/dm³ (seria I), oraz od 3,07 do 32,40 mg NO₃/dm³ (seria II). W przypadku azotu organicznego, jego stężenie w ściekach oczyszczonych było na poziomie od 5,56 do 7,88 mg N_{org}/dm³ (seria I), oraz od 1,05 do 3,54 mg N_{org}/dm³ (seria II). Średnia efektywność usuwania N_{org} ze ścieków surowych wynosiła około 81 % dla serii I, a dla serii II około 92 % (tabela I/8 - załącznik). Podczas oczyszczania ścieków stopień usunięcia ładunku azotu amonowego był wysoki i wynosił średnio około 98% dla serii I, natomiast dla serii II - 99%. Stężenie N-NH₄ w odpływie z układu SBR osiągało wartości od 0,023 do 5,040 mg N-NH₄/dm³ (seria I) oraz od 0,017 do 1,230 mg N-NH₄/dm³ (seria II).

Stężenie fosforu ogólnego (TP) w odpływie z układu SBR wynosiło od 0,74 do 3,09 mg P/dm³ (seria I), oraz od 0,33 do 4,36 mg P/dm³ (seria II). Dopuszczalne wartości stężenia fosforu ogólnego w ściekach oczyszczonych zostały przekroczone przeciętnie o około 1 mg P/dm³ w serii I i o około 0,57 mg P/dm³ w serii II (tabela I/9 - załącznik). Efektywność usuwania TP ze ścieków surowych wynosiła od 73% do 94% w serii I, oraz od 60% do 96% w serii II. Fosforany stanowiły główny składnik fosforu ogólnego. Efektywność ich usuwania była zbliżona do efektywności usuwania TP (średnio 82% - seria I, 85% seria II). Wartości stężenia P-PO₄ w ściekach oczyszczonych dla dwóch serii pomiarowych zostały przedstawione w tabeli I/9 (załącznik).

Wartość stężenia BZT₅ w odpływie z układu SBR wahała się od 6,00 do 9,30 mg O₂/dm³ w serii I, oraz od 0,80 do 6,80 w serii II (tabela I/10 - załącznik). Oznacza to, iż stężenie BZT₅ w ściekach oczyszczonych nie przekraczało wartości dopuszczalnych (Dz. U. nr 137, poz. 984). Uzyskano również wysoką efektywność usunięcia substancji organicznej, wyrażonej jako ChZT_{Cr}: od 93 % do 98 % w serii I oraz od 90% do 96% w serii II (tabela I/10 - załącznik). Podobnie jak w przypadku stężenia BZT₅, również wartość stężenie ChZT_{Cr} nie przekraczała dopuszczalnych wartości w odpływie (Dz. U. nr 137, poz. 984).

7.2. Badania modelowe oczyszczania mieszaniny ścieków surowych z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków Gdańsk „Wschód” z 0,5%, 1%, 2%, 3%, 5% i 10% dodatkiem odcieków ze składowiska odpadów Eko Dolina w Łężycach w układach A2/O i SBR

Analiza efektywności oczyszczania mieszaniny ścieków surowych z odpowiednim dodatkiem odcieków ze składowiska Eko Dolina w Łężycach odbywała się w modelu przepływowym typu A2/O oraz w modelu typu SBR. Ponieważ wysokie stężenia zanieczyszczeń w odciekach powodowały liczne zakłócenia w przebiegu cykli badawczych w serii I, dla kontroli i potwierdzenia uzyskanych wyników przeprowadzono dodatkowo II serię badawczą. Dodatek odcieków do ścieków poddawanych oczyszczaniu w układzie A2/O wynosił 0,5 %, 1%, 3%, w serii I, a w serii II dodatkowo prowadzono analizy z 5% dodatkiem odcieków. Natomiast w układzie SBR, zarówno w serii I, jak i II, dodatek odcieków do ścieków w wynosił 1%, 2%, 5%, oraz 10%. Uzyskane dane z przebiegu procesu współoczyszczania mieszaniny ścieków i odcieków z Eko Doliny w Łężycach przedstawiono w załączniku do niniejszego opracowania w tabelach od I/11 do I/34 (załącznik) – układ A2/O oraz od I/35 do I/58 (załącznik) dla układu SBR.

Odcieki ze składowiska odpadów komunalnych w Łężycach charakteryzowały się wysokim stopniem zmienności stężenia zanieczyszczeń, co pokazują wartości odchylenia standardowego przedstawione w tabelach w załączniku do niniejsze pracy - tabele I/1–I/3. Stężenia wielu zanieczyszczeń w odciekach znacząco przewyższały stężenie tych samych składników występujące w ściekach z Miejskiej Oczyszczalni Gdańsk „Wschód”.

Wartość pH odcieków wynosiła średnio 7,36, co świadczy prawdopodobnie o występowaniu fazy metannogennej w pryzmie składowanych odpadów. Przewodność elektryczna odcieków wynosiła średnio około 25 mS/cm i była wyższa o około 23,5 mS/cm od średniej wartości przewodności ścieków surowych pobranych z OŚ Gdańsk „Wschód” (tabela I/1 - załącznik). Stężenie chlorków, wynoszące średnio 2821 mg Cl⁻/dm³ również znacząco przekraczało wartości występujące w ściekach miejskich (średnia wartość około 140 mg Cl⁻/dm³). Wartość stężenia SO₄²⁻ wynosiła średnio 387 mg SO₄²⁻/dm³ i była wyższa od średniej w ściekach komunalnych o około 214 mg SO₄²⁻/dm³. Stężenie zawiesiny ogólnej zmieniało się w zakresie od 28 do 84 mg/dm³ (tabela I/1 - załącznik). Były to znacznie niższe wartości w porównaniu ze ściekami miejskimi.

Stężenie azotu ogólnego w odciekach z Łężyc było bardzo wysokie i wahało się od 1529,26 mg N/dm³ do 3131,30 mg N/dm³ (tabela I/2 - załącznik). Na tak wysokie wartości

azotu ogólnego wpływało głównie stężenie azotu amonowego, wynoszące od 1395 do 3040 mg N-NH₄/dm³. Jest to bardzo charakterystyczne dla odcieków składowiskowych. Wraz z rosnącym wiekiem składowiska w Łęczycach, które jest stosunkowo młode, a które rozpoczęło eksploatację w 2003 r. zauważalny był stopniowy wzrost stężenia azotu amonowego z 1580 mg N-NH₄/dm³ (próbka z 08.01.2009 r.) do 3040 mg N-NH₄/dm³ (dla próbki z dnia 11.05.2010 r.). Odwrotnie niż w przypadku N-NH₄, zmieniało się stężenia azotu organicznego w odciekach z Łęczyc. Jego stężenie obniżało się wraz z wiekiem, co najprawdopodobniej było skutkiem postępującej amonifikacji azotu organicznego (tabela I/2 - załącznik). Zawartość N_{org} była na poziomie 412,80 – 5,85 mg N_{org}/dm³. Azot azotanowy (V) stanowił średnio około 0,5% azotu ogólnego, przy średnim stężeniu około 9 mg N-NO₃/dm³. Zawartość N-NO₃ w odciekach była wyższa niż w ściekach surowych (o około 8 mg N-NO₃/dm³), ale nie na tyle, żeby powodować istotny wzrost stężenia w dopływie do biologicznej oczyszczalni ścieków podczas ich współoczyszczania.

Stężenie fosforu ogólnego w odciekach z Łęczyc również nie przekraczało znacząco wartości w ściekach surowych i wynosiło średnio 16 mg P/dm³. Stężenie fosforu fosforanowego obejmowało zakres od 8,57 do 14,10 mg P-PO₄/dm³ (tabela I/2 - załącznik).

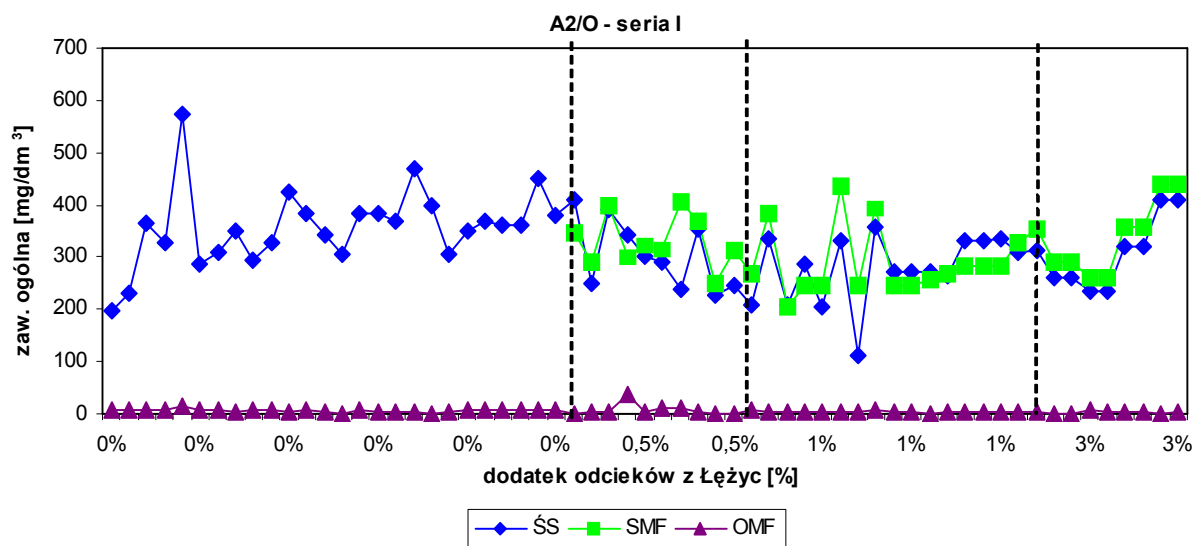
Wartość BZT₅ wahała się od 254 do 734 mg O₂/dm². Stężenie ChZT_{Cr} podlegało jeszcze większym wahaniom i wynosiło od 2192,12 do 3642,00 mg O₂/dm³ (tabela I/3 – załącznik). Stosunek BZT₅/ChZT_{Cr} wynosił od 0,10 do 0,24 (wartość średnia 0,18), co świadczyło iż odcieki z Łęczyc były trudno biodegradowane.

7.2.1. Układ A2/O

W badaniach stosowano mieszaniny ścieków i odcieków z Eko Doliny w Łęczycach. Objętościowy dodatek odcieków do ścieków oczyszczanych w układzie A2/O wynosił: 0,5%, 1%, 3% i 5%.

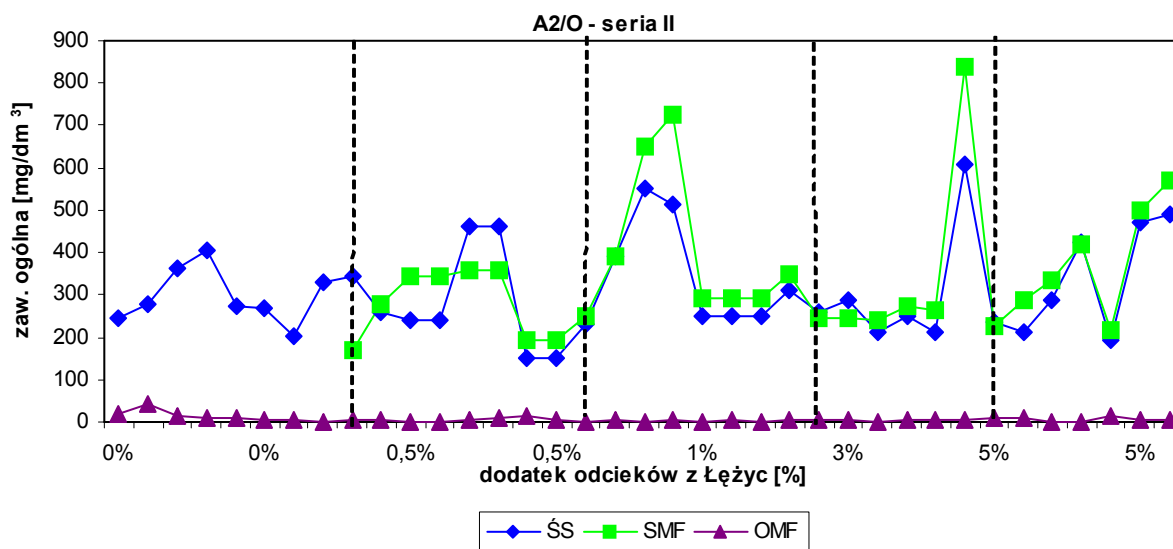
0,5% dodatek odcieków do ścieków spowodował nieznaczny wzrost azotu ogólnego w mieszaninie, w porównaniu ze ściekami surowymi w serii I średnio o 8,5 mg N/dm³, natomiast w serii II o około 4 mg N/dm³. Nastąpił również niewielki wzrost N-NH₄ - średnio o 7 mg N-NH₄/dm³ (seria I) i o 11 mg N-NH₄/dm³ (seria II), siarczanów (seria I o około 6,25 mg SO₄²⁻/dm³, seria II o około 16 mg SO₄²⁻/dm³), chlorków (seria I o około 8 mg Cl/dm³, seria II o około 40 mg Cl/dm³) i przewodności (seria I o około 0,12 mS/cm, seria II o około 0,17 mS/cm). Redukcja przewodności elektrycznej mieszaniny ścieków z 0,5% dodatkiem odcieków w układzie A2/O wynosiła

średnio 22% w serii I oraz 31% w serii II. Efektywność usuwania stężenia chlorków wynosiła średnio 6% dla serii I, natomiast dla serii II około 9%. Siarczany były usuwane na poziomie: 55%–73% (seria I), oraz 50%–63% (seria II) (tabela I/11 - załącznik).



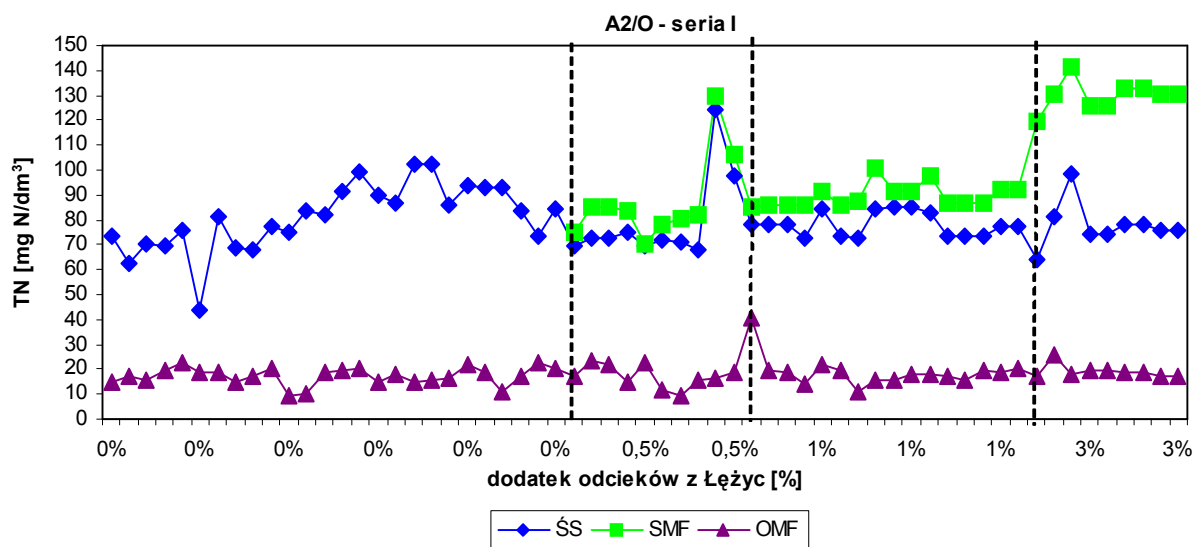
Rys. 7.1. Stężenie zawiesiny ogólnej w dopływie i odpływie z układu A2/O dla serii I, z 0%, 0,5%, 1% i 3% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków).

Zawiesina ogólna była usuwana z bardzo wysoką efektywnością. Przy 0,5% dodatku odcieków, zawartość zawiesiny ogólnej zmniejszała się średnio o 98% zarówno w serii I, jak i II (rys. 7.1., 7.2. tabela I/12 - załącznik). Stężenie zawiesiny ogólnej w odpływie przy 0,5% dodatku odcieków wahało się od 1 mg/dm³ do 35,60 mg/dm³ (średnia wartość 7,56 mg/dm³) w serii I, oraz od 1 mg/dm³ do 15,60 mg/dm³ (średnia wartość 5,33 mg/dm³) w serii II. Uzyskane dane wskazują, że stężenie zawiesiny ogólnej w odpływie nie przekraczało wartości obligatoryjnych (Dz. U. nr 137, poz. 984). Tej wielkości dodatek odcieków nie powodował obniżenia stopnia redukcji stężenia zawiesiny w porównaniu z oczyszczaniem samych ścieków bez dodatku odcieków (tabela I/12 - załącznik).

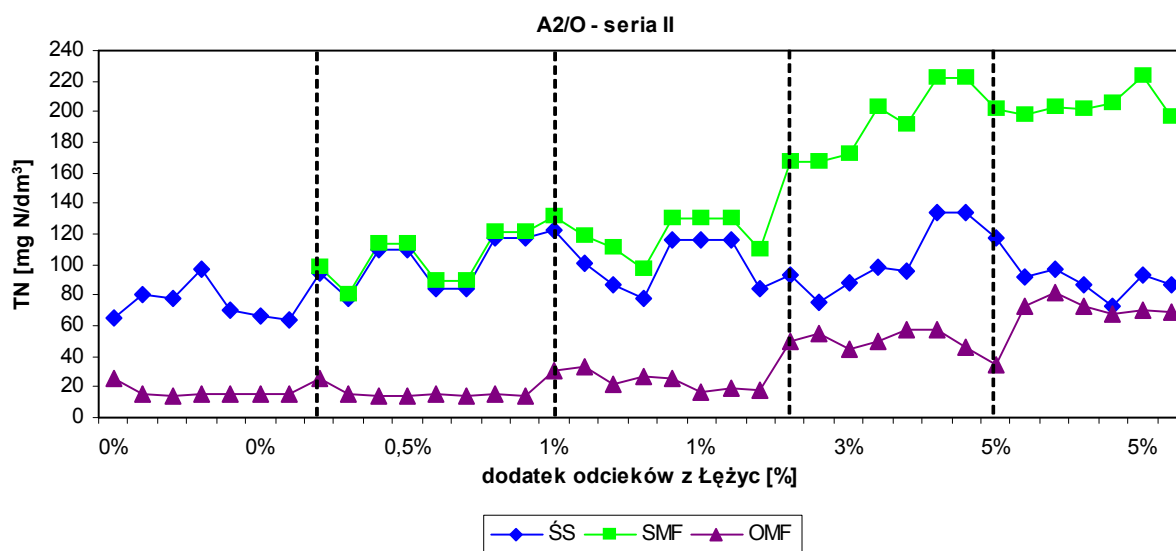


Rys. 7.2. Stężenie zawiesiny ogólnej w dopływie i odpływie z układu A2/O dla serii II, z 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków).

0,5% dodatek odcieków do ścieków nie spowodował obniżenia efektywności usuwania azotu ogólnego, a wręcz wzrost wartości redukcji, co może wynikać z wpracowywania się układu A2/O (rys. 7.3., 7.4.; tabela I/13 - załącznik). Efektywność usuwania TN mieściła się w zakresie od 68% do 88% (średnio 80%) w serii I, zaś w serii II w zakresie od 73% do 88% (średnio 84%). Stężenie TN w odpływie wahało się od 9,50 do 23,07 mg N/dm³ (seria I) oraz od 13,82 do 26,17 mg N/dm³ (seria II). Na rysunku 7.3. i 7.4. można zauważyć, iż często występowały przekroczenia dopuszczalnych wartości 10 mg N/dm³, które obowiązują w odniesieniu do stężenia tego składnika w odpływie z oczyszczalni o wielkości RLM 100 000 i powyżej (Dz. U. nr 137, poz. 984).

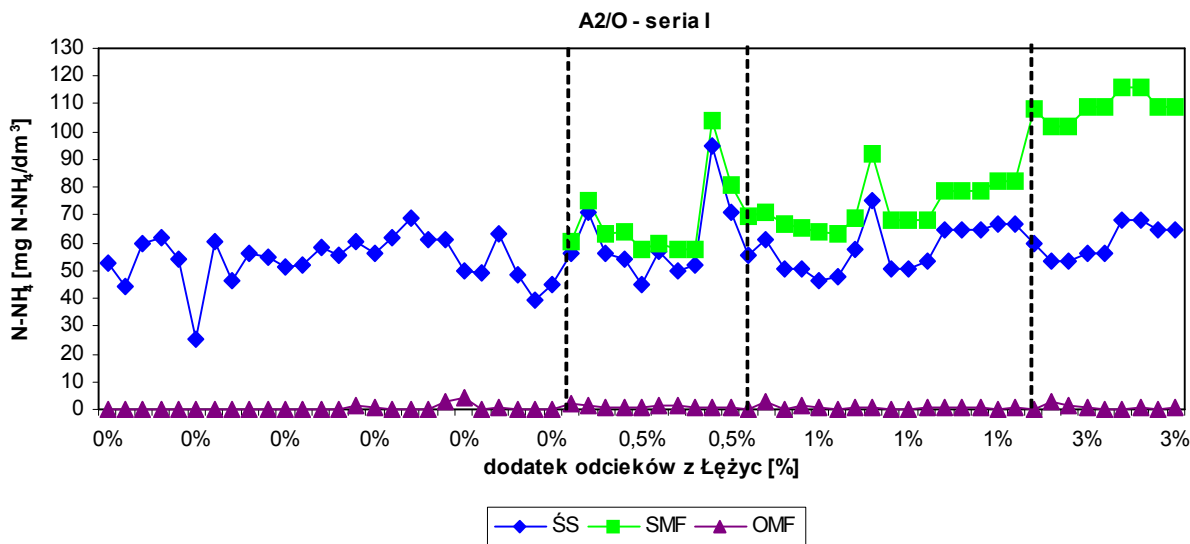


Rys 7.3. Stężenie azotu ogólnego w dopływie i odpływie z układu A2/O dla serii I, z 0%, 0,5%, 1% i 3% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łęzycach (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków).

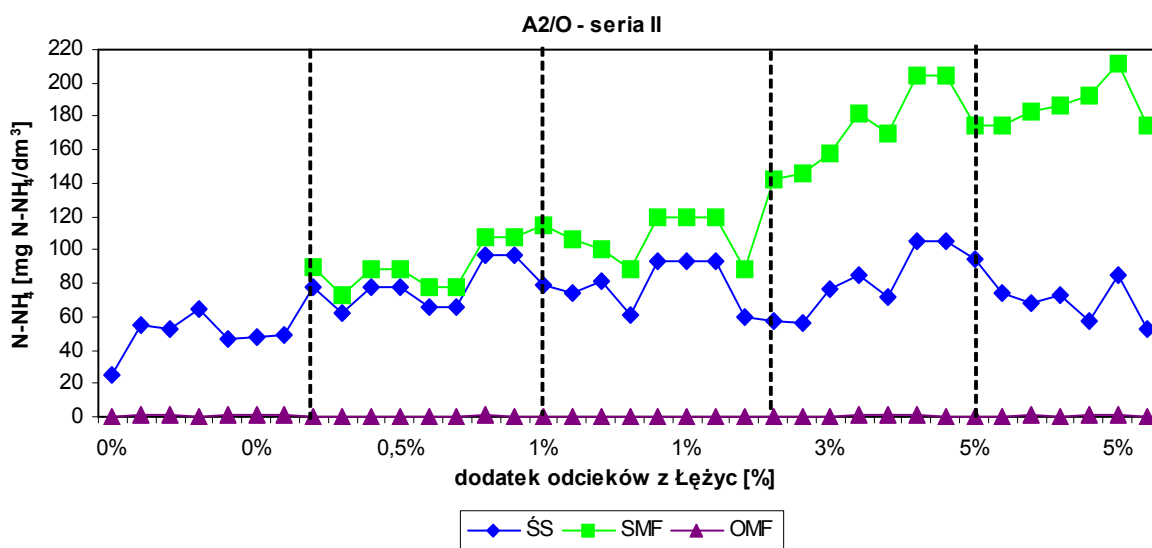


Rys. 7.4. Stężenie azotu ogólnego w dopływie i odpływie z układu A2/O dla serii II, z 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łęzycach (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków).

Stężenie azotu amonowego w odpływie mieściło się w zakresie od 0,518 do 1,919 mg N-NH₄/dm³ (seria I), oraz od 0,020 do 0,989 mg N-NH₄/dm³ (seria II). Zwracając uwagę na wysoki stopień usunięcia NH₄ – seria I średnio około 98%, seria II około 100% (tabela I/13 - załącznik; rys. 7.5., 7.6.), można stwierdzić, iż proces nityfikacji przy 0,5% dodatku odcieków przebiegał bez zakłóceń. Efektywność usuwania azotu amonowego ze ścieków surowych była na podobnym poziomie.



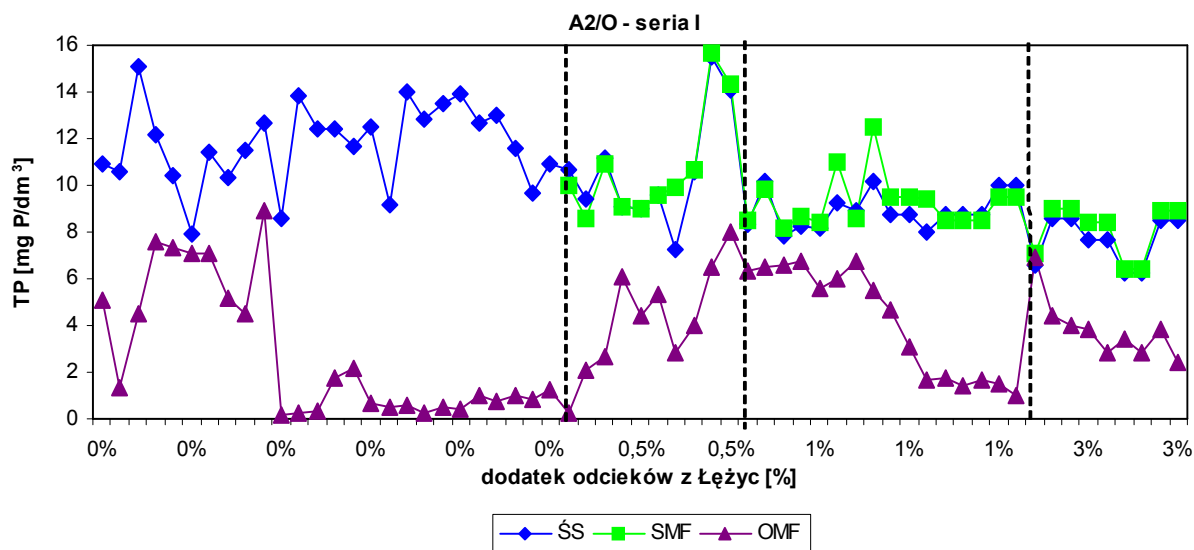
Rys. 7.5. Stężenie azotu amonowego w dopływie i odpływie z układu A2/O dla serii I, z 0%, 0,5%, 1% i 3% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków).



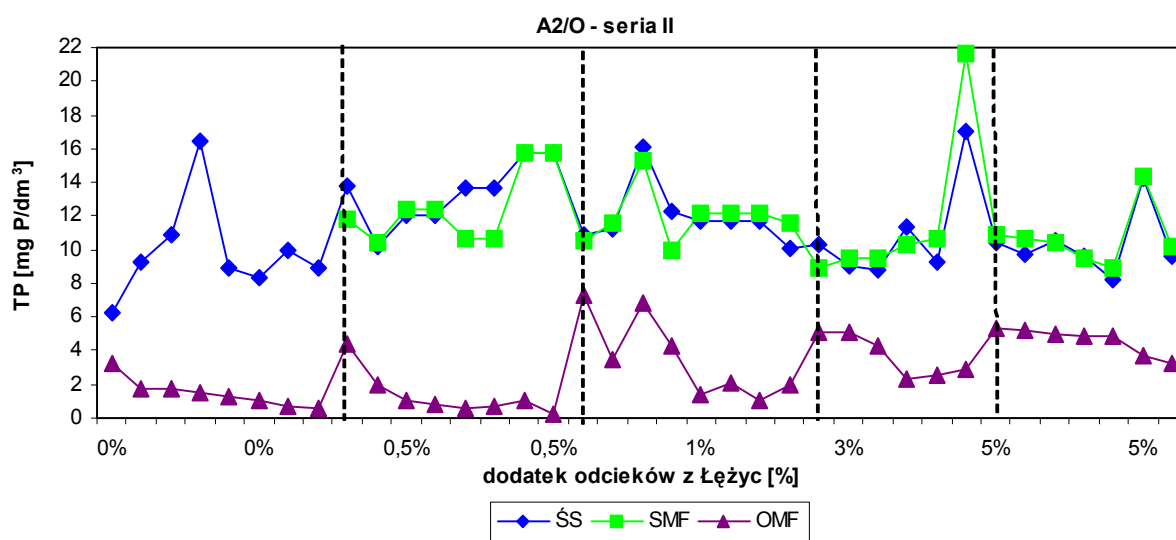
Rys. 7.6. Stężenie azotu amonowego w dopływie i odpływie z układu A2/O dla serii II, z 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków).

Stężenie fosforu ogólnego w odpływie z układu A2/O, przy 0,5% dodatku odcieków obejmowało zakres od 0,22 do 8,01 $mg\ P/dm^3$, ze średnią wartością 4,21 $mg\ P/dm^3$ w serii I, oraz od 0,26 do 4,41 $mg\ P/dm^3$, ze średnią wartością 1,34 $mg\ P/dm^3$ w serii II (tabela I/15 - załącznik). W serii I występowały przekroczenia wartości dopuszczalnych (Dz. U. nr 137, poz. 984) (rys. 7.7.). Natomiast w serii II przekroczenie TP w odpływie (powyżej 1 $mg\ P/dm^3$) pojawiło się na początku prowadzonych badań (rys. 7.8.). Po etapie wpracowania (około tygodnia) nastąpił spadek stężenia TP w odpływie do poziomu poniżej 1 $mg\ P/dm^3$. W porównaniu

z oczyszczaniem samych ścieków miejskich, w układzie A2/O z 0,5% dodatkiem odcieków nastąpił spadek efektywności usuwania TP, średnio z poziomu 75% do 61% (seria I). Natomiast w serii II przy 0,5% dodatku odcieków redukcja stężenia TP była większa o około 6% i wynosiła średnio 89%.



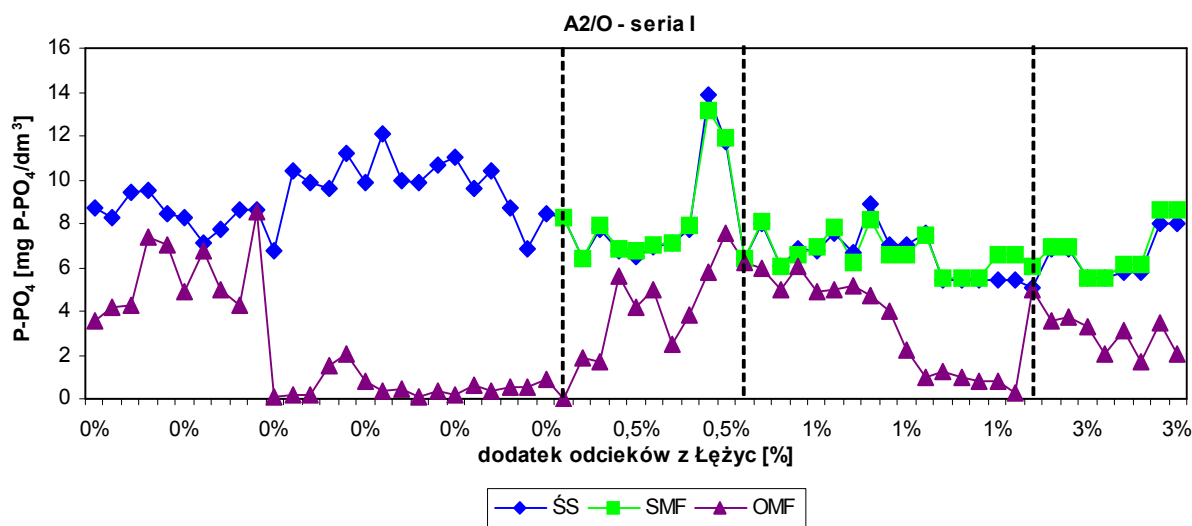
Rys. 7.7. Stężenie fosforu ogólnego w dopływie i odpływie z układu A2/O dla serii I, z 0%, 0,5%, 1% i 3% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łęczycach (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków).



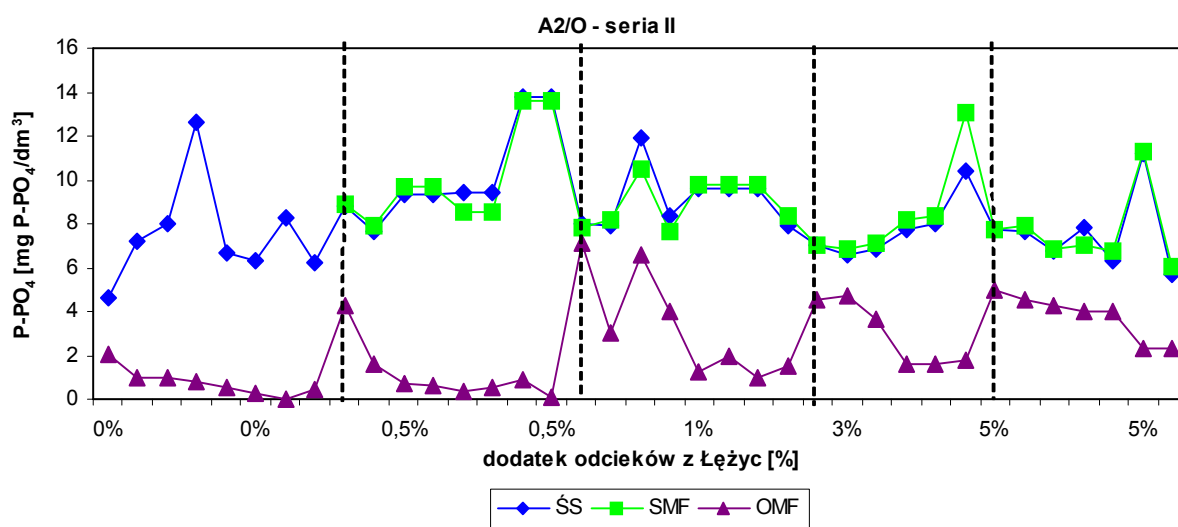
Rys. 7.8. Stężenie fosforu ogólnego w dopływie i odpływie z układu A2/O dla serii II, z 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łęczycach (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków).

Wartość stężenia fosforu fosforanowego w odpływie z układu A2/O wahała się od 0,04 do 7,54 mg P-PO₄/dm³ dla serii I, oraz od 0,13 do 4,26 mg P-PO₄/dm³ dla serii II

(tabela I/15 - załącznik). Porównując stężenie TP w odpływie (rys. 7.7. i 7.8.) ze stężeniem P-PO₄ (rys. 7.9. i 7.10.) można zauważyć, iż P-PO₄ stanowił główny składnik fosforu ogólnego i decydował o jego stężeniu w odpływie.



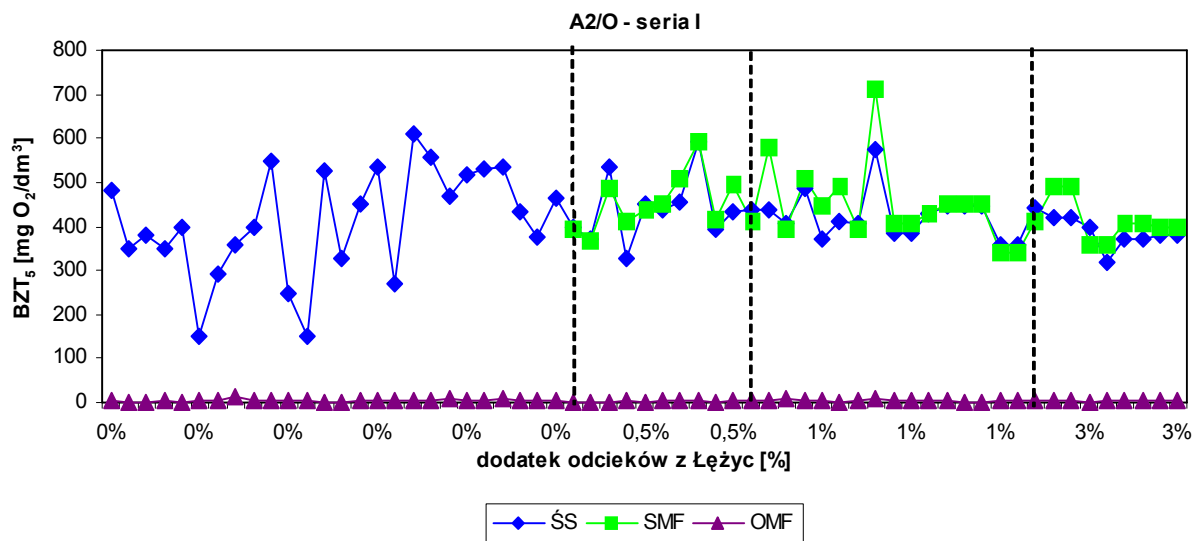
Rys. 7.9. Stężenie fosforu fosforanowego w dopływie i odpływie z układu A2/O dla serii I, z 0%, 0,5%, 1% i 3% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków).



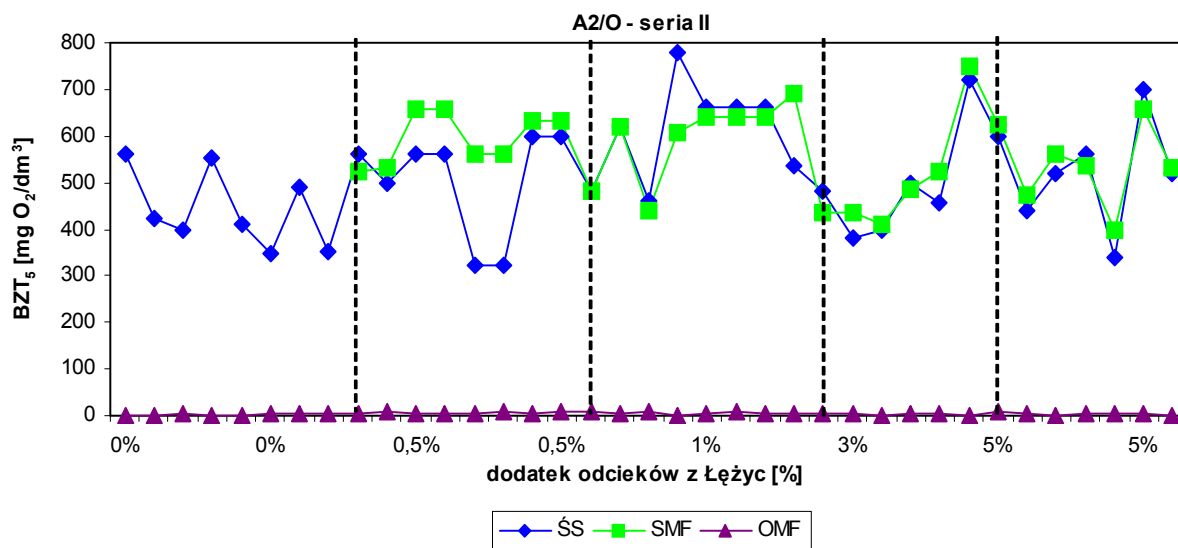
Rys. 7.10. Stężenie fosforu fosforanowego w dopływie i odpływie z układu A2/O dla serii II, z 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków).

Wartość stężenia BZT₅ w oczyszczonej mieszaninie ścieków z 0,5% dodatkiem odcieków wynosiła od 1,10 do 5,10 mg O₂/dm³. Średni stopień redukcji wynosił około 99% w serii I. Natomiast w serii II stężenie utrzymywało się na poziomie 3,40-8,40 mg O₂/dm³, a średnia redukcja, podobnie jak w serii I, wynosiła około 99% (tabela I/16 - załącznik).

Wartości przedstawione na rysunku 7.11. oraz 7.12. nie przekraczały $15 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, które stanowią maksymalną dopuszczalną wartość w odpływie z oczyszczalni ścieków o wielkości RLM 100 000 i powyżej. Średni stopień redukcji stężenia BZT_5 w odpływie z układu A2/O dla 0,5% dodatku odcieków był identyczny, jak dla ścieków z OŚ „Wschód” (tabela I/10 i I/16 - załącznik).

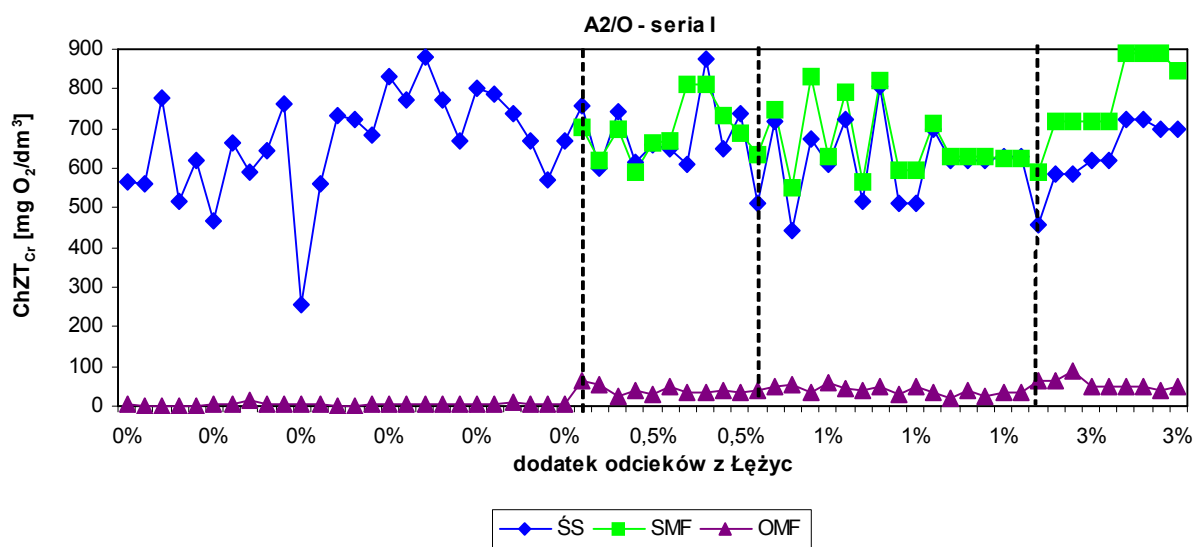


Rys. 7.11. Stężenie BZT_5 w dopływie i odpływie z układu A2/O dla serii I, z 0%, 0,5%, 1% i 3% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków).

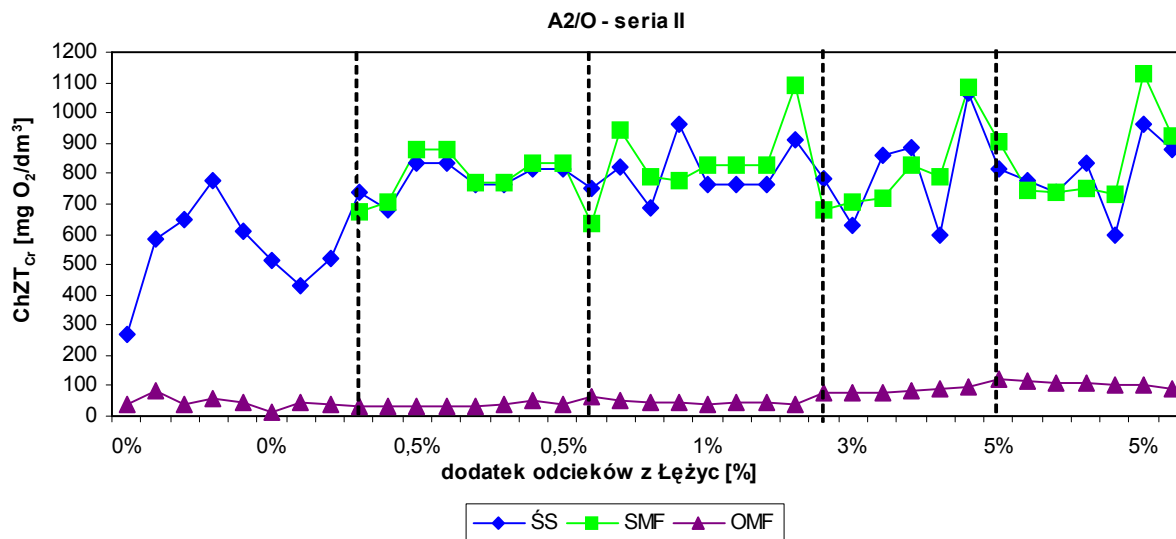


Rys. 7.12. Stężenie BZT_5 w dopływie i odpływie z układu A2/O dla serii II, z 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków).

Stężenie ChZT_{Cr} w odpływie z układu A2/O w serii I dla 0,5% dodatku odcieków wynosiło od 25,76 do 62,50 $\text{mg O}_2/\text{dm}^3$, natomiast w serii II - od 31,50 do 52,00 $\text{mg O}_2/\text{dm}^3$. Zarówno seria I, jak i II charakteryzowały się wysokim stopniem eliminacji ChZT_{Cr} wynoszącym powyżej 95% (tabela I/16 - załącznik). Uzyskane dane (rys. 7.13.; 7.14.) pozwalają stwierdzić, iż parametry odpływu dla wskaźnika ChZT_{Cr} mieszczą się w dopuszczalnym zakresie (Dz. U. nr 137, poz. 984). Przy 0,5% dodatku odcieków z Łężyc uzyskano zbliżony stopień redukcji stężenia ChZT_{Cr} (w serii I około 94%, w serii II około 95%), jak przy oczyszczaniu ścieków surowych z OŚ „Wschód”.



Rys. 7.13. Stężenie ChZT_{Cr} w dopływie i odpływie z układu A2/O dla serii I, z 0%, 0,5%, 1% i 3% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków).



Rys. 7.14. Stężenie ChZT_{Cr} w dopływie i odpływie z układu A2/O dla serii II, z 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków).

1% dodatek odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków z OŚ Gdańsk „Wschód”, spowodował w mieszaninie wzrost przewodności w stosunku do ścieków surowych średnio o 0,25 mS/cm w serii I, oraz o 0,35 mS/cm w serii II. Stężenie chlorków w mieszaninie również wzrasta średnio o 29,51 mg Cl/dm³ (seria I), oraz o 49,63 mg Cl/dm³ (seria II). Dodatek 1% odcieków do ścieków spowodował również wzrost SO_4^{2-} o około 34 mg SO_4^{2-} /dm³ w serii II (brak wyników dla serii I). Po dodaniu 1% odcieków do ścieków następował wzrost stężenia N-NH₄ średnio o 15,06 mg N-NH₄/dm³ w serii I, oraz o 27,64 mg N-NH₄/dm³ w serii II. Z danych umieszczonych w tabelach I/13 oraz I/17 załącznika, wynika iż 1% dodatek powodował większy wzrost stężenia N-NH₄ niż 0,5% dodatek odcieków. Wzrost TN w mieszaninie wynosił średnio około 13 mg N/dm³ (seria I) oraz około 17 mg N/dm³ (seria I).

Dodatek 1% odcieków do ścieków spowodował nieznaczne podwyższenie przewodności elektrycznej w mieszaninie oczyszczonej, w stosunku do oczyszczonej mieszaniny z 0,5% dodatkiem odcieków, jak i oczyszczonej samych ścieków. Średnia wartość przewodności w odpływie wynosiła 1,33 mS/cm w serii I, oraz 1,43 mS/cm w serii II (tabela I/17 - załącznik). Natomiast stężenie chlorków w odpływie z układu A2/O mieściło się w zakresie od 136,14 do 224,06 mg Cl/dm³ (seria I), oraz od 164,50 do 181,52 mg Cl/dm³ (seria II). Redukcja stężenia siarczanów w II serii była na podobnym poziomie (średnio około 57%), jak w przypadku 0,5% dodatku odcieków.

Stężenie zawiesiny ogólnej, zarówno w serii I jak i II zredukowane było bardzo efektywnie, średnio powyżej 99% (tabela I/18 - załącznik). Dane na rysunkach 7.1. oraz 7.2., wskazują iż 1% dodatek odcieków z Łężyc nie spowodował zakłócenia w usuwaniu zawiesiny. Zawiesina lotna w odpływie stanowiła od 0,80 do 7,60 mg/dm³ w serii I, oraz od 0,20 do 4,40 mg/dm³ w serii II. Analiza uzyskanych wyników pokazuje iż nie nastąpiło przekroczenie wartości dopuszczalnych w odpływie - 35 mg/dm³ (Dz. U. nr 137, poz. 984).

Na rysunku 7.3. można zauważyć iż 1% dodatek odcieków do ścieków w serii I nie spowodował obniżenia stopnia redukcji stężenia azotu ogólnego, która średnio wynosiła 81%. Jedynie w krótkim okresie, bezpośrednio po zwiększeniu dodatku odcieków z 0,5% do 1% nastąpiło chwilowe obniżenie stopnia redukcji z 82% do 53% (tabela I/13 i I/19 – załącznik). Po wpracowaniu osadu efektywność usuwania azotu ogólnego zaczęła rosnąć osiągając trzy dni później wartość 77%. Natomiast w serii II efektywność usuwania TN obniżyła się nieznacznie w stosunku do 0,5% dodatku odcieków do wartości 80% (średnio) z 84% (średnio) (tabela I/13 i I/19 - załącznik; rys. 7.4.), uzyskując wartości w odpływie od 16,10 do 32,70 mg N/dm³. Stężenie azotu amonowego osiągało wartość w odpływie przy 1% dodatku odcieków od 0,019 do 2,690 mg N-NH₄/dm³ (seria I), oraz od 0,035 do 0,049 mg N-NH₄/dm³ (seria II). Świadczy to o wysokiej efektywności procesu nityfikacji nawet przy 1% dodatku odcieków, który powodował wzrost azotu amonowego średnio o 15,06 mg N-NH₄/dm³ w serii I, oraz średnio o 27,64 mg N-NH₄/dm³ w serii II. Stężenie N-NO₃ w odpływie z układu A2/O osiągało wartość od 10,00 do 34,10 mg N-NO₃/dm³ (seria I), oraz od 14,90 do 31,30 mg N-NO₃/dm³ (seria II) (tabela I/19 - załącznik). Oznacza to iż proces denitryfikacji nie osiągał wysokiego stopnia efektywności, co ostatecznie wpływało na wartość stężenia TN w odpływie. Stężenie azotu organicznego, który również ma wpływ na ostateczną wielkość TN na wyjściu z układu oczyszczającego, wahało się w granicach od 0,65 do 6,04 mg N_{org}/dm³ (seria I) i od 0,15 do 2,79 mg N_{org}/dm³ (seria II). Analiza wyników zawartych w tabelach I/19 oraz I/20 (w załączniku) pozwala zauważyć, że podobnie jak podczas oczyszczania samych ścieków i współoczyszczania mieszaniny ścieków z 0,5% dodatkiem odcieków, nie osiągnięto wymaganej prawem redukcji azotu ogólnego, na co wpływ miał mało efektywny proces denitryfikacji.

Stężenie fosforu ogólnego w oczyszczonej mieszaninie z 1% dodatkiem odcieków wynosiło od 1,03 do 6,76 mg P/dm³ w serii I (średnio 4,17 mg P/dm³), oraz od 1,09 do 7,25 mg P/dm³ w serii II (średnio 3,53 mg P/dm³). Efektywność usuwania fosforu

ogólnego była nieco niższa niż przy oczyszczaniu ścieków miejskich oraz mieszaniny ścieków z 0,5% dodatkiem odcieków i stanowiła średnio 55% w serii I, oraz 70% w serii II (tabela I/21 - załącznik). Wpływ na pogorszenie jakości odpływu, poprzez wzrost stężenie TP, mogło mieć pogorszenie efektywności denitryfikacji i przenoszenie wraz z osadem recyrkulowanym z osadnika N-NO₃ do komory defosfatacji (beztlenowej). Uzyskane wyniki, przedstawione na rysunkach 7.7.–7.10. wskazują, iż stężenie TP w oczyszczonej mieszaninie ścieków z 0,5% dodatkiem odcieków przekraczało wartość 1 mg P/dm³, wymaganą prawem, w ściekach zrzucanych do odbiornika.

Stężenie BZT₅ przy 1% dodatku odcieków wynosiło w odpływie z układu A2/O od 1,20 do 9,00 mg O₂/dm³ (seria I), oraz od 2,00 do 9,00 mg O₂/dm³ (seria II) (tabela I/22 - załącznik). Redukcja stężenia BZT₅ w mieszaninie ścieków surowych z 1% dodatkiem odcieków wynosiła średnio 99%, zarówno w serii I, jak i II. Stężenie BZT₅ w odpływie z układu nie przekracza wartości dopuszczalnych (Dz. U. nr 137, poz. 984).

Na rysunku 7.13. oraz 7.14. przedstawiono stężenie ChZT_{Cr} w dopływie i odpływie z układu A2/O oraz stężenie w ściekach surowych pobranych z OŚ Gdańsk „Wschód”. Uzyskane wyniki pozwalają twierdzić, iż 1% dodatek odcieków do ścieków nie powodował obniżenia stopnia usuwania ChZT_{Cr} z mieszaniny ścieków z odciekami. Stężenie ChZT_{Cr} w odpływie obejmowało zakres od 21,84 do 60,19 mg O₂/dm³ w serii I, oraz od 40,50 do 62,90 mg O₂/dm³ w serii II (tabela I/22 - załącznik). Stężenie ChZT_{Cr} w odpływie nie przekraczało wartości dopuszczalnych (Dz. U. nr 137, poz. 984).

3% dodatek odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków komunalnych spowodował wzrost przewodnictwa elektrycznego w mieszaninie składającej się ze ścieków surowych i 3% odcieków (v/v) - średnio o 0,76 mS/cm (seria I) oraz o 0,94 mS/cm (seria II), w porównaniu ze ściekami miejskimi pochodzącymi z OŚ Gdańsk „Wschód” (tabela I/23 - załącznik). Dodatkowo należy zwrócić uwagę iż 3% dodatek odcieków do ścieków powodował istotny wzrost stężenia N-NH₄ w dopływie do układu A2/O, średnio o 48,29 mg N-NH₄/dm³ w serii I, natomiast w serii II, aż o 89,32 mg N-NH₄/dm³ (tabela I/25 - załącznik). Tak duży wzrost N-NH₄ w dopływie do układu oczyszczania po dodaniu 3% odcieków spowodował jednocześnie wzrost stężenia TN (seria I – średnio o 52,22 mg N/dm³; seria II – średnio o 89,32 mg N/dm³). Wzrastało również stężenie SO₄²⁻ w dopływie - średnio o 49 mg SO₄²⁻/dm³ (tabela I/22 - załącznik) w stosunku do ścieków surowych (seria II). Znaczący był również wzrost stężenia Cl⁻ (tabela I/22 – załącznik).

Średnia wartość przewodnictwa elektrycznego w oczyszczonej mieszaninie ścieków z 3% dodatkiem odcieków wynosiła średnio 1,57 mS/cm (seria I), oraz 1,77 mS/cm (seria II). Stężenie chlorków w odpływie wynosiło średnio 206,42 mg Cl⁻/dm³ dla serii I, oraz 225,13 mg Cl⁻/dm³ dla serii II (tabela I/23 - załącznik). Stężenie SO₄²⁻ w odpływie w serii II wahało się w zakresie od 129,00 do 154,00 mg SO₄²⁻/dm³.

Redukcja zawiesiny ogólnej z mieszaniny z 3% dodatkiem odcieków, zarówno w I jak i II serii, była wysoka i wynosiła średnio 99% (tabela I/24 - załącznik). Stężenie zawiesiny w odpływie (rys. 7.1., 7.2.) nie przekraczało wartości dopuszczalnych (Dz. U. nr 137, poz. 984).

Stężenie azotu ogólnego (TN) w odpływie zmieniało się w zakresie od 17,08 do 25,87 mg N/dm³ (średnio 19,13 mg N/dm³) podczas serii I, oraz od 44,56 do 57,76 mg N/dm³ (średnio 51,29 mg N/dm³) podczas serii II (tabela I/25 - załącznik). W porównaniu ze ściekami surowymi, 3% dodatek odcieków powodował znaczący wzrost stężenia TN (rys. 7.3., 7.4.). Jednocześnie zwraca uwagę wzrost stężenia TN w odpływie w serii II (rys. 7.4), który dla dodatku 1% wynosił średnio 23,82 mg N/dm³, a przy 3% dodatku średnio 51,29 mg N/dm³. W serii I średnia efektywność usuwania TN z mieszaniny z 3% dodatkiem odcieków wzrasta w porównaniu z 1% dodatkiem o około 4%, natomiast w serii II obniża się o około 7% (tabela I/25 - załącznik). Stężenie azotu amonowego w odpływie wynosiło od 0,025 do 2,620 mg N-NH₄/dm³ (seria I) (rys. 7.5.), oraz od 0,025 do 1,230 mg N-NH₄/dm³ (seria II) (rys. 7.6.). Uzyskane dane pozwalają stwierdzić, iż efektywność procesu nityfikacji, nawet przy 3% dodatku odcieków do ścieków była wysoka i wynosiła średnio około 99% w serii I, oraz około 100% w serii II. Jednak w odpływie pojawiało się wysokie stężenie N-NO₃, wynoszące od 12,00 do 16,70 mg N-NO₃/dm³ w serii I, a w serii II od 39,80 do 47,40 mg N-NO₃/dm³ (tabela I/25 - załącznik). Oznacza to, iż efektywność procesu denityfikacji była niewielka, w szczególności zauważalne było to w serii II, na co wpływ mogło mieć bardzo wysokie stężenie azotu amonowego w odciekach poddawanych procesom współoczyszczania w serii II (tabela I/25 - załącznik). Stężenie azotu organicznego w odpływie wynosiło średnio 3,68 mg N_{org}/dm³ (seria I) oraz 6,55 mg N_{org}/dm³ (seria II) (tabela I/26 - załącznik). Zarówno w serii I, jak i II nie uzyskano restrykcyjnych obligatoryjnych wartości TN w odpływie (max. 10 mg N/dm³) (Dz. U. nr 137, poz. 984).

Zawartość fosforu ogólnego (TP) w oczyszczonej mieszaninie ścieków z 3% dodatkiem odcieków wynosiła od 1,33 do 2,40 mg P/dm³ (seria I), oraz od 2,30 do 5,12 mg P/dm³ (seria II). Efektywność usuwania TP z mieszaniny ścieków i odcieków była

na niskim poziomie i wynosiła średnio około 52% i 64% odpowiednio dla serii I i II (tabela I/27 - załącznik). Przedstawione na wykresach 7.7. oraz 7.8. wyniki badań wskazują, iż 3% dodatek odcieków do ścieków spowodował spadek efektywności usuwania stężenia TP z surowej mieszaniny ścieków i odcieków, w stosunku do uzyskanych redukcji podczas oczyszczania jedynie ścieków OŚ Gdańsk „Wschodu”, ale i również w stosunku do mieszaniny z 0,5% i 1% dodatkiem odcieków. Po około 14 dniach współoczyszczania ścieków z 3% dodatkiem odcieków następowała poprawa efektywności usuwania TP z układu, co może świadczyć o wpracowywaniu się układu do zwiększonej dawki odcieków. Zwiększone stężenie TP w odpływie wiąże się również ze zwiększonym stężeniem P-PO₄ (tabela I/27 - załącznik; rys. 7.9., 7.10.).

Stężenie BZT₅ w odpływie z układu A2/O przy 3% dodatku odcieków wahało się w zakresie od 2,00 do 6,00 mg O₂/dm³ w obu seriach badawczych (tabela I/28 - załącznik). Redukcja BZT₅, pomimo 3% dodatku odcieków w układzie była wysoka i wynosiła około 99% zarówno w serii I, jak i II. Dane przedstawiane na rysunkach 7.11. oraz 7.12. wskazują iż nie nastąpił spadek redukcji stężenia BZT₅, w porównaniu z oczyszczaniem ścieków surowych oraz z 0,5% i 1% dodatkiem odcieków. Uzyskane stężenie BZT₅ w odpływie z układu A2/O było niższe niż maksymalne dopuszczalne wynoszące 15 mg O₂/dm³ (Dz. U. nr 137, poz. 984).

Wartość stężenia ChZT_{Cr} w oczyszczonej mieszaninie z 3% dodatkiem odcieków wynosiła od 39,80 do 86,36 mg O₂/dm³ w serii I, oraz od 75,20 do 95,20 mg O₂/dm³ w serii II (tabela I/28 - załącznik). Dane przedstawione na wykresie 7.13. wskazują wzrost stężenia ChZT_{Cr} w odpływie na początku etapu z 3% dodatkiem. Po około 6 dniach prowadzenia procesu następowało obniżenie i ustabilizowanie się stężenia w odpływie. Na wykresie 7.14. zauważalne natomiast jest iż 3% dodatek odcieków spowodował spadek efektywności usuwania ChZT_{Cr} (średnio 84% - dla 3% dodatku, natomiast dla samych ścieków - 92%), i co jest tego konsekwencją wzrost stężenia w odpływie (średnio 84,12 mg O₂/dm³ - dla 3% dodatku, natomiast dla samych ścieków - 40,44 mg O₂/dm³). Należy jednak zauważyć iż 3% dodatek odcieków nie spowodował w odpływie przekroczeń wartości dopuszczalnych, wynoszących 125 mg O₂/dm³ (Dz. U. nr 137, poz. 984).

Współoczyszczanie ścieków z **5% dodatkiem odcieków** z Eko Doliny w Łężycach prowadzone było w układzie A2/O jedynie dla serii II. 5% dodatek odcieków spowodował wzrost w mieszaninie ścieków i odcieków przewodnictwa o 1,34 mS/cm w porównaniu ze ściekami pochodzącymi z OŚ Gdańsk „Wschód”. W mieszaninie z 5% dodatkiem w dopływie do układu wzrastało również stężenie SO₄²⁻, średnio o 67,57 mg SO₄²⁻/dm³, oraz Cl⁻ średnio o

154,68 mg Cl⁻/dm³, w stosunku do ścieków surowych (tabela I/29 - załącznik). Dodatek 5% odcieków do ścieków powodował również znaczący wzrost TN w dopływie do układu, średnio o 111,95 N/dm³, co było spowodowane wzrostem stężenia N-NH₄ w dopływie, średnio o 113,30 mg N-NH₄/dm³ w stosunku do ścieków surowych (tabela I/31 - załącznik).

Uzyskane wyniki badań stężenia poszczególnych zanieczyszczeń w odpływie przedstawione w tabeli I/29 (załącznik), pokazują iż nastąpił wzrost przewodnictwa elektrycznego, stężenia chlorków, oraz siarczanów. Średnia wartość przewodnictwa oczyszczonej mieszaniny z 5% dodatkiem wynosiła 2,17 mS/cm i była o wyższa o 0,6 mS/cm od przewodnictwa oczyszczonej mieszaniny z 3% dodatkiem. W przypadku Cl⁻ średnie stężenie w odpływie wynosiło 256,54 mg Cl⁻/dm³ i było o wyższe o około 78 mg Cl⁻/dm³, w porównaniu z 3% dodatkiem odcieków. Stężenie siarczanów przy dodatku 5% również było wyższe niż przy dodatku 3% i wynosiło średnio 132,29 mg SO₄²⁻/dm³. Jednak analizując stopień redukcji stężenia można zauważyć, iż 5% dodatek spowodował nieznaczne obniżenie efektywności, w przypadku przewodnictwa o około 4%, SO₄²⁻ o około 5%, natomiast stopień redukcji Cl⁻ był taki sam jak dla 3% dodatku odcieków. Wzrost stężenia w odpływie, przy zachowaniu podobnego stopnia redukcji wynika z wysokiego stężenia tych parametrów na wejściu do układu, spowodowanego 5% dodatkiem odcieków z Łężyc.

Stężenie zawiesiny ogólnej w odpływie z modelu A2/O przy 5% dodatku odcieków wahało się w granicach od 0,60 do 13,40 mg/dm³, zawiesiny mineralnej od 0,20 do 7,20 mg/dm³, a zawiesiny lotnej od 0,20 do 9,20 mg/dm³ (tabela I/30 - załącznik). Należy zwrócić uwagę, iż dodatek 5% odcieków nie spowodował zwiększenia w odpływie stężenia zawiesiny ogólnej, średnia redukcja nadal wynosiła powyżej 90% (rys. 7.2.)

Stężenie TN, po wprowadzeniu 5% dodatku odcieków z Łężyc do strumienia ścieków, znacząco wzrastało na wejściu do układu A2/O. Na rysunku 7.4. pokazano różnicę wynikającą ze stężenia TN w ściekach surowych (linia niebieska) i mieszaninie ścieków z 5% dodatkiem odcieków (linia zielona), która osiąga wartości 132 mg N/dm³ (średnio około 112 mg N/dm³). Stężenie TN w dopływie do modelu A2/O w mieszaninie ścieków z 5% dodatkiem odcieków wynosiło od 197,04 do 223,80 mg N/dm³, natomiast stężenie w odpływie z układu mieściło się w zakresie od 34,10 do 81,75 mg N/dm³ (średnia wartość 66,80 mg N/dm³). Uzyskana redukcja stężenia TN wynosiła średnio około 67%. Należy przy tym zwrócić uwagę, iż proces nityfikacji zachodził znakomicie z 99,66% efektywnością (średnio), przy uzyskanym stężeniu N-NH₄ w odpływie od 0,092 do 1,20 mg N-NH₄/dm³ (tabela I/31- załącznik; rys. 7.6.). Tak wysokie stężenie TN

w odpływie spowodowane było słabą efektywnością procesu denitryfikacji, który powodował, iż stężenie N-NO₃ na wyjściu z układu wносиło od 21,80 do 70,10 mg N-NO₃/dm³. Również niższa była efektywność usuwania azotu organicznego, która średnio wynosiła około 57%, a przy 3% dodatku około 64% (tabela I/32). Analiza uzyskanych wyników badań odpływu z układu A2/O przy 5% dodatku odcieków z Łężyc wskazuje iż przy takiej ilości „dojrzewających” odcieków jakość odpływu określona dla azotu ogólnego znacząco odbiegała od wartości wymaganych prawem polskim (Dz. U. nr 137, poz. 984).

Stężenie TP w odpływie przy 5% dodatku odcieków wynosiło od 3,23 do 5,32 mg P/dm³ (tabela I/33 - załącznik). Średnia redukcja zawartości TP była na poziomie około 56%. Na rysunkach 7.10. oraz 7.12. można zauważyć, iż 5% dodatek odcieków spowodował wzrost stężenia TP oraz P-PO₄ w odpływie, co prawdopodobnie wynikało z przenoszenia azotanów (V) do komory defosfatacji (beztlenowej) i zachodzącego procesu denitryfikacji, zamiast uwalniania fosforanów. Stężenie TP w odpływie z układu A2/O nie odpowiadało wymaganiom stawianym ściekom oczyszczonym odprowadzanym do odbiornika (Dz. U. nr 137, poz. 984).

Stężenie BZT₅ w mieszaninie ścieków z 5% dodatkiem odcieków wynosiło od 2,00 do 10,00 mg O₂/dm³ (tabela I/34 - załącznik). Stopień redukcji stężenia BZT₅, pomimo 5% dodatku odcieków, pozostawał na niezmiennym poziomie od początku pracy modelu i wynosił około 99%. Stężenie BZT₅ w odpływie było niższe w całym okresie badań od wymaganych prawem 15 mg O₂/dm³ (Dz. U. nr 137, poz. 984) (rys. 7.12.).

Wartość stężenia ChZT_{Cr} w odpływie przy 5% dodatku odcieków z Łężyc wahała się od 10,77 do 91,10 mg O₂/dm³ (tabela I/34 - załącznik). 5% dodatek odcieków spowodował nieznaczny wzrost stężenia ChZT_{Cr} w odpływie (rys. 7.14.) oraz niewielki spadek redukcji jego stężenia z 89% uzyskanych podczas oczyszczania mieszaniny z 3% dodatkiem do 87%. Jednak stężenie ChZT_{Cr} w odpływie nie przekraczało wartości obligatoryjnych (Dz. U. nr 137, poz. 984)

7.2.2 Układ SBR

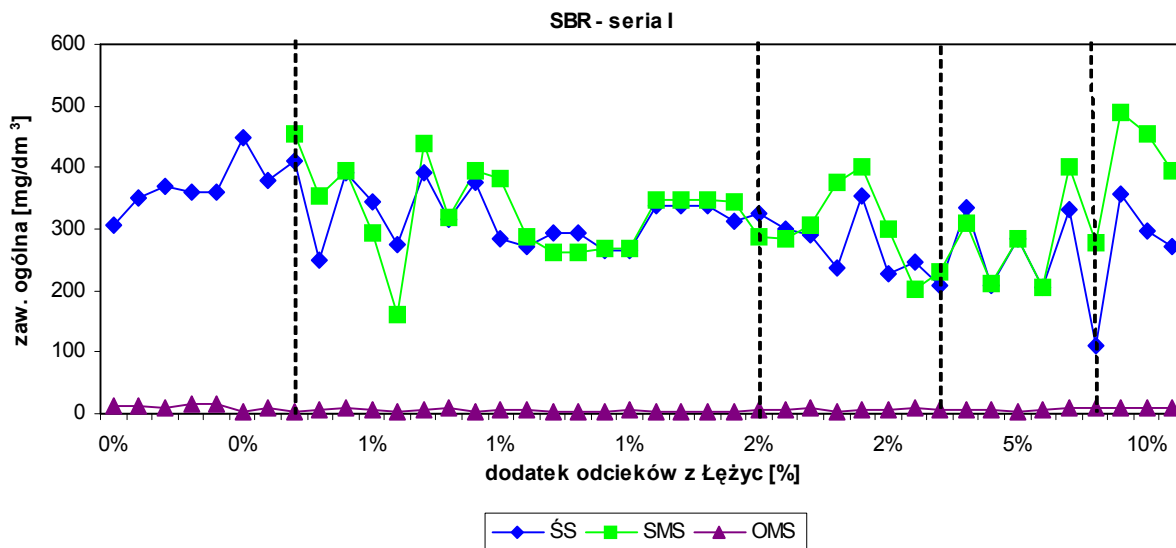
Mieszanina ścieków i odcieków ze składowiska odpadów Eko Dolina w Łężycach poddawana była również biologicznym procesom oczyszczania w układzie SBR. Objętościowy dodatek odcieków współoczyszczanych ze ściekami z Miejski Oczyszczalni Ścieków Gdańsk „Wschód” w układzie SBR wynosił: 1%, 2%, 5% i 10%.

1% dodatek odcieków do ścieków poddawanych procesom oczyszczania w układzie SBR powodował wzrost stężenia przewodnictwa elektrycznego w mieszaninie ścieków i odcieków średnio o 0,25 mS/cm (seria I) oraz o 0,34 mS/cm (seria II) w stosunku do ścieków

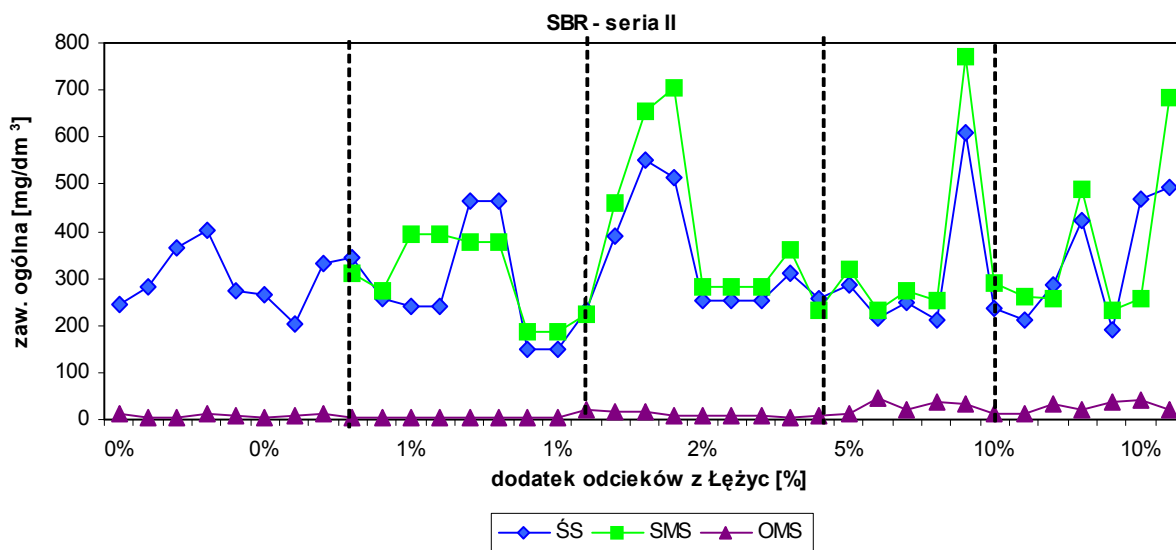
surowych. Następował również wzrost stężenia chlorków średnio o 39,39 mg Cl⁻/dm³ w serii I i o 40,06 mg Cl⁻/dm³ w serii II, oraz wzrost SO₄²⁻ średnio o 8,14 mg SO₄²⁻/dm³ (seria I) i o 27,13 mg SO₄²⁻/dm³ (seria II). Podobnie jak przy dodatku 1% odcieków w układzie A2/O, tak i w układzie SBR następował wzrost stężenia azotu ogólnego o 12,72 mg N/dm³ (średnio) w serii I, oraz o 13,91 mg N/dm³ (wartość średnia) w serii II. Wzrost stężenia TN wynikał z wysokiego stężenia azotu amonowego w odciekach z Łężyc (tabela I/2 - załącznik), co spowodowało, iż po dodaniu odcieków w mieszaninie surowej wzrastało stężenie N-NH₄ o średnią wartość 17,71 mg N-NH₄/dm³ (seria I) oraz o 18,89 mg N-NH₄/dm³ (seria II).

Wartość pH odpływu z układu SBR po oczyszczaniu mieszaniny ścieków z 1% dodatkiem odcieków była na podobnym poziomie, jak podczas oczyszczania samych ścieków (średnio pH = 7,27). Wartość przewodnictwa w mieszaninie na wyjściu z modelu obejmowała zakres od 1,17 do 1,64 mS/cm (seria I) i od 1,33 do 1,61 mS/cm (seria II). Stężenie chlorków w odpływie z modelu SBR przy 1% dodatku odcieków wynosiło od 79,41 do 197,83 mg Cl⁻/dm³ w serii I, a w serii II od 137,56 do 191,45 mg Cl⁻/dm³ (tabela I/35 - załącznik). Redukcja stężenia Cl⁻ była nieznaczna i wynosiła średnio około 15% (seria I) i 9% (seria II). Stężenia siarczanów w odpływie w mieszaninie wahało się w zakresie od 50,60 do 88,60 mg SO₄²⁻/dm³ (seria I) i od 96,70 do 135,00 mg SO₄²⁻/dm³ (seria II). Natomiast stopień redukcji stężenia siarczanów wynosił średnio około 63% (seria I) oraz około 50% (seria II) (tabela I/35 - załącznik).

Stężenie zawiesiny ogólnej na wyjściu z układu SBR wynosiło od 1,80 do 10,50 mg/dm³ (seria I) oraz od 3,40 do 5,40 mg/dm³ (seria II) (tabela I/2 - załącznik). Redukcja ilości zawiesiny ogólnej dla 1% dodatku odcieków wynosiła od około 97% do około 99,5% (seria I) i od około 98% do około 99% (seria II). Na rysunku 7.15. przedstawiono stężenie zawiesiny ogólnej w ściekach surowych, w mieszaninie ścieków z 1% dodatkiem odcieków oraz na wyjściu z układu SBR - dla serii I, zaś na rysunku 7.16. - dla serii II. Uzyskane dane wskazują, iż efektywność usuwania zawiesiny ogólnej po dodaniu 1% dodatku odcieków nie obniżyła się w stosunku do efektywności usuwania tego składnika ze ścieków surowych z OŚ Gdańsk „Wschód”.



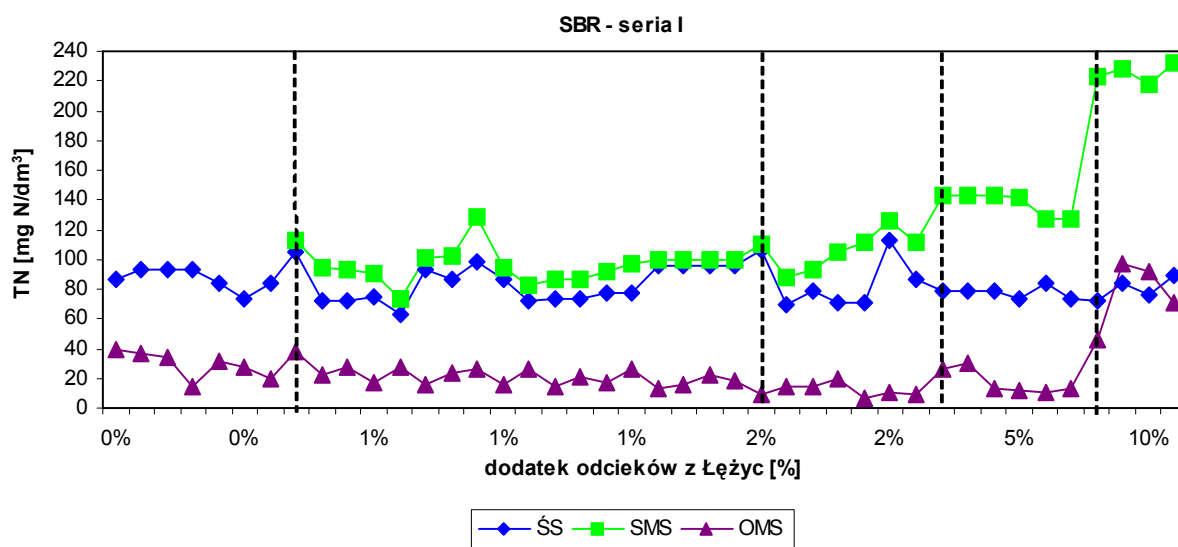
Rys. 7.15. Stężenie zawiesiny ogólnej w dopływie i odpływie z układu SBR dla serii I, z 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków).



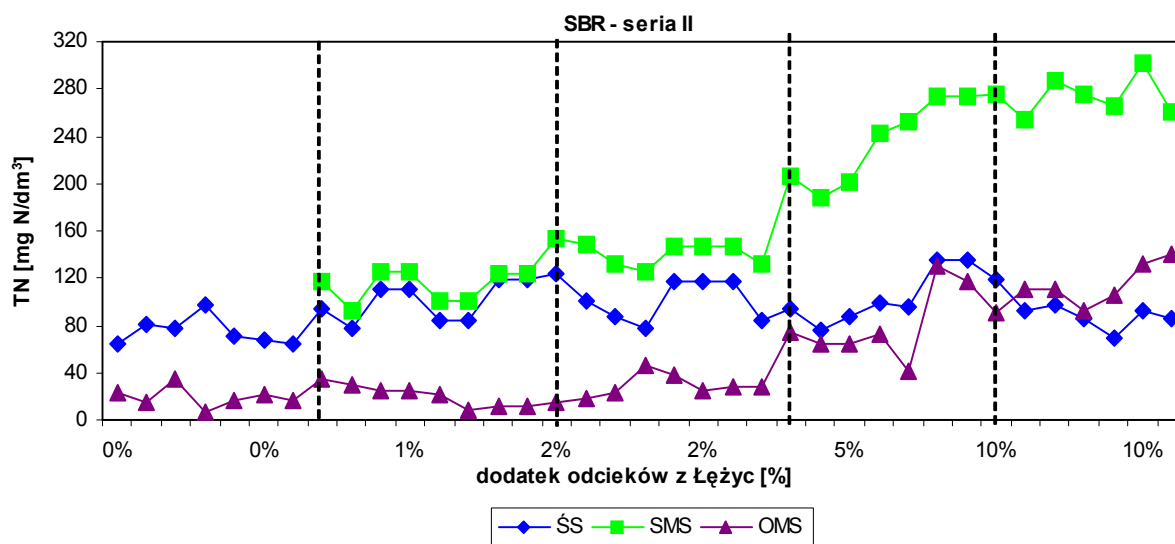
Rys. 7.16. Stężenie zawiesiny ogólnej w dopływie i odpływie z układu SBR dla serii II, z 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków).

Zawiesina mineralna i lotna były również usuwane na wysokim poziomie - ponad 97% (tabela I/36 - załącznik). Stężenie zawiesiny lotnej w odpływie po dodaniu 1% dodatku odcieków z Łężyc wynosiło od 0,20 do 8,20 mg/dm³ (seria I) i od 2,40 do 5,60 mg/dm³ (seria II). Stężenie zawiesiny ogólnej w odpływie odpowiadało wartościom obligatoryjnym dla oczyszczonych ścieków odprowadzanych do wód lub do ziemi (Dz. U. nr 137, poz. 984).

Wartość stężenia azotu ogólnego w odpływie z układu SBR dla 1% dodatku odcieków wynosiła średnio od 12,72 do 37,43 mg N/dm³ dla serii I, oraz od 8,83 do nawet 34,92 mg N/dm³ dla serii II (tabela I/37 - załącznik). Redukcja stężenia TN wahała się w granicach od około 63% do około 87% (seria I) oraz od 68% do 91% (seria II). Dane przedstawione graficznie na rysunkach 7.17. i 7.18., wskazują iż dodatek 1% odcieków nie spowodował spadku efektywności usuwania TN, a w serii II po około 12 dniach pracy układu z 1% dodatkiem uzyskano redukcję ponad 90% (co oznacza, iż oczyszczona mieszanina odpowiadała parametrom określonym w Dz. U. nr 137, poz. 984).

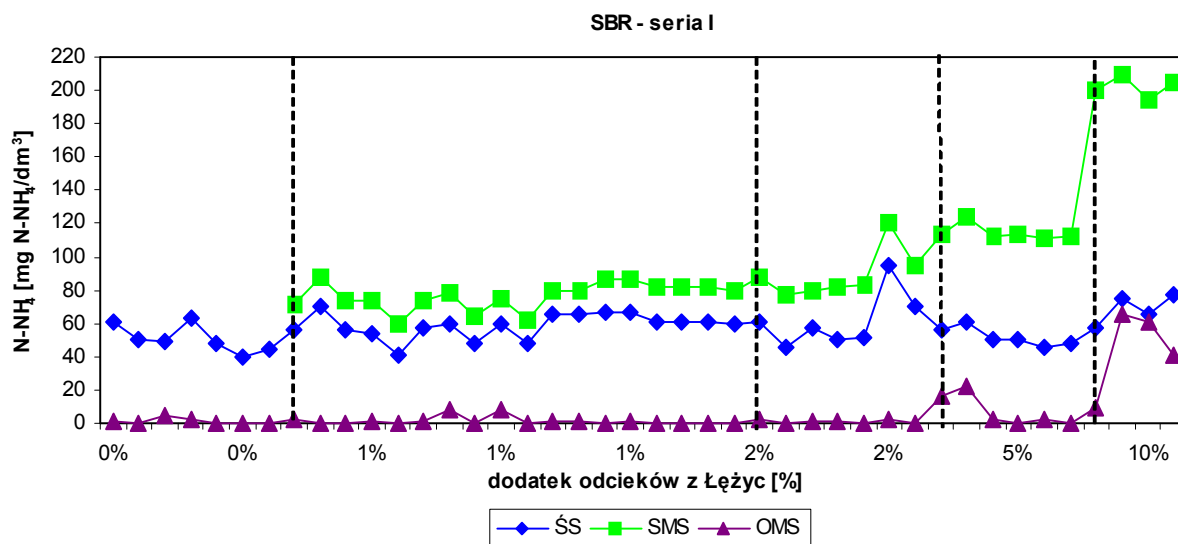


Rys 7.17. Stężenie azotu ogólnego w dopływie i odpływie z układu SBR dla serii I, z 0%, 1%, 2% i 5% i 10% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach (przerywane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków).

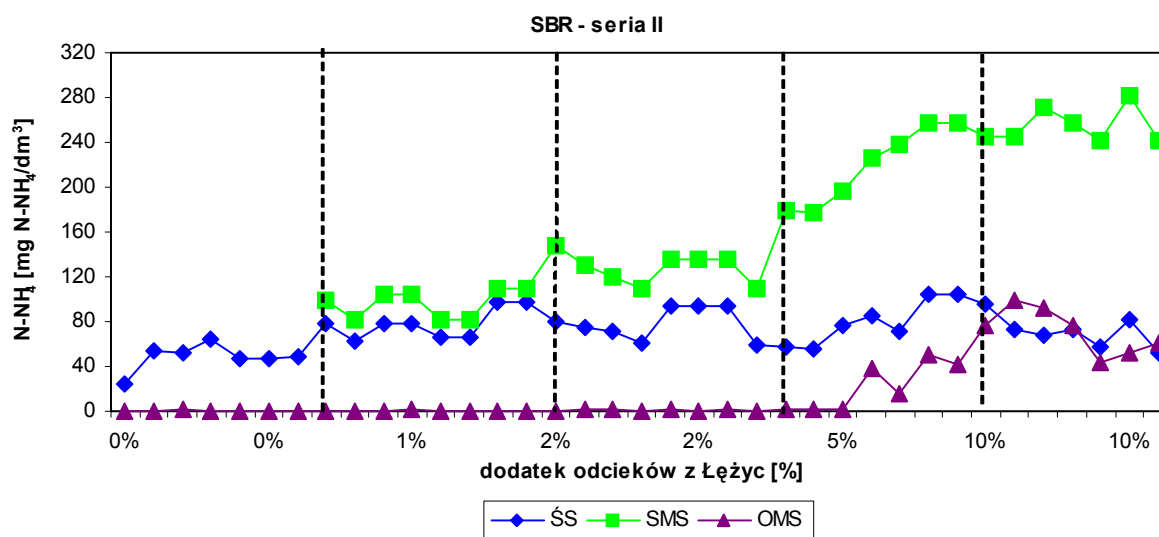


Rys. 7.18. Stężenie azotu ogólnego w dopływie i odpływie z układu SBR dla serii II, z 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łęczycach do ścieków (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków).

Redukcja stężenia azotu amonowego w mieszaninie ścieków z 1% dodatkiem odcieków była wysoka i wynosiła od 89% do nawet 99,97% w serii I, a w serii II od 99% do 99,97% (tabela I/37 - załącznik). Średnie stężenie $N-NH_4$ w odpływie wynosiło $1,337 \text{ mg } N-NH_4/dm^3$ (seria I) i $0,251 \text{ mg } N-NH_4/dm^3$ (seria II). Uzyskane dane przedstawione na rysunkach 7.19. oraz 7.20., pokazują, iż w serii I, jedynie dwukrotnie (w dniu 09.02.2009 r. i 16.02.2009 r.) wystąpiły zakłócenia w przebiegu procesu nityfikacji, natomiast w serii II proces nityfikacji przebiegał w sposób właściwy w całym okresie badań z 1% dodatkiem odcieków.



Rys. 7.19. Stężenie azotu amonowego w dopływie i odpływie z układu SBR dla serii I, z 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków (przerywane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków).

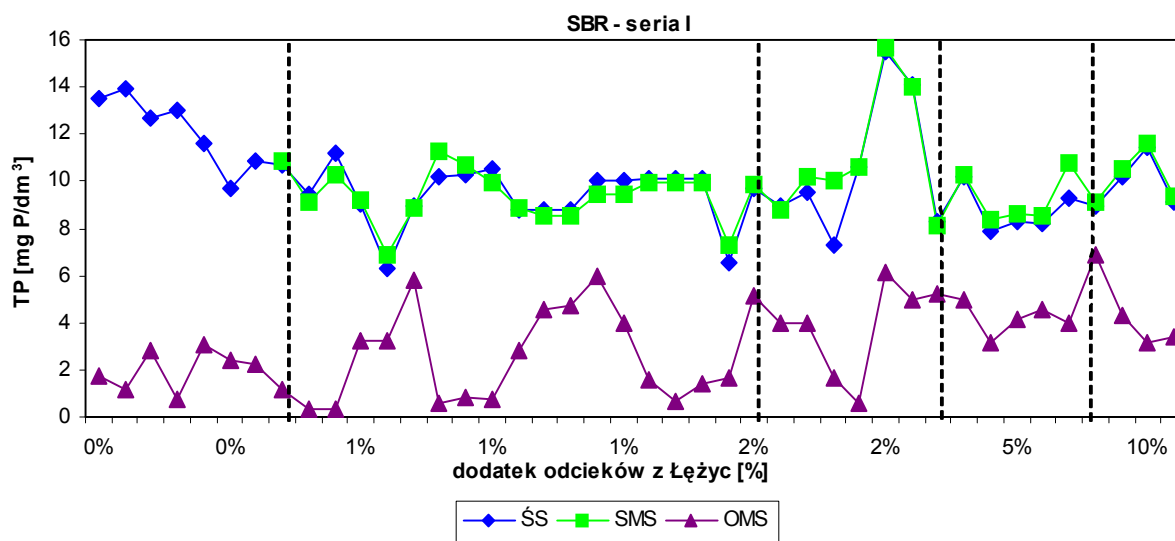


Rys. 7.20. Stężenie azotu amonowego w dopływie i odpływie z układu SBR dla serii II, z 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkiem odcieków (przerywane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków).

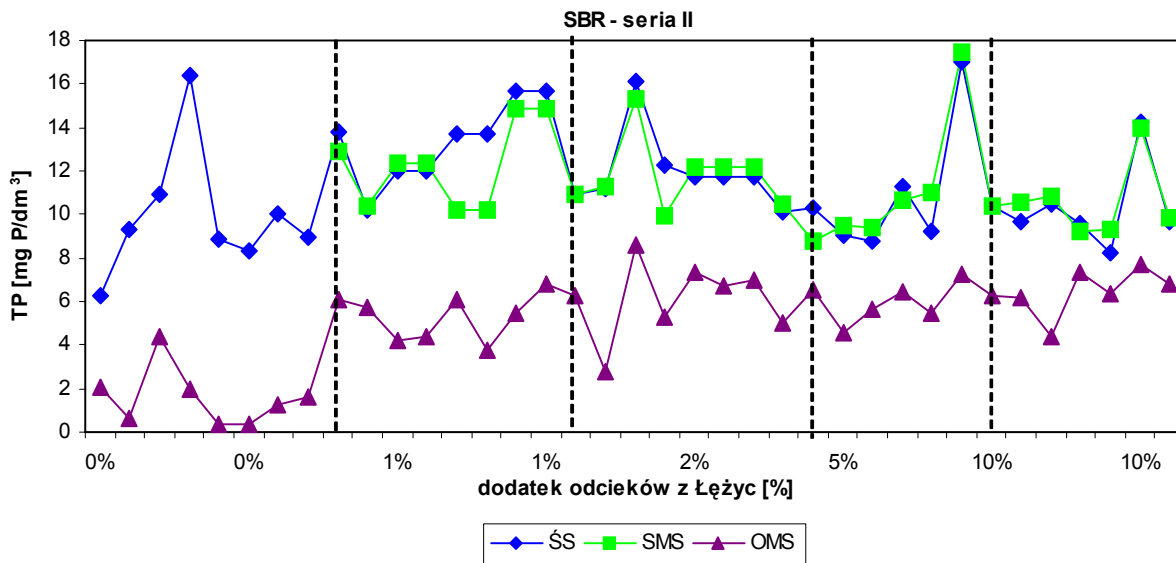
Wysokie stężenie TN w serii I w odpływie z układu SBR z 1% dodatkiem odcieków uwarunkowane było wysokim stężeniem azotu azotanowego (V), które wynosiło od 3,61 do 25,30 mg N-NO₃/dm³ (tabela I/37 - załącznik). Oznacza to iż proces denitryfikacji nie przebiegał właściwie. Natomiast wysokie stężenie TN w odpływie w serii II było uwarunkowane wysokim stężeniem N-NO₂, które wynosiło od 3,38 mg N-NO₂/dm³ do 28,20 mg N-NO₂/dm³, przy czym wartości najwyższe występowały na początku pracy układu SBR z 1% odcieków w stosunku do ścieków (tabela I/37 - załącznik). Stężenie azotu

organicznego w odpływie stanowiło średnio $4,34 \text{ mg N}_{\text{org}}/\text{dm}^3$ (seria I) i $1,11 \text{ mg N}_{\text{org}}/\text{dm}^3$ (seria II) (tabela I/38 - załącznik). Były to wartości zbliżone do uzyskiwanych podczas oczyszczania mieszaniny 1% dodatkiem odcieków w układzie A2/O.

Stężenie fosforu ogólnego (TP) w oczyszczonej mieszaninie z 1% dodatkiem odcieków z Łężyc wynosiło od $0,31$ do $6,00 \text{ mg P}/\text{dm}^3$ w serii I, natomiast w serii II od $3,74$ do $6,85 \text{ mg P}/\text{dm}^3$ (tabela I/39 - załącznik). Na rysunkach 7.21. oraz 7.22. przedstawiono wyniki analiz stężenia TP w ściekach surowych z OŚ Gdańsk „Wschód”, w surowej mieszaninie ścieków z 1% dodatkiem odcieków poddawanej procesowi oczyszczania w układzie SBR, oraz na wyjściu z układu SBR. Uzyskane dane wskazują iż 1% dodatek odcieków do ścieków spowodował wzrost stężenia TP w odpływie z modelu SBR, co wiązało się prawdopodobnie z wysokim stężeniem N-NO_3 w recyrkulowanym osadzie czynnym w serii I, który w fazie beztlenowej prawdopodobnie ulegał procesowi denitryfikacji i zakłócał przebieg procesu uwalniania fosforanów. Natomiast w fazie II zatrzymywane w osadzie czynnym były N-NO_2 , które podobnie jak azotany (V), wpływały niekorzystnie na proces defosfatacji.

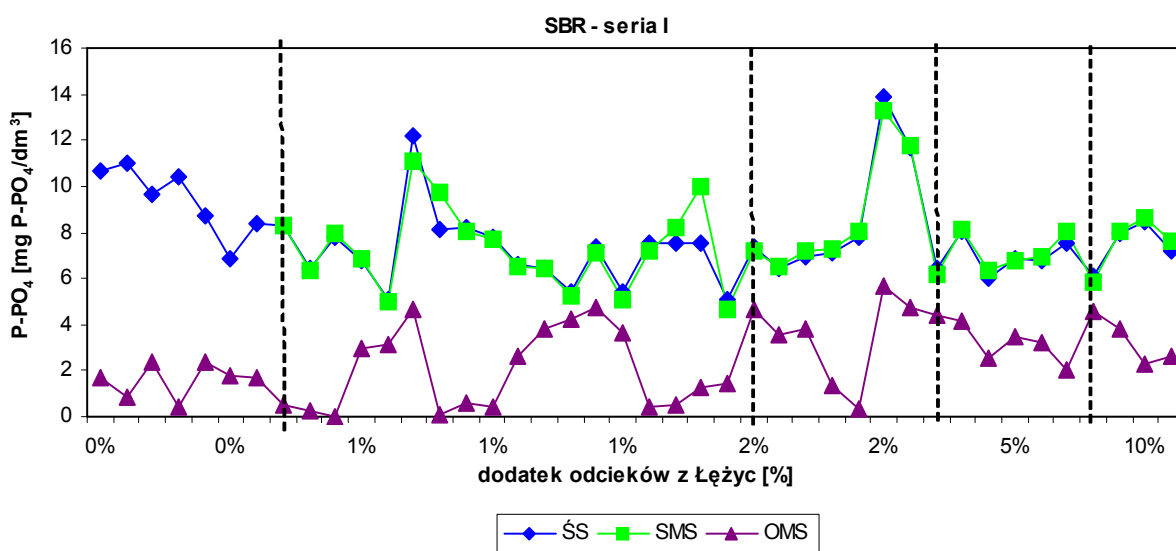


Rys. 7.21. Stężenie fosforu ogólnego w dopływie i odpływie z układu SBR dla serii I, z 0%, 1%, 2% 5% i 3% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków).

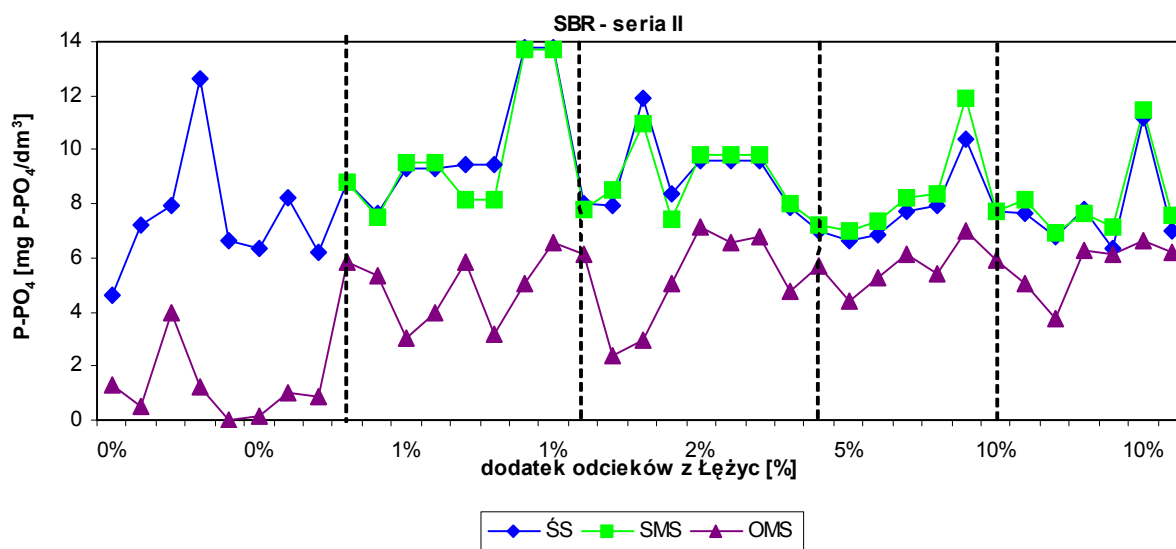


Rys. 7.22. Stężenie fosforu ogólnego w dopływie i odpływie z układu SBR dla serii II, z 0%, 1%, 2% 5% i 3% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łęczycach (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków).

Stężenie fosforanów w odpływie było zbliżone do stężenia TP, gdyż P-PO₄ stanowiło jego główny składnik (rys. 7.23., 7.24.). Średnia redukcja stężenia TP i P-PO₄ była niska i wynosiła w serii I odpowiednio 72% i 70%, a w serii II - 56% i 49% (tabela I/39 - załącznik). Uzyskane stężenie TP w odpływie z układu SBR przekraczało wartości dopuszczalne (Dz. U. nr 137, poz. 984).

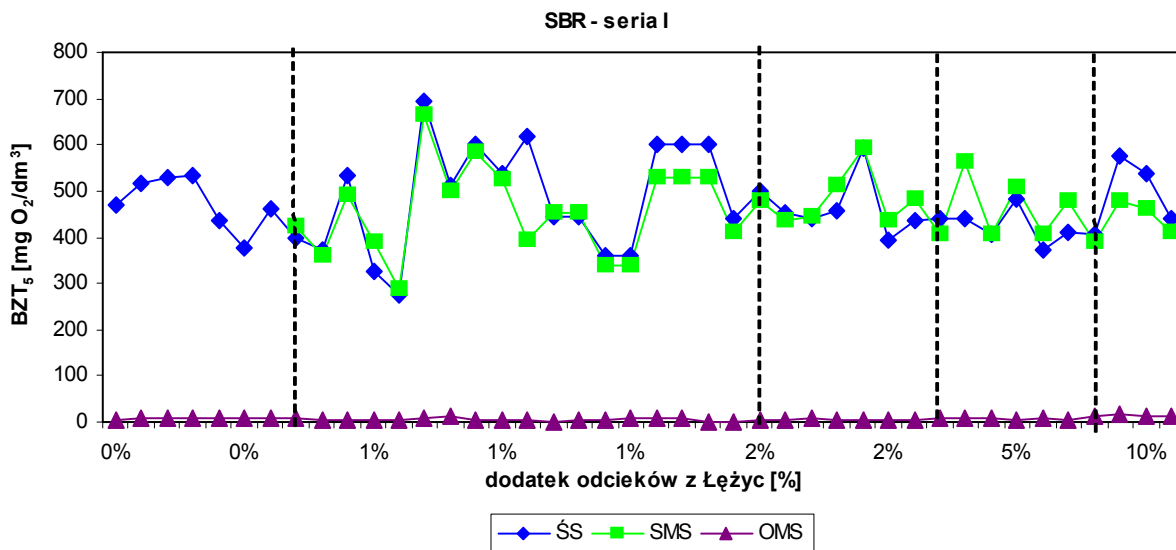


Rys. 7.23. Stężenie fosforu fosforanowego w dopływie i odpływie z układu SBR dla serii I, z 0%, 1%, 2% 5% i 10% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łęczycach (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków).

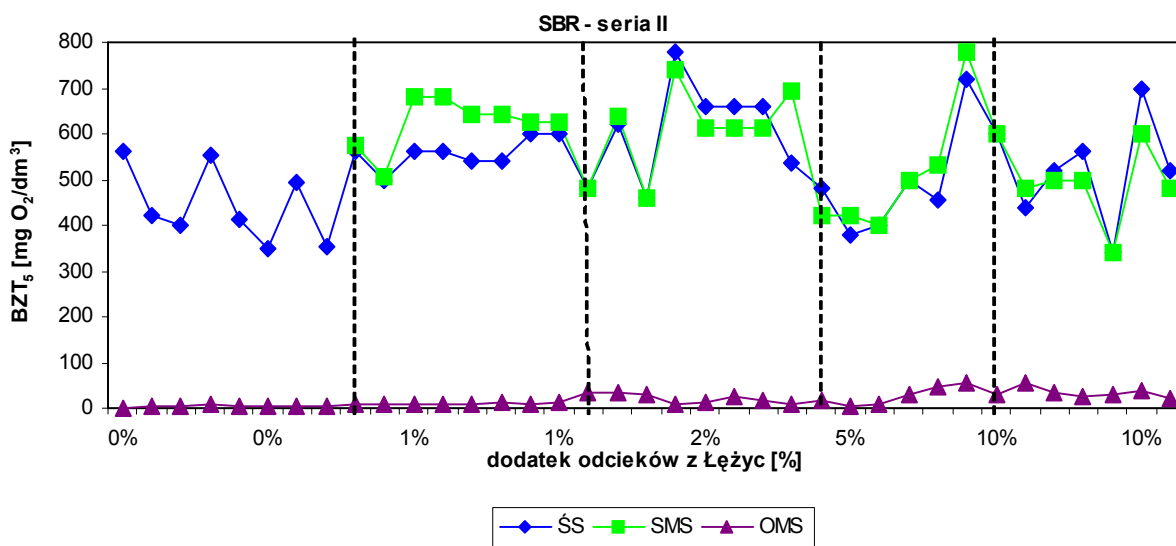


Rys. 7.24. Stężenie fosforu fosforanowego w dopływie i odpływie z układu SBR dla serii II, z 0%, 1%, 2% 5% i 10% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków).

Stężenie BZT₅ w oczyszczonej mieszaninie ścieków z 1% dodatkiem odcieków na wyjściu z układu SBR mieściło się w zakresie od 2,00 do 11,30 mg O₂/dm³ (średnio 6,10 mg O₂/dm³) dla serii I, a w przypadku serii II od 1,42 do 7,90 mg O₂/dm³ (średnio 9,73 mg O₂/dm³) (tabela I/40 - załącznik, rys. 7.25., 7.26.). Redukcja stężenia BZT₅ w mieszaninie z 1% dodatkiem odcieków oczyszczonej w SBR była bardzo wysoka i wynosiła średnio około 99% (seria I) i 98% (seria II). Zarówno w serii I, jak i II nie występowały przekroczenia stężenia BZT₅ określonego na poziomie - 15 mg O₂/dm³, jako najwyższa dopuszczalna wartość dla ścieków oczyszczonych odprowadzanych do wód lub do ziemi, dla oczyszczalni o wielkości RLM 100 000 i powyżej (Dz. U. nr 137, poz. 984).



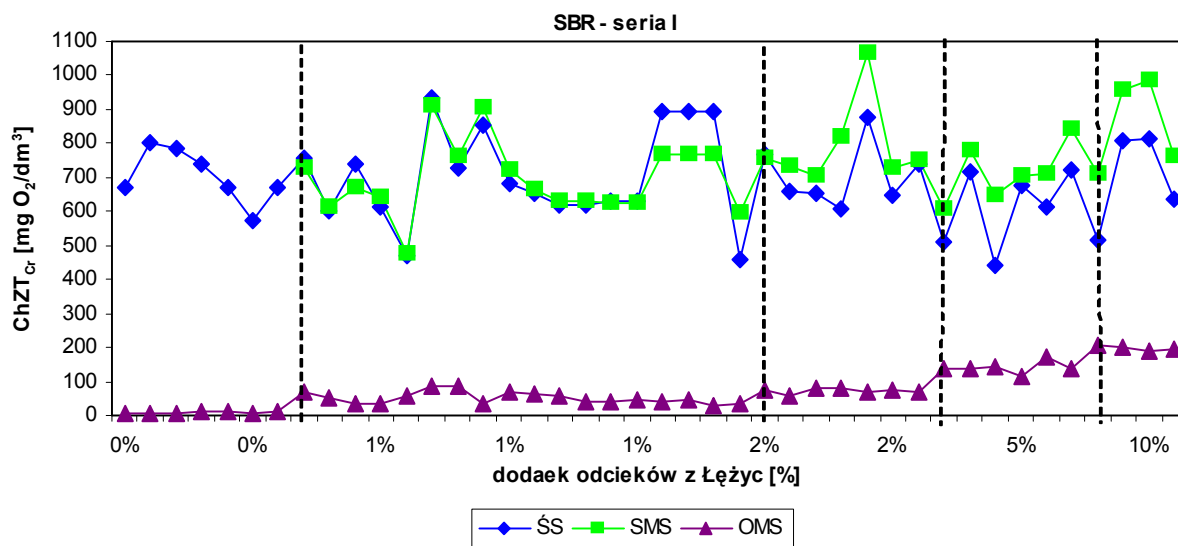
Rys. 7.25. Stężenie BZT₅ w dopływie i odpływie z układu SBR dla serii I, z 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków).



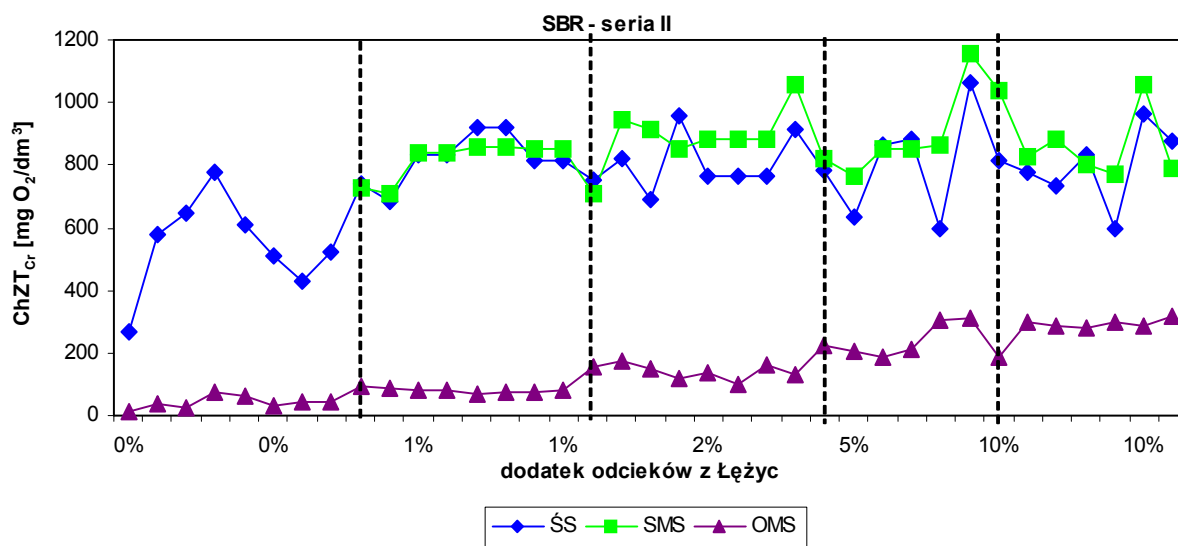
Rys. 7.26. Stężenie BZT₅ w dopływie i odpływie z układu SBR dla serii II, z 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków).

Stężenie ChZT_{Cr} w odpływie z układu SBR przy 1% dodatku odcieków wynosiło od 29,82 do 87,68 mg O₂/dm³ w serii I, natomiast w serii II od 70,30 do 90,80 mg O₂/dm³ (tabela I/40 - załącznik; rys. 7.27., 7.28.). Średnia redukcja stężenia ChZT_{Cr} z mieszaniny ścieków z 1% dodatkiem odcieków w serii I była na zbliżonym poziomie, jak uzyskana podczas współoczyszczania mieszaniny z 1% dodatkiem odcieków z Łężyc w układzie A2/O. W przypadku serii II średnia redukcja wynosiła 90% i była niższa niż podczas oczyszczania ścieków surowych z OŚ Gdańsk „Wschód” (która utrzymywał się średnio na poziomie: 93%),

oraz mieszaniny 1% w układzie A2/O (która utrzymywał się średnio na poziomie: 94%). Należy również zwrócić uwagę iż 1% dodatek odcieków do ścieków spowodował znaczny wzrost stężenia $ChZT_{Cr}$ w odpływie w serii II (rys. 7.28.), jednak nie zostały przekroczone wartości dopuszczalne dla ścieków oczyszczonych odprowadzanych do odbiorników (Dz. U. nr 137, poz. 984).



Rys. 7.27. Stężenie $ChZT_{Cr}$ w dopływie i odpływie z układu SBR dla serii I, z 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków).



Rys. 7.28. Stężenie $ChZT_{Cr}$ w dopływie i odpływie z układu SBR dla serii II z 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków).

2% dodatek odcieków z Łężyc do ścieków surowych z OŚ Gdańsk „Wschód” spowodował wzrost przewodnictwa elektrycznego, stężenia chlorków oraz siarczanów w mieszaninie wprowadzanej do modelu laboratoryjnego typu SBR o średnią wartość

0,43 mS/cm (seria I) i 0,69 mS/cm (seria II) w przypadku przewodnictwa, o 43,76 mg Cl⁻/dm³ (seria I) i 71,65 mg Cl⁻/dm³ (seria II) w przypadku chlorków oraz o 61,50 mg SO₄²⁻/dm³ w serii II w przypadku siarczanów (tabela I/41 - załącznik). Nastąpił również wzrost stężenia TN w dopływie oraz N-NH₄. W przypadku azotu ogólnego (TN) średni wzrost jego stężenia wynosił 21,33 mg N/dm³ (seria I) i 38,93 mg N/dm³ (seria II), natomiast w przypadku N-NH₄ były to wartości o 27,56 mg N-NH₄/dm³ wyższe w serii I i o 49,76 mg N-NH₄/dm³ w serii II.

Dodatek 2% odcieków spowodował znaczący wzrost stężenia chlorków i siarczanów oraz nieco mniejszy przewodnictwa w odpływie, w porównaniu do oczyszczonych ścieków surowych (tabela I/41 - załącznik). Średnia wartość przewodnictwa elektrycznego oczyszczonej mieszaniny wynosiła 1,44 mS/cm (seria I) oraz 1,69 (seria II), stężenie chlorków - 165,62 mg Cl⁻/dm³ (seria I) oraz 198,68 mg Cl⁻/dm³ (seria II), natomiast siarczanów w serii II - 133,35 mg SO₄²⁻/dm³.

Stężenie zawiesiny ogólnej w odpływie mieściło się w zakresie od 1,80 do 10,40 mg/dm³ (seria I), oraz od 5,40 do 20,10 mg/dm³ (seria II) (tabela I/42; rys. 7.15., 7.16.). Redukcja zawartości zawiesiny ogólnej była wysoka i wynosiła średnio 98% (seria I) oraz 97% (seria II). Zawiesina lotna, stanowiąca większościowy udział w zawieszynie ogólnej, również była usuwana efektywnie z układu, na podobnym poziomie jak zawiesina ogólna (tabela I/42 - załącznik). Stężenie zawiesiny ogólnej w odpływie przy 2% dodatku odcieków odpowiadało wymaganiom stawianym ściekom oczyszczonym odprowadzanym do wód lub ziemi (Dz. U. nr 237, poza. 984).

Stężenie azotu ogólnego w odpływie z układu SBR z 2% dodatkiem odcieków wynosiło od 6,44 do 19,14 mg N/dm³ w serii I, oraz od 15,64 do 46,04 mg N/dm³ w serii II (tabela I/43 - załącznik). W serii I średnia wartość TN w odpływie była niższa niż podczas oczyszczania samych ścieków i wynosiła 11,97 mg N/dm³ (rys. 7.17). Natomiast w serii II 2% dodatek odcieków spowodował iż w odpływie stężenie TN było wyższe niż podczas oczyszczania ścieków surowych z OŚ „Wschód” (rys. 7.18.). Jednak zarówno w serii I, jak i II redukcja stężenia TN była wyższa niż podczas oczyszczania jedynie ścieków surowych bez dodatku odcieków i wynosiła odpowiednio 88% i 80% (wartości średnie). Stężenie azotu amonowego w odpływie wahało się w zakresie od 0,253 do 2,920 mg N-NH₄/dm³ (seria I), oraz od 0,138 do 1,290 mg N-NH₄/dm³ (seria II) (tabela I/43 - załącznik). Efektywność usuwania N-NH₄ była bardzo wysoka, ponad 99% zarówno w serii I, jak i II. Oznacza to, że proces nityfikacji przebiegał z niemal z maksymalną efektywności (rys. 7.19., 7.20.). W serii I wysokie stężenie TN w odpływie spowodowane było wysokim stężeniem N-NO₃ w

mieszaniu oczyszczonej z 2% dodatkiem odcieków (od 3,22 do 13,60 mg N-NO₃/dm³), co oznacza, iż proces denitryfikacji, nie przebiegał wydajnie. Natomiast w fazie II na wysokie stężenie TN w odpływie wpływała przede wszystkim wielkość stężenia N-NO₂ w odpływie, która wynosiła od 8,95 do nawet 30,80 mg N-NO₂/dm³ (tabela I/43 - załącznik). Azot organiczny w odpływie stanowił średnio 2,36 mg N_{org}/dm³ w serii I, a w serii II 4,45 mg N_{org}/dm³ (tabela I/44 - załącznik).

Stężenie fosforu ogólnego w oczyszczonej mieszaninie ścieków z 2% dodatkiem odcieków mieściło się w zakresie od 0,56 do 6,16 mg P/dm³ (seria I), oraz od 2,80 do 8,63 mg P/dm³ (seria II) (tabela I/45 - załącznik). Redukcja stężenia TP wynosiła średnio 67% w serii I, a w II - 48%. Osiągnięte wartości są znacznie niższe niż podczas oczyszczania w układzie SBR ścieków surowych bez dodatku odcieków. Tak niska efektywność usuwania TP z mieszaniny nie spełnia kryteriów podanych w prawie polskich dla ścieków odprowadzanych do wód lub ziemi (Dz. U. 137, poz. 984). Na rysunkach 7.21., 7.23. można zauważyć znaczące wahania stężenia TP oraz P-PO₄ w odpływie w serii I w całym okresie badań. Natomiast w serii II wahania występowały na początku pracy układu z dodatkiem 2%, a następnie stężenie TP oraz P-PO₄ stabilizowało się, jednak nie osiągnęło wymaganych prawem wartości 1 mg P/dm³ (Dz. U. nr 237, poza. 984) (rys. 7.22., 7.24.).

Stężenie BZT₅ w odpływie z układu SBR z 2% dodatkiem odcieków wynosiło od 3,40 do 7,90 mg O₂/dm³ (seria I) i od 6,80 do 35 mg O₂/dm³ (seria II) (tabela I/46 - załącznik). Uzyskane dane pokazują iż w serii I zarówno stężenie w odpływie, jak i stopień redukcji osiągał wartości wymagane prawem (Dz. U. nr 237, poza. 984). Natomiast w serii II wystąpiły przekroczenia stężenia BZT₅ w odpływie, jednak stopień redukcji (przy 2% dodatku odcieków) spełniał kryteria dla ścieków odprowadzanych do wód lub ziemi, określone w prawie polskim (Dz. U. nr 137, poz. 984).

Przedstawione na rysunkach 7.27. i 7.28. stężenia ChZT_{Cr} na wyjściu z modelu SBR pokazują iż następował spadek efektywności usuwania ChZT_{Cr}, w porównaniu z oczyszczaniem ścieków surowych z OŚ Gdańsk „Wschód” (bez dodatku odcieków) o około 8% w serii I, a w serii II o około 9%. W serii II pojawiły się przekroczenia stężenia ChZT_{Cr} w odpływie, w stosunku do wymagań prawnych (Dz. U. nr 237, poza. 984), jednak stopień redukcji był zgodny z wymogami (tabela I/46 - załącznik).

5% dodatek odcieków z Łężyc do ścieków spowodował wzrost przewodnictwa elektrycznego w mieszaninie ścieków i odcieków średnio o 1,04 mS/cm (seria I) oraz 1,54 mS/cm (seria II) w stosunku do ścieków surowych. Nastąpił również wzrost

stężenia chlorków (średnio o 106,12 mg Cl⁻/dm³ w serii I i o 181,76 mg Cl⁻/dm³ w serii II), oraz wzrost stężenia SO₄²⁻ - średnio o 109,50 mg SO₄²⁻/dm³ (seria II). Na wejściu do układu SBR, po dodaniu 5% odcieków, następował również wzrost stężenia azotu ogólnego o 60,15 mg N/dm³ (wartość średnia) w serii I oraz o 131,32 mg N/dm³ (wartość średnia) w serii II. Wzrost stężenia TN wynikał z wysokiego stężenia azotu amonowego w odciekach z Łężyc (tabela I/2). Dodatek 5% odcieków spowodował iż w mieszaninie surowej wzrastało stężenie N-NH₄ średnio o 62,53 mg N-NH₄/dm³ (seria I) oraz o 139,60 mg N-NH₄/dm³ (seria II).

Wartość przewodnictwa oczyszczonej mieszaniny ścieków z 5% dodatkiem odcieków wynosiła średnio 1,79 mS/cm (seria I) oraz 2,18 mS/cm (seria II). Stężenie Cl⁻ przy dodatku 5% odcieków znacznie wzrosło w odpływie w porównaniu do stężenia w oczyszczonych ściekach bez dodatku odcieków i wynosiło średnio 233,04 mg Cl⁻/dm³ (seria I) i 278,90 mg Cl⁻/dm³ (seria II). Podobne wartości stężenia Cl⁻ uzyskiwano w odpływie z układu A2/O przy 5% dodatku (tabela I/29). Stężenie SO₄²⁻ na wyjściu z SBR wynosiło w serii II średnio 178,83 mg SO₄²⁻/dm³. Jest to wartość wyższa o około 47 mg SO₄²⁻/dm³, jaką osiągnięto w układzie A2/O, przy tym samym dodatku odcieków.

Stężenie zawiesiny ogólnej w odpływie z reaktora SBR przy 5% dodatku odcieków wynosiło od 4,40 do 9,20 mg/dm³ w serii I, a w serii II od 19 do 38 mg/dm³ (tabela I/48). Analiza wykresów 7.15. i 7.16. pozwala stwierdzić iż dodatek 5% w serii I nie spowodował wzrostu stężenia zawiesiny w odpływie, natomiast w serii II nastąpił niewielki wzrost. Stężenie zawiesiny mineralnej w odpływie w serii I nie przekraczało wartości dopuszczalnej - 35 mg/dm³ (Dz. U. nr 237, poza. 984), a w serii II wstępowały nieznaczne przekroczenia w dniach 13.05.2010, 20.05.2010, 24.05.2010, jednak jedynie 13 i 20 maja stopień redukcji nie osiągnął minimalnej wielkości wynoszącej 90%. Zawiesina lotna i mineralna były również usuwane z surowej mieszaniny ścieków z 5% dodatkiem odcieków z wysoką efektywnością, powyżej 90% (tabela I/48 - załącznik).

Stężenie azotu ogólnego w odpływie z układu SBR z 5% dodatkiem odcieków wynosiło od 11,03 do 29,73 mg N/dm³ (seria I) oraz od 9,92 do 52,68 mg N/dm³ (seria II) (tabela I/49 - załącznik). W serii I - 5% dodatek odcieków w pierwszych dniach eksperymentu spowodował wzrost stężenia TN w odpływie. Po około 5 dniach nastąpiło obniżenie i ustabilizowanie się stężenia TN, które średnio osiągnęło wartość 12,28 mg N/dm³ (rys. 7.17.). Natomiast w serii II dodatek 5% odcieków spowodował znaczący wzrost stężenia TN w odpływie z SBR, osiągając wartości zbliżone od tych, jakie występowały w ściekach surowych, średnio 80,57 mg N/dm³ (rys. 7.18.). Powodem tak wysokiego stężenia TN

w odpływie w serii II były mało efektywne (około 66%) procesy biologicznego usuwania azotu - zarówno proces nitryfikacji, jak i denitryfikacji. Na tak niską efektywność mogło mieć wpływ bardzo wysokie stężenie TN w mieszaninie ścieków z 5% dodatkiem odcieków, które średnio wynosiło $234,16 \text{ mg N/dm}^3$, a spowodowane było bardzo wysokim stężeniem TN w odciekach surowych, wynoszące w tym okresie badań $3131,30 \text{ mg N/dm}^3$ (tabela I/2 - załącznik). Stężenie N-NH_4 w odpływie z układu w serii I w pierwszych dniach po dodaniu 5% odcieków było bardzo wysokie i wynosiło średnio około $20 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$. Jednak po wpracowaniu się układu (około 5 dni) proces nitryfikacji zachodził efektywnie osiągając średnią redukcję na poziomie 91% (tabela I/49 - załącznik). W serii II stężenie N-NH_4 na wyjściu z układu SBR wynosiło średnio $21,743 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$, osiągając średnią efektywność od 80% do 99% (tabela I/49 - załącznik). Analizując dane na rysunku 7.20., należy zwrócić uwagę iż stężenie N-NH_4 zaczęło wzrastać w odpływie z układu SBR po około 6 dniach od momentu rozpoczęcia współczyszczania mieszaniny z 5% dodatkiem odcieków z Łężyc, średnio o $40 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$. W serii I proces denitryfikacji przebiegał efektywnie, średnie stężenie N-NO_3 w odpływie wynosiło $5,49 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$ (tabela I/49 - załącznik). Natomiast w serii II wpływ na wysokie stężenie TN w odpływie miało oprócz azotu amonowego, również wysokie stężenie azotu azotanowego (III), które wahało się od $10,30$ do nawet $67,60 \text{ mg N-NO}_2/\text{dm}^3$ (tabela I/49 - załącznik). Stężenie azotu azotanowego (V) było niskie i wynosiło średnio $6,08 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$. Stężenie azotu organicznego w odpływie z układu SBR pracującego z 5% dodatkiem odcieków nie było wysokie i wynosiło średnio około $5 \text{ mg N}_{\text{org}}/\text{dm}^3$ w serii I i około $3 \text{ mg N}_{\text{org}}/\text{dm}^3$ w serii II (tabela I/50 - załącznik). Należy również zwrócić uwagę, iż stężenie TN w odpływie z układu A2/O w serii II z 5% dodatkiem odcieków z Łężyc było niższe niż z układu SBR przy tym samym dodatku odcieków, średnio o 14 mg N/dm^3 (tabela I/31, I/49 - załącznik).

Stężenie TP w odpływie przy 5% dodatku odcieków wynosiło od $3,12$ do $5,21 \text{ mg P/dm}^3$ (seria I) i od $4,57$ do $7,23 \text{ mg P/dm}^3$ (seria II) (tabela I/51 - załącznik, rys. 7.21., 7.22.). Zarówno w serii I, jak i II efektywność usuwania TP z mieszaniny ścieków z 5% dodatkiem odcieków była niższa niż podczas oczyszczania ścieków surowych bez dodatku odcieków, ale również była niższa niż podczas oczyszczania mieszaniny z 5% dodatkiem odcieków w układzie A2/O i wynosiła średnio 52% w serii I i 44% w serii II. Na podobnym poziomie jak TP był usuwany z układu fosfor fosforanowy (rys. 7.23., 7.24.).

Stężenie BZT_5 w odpływie wynosiło od $4,50$ do $9,90 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ w serii I, a w serii II od 5 do $55 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ (tabela I/52 - załącznik). Z analizy danych (rys. 7.25., 7.26.) wynika iż

w serii I - 5% dodatek odcieków do ścieków nie spowodował przekroczeń dopuszczalnych stężeń BZT₅ w odpływie (Dz.U. nr 137, poz. 984). Natomiast w serii II takie przekroczenia stężenia BZT₅ w odpływie występowały w dniach 17, 20 i 24 maj 2010 r. Należy jednak zauważyć, iż stopień redukcji był zgodny z wytycznymi dla ścieków oczyszczonych odprowadzanych do odbiornika, czyli powyżej 90% (tabela I/52 - załącznik).

Stężenie ChZT_{Cr} w oczyszczonej mieszaninie ścieków z 5% dodatku odcieków mieściło się w zakresie od 112,68 do 171,30 mg O₂/dm³ (seria I) i od 189,00 do 313,00 mg O₂/dm³ (seria II) (tabela I/52 - załącznik). Uwagę zwraca spadek efektywności redukcji stężenia ChZT_{Cr} przy 5% dodatku odcieków z Łężyc, zarówno w serii I, jak i II, odpowiednio o 18% i 26% (rys. 7.27., 7.28.). W serii I nie uzyskano stężenia ChZT w odpływie na wymaganym poziomie (Dz. U. nr 137, poz. 984), ale uzyskano wymagany minimalny stopień redukcji wynoszący - 75%. Natomiast w serii II nie uzyskano obligatoryjnego stężenia ChZT w odpływie i w większości przypadków również stopnia redukcji (tabela I/52 - załącznik).

10% dodatek odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków surowych z OŚ Gdańsk „Wschód” spowodował wzrost przewodnictwa oraz stężenia chlorków i siarczanów w mieszaninie wprowadzanej do modelu SBR średnio o 1,95 mS/cm (seria I) i 2,53 mS/cm (seria II) w przypadku przewodnictwa, o 185,97 mg Cl⁻/dm³ (seria I) i 263,16 mg Cl⁻/dm³ (seria II) w przypadku chlorków oraz o 125,00 mg SO₄²⁻/dm³ w serii II w przypadku siarczanów (tabela I/53 - załącznik). Nastąpił również wzrost stężenia TN oraz N-NH₄ w dopływie. W przypadku azotu ogólnego średni wzrost stężenia wynosił 144,68mg N/dm³ (seria I) i 182,73 mg N/dm³ (seria II), natomiast w przypadku N-NH₄ były to wartości o 133,33 mg N-NH₄/dm³ wyższe w serii I i o 183,37 mg N-NH₄/dm³ w serii II.

Dodatek 10% odcieków spowodował znaczący wzrost stężenia chlorków i siarczanów oraz przewodnictwa w odpływie z układu SBR, w porównaniu do oczyszczanych ścieków surowych, bez dodatku odcieków (tabela I/4, I/53 - załącznik). Średnia wartość przewodnictwa w mieszaninie oczyszczonej wynosiła 2,62 mS/cm (seria I) oraz 3,24 (seria II), stężenie chlorków - 358,85 mg Cl⁻/dm³ (seria I) oraz 380,54 mg Cl⁻/dm³ (seria II), natomiast stężenie siarczanów w serii II - 217,00 mg SO₄²⁻/dm³. Oczyszczona mieszanina z 10% dodatkiem w serii II, charakteryzowała się również podwyższonym odczynem (średnio pH=7,97).

Stężenie zawiesiny ogólnej w odpływie z układu SBR, w której oczyszczano surową mieszaninę ścieków z 10% dodatkiem odcieków wahało się w zakresie od 8,00 do 10,00 mg/dm³ w serii I, natomiast w serii II od 11,60 do 42,67 mg/dm³ (tabela I/54 - załącznik). Stopień usuwania

zawiesiny ogólnej w serii I wynosił średnio około 98% i był na podobnym poziomie jak podczas oczyszczania ścieków surowych bez dodatku odcieków. Natomiast w serii II osiągał średnią wartość na poziomie 91% i był niższy o około 6% niż podczas oczyszczania samych ścieków z OŚ Gdańsk „Wschód” (rys. 7.16.). Również stężenie zawiesiny lotnej w serii II osiągało w odpływie wartości wyższe (średnio 21,36 mg/dm³), niż podczas oczyszczania jedynie ścieków surowych (tabela I/54 - załącznik).

Stężenie azotu ogólnego w odpływie podczas współoczyszczania mieszaniny ścieków z 10% dodatkiem odcieków wynosiło od 46,24 do 96,60 mg N/dm³ (seria I), oraz od 91,28 do 139,86 mg N/dm³ (seria II) (tabela I/55 - załącznik). Redukcja stężenia TN wносиła średnio 66% w serii I, a w serii II 59%. Średnia redukcja w serii I nie odbiegała od średniej uzyskanej podczas oczyszczania samych ścieków, bez dodatku odcieków, natomiast w serii II była niższa o około 14%. Należy zwrócić uwagę iż w serii I i II stężenie TN w odpływie przekraczało wartości występujące w ściekach surowych (rys. 7.17., 7.18.). Wpływ na tak wysokie stężenie TN w dopływie przy dodatku 10% odcieków miało wysokie stężenie N-NH₄ oraz N-NO₂ (tabela I/55 - załącznik). Oznacza to, iż część azotu amonowego w układzie nie podlegała procesowi nityfikacji i odpływała z układu w ilościach od 9,20 do nawet 66 mg N-NH₄/dm³ w serii I i od 43,00 do nawet 100,00 mg N-NH₄/dm³ w serii II (rys. 7.19., 7.20.). Natomiast stężenie N-NO₂ w odpływie wynosiło od 16,20 do 24,00 mg N-NO₂/dm³ w serii I, a w serii II od 1,78 do nawet 63,60 mg N-NO₂/dm³. Średnie stężenie N-NO₃ w odpływie wynosiło 3,93 mg N-NO₃/dm³ (seria I) i 4,08 mg N-NO₃/dm³ (seria II) (tabela I/55 - załącznik). Azot organiczny był usuwany z mniejszą efektywnością niż podczas oczyszczania ścieków surowych bez dodatku odcieków i jego stężenie w odpływie wynosiło średnio 8,15 mg N_{org}/dm³ (seria I) i 8,80 mg N_{org}/dm³ (tabela I/56). 10% dodatek odcieków do ścieków spowodował iż w odpływie nie uzyskano ani wymaganego prawem stężenia TN, ani minimalnego stopnia redukcji dla oczyszczalni o wielkości RLM 100 000 i powyżej (Dz. U. nr 137, poz. 984).

Stężenie TP w odpływie z modelu SBR przy 10% dodatku odcieków z Łężyc wahało się od 3,12 do 6,89 mg P/dm³ (seria I), oraz od 4,40 do 7,70 mg P/dm³ (seria II) (tabela I/57 - załącznik). Należy zauważyć (rys. 7.21.), że 10 % dodatek spowodował w pierwszym okresie wzrost stężenia TP w odpływie, co prawdopodobnie było spowodowane wysokim stężeniem azotu azotanowego (III) zawracanego wraz z osadem recykulowanym do komory beztlenowej. Po około 7 dniach pracy układu nastąpił lekki spadek stężenia TP, podobnie jak i N-NO₂. Natomiast w serii II (rys. 7.22.) wraz ze wzrastającym stężeniem

N-NO₂ w odpływie wzrasta również stężenie TP. Podobnie układa się krzywa, na której przedstawiono stężenie P-PO₄ w odpływie, zarówno w serii I, jak i II (rys. 7.23., 7.24.). 10% dodatek odcieków do ścieków spowodował iż w odpływie z modelu laboratoryjnego typu SBR nie uzyskano ani wymaganego prawem stężenia TP, ani minimalnego stopnia redukcji dla oczyszczalni o RLM 100 000 i powyżej (Dz. U. nr 137, poz. 984).

Redukcja stężenia BZT₅ w mieszaninie ścieków surowych z 10% dodatkiem odcieków wynosiła od około 96% do około 97% w serii I, a w serii II od około 89% do około 96% (tabela I/58 - załącznik). Przy 10% dodatku odcieków wymagane prawem stężenie BZT₅ w ściekach odprowadzanych do wód lub ziemi na poziomie 15 mg O₂/dm³ określone w prawie polskim (Dz. U. nr 137, poz. 984) zostało przekroczone jedynie raz, o około 2 mg O₂/dm³, przy czym osiągnięty został wymagany 90% stopień redukcji. W serii II stężenie BZT₅ w odpływie nie osiągało wartości obligatoryjnej, jednak stopień redukcji jedynie 15.04.2010 r. był poniżej wymaganego 90% (rys. 7.26.).

Stężenie ChZT_{Cr} w odpływie z SBR pracującego z 10% dodatkiem odcieków wynosiło od 190,76 do 207,76 mg O₂/dm³ w serii I i od 184,00 do 317,00 mg O₂/dm³ w serii II (tabela I/58 - załącznik). Uzyskane dane (rys. 7.27., 7.28.), wskazują iż nie uzyskano wartości stężenia ChZT w odpływie, jakie wymagane jest dla ścieków odprowadzanych do wód lub gleby, a dodatkowo nie został osiągnięty minimalny stopień redukcji, wynoszący 90% (tabela I/58 - załącznik).

7.3. Badania modelowe oczyszczania mieszaniny ścieków surowych z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków Gdańsk „Wschód” z 0,5%, 1%, 2%, 3%, 5% i 10% dodatkiem odcieków ze składowiska ZU w Gdańsku Szadółkach w układach A2/O i SBR

Analiza efektywności oczyszczania mieszaniny ścieków surowych z wzrastającym dodatkiem odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach przeprowadzona została w modelu przepływowym A2/O oraz w modelu SBR. Dodatek odcieków do ścieków poddawanych oczyszczaniu w układzie A2/O wynosił: 0,5%, 1%, 3%, oraz 5%. Natomiast dodatek odcieków do ścieków w układzie SBR: 1%, 2%, 5%, oraz 10%. Uzyskane wyniki z przeprowadzonych badań nad współoczyszczaniem mieszaniny ścieków i odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach przedstawiono w załączniku do niniejszego opracowania w tabelach od I/59 do I/82 – układ A2/O oraz od I/83 do I/106 dla układu SBR.

Ocieki ze składowiska odpadów komunalnych z Szadółek charakteryzowały się wysokim stopniem zmienności stężenia zanieczyszczeń (tabele I/1–I/3 - załącznik). Dodatkowo należy zwrócić uwagę, iż niektóre parametry znacząco przewyższały wartości występujące w ściekach z Miejskiej Oczyszczalni Gdańsk „Wschód”.

Wartość pH odcieków z Szadółek wynosiła średnio 7,66, co świadczyło prawdopodobnie o występowaniu fazy metanogennej w przyłomie składowanych odpadów, skąd pochodziły badane ocieki. Przewodność elektryczna odcieków wynosiła średnio 11,82 mS/cm i była wyższa o około 10 mS/cm od średniej wartości w ściekach surowych pobranych z OŚ Gdańsk „Wschód” (tabela I/1 - załącznik). Stężenie chlorków wynosiło średnio 1809,15 mg Cl⁻/dm³ i również znacząco przekraczało wartości charakteryzujące ścieki miejskie. Natomiast wartość stężenia SO₄²⁻ w odciekach z Szadółek wynosiła średnio 147,88 mg SO₄²⁻/dm³ i była niższa od średniej w ściekach z OŚ Gdańsk „Wschód” o około 27 mg SO₄²⁻/dm³. Stężenie zawiesiny ogólnej zmieniało się w zakresie od 44 do nawet 488 mg/dm³ (tabela I/1 - załącznik), co wskazuje na znaczne wahania zawartości zawiesiny w odciekach z ZU w Gdańsku Szadółkach. Oznacza to, że dodatek odcieków do ścieków przy podwyższonych wartościach zawiesiny może przyczyniać się do jej wzrostu w surowej mieszaninie na wejściu do układu.

Stężenie azotu ogólnego w odciekach z Szadółek było wysokie i wynosiło od 661,23 mg N/dm³ do 1893,18 mg N/dm³ (tabela I/2 - załącznik). Należy zwrócić uwagę, iż stężenie TN w odciekach z Szadółek było niższe niż w odciekach z Łęczyc. Na tak wysokie wartości stężenia azotu ogólnego wpływało głównie stężenie azotu amonowego, wynoszące

od 610,00 mg N-NH₄/dm³ do 1841,00 mg N-NH₄/dm³, co jest charakterystyczne dla odcieków, w szczególności pochodzących ze składowisk ustabilizowanych, a do takich należy składowisko w Szadółkach. Zawartości azotu organicznego w odciekach Szadółki było niewielkie i wynosiło średnio 36,73 mg N_{org}/dm³. Świadczy to o silnej amonifikacji azotu organicznego i klasyfikuje je jako odcieki dojrzałe (tabela I/2 - załącznik). Azot azotanowy (V) stanowił średnio około 1% azotu ogólnego. Średnie stężenie N-NO₃ wynosiło około 9 mg N-NO₃/dm³, była to wartość zbliżona do stężenia azotanów (V) w odciekach z Łężyc. Ponadto zawartość N-NO₃ była wyższa niż w ściekach surowych o około 8 mg N-NO₃/dm³.

Stężenie fosforu ogólnego w odciekach z Szadółek było niskie i wynosiło średnio 5,33 mg P/dm³. Stężenie fosforu fosforanowego wynosiło od 1,44 do 9,19 mg P-PO₄/dm³ (tabela I/2 - załącznik).

Wartość stężenia BZT₅ wahała się od 76,00 do 3020,00 mg O₂/dm². Stężenie BZT₅ w próbkach odcieków pobranych w 2008 r. było bardzo wysokie i obejmowało zakres od 1328 do 3020 mg O₂/dm² (tabela I/3 - załącznik). Próbki pobrane w 2010 r. charakteryzowały się znacznie niższymi wartościami, które mieściło się w granicach od 76 do 127 mg O₂/dm². Stężenie ChZT_{Cr} podobnie jak BZT₅, było wysokie w 2008 r., natomiast w 2010 r. uległo obniżeniu i ustabilizowaniu (tabela I/3 - załącznik). Stężenie ChZT_{Cr} w odciekach z Szadółek wahało się od 534,00 do 3916,26 mg O₂/dm². Stosunek BZT₅/ChZT_{Cr} wynosił od 0,12 do 0,78 (wartość średnia 0,40), co świadczy o ich średniej biodegradowalności i poddawane wyłącznie biologicznym procesom oczyszczania mogą sprawiać trudności.

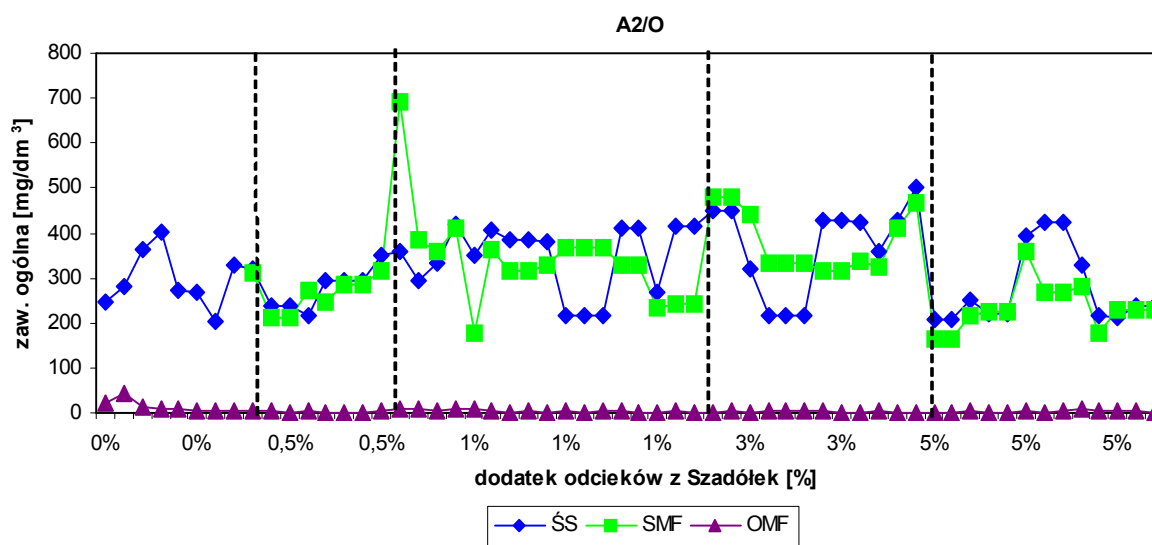
7.3.1. Układ A2/O

Mieszanka ścieków i odcieków z Szadółek poddawana procesom oczyszczania w układzie A2/O obejmowała 0,5%, 1%, 3% i 5% objętościowy dodatek odcieków. W związku ze stabilnością uzyskanych wyników wykonano jedną serię badawczą.

0,5% dodatek odcieków z Szadółek do ścieków pochodzących z OŚ Gdańsk „Wschód” spowodował nieznaczny wzrost stężenia azotu ogólnego w mieszaninie surowej, w stosunku do ścieków surowych średnio o 2,98 mg N/dm³. Była to wartość niższa o około 5,6 mg N/dm³ niż miało to miejsce przy dodatku 0,5% odcieków z Łężyc. Nastąpił również niewielki wzrost stężenia N-NH₄ w mieszaninie surowej po dodaniu odcieków - średnio o 4,68 mg N-NH₄/dm³, a także chlorków - średnio o 6,03 mg Cl⁻/dm³ i przewodności - średnio o 0,04 mS/cm.

Stężenie Cl⁻ w odpływie z układu A2/O współocyszczającego mieszaninę ścieków z 0,5% dodatkiem odcieków wynosiło od 107,78 do 159,54 mg Cl⁻/dm³ (tabela I/59 - załącznik). Redukcja stężenia chlorków w wyniku procesu oczyszczania była nieznaczna i wynosiła średnio około 2%. Stężenie SO₄²⁻ w mieszaninie oczyszczonej z 0,5% dodatkiem odcieków z Szadółek wynosiło od 44,90 do 72,50 mg SO₄²⁻/dm³, przy czym stopień redukcji siarczanów wynosił średnio około 64%.

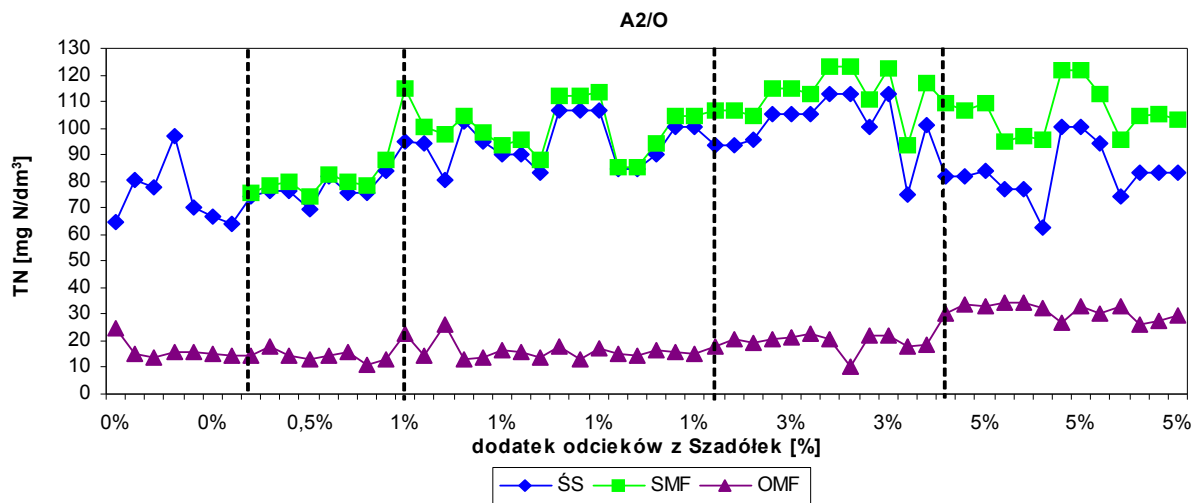
Zawiesina ogólna w odpływie z układu A2/O przy 0,5% dodatku odcieków z Szadółek była usuwana z 99% efektywnością (tabela I/60 - załącznik). Na rysunku 7.29. przedstawiono zmienność stężenia zawiesiny w ściekach surowych, mieszaninach ścieków surowych z 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z Szadółek, a także w odpływie z układu A2/O. Uzyskane dane wskazują iż 0,5% dodatek odcieków do ścieków nie spowodował wzrostu stężenia zawiesiny w odpływie, a uzyskane wartości od 0,40 do 5,00 mg/dm³ nie przekraczały najwyższego dopuszczalnego stężenia określonego dla ścieków odprowadzanych do wód lub ziemi (Dz. U. nr 137, poz. 984). Stężenie zawiesiny mineralnej w odpływie wahało się od 0,00 do 1,40 mg/dm³, a lotnej - od 0,20 do 4,60 mg/dm³ (tabela I/60 -załącznik).



Rys. 7.29. Stężenie zawiesiny ogólnej w dopływie i odpływie z układu A2/O z 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków).

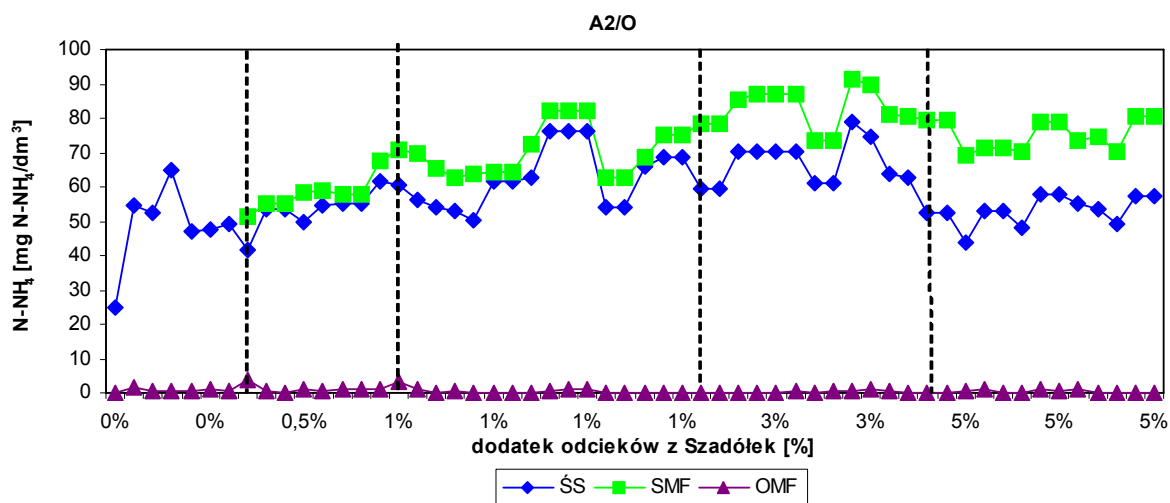
Stężenie azotu ogólnego w odpływie z układu A2/O podczas oczyszczania ścieków z 0,5% dodatkiem odcieków wynosiło od 11,33 do 17,60 mg N/dm³ (tabela I/61- załącznik; rys. 7.30.). Natomiast uzyskana redukcja stężenia TN z mieszaniny ścieków z 0,5% dodatkiem odcieków z Szadółek wynosiła średnio 82%. Przedstawione na rysunku 7.30. wielkości stężenia TN

w odpływie wskazują, iż nie uzyskano stężenia TN nie przekraczającego 10 mg N/dm^3 , które jest wymagane dla oczyszczalni o RLM 100 000 i powyżej (Dz. U. nr 137, poz. 984).



Rys. 7.30. Stężenie azotu ogólnego w dopływie i odpływie z układu A2/O z 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków).

Wielkość stężenia N-NH_4 w odpływie z układu A2/O oczyszczającego mieszaninę ścieków z 0,5% dodatkiem odcieków przedstawiono na rysunku 7.31. Stężenie N-NH_4 osiągnęło najwyższą wartość ($3,810 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$) na początku prowadzonego doświadczenia (w pierwszej próbce pobranej z układu). W kolejnych dniach eksperymentu proces nityfikacji zachodził bez zakłóceń, pozwalając uzyskać na wyjściu z modelu A2/O stężenie N-NH_4 od 0,167 do maksymalnie $1,320 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$ (tabela I/61 - załącznik).

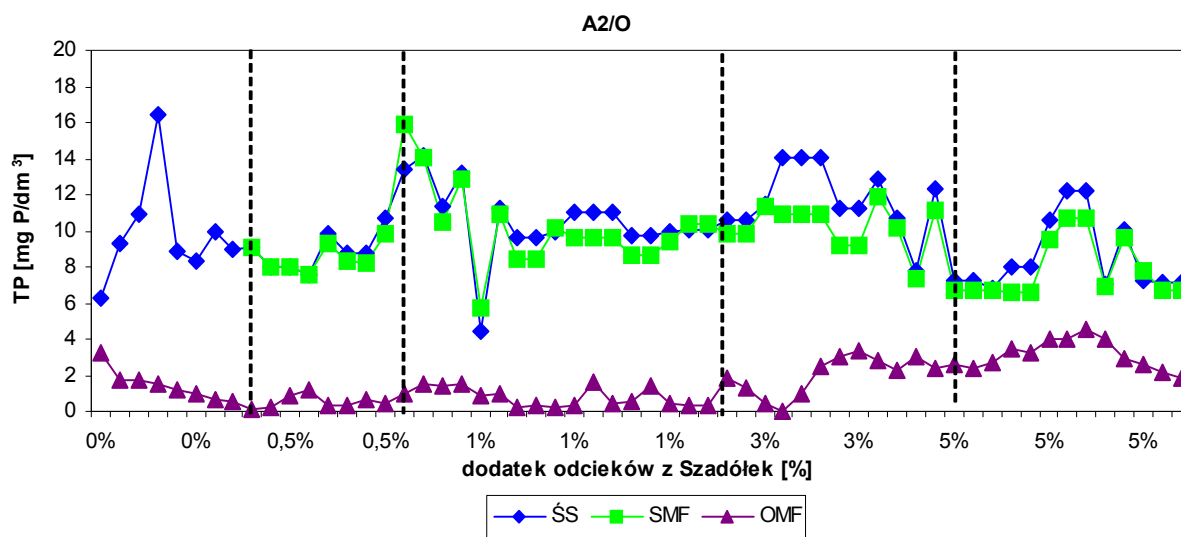


Rys. 7.31. Stężenie azotu amonowego w dopływie i odpływie z układu A2/O z 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków).

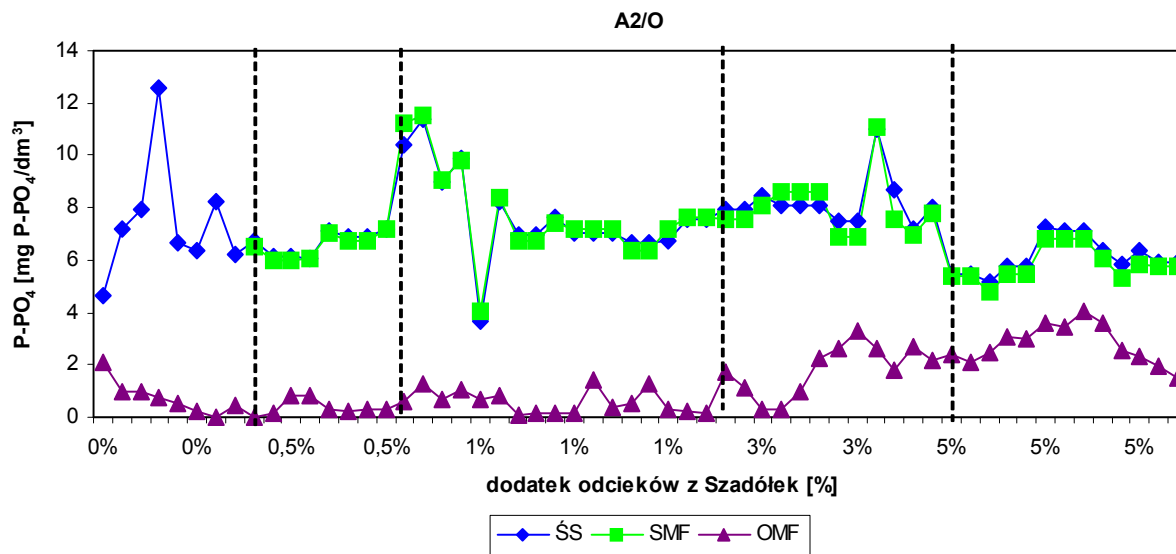
Wpływ na wielkość stężenia TN w odpływie miał przebieg procesu denitryfikacji. Stężenie N-NO₃ na wyjściu z modelu A2/O wynosiło od 7,11 do 14,00 mg N-NO₃/dm³ (tabela I/61 - załącznik). Oznacza to, iż efektywność denitryfikacji była zbyt niska, aby w odpływie uzyskać wartości obligatoryjne stężenia TN, czyli 10 mg N/dm³ (Dz. U. nr 237, poza. 984).

Stężenie azotu organicznego w odpływie przy 0,5% dodatku odcieków mieściło się w zakresie od 0,04 do 5,11 mg N_{org}/dm³ (tabela I/62 - załącznik). Natomiast średnia efektywność usuwania N_{org} wynosiła około 85%.

Stężenie fosforu ogólnego w oczyszczonej mieszaninie ścieków z 0,5% dodatkiem odcieków wahało się w granicach 0,09 do 1,21 mg P/dm³, a redukcja obejmowała zakres 83,95 do 98,97% (tabela I/63 - załącznik; rys. 7.32.). Podobne wartości uzyskano podczas usuwania z układu fosforu fosforanowego (tabela I/63 - załącznik; rys. 7.33.). Uzyskane wyniki pozwalają stwierdzić iż 0,5% dodatek odcieków z Szadółek nie spowodował wzrostu stężenia TP w odpływie, a wręcz uzyskano znacznie wyższą efektywność, niż podczas oczyszczania ścieków z OŚ Gdańsk „Wschód”, bez dodatku odcieków. Dodatkowo należy zauważyć, iż w całym okresie prowadzonych badań z mieszaniną ścieków z 0,5% dodatkiem odcieków z Szadółek, tylko raz (10.12.2009 r.) przekroczona została wartości 1 mg P/dm³, określona dla ścieków oczyszczonych odprowadzanych do odbiornika (Dz. U. nr 137, poz. 984).

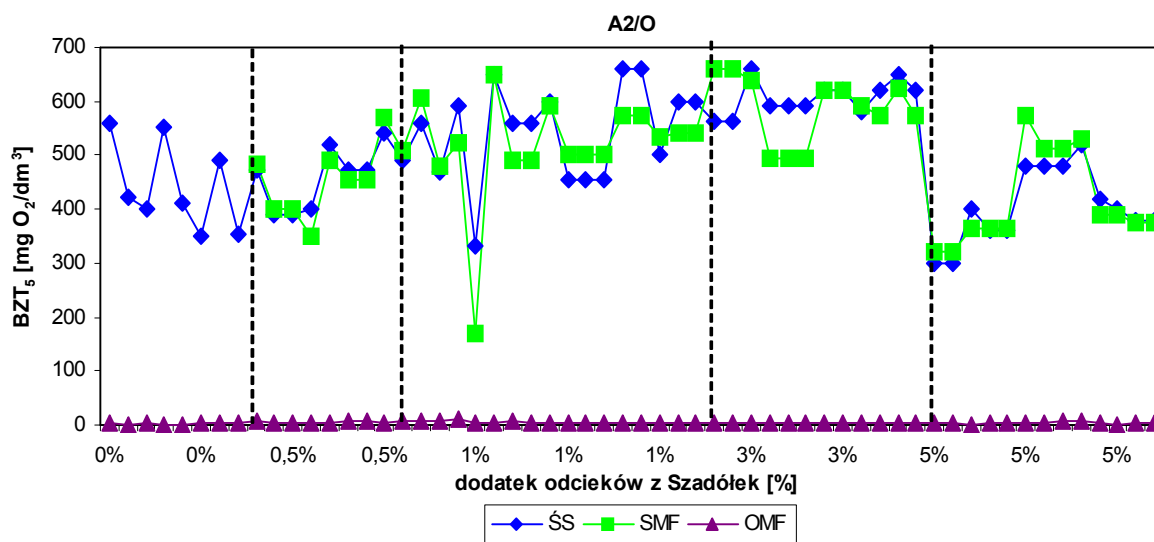


Rys. 7.32. Stężenie fosforu ogólnego w dopływie i odpływie z układu A2/O z 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków).

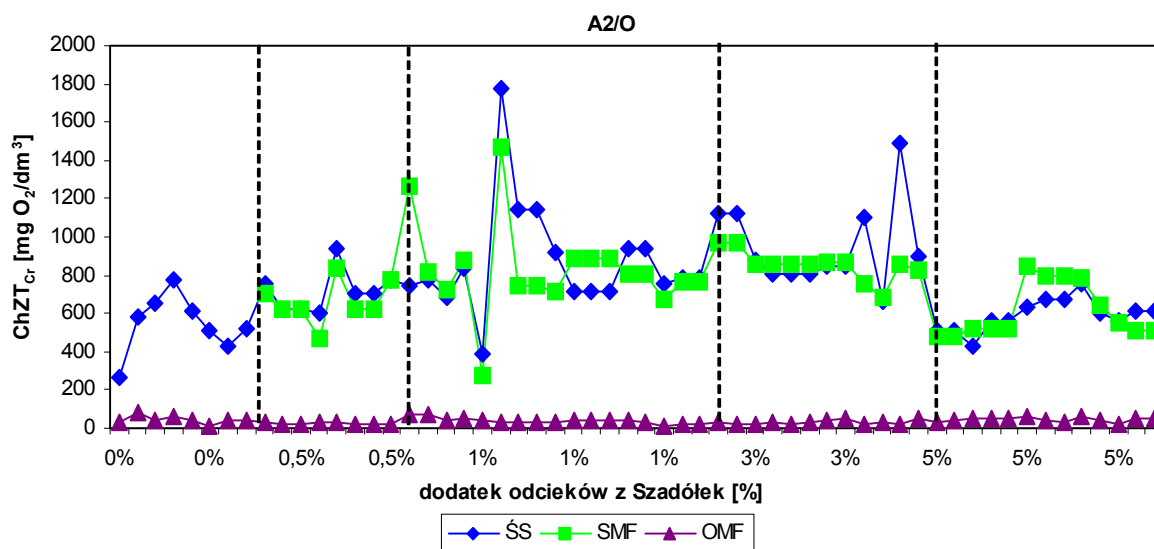


Rys. 7.33. Stężenie fosforu fosforanowego w dopływie i odpływie z układu A2/O, z 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków).

Stężenie BZT₅ w odpływie z układu A2/O w mieszaninie ścieków z 0,5% dodatkiem odcieków wynosiło od 2,00 do 9,00 mg O₂/dm³ (rys. 7.34.). Średnia efektywność usunięcia BZT₅ była na poziomie 99% (tabela I/64 - załącznik). W przypadku ChZT_{Cr} również uzyskano wysoką wartość redukcji stężenia, średnio około 96% (tabela I/64). Stężenie ChZT_{Cr} w odpływie wahało się w zakresie: 18,70 - 30,14 mg O₂/dm³ (rys. 7.35.). Zarówno stężenie BZT₅, jak i ChZT_{Cr} w odpływie z modelu A2/O odpowiadało wymaganiom stawianym ściekom odprowadzanym do wód lub ziemi (Dz. U. nr 137, poz. 984).



Rys. 7.34. Stężenie BZT₅ w dopływie i odpływie z układu A2/O z 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków).



Rys. 7.35. Stężenie ChZT_{Cr} w dopływie i odpływie z układu A2/O z 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków).

1% dodatek odcieków odcieków z Szadółek do ścieków z OŚ Gdańsk „Wschód” spowodował wzrost przewodnictwa mieszaniny średnio o 0,11 mS/cm, a także wzrost stężenia chlorków średnio o 16,96 mg Cl⁻/dm³. Dodatkowo nastąpiło również podwyższenie w tej mieszaninie stężenia TN w wyniku wzrostu stężenia N-NH₄. Średni wzrost TN w mieszaninie surowej wynosił około 5,90 mg N/dm³, a N-NH₄ około 7,84 mg N-NH₄/dm³.

Średnia wartość pH oczyszczonej mieszaniny z 1% dodatkiem odcieków z Szadółek wynosiła 7,91 (tabela I/65 - załącznik). Wartość przewodnictwa w odpływie wynosiła średnio 1,28 mS/cm. Stężenie Cl⁻ na wyjściu z modelu A2/O mieszaniny oczyszczonej z 1% dodatkiem odcieków było na poziomie od 113,96 do 222,64 mg Cl⁻/dm³ (tabela I/65 - załącznik). Średnia wartość redukcji stężenia Cl⁻ była niska i wynosiła około 5%, jednocześnie należy zauważyć iż była wyższa niż podczas oczyszczania mieszaniny z 0,5% dodatkiem odcieków. Również redukcja stężenia siarczanów była nieznacznie wyższa niż podczas oczyszczania mieszaniny z 0,5% dodatkiem odcieków i wynosiła średnio 65% (tabela I/65 - załącznik).

Stężenie zawiesiny ogólnej w odpływie z układu A2/O podczas oczyszczania ścieków z 1% dodatkiem odcieków wahało się od 1,00 do 10,60 mg/dm³ (tabela I/66 - załącznik). Dodatek 1% odcieków z Szadółek nie spowodował wzrostu stężenia zawiesiny ogólnej, mineralnej, ani lotnej w odpływie z modelu A2/O (rys. 7.29.). Wysoki stopień eliminacji zawiesiny ogólnej (od 96% do 99%), pozwolił uzyskać w odpływie wartości dopuszczalne (Dz. U. nr 137, poz. 984).

Stężenie azotu ogólnego w odpływie wahało się od 12,84 do 26,21 mg N/dm³, przy czym wartość najwyższą uzyskano w pierwszej próbce mieszaniny oczyszczonej po wprowadzaniu do układu 1% dodatku odcieków z Szadółek (tabela I/67 - załącznik). Wielkość redukcji stężenia TN w mieszaninie surowej wynosiła średnio 84% i była wyższa o 2% niż podczas oczyszczania mieszaniny ścieków z 0,5% dodatkiem odcieków. Dodatkowo należy zwrócić uwagę, iż była to wartość wyższa w porównaniu z wartościami uzyskanymi podczas oczyszczanych ścieków bez dodatku odcieków (rys. 7.30.). Stężenie azotu amonowego w odpływie z modelu A2/O podczas oczyszczania mieszaniny z 1% dodatkiem odcieków mieściło się w zakresie od 0,016 do 3,300 mg N-NH₄/dm³ (tabela I/67 - załącznik). Na rysunku 7.31. można zauważyć, iż najwyższą wartość stężenia N-NH₄ w odpływie uzyskano bezpośrednio po dodaniu 1% odcieków z Szadółek. W każdej kolejnej próbce oczyszczonej mieszaniny uzyskano stężenie nie przekraczające 1 mg N-NH₄/dm³. Uzyskana redukcja stężenia N-NH₄ była bardzo wysoka i wynosiła średnio około 99%. Wysokie wartości stężenia TN w odpływie, przekraczające wartość dopuszczalną - 10 mg N/dm³, wynikały z wysokiego stężenia azotu azotanowego (V) w odpływie, które zmieniało się w zakresie od 6,64 do 19,10 mg N-NO₃/dm³ (tabela I/67 - załącznik). Stężenie azotu organicznego w oczyszczonej mieszaninie ścieków z 1% dodatkiem odcieków z Szadółek wahało się w zakresie od 1,32 do 7,08 mg N_{org}/dm³, ze średnią wartością równą 4,08 mg N_{org}/dm³ (tabela I/68 - załącznik). Wartość redukcji stężenia N_{org} była identyczna jak podczas oczyszczania mieszaniny z 0,5% dodatkiem odcieków z Szadółek.

Stężenie fosforu ogólnego w odpływie z modelu A2/O oczyszczającego mieszaninę ścieków z 1% dodatkiem odcieków z Szadółek zmieniało się w zakresie od 0,20 do 1,64 mg P/dm³, natomiast fosforu fosforanowego - od 0,08 do 1,41 mg P-PO₄/dm³ (tabela I/69 - załącznik). Przekroczenia wartości dopuszczalnej wynoszącej 1 mg P/dm³ (Dz. U. nr 137, poz. 984) były nieznaczne (rys. 7.32.). Średnia efektywność usuwania TP i P-PO₄ była wysoka i wynosiła odpowiednio 92% i 93%.

Stężenie BZT₅ w oczyszczonej mieszaninie ścieków z 1% dodatkiem odcieków wynosiło od 2,00 do 10,10 mg O₂/dm³ (tabela I/70 - załącznik). W przypadku ChZT_{Cr} stężenie w odpływie wahało się w zakresie od 14,81 do 69,62 mg O₂/dm³ (tabela I/70 - załącznik). Na rysunkach 7.34. oraz 7.35. można zauważyć iż 1% dodatek odcieków z Szadółek nie spowodował obniżenia efektywności usuwania stężenia BZT₅ oraz ChZT_{Cr}, a dodatkowo ich stężenie w odpływie było poniżej maksymalnych wartości obligatoryjnych (Dz. U. nr 137, poz. 984).

3% dodatek odcieków z Szadółek do ścieków spowodował wzrost w mieszaninie surowej przewodności oraz stężenia chlorków, odpowiednio o 0,24 mS/cm, oraz 29,19 mg Cl⁻/dm³ (wartości średnie) na wejściu do modelu A2/O. Wzrost stężenia azotu amonowego, a zarazem azotu ogólnego w wyniku 3% dodatku odcieków do ścieków wynosił odpowiednio 15,91 N-NH₄/dm³ i 11,22 mg N/dm³ (wartości średnie).

Średnia wartość pH w odpływie z układu A2/O współczyszczającego ścieki z 3% dodatkiem odcieków z Szadółek, wynosiła 7,89 (tabela I/71 - załącznik). Przewodność mieszaniny oczyszczonej z 3% dodatkiem odcieków z Szadółek zmieniała się w zakres od 1,27 do 1,51 mS/cm. Stężenie chlorków w odpływie wynosiło od 113,45 do 175,85 mg Cl⁻/dm³. Wielkość redukcji ich stężenia była niższa niż podczas oczyszczania ścieków bez dodatku odcieków o około 15 mg Cl⁻/dm³, a także niższa niż podczas oczyszczania mieszaniny ścieków z 1% dodatkiem odcieków w układzie A2/O (tabela I/71 - załącznik). Średnia wartość stężenia SO₄²⁻ na wyjściu z modelu A2/O wynosiła 58,97 mg SO₄²⁻/dm³.

Stężenie zawiesiny ogólnej w odpływie zmieniało się w zakres od 1,00 do 4,20 mg/dm³ (tabela I/72 - załącznik). Na rysunku 7.29. można zauważyć iż dodatek 3% odcieków z Szadółek nie spowodował zakłócenia w przebiegu procesu usuwania mieszaniny surowej i nie spowodował zwiększenia stężenia zawiesiny w odpływie z układu A2/O. Efektywność usuwania zawiesiny ogólnej, mineralnej i lotnej była powyżej 99% (tabela I/72 - załącznik).

Stężenie azotu ogólnego w odpływie wynosiło od 10,45 do 22,99 mg N/dm³ (tabela I/73 - załącznik). Redukcja stężenia TN w mieszaninie ścieków z 3% dodatkiem odcieków wynosiła od 78% do maksymalnie 92%. Zwraca uwagę nieznaczny wzrost stężenia TN w odpływie po zwiększeniu dodatku odcieków z 1% do 3%. Średnio był to wzrost zaledwie o około 1% (rys. 9.30.). Stężenie N-NH₄ w odpływie z układu wynosiło od 0,018 do 1,010 mg N-NH₄/dm³ (tabela I/73 - załącznik). Dane przedstawione na rysunku 7.31. dowodzą, iż dodatek 3% odcieków z Szadółek nie spowodował zakłócenia przebiegu procesu nityfikacji, której efektywność wynosiła około 99%. Natomiast wpływ na wysokie stężenie TN w odpływie z układu A2/O miała wielkość stężenia azotu azotanowego (V), która wynosiła średnio 16,52 mg N-NO₃/dm³ (tabela I/73 - załącznik). Azot organiczny stanowił niewielką część TN w odpływie - jego średnie stężenie wynosiło 2,71 mg N_{org}/dm³ (tabela I/74 - załącznik).

Stężenie fosforu ogólnego w odpływie było na poziomie od 0,05 do 3,31 mg P/dm³ (tabela I/75 - załącznik). Średnia redukcja stężenia TP w mieszaninie ścieków z 3% dodatkiem odcieków wynosiła 79,63%. Stężenie TP w odpływie wzrosło w wyniku

zwiększenia objętości odcieków z 1% do 3% (rys. 7.32.). Powodem takiej sytuacji mogło być zwiększone stężenie N-NO₃ w odpływie z układu A2/O, co powodowało przenoszenie azotu azotanowego (V) wraz z recyrkulowanym osadem czynnym do komory beztlenowej.

Stężenie BZT₅ na wyjściu z modelu A2/O podczas oczyszczania mieszaniny ścieków z 3% dodatkiem odcieków z Szadółek wahało się w zakresie od 2,00 do 5,00 mg O₂/dm³ (tabela I/76 - załącznik). Redukcja stężenia BZT₅ była wysoka i wynosiła średnio 99% (rys. 7.34.). Natomiast stężenie ChZT_{Cr} w odpływie zmieniało się w zakres od 16,87 do 45,50 mg O₂/dm³ (tabela I/76 - załącznik). Z rysunków 7.34. i 7.35. wynika, iż stężenie substancji organicznej w odpływie z układu A2/O podczas oczyszczania mieszaniny ścieków z 3% dodatkiem odcieków z Szadółek, wyrażonej jako BZT₅ i ChZT_{Cr}, spełniało najbardziej restrykcyjne wymagania określone dla ścieków odprowadzanych do wód lub ziemi (Dz. U. nr 137, poz. 984).

5% dodatek odcieków z Szadółek do ścieków z OŚ Gdańsk „Wschód” spowodował wzrost w mieszaninie surowej przewodnictwa o około 0,34 mS/cm, oraz wzrost stężenia chlorków o około 51,60 mg Cl⁻/dm³. Wzrost stężenia azotu ogólnego i azotu amonowego w dopływie do układu A2/O po dodaniu 5% odcieków nie był tak znaczący, jak w przypadku 5% dodatku odcieków z Łężyc, jednak stanowił średnio 22,75 mg N/dm³, a w przypadku azotu amonowego 22,12 mg N-NH₄/dm³.

Średnia wartość pH odpływu z układu A2/O przy 5% dodatku odcieków z Szadółek była na podobnym poziomie jak przy 3% dodatku odcieków i wynosiła 7,87 (tabela I/77 - załącznik). Przewodność mieszaniny oczyszczonej z 5% dodatkiem odcieków wynosiła od 1,31 do 1,62 mS/cm. Natomiast stężenie chlorków na wyjściu z modelu laboratoryjnego A2/O wynosiło od 141,81 do 187,19 mg Cl⁻/dm³ (tabela I/77 - załącznik) i było nieznacznie wyższe niż podczas oczyszczania mieszaniny z 3% dodatkiem odcieków. Średnia wartość siarczanów w odpływie wynosiła 60,75 mg SO₄²⁻/dm³ i była nieznacznie wyższa niż podczas oczyszczania mieszaniny z 3% dodatkiem odcieków z Szadółek (tabela I/77 - załącznik).

Na wykresie 7.29. przedstawiono stężenie zawiesiny ogólnej na wejściu i wyjściu z układu A2/O. Przedstawione dane wskazują iż 5% dodatek odcieków nie spowodował obniżenia efektywności usuwania zawiesiny ogólnej z mieszaniny ścieków z odciekami. Uzyskane stężenie zawiesiny ogólnej w odpływie wynoszące od 0,73 do 8,99 mg/dm³ (tabela I/78 - załącznik) było niższe od maksymalnych dopuszczalnych wartości (Dz. U. nr 137, poz. 984). Wysoką efektywność redukcji stężenia zawiesiny z układu A2/O w mieszaninie z 5% dodatkiem odcieków uzyskano również dla zawiesiny mineralnej i lotnej odpowiednio 98% i 99% (wartości średnie).

Stężenie azotu ogólnego w oczyszczonej mieszaninie ścieków z 5% dodatkiem odcieków wynosiło od 26,06 do 34,20 mg N/dm³, ze średnią wartością równą 31,04 mg N/dm³ (tabela I/79 - załącznik). Analiza wyników przedstawionych na rysunku 7.30. wskazuje, iż 5% dodatek odcieków spowodował wzrost stężenia TN w odpływie w porównaniu z oczyszczanymi ściekami surowymi bez dodatku odcieków, a także z mieszaniną ścieków z 0,5%, 1% i 3% dodatkami odcieków z Szadółek. Stężenie azotu amonowego w odpływie wnosilo od 0,014 do 1,210 mg N-NH₄/dm³ (tabela I/79 – załącznik; rys. 7.31.). Wysoka efektywność usuwania N-NH₄ (średnio 99%) wskazuje iż proces nityfikacji, nawet przy 5% dodatku odcieków z Szadółek przebiegał bez zakłóceń. Stężenie TN w odpływie nie osiągnęło wartości dopuszczalnych (10 mg N/dm³) (Dz. U. nr 137, poz. 984), wpływ na to miało wysokie stężeni N-NO₃ w mieszaninie oczyszczonej z 5% dodatkiem odcieków, które wynosiło od 22,20 do 29,60 mg N-NO₃/dm³ (tabela I/79 - załącznik). Oznacza to, iż proces denityfikacji przebiegał mało efektywnie. Stężenie azotu organicznego, podobnie jak przy 3% dodatku odcieków, było niewielkie w odpływie i wynosiło średnio 3,83 mg N_{org}/dm³ (tabela I/80 - załącznik).

W przypadku fosforu dodatek 5% odcieków z Szadółek spowodował wzrost stężenia zarówno azotu ogólnego jak i fosforanowego w odpływie z modelu A2/O (rys. 7.32., 7.33.). Średnia efektywność usuwania TP z mieszaniny ścieków z 5% dodatkiem odcieków wynosiła 60%, natomiast P-PO₄ - 53% (tabela I/81 - załącznik). Uzyskane stężenia TP w odpływie, wynoszące od 1,85 do 4,52 mg P/dm³, przekraczało wartości dopuszczalne dla ścieków odprowadzanych do wód lub ziemi dla oczyszczalni o RLM 100 000 i powyżej (Dz. U. nr 137, poz. 984).

Natomiast stężenie BZT₅ i ChZT_{Cr} w oczyszczonej mieszaninie ścieków z 5% dodatkiem odcieków z Szadółek nie przekraczało dopuszczalnych wartości dopuszczalnych (Dz. U. nr 137, poz. 984) (rys. 7.34., 7.35.). Redukcja stężenia BZT₅ z mieszaniny ścieków z 5% dodatkiem odcieków wynosiła średnio 99% (tabela I/82 - załącznik). Natomiast eliminacja ChZT_{Cr} była nieco niższa niż podczas oczyszczania mieszaniny z 3% dodatkiem odcieków i wynosiła 93%, przy 96% redukcji dla 3% dodatku odcieków z Szadółek. (tabela I/82).

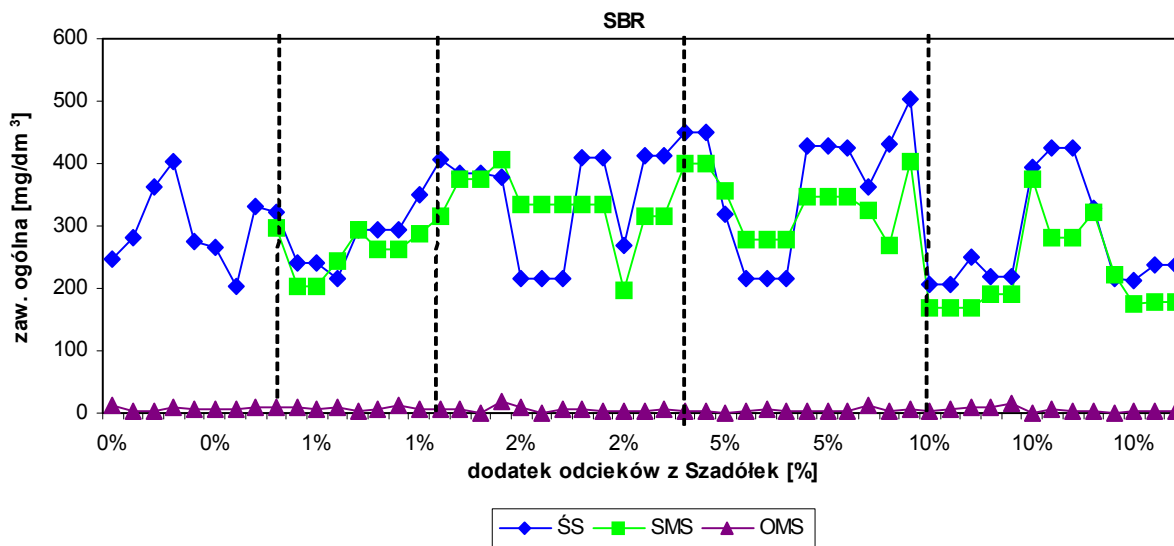
7.3.2 Układ SBR

Mieszanina ścieków i odcieków ze składowiska odpadów z ZU w Gdańsku Szadółkach poddawana była również biologicznym procesom oczyszczania w układzie SBR. Objętość odcieków współoczyszczanych ze ściekami z Miejski Oczyszczalni Gdańsk „Wschód” w układzie SBR wynosiła: 1%, 2%, 5% i 10%.

1% dodatek odcieków z Szadółek do ścieków powodował wzrost przewodnictwa elektrycznego w mieszaninie ścieków i odcieków średnio o 0,12 mS/cm w stosunku do ścieków surowych. Następował również wzrost stężenia chlorków, średnio o 0,16 mg Cl⁻/dm³. Podobnie jak w mieszaninie przy dodatku 1% odcieków do ścieków poddawanych procesom oczyszczania w układzie A2/O, także w układzie SBR następował wzrost stężenia azotu ogólnego o 3,92 mg N/dm³ (średnio). Wzrost stężenia TN związany był ze zwiększeniem się stężenia azotu amonowego w mieszaninie po dodaniu 1% dodatku odcieków z Szadółek, ponieważ odcieki charakteryzowały się wysoką zawartością N-NH₄ (tabela I/2 - załącznik). Wzrost stężenia azotu amonowego w mieszaninie surowej wynosił średnio 9,54 mg N-NH₄/dm³.

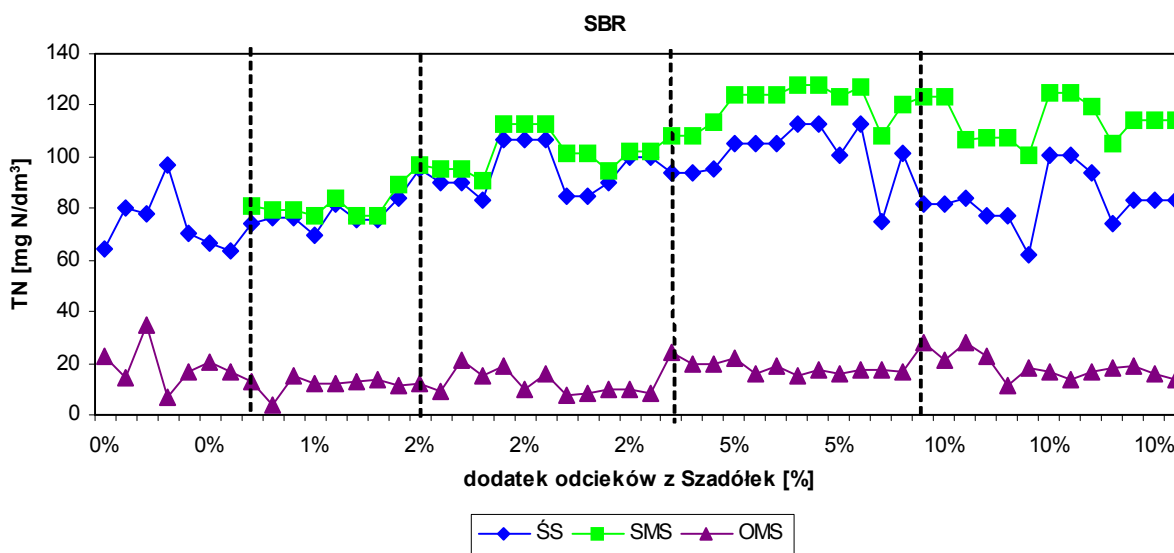
Średnia wartość pH w odpływie z układu SBR z 1% dodatkiem odcieków wynosiła 7,78. Natomiast wartość przewodnictwa mieszaniny oczyszczonej mieściła się w zakresie od 1,09 do 1,31 mS/cm (tabela I/83). Stężenie chlorków w odpływie wynosiło od 117,70 do 160,96 mg Cl⁻/dm³, zaś stopień redukcji ich stężenia wyniósł średnio około 4% i był niższy o około 5% niż podczas oczyszczania w układzie SBR mieszaniny z 1% dodatkiem odcieków z Łęczyc. Stężenie siarczanów na wyjściu z modelu SBR wahało się w granicach: 41,60 – 66,20 mg SO₄²⁻/dm³ (tabela I/83 - załącznik).

Stężenie zawiesiny ogólnej na wyjściu z modelu SBR oczyszczającego mieszaninę ścieków z 1% dodatkiem odcieków z Szadółek wahało się w zakresie od 2,80 do 12,80 mg/dm³, zawiesiny mineralnej od 0,40 do 2,60 mg/dm³, natomiast zawiesiny lotnej od 2,20 do 12,40 mg/dm³ (tabela I/84 - załącznik). Na rysunku 7.36. przedstawiono uzyskane podczas analiz wielkości stężenia zawiesiny ogólnej w odpływie z układu SBR. Wskazują one iż 1% dodatek odcieków z Szadółek nie spowodował obniżenia efektywności usuwania zawiesiny. Dodatkowo należy zauważyć iż stężenie zawiesiny ogólnej w odpływie z modelu SBR osiągało wartości obligatoryjne (Dz. U. nr 137, poz. 984).



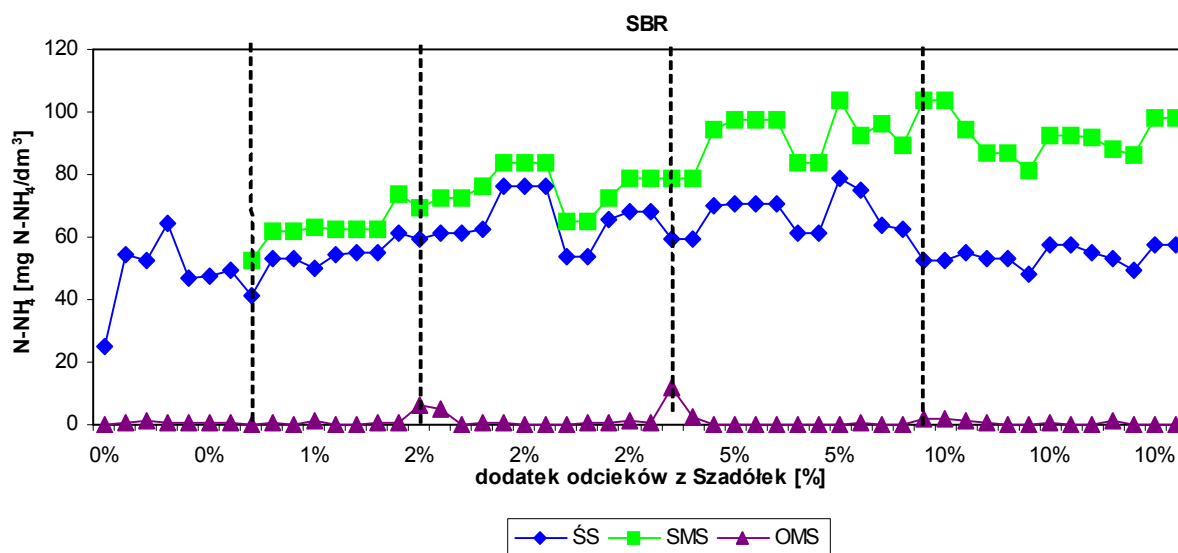
Rys. 7.36. Stężenie zawiesiny ogólnej w dopływie i odpływie z układu SBR z 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkiem odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach do ścieków (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków).

Stężenie azotu ogólnego w odpływie z układu SBR przy dodatku 1% dodatku odcieków z Szadółek oscylowało w zakresie: 3,93 – 14,81 mg N/dm³ (tabela I/85 - załącznik). Efektywność usunięcia TN z mieszaniny z 1% dodatkiem odcieków wynosiła średnio 85%. Stopień redukcji stężenia TN w układzie SBR był poniżej wartości określonej w prawie polskim (Dz. U. nr 137, poz. 984), co zostało przedstawione na rysunku 7.37.



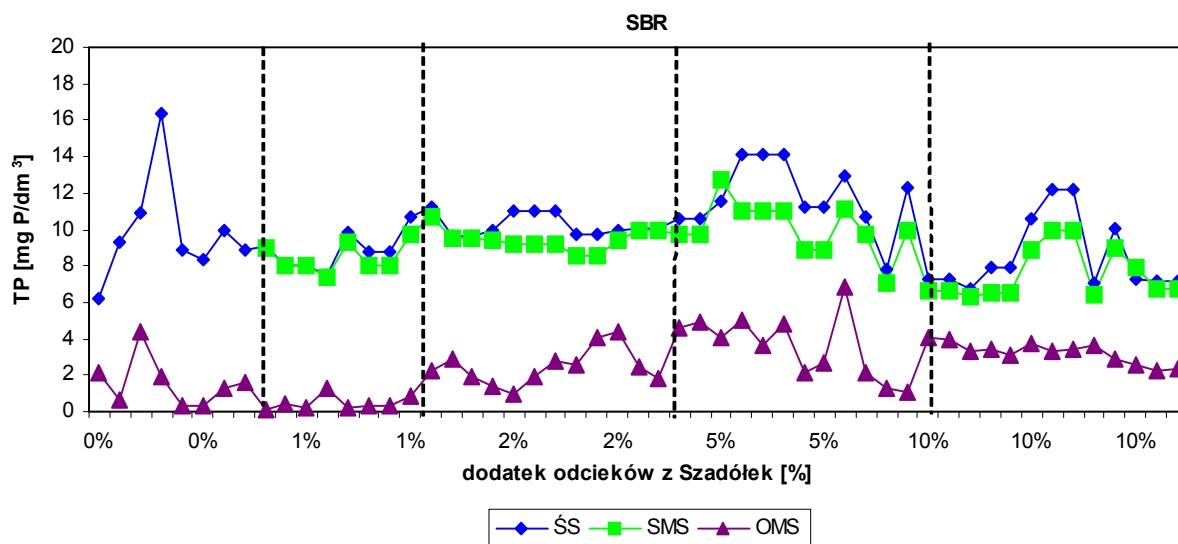
Rys. 7.37. Stężenie azotu ogólnego w dopływie i odpływie z układu SBR z 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkiem odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach do ścieków (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków).

Stężenie azotu amonowego na wyjściu z SBR wynosiło od 0,145 do 1,330 mg N-NH₄/dm³, przy uzyskanej redukcji wynoszącej średnio 99% (tabela I/85 - załącznik). Oznacza to, iż proces nityfikacji przy 1% dodatku odcieków z Szadółek przebiegał bez zakłóceń, co zostało przedstawione na rysunku 7.38. Wpływ na wielkość stężenia TN w odpływie miała uzyskana wartość stężenia azotu azotanowego (V), która wahała się od 2,15 do 12,50 mg N-NO₃/dm³ (tabela I/85 - załącznik). Redukcja stężenia azotu organicznego z mieszaniny z 1% dodatkiem odcieków z Szadółek wynosiła średnio 82%, a średnie stężenie w odpływie - 2,74 mg N_{org}/dm³ (tabela I/86 - załącznik).

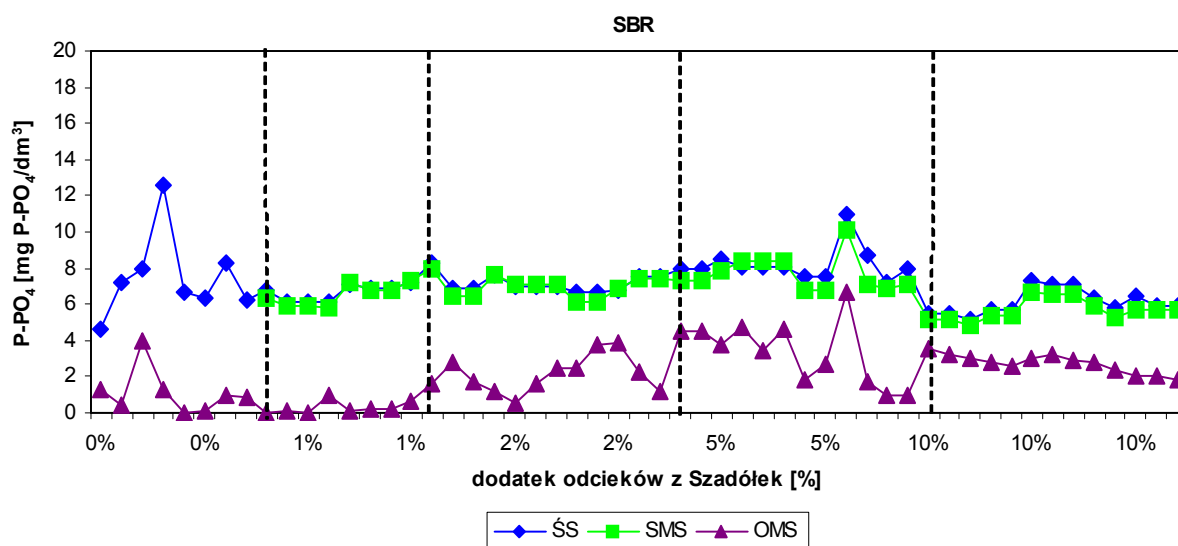


Rys. 7.38. Stężenie azotu amonowego w dopływie i odpływie z układu SBR z 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkiem odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach do ścieków (przerywane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków).

Stężenie fosforu ogólnego na wyjściu z modelu SBR oczyszczającego mieszanie ścieków z 1% dodatkiem odcieków z Szadółek mieściło się w zakresie od 0,15 do 1,33 mg P/dm³ (tabela I/87 - załącznik). Uzyskane wyniki badań przedstawione na rysunku 7.39. wskazują iż 1% dodatek odcieków z Szadółek spowodował tylko jeden raz nieznaczne, przekroczenie wartości obligatoryjnej - 1 mg P/dm³ dla ścieków odprowadzanych do wód lub ziemi. Uzyskany stopień redukcji stężenia TP wynosił średnio 94%, a P-PO₄ - 96%. Z przedstawionych danych (rys. 7.40.) wynika iż przy 1% dodatku odcieków z Szadółek w modelu SBR proces defosfatacji przebiegał efektywnie, a uzyskane w odpływie stężenie wynosiło od 0,03 do 0,94 mg P-PO₄/dm³ (tabela I/87 - załącznik).

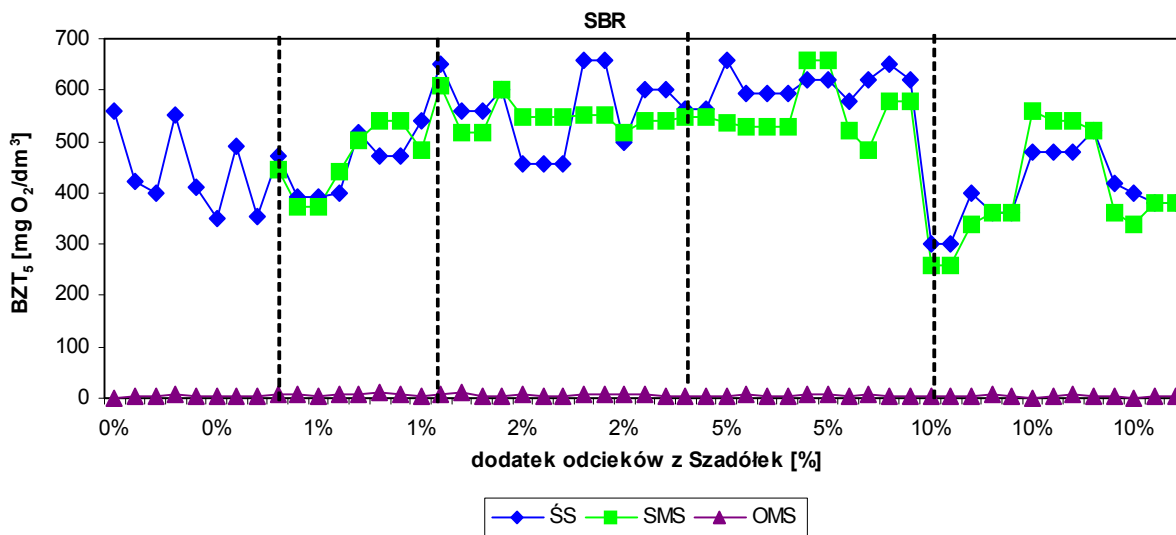


Rys. 7.39. Stężenie fosforu ogólnego w dopływie i odpływie z układu SBR z 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkiem odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach do ścieków (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków).



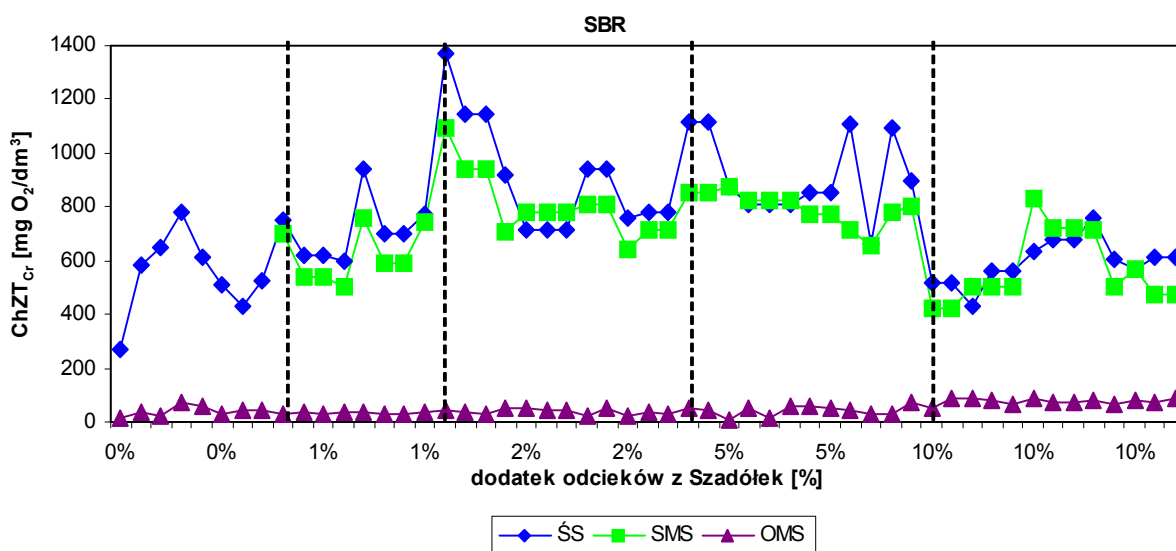
Rys. 7.40. Stężenie fosforu fosforanowego w dopływie i odpływie z układu SBR, z 0%, 1%, 1%, 5% i 10% dodatkiem odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach do ścieków (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków).

Wartość stężenia BZT_5 w oczyszczonej mieszance z 1% dodatkiem odcieków wahała się w zakresie od 4,80 do 13,00 $mg\ O_2/dm^3$ (tabela I/88 - załącznik). Efektywność usuwania BZT_5 w modelu SBR została przedstawiona na rysunku 7.41. Z danych tych wynika iż redukcja wynosi średnio 98%.



Rys. 7.41. Stężenie BZT₅ w dopływie i odpływie z układu SBR z 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkiem odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach do ścieków (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków).

Na rysunku 7.42 przedstawiono zmienność stężenia ChZT_{Cr} w odpływie z modelu SBR. Dane te pokazują, iż dodatek 1% nie spowodował wzrostu stężenia ChZT_{Cr} w odpływie z modelu SBR, które wynosiło od 29,20 do 37,00 mg O₂/dm³. Efektywność usuwania ChZT_{Cr}, podobnie jak w przypadku BZT₅, była wysoka i wynosiła średnio około 95%. Stężenia zarówno ChZT_{Cr} jak i BZT₅ w odpływie odpowiadało, najbardziej restrykcyjnym wymogom dla ścieków odprowadzanych do wód lub ziemi (Dz. U. nr 137, poz. 984).



Rys. 7.42. Stężenie ChZT_{Cr} w dopływie i odpływie z układu SBR z 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkiem odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach do ścieków (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków).

2% dodatek odcieków z Szadółek do ścieków spowodował wzrost przewodnictwa w mieszaninie surowej, średnio o 0,16 mS/cm, oraz wzrost stężenia chlorków średnio o 33,77 mg Cl/dm³. Nastąpił również wzrost stężenia azotu amonowego w dopływie średnio o 9,93 mg N-NH₄/dm³, a także co jest z tym związane azotu ogólnego średnio o 6,53 mg N/dm³.

Wartość pH mieszaniny oczyszczonej z 1% dodatkiem odcieków z Szadółek wynosiła 7,96. Wielkość przewodnictwa odpływu z układu wynosiła od 1,23 do 1,52 mS/cm (tabela I/89 - załącznik). Stężenie chlorków w odpływie nieznacznie wzrosło w porównaniu z mieszaniną oczyszczoną z 1% dodatkiem odcieków i wynosiło od 138,98 do 220,45 mg Cl/dm³ (tabela I/89 - załącznik). Podobnie sytuacja wyglądała w przypadku siarczanów, których średnie stężenie w odpływie wynosiło 68,00 mg SO₄²⁻/dm³ (dla porównania przy 1% dodatku odcieków z Szadółek - 55,11 mg SO₄²⁻/dm³).

Stężenie zawiesiny ogólnej na wyjściu z modelu SBR mieściło się w przedziale od 1,20 do 19,20 mg/dm³ (tabela I/90 - załącznik). Redukcja stężenia zawiesiny ogólnej wynosiła średnio 98%. Uzyskane wyniki analizy przedstawione na rysunku 7.36. wskazują iż przez cały okres badań z dodatkiem 2% odcieków z Szadółek, jedynie 14.01.2010 r. wystąpiło przekroczenie wartości 15 mg/dm³, dopuszczalnej dla ścieków odprowadzanych do wód lub ziemi. Efektywność usuwania zawiesiny mineralnej oraz lotnej również była wysoka i wynosiła odpowiednio 98% i 99% (wartości średnie).

Stężenie azotu ogólnego w mieszaninie oczyszczonej z 2% dodatkiem odcieków oscyloowało w przedziale 7,62 – 21,00 mg N/dm³ (tabela I/91 - załącznik), a efektywność usuwania TN wynosiła średnio 88%. Efektywność usuwania TN była na wyższym poziomie niż podczas oczyszczania mieszaniny z 2% dodatkiem odcieków z Łęczyc, o około 8%. Natomiast w porównaniu do usuwania TN z mieszaniny z 1% dodatkiem odcieków z Szadółek, średnia efektywność była wyższa o 3%, co można tłumaczyć wpracowaniem się osadu czynnego w układzie SBR. Natomiast stężenie azotu amonowego w odpływie z układu SBR zmieniało się w zakresie od 0,111 do 6,250 mg N-NH₄/dm³ (tabela I/91 - załącznik). Przedstawiona na rysunku 7.38. zmienność stężenie azotu amonowego na wejściu i wyjściu z modelu SBR wskazuje, iż jedynie na początku pracy układu z 2% dodatkiem odcieków występowało podwyższone stężenie N-NH₄. O wysokim stężeniu TN w odpływie decydowało wysokie stężenie azotu azotanowego (V), które wynosiło od 1,57 do 20,30 mg N-NO₃/dm³ (tabela I/91 - załącznik). Oznacza to, iż proces denitryfikacji przy 2% dodatku odcieków z Szadółek nie przebiegał na tyle efektywnie, żeby w odpływie uzyskać stężenie poniżej 10 mg N/dm³. Średnia efektywność usuwania azotu organicznego była nieznacznie wyższa

niż podczas oczyszczania surowej mieszaniny z 1% dodatkiem odcieków z Szadółek i wynosiła około 89% (tabela I/92 - załącznik).

Stężenie fosforu ogólnego w odpływie mieściło się w zakresie od 0,98 do 4,39 mg P/dm³ (tabela I/93 - załącznik). Należy zwrócić uwagę na spadek efektywności usuwania stężenia fosforu ogólnego i fosforanowego z mieszaniny z 2% dodatkiem odcieków z Szadółek w porównaniu z współocyszczaną mieszaniną z 1% dodatkiem odcieków (rys. 7.39., 7.40.). Średnia efektywność usuwania TP z mieszaniny z 2% dodatkiem odcieków z Szadółek wynosiła 74% i była niższa o 20% niż podczas oczyszczania mieszaniny z 1% dodatkiem odcieków z Szadółek (tabela I/87 i I/93 - załącznik). Natomiast średnia efektywność usuwania P-PO₄ wynosiła 69% i w porównaniu ze średnią efektywnością usuwania P-PO₄ z mieszaniny z 1% dodatkiem odcieków z Szadółek była niższa o 27% (tabela I/87 i I/93 - załącznik).

Średnia wartość redukcji stężenia BZT₅ i ChZT_{Cr} była na takim samym poziomie, jak podczas oczyszczania mieszaniny z 1% dodatkiem odcieków i wynosiła odpowiednio 99% i 95% (tabela I/94 - załącznik). Uzyskana wielkość stężenia BZT₅ w odpływie z układu SBR wynosiła od 3 do 10 mg O₂/dm³, a ChZT_{Cr}- od 23,30 do 53,00 mg O₂/dm³. Warto podkreślić, iż odpływ z SBR z 2% dodatkiem odcieków odpowiada pod względem stężenia BZT₅ i ChZT_{Cr} wytycznym określonym dla odprowadzanych ścieków do wód lub ziemi (Dz. U. nr 137, poz. 984) (rys. 7.41, 7.42. - załącznik).

5% dodatek odcieków z Szadółek do ścieków z OŚ Gdańsk „Wschód” powodował, w porównaniu ze ściekami surowymi, wzrost przewodności średnio o 0,40 mS/cm oraz stężenia chlorków średnio o 55,07 mg Cl/dm³. Wzrost stężenia TN w wyniku dodania 5% odcieków z Szadółek wynosił średnio 18,55 mg N/dm³, a azotu amonowego średnio 24,18 mg N-NH₄/dm³.

Średnia wartość pH odpływu z układu SBR z 5% dodatkiem odcieków była niższa o 1,21 niż podczas oczyszczania mieszaniny z 2% dodatkiem odcieków i wynosiła 6,75. Wartość przewodnictwa mieszaniny oczyszczonej wynosiła od 1,35 do 1,71 mS/cm (tabela I/95 - załącznik). Średnie stężenie chlorków w odpływie z SBR osiągnęło wartość niemal identyczną, jak podczas oczyszczania mieszaniny z 2% dodatkiem odcieków i wynosiło 164,15 mg Cl/dm³ (tabela I/95 - załącznik). Stężenie siarczanów w oczyszczonej mieszaninie ścieków mieściło się w zakresie od 49,20 do 73,60 mg SO₄²⁻/dm³ (tabela I/95 - załącznik), zaś stopień jego redukcji wyniósł średnio 63%. Oznacza to iż dodatek 5% odcieków nie spowodował obniżenia efektywności usuwania tego parametru w układzie SBR.

Stężenie zawiesiny ogólnej w odpływie z SBR przyjmowało wartości od 1,43 do 13,00 mg/dm³ (tabela I/96 - załącznik). 5% dodatek odcieków nie spowodował wzrostu stężenia zawiesiny w odpływie (rys. 7.36.). Średnia efektywność usuwania zawiesiny ogólnej wynosiła około 99%, zawiesiny lotnej około 98%, a mineralnej 99% (tabela I/96 - załącznik).

Stężenie azotu ogólnego w odpływie z modelu SBR oczyszczającego mieszaninę ścieków z 5% dodatkiem odcieków mieściło się w zakresie 15,21 do 23,84 mg N/dm³ (rys. 7.37.). 5% dodatek odcieków spowodował wzrost stężenia TN na wyjściu z modelu SBR. Efektywność usuwania TN wynosiła średnio 85% i była niższa o 3% niż podczas oczyszczania mieszaniny z 2% dodatkiem odcieków (tabela I/91 i I/97 - załącznik). Stężenie azotu amonowego na wyjściu z modelu wynosiło od 0,021 do 12,00 mg N-NH₄/dm³ (tabela I/97). Wyniki badań pokazują (rys. 7.38.) iż 5% dodatek odcieków z Szadółek powodował zakłócenie procesu nityfikacji jedynie na początku pracy modelu z 5% dodatkiem (4 dni), a po okresie wpracowania osadu czynnego w modelu efektywność usuwania N-NH₄ wynosiła ponad 99%. Wysokie stężenie TN w odpływie generowane było wysokim stężeniem azotu azotanowego (V), które wahało się w granicach od 1,34 do 16,10 mg N-NO₃/dm³, a także pojawieniem się w odpływie azotu azotanowego (III), którego stężenie zmieniało się w zakresie 0,10 – 8,57 mg N-NO₂/dm³, z średnią wartością 6,02 mg N-NO₂/dm³ (tabela I/97 - załącznik). Natomiast stężenie azotu organicznego w odpływie wynosiło średnio 4,16 mg N_{org}/dm³ (tabela I/98 - załącznik).

Stężenie fosforu ogólnego w odpływie z układu SBR było na poziomie od 1,10 do 6,87 mg P/dm³ (tabela I/99 - załącznik). Porównanie uzyskanych danych w badaniach z 5% oraz 2% dodatkiem odcieków z Szadółek wskazuje, iż dodatek 5% odcieków spowodował zakłócenia w procesie defosfatacji i wzrost stężenia TP w odpływie (rys. 7.39.). Stopień redukcji stężenia TP wyniósł średnio 65% i był niższy o 9% niż przy oczyszczaniu mieszaniny z 2% dodatkiem odcieków. Również niższy był stopień redukcji stężenia P-PO₄, który średnio wyniósł 58% (tabela I/99 - załącznik).

Stężenie BZT₅ w odpływie zmieniało się w przedziale 3,00 do 8,00 mg O₂/dm³ (tabela I/100 - załącznik). Efektywność usuwania BZT₅ z mieszaniny z 5% dodatkiem odcieków była wysoka i wynosiła średnio 99%. Również redukcja ChZT_{Cr} była wysoka i wynosiła 95% (tabela I/100 - załącznik). Warto zauważyć (rys. 7.41., 7.42.), że 5% dodatek odcieków z Szadółek nie spowodował zwiększenia stężenia substancji organicznej w odpływie wyrażonej jako BZT₅ oraz ChZT_{Cr}.

10% dodatek odcieków z Szadółek do ścieków z OŚ Gdańsk „Wschód” spowodował wzrost przewodności mieszaniny średnio o 0,63 mS/cm, a także wzrost stężenia chlorków średnio o 84,98 mg Cl⁻/dm³. 10% dodatek odcieków z Szadółek powodował również wzrost stężenia TN w dopływie do modelu SBR średnio o 38,68 mg N/dm³. Wielkość ta była znacznie niższa (o około 144 mg N/dm³), niż w badaniach z 10% dodatkiem z Łężyc. Następował również wzrost stężenia azotu amonowego średnio o 38,68 mg N-NH₄/dm³.

Wartość przewodnictwa w odpływie z układu SBR pracującego z mieszaniną ścieków i 10% odcieków wynosiła od 1,44 do 1,70 mS/cm (tabela I/101 - załącznik). Natomiast stężenie chlorków zmieniało się w zakresie od 148,90 do 226,90 mg Cl⁻/dm³ i średnio było wyższe o 41,67 mg Cl⁻/dm³ w porównaniu z 5% dodatkiem odcieków (tabela I/101 - załącznik). Średnie stężenie SO₄²⁻ w odpływie z SBR wynosiło 66,73 mg SO₄²⁻/dm³, z średnią redukcją 59% (tabela I/101 - załącznik).

Stężenie zawiesiny ogólnej w odpływie z modelu SBR, przy 10% dodatku odcieków z Szadółek, wynosiło od 1,20 do 14,50 mg (tabela I/102 - załącznik). Dodatek 10% nie spowodował wzrostu wartości tego parametru w odpływie z układu SBR (rys. 7.36.). Podczas prowadzonych badań uzyskano wysoką efektywność usuwania zawiesiny ogólnej, średnio 98%, a także zawiesiny mineralnej i lotnej, odpowiednio 97% i 98% (tabela I/102 - załącznik).

Stężenie azotu ogólnego w odpływie mieściło się w zakresie 11,67 – 28,35 mg N/dm³, ze średnią wartością 18,79 mg N/dm³ (tabela I/103 - załącznik). Zarówno średnia redukcja stężenia TN, wynosząca 83%, jak i wielkość stężenia TN w odpływie była na podobnym poziomie jak podczas oczyszczania mieszaniny z 5% dodatkiem odcieków z Szadółek. Wpływ na wielkość stężenia TN w odpływie, przy 10% dodatku odcieków miało, w tym przypadku stężenie azotu azotanowego (III), które wynosiło od 4,64 do 17,10 mg NO₂/dm³, a nie azotu azotanowego (V), czego należałoby się spodziewać przy właściwej pracy układu SBR. Stężenie N-NO₃ w odpływie zmieniało się w zakresie od 1,21 do 3,79 mg N-NO₃/dm³. 10% dodatek odcieków z Szadółek nie spowodował wzrostu stężenia N-NH₄ na wyjściu z modelu SBR (rys. 7.38), a uzyskana redukcja N-NH₄ była na poziomie 99% (tabela I/103 - załącznik). Stężenie azotu organicznego w odpływie SBR wynosiło średnio 5,12 mg N_{org}/dm³ (tabela I/104 - załącznik).

Stężenie fosforu ogólnego w odpływie z modelu SBR oczyszczającego mieszaninę ścieków z 10% dodatkiem odcieków zmieniało się w przedziale od 2,22 do 4,02 mg P/dm³ (tabela I/105 - załącznik). Uzyskane dane z prowadzonych badań nad 10% dodatkiem odcieków i przedstawione na rysunkach 7.39. i 7.40. pokazują, iż tak wysoki dodatek

odcieków z Szadółek nie spowodował załamania się procesu defosfatacji. Jednak stężenie fosforu uzyskane w odpływie nie osiągnęło wartości dopuszczalnych dla oczyszczalni ścieków o wielkości powyżej 100 000 RLM (DZ. U. nr 137, poz. 984).

Redukcja stężenia BZT₅ w mieszaninie ścieków z 10% dodatkiem odcieków wynosiła 99% (tabela I/106 - załącznik). Uzyskane stężenie BZT₅ w odpływie wahało się w zakresie od 1,00 do 7,00 mg O₂/dm³ (rys. 7.41.).

10% dodatek odcieków z Szadółek do ścieków spowodował wzrost stężenia ChZT_{Cr} w odpływie z modelu SBR (rys. 7.42.). Uzyskane stężenie ChZT_{Cr} wynosiło od 51,16 do 91,00 mg ChZT_{Cr}/dm³ (tabela I/106 - załącznik). Redukcji stężenia ChZT_{Cr} wynosiła około 86% i była niższa o około 8% w porównaniu z uzyskaną redukcją podczas oczyszczania mieszaniny z 5% dodatkiem odcieków z Szadółek.

7.4 Pomiar szybkości biochemicznych procesów oczyszczania ścieków i współoczyszczania ścieków z 0,5% 3% i 5% dodatkiem odcieków składowiskowych metodą osadu czynnego

Test trójfazowy (faza beztlenowa, anoksyczna, tlenowa) badający efektywność biochemicznych procesów współoczyszczania ścieków i odcieków prowadzony był dla 0%, 0,5%, 3% i 5% dodatku odcieków. W celu weryfikacji wyników badań, testy prowadzono dla tego samego materiału i przy tych samych parametrach technologicznych w dwóch reaktorach jednocześnie. Dla każdego procentowego dodatku odcieków, a także dla ścieków komunalnych wykonywano dwukrotne pomiary szybkości przebiegu procesów biochemicznych podczas prowadzonego testu dwunastogodzinnego, trójfazowego.

7.4.1 Pomiar szybkości biochemicznych procesów oczyszczania ścieków z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków Gdańsk „Wschód” metodą osadu czynnego

W przeprowadzonym testach nr 1 oraz 2 wykonywano badania nad szybkością procesów biochemicznych dla ścieków surowych z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków Gdańsk „Wschód”.

W teście nr 1 ścieki surowe pobrane do analizy z OŚ Gdańsk „Wschód” charakteryzowały się stężeniem ChZT_{Cr} wynoszącym $440 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, stężeniem azotu całkowitego na poziomie $64,3 \text{ mg N}/\text{dm}^3$ (w tym azot amonowy – $52 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$, azot azotanowy (V) – $0,573 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$ i azot azotanowy (III) – $0,209 \text{ mg N-NO}_2/\text{dm}^3$). Stężenie fosforu ogólnego ścieków surowych wynosiło $11,94 \text{ mg P}/\text{dm}^3$ (w tym fosfor fosforanowy – $8,12 \text{ mg P-PO}_4/\text{dm}^3$). Natomiast w teście nr 2 ścieki surowe charakteryzowały się stężeniem ChZT_{Cr} wynoszącym $632 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, stężeniem azotu całkowitego na poziomie $77,9 \text{ mg N}/\text{dm}^3$ (w tym azot amonowy – $59,2 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$, azot azotanowy (V) – $0,408 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$ i azot azotanowy (III) – $0,214 \text{ mg N-NO}_2/\text{dm}^3$). Stężenie fosforu ogólnego ścieków surowych wynosiło $10,2 \text{ mg P}/\text{dm}^3$ (w tym fosfor fosforanowy – $7,54 \text{ mg P-PO}_4/\text{dm}^3$).

W tabeli II/1 oraz II/2 w załączniku do niniejszego opracowania przedstawiono wyniki pomiarów poszczególnych parametrów ($\text{ChZT}_{\text{rozp.}}$, P-PO_4 , N-NO_3 , N-NO_2 , N-NH_4) w czasie prowadzenia 12-godzinnego testu trójfazowego (anaerobic/anoxic/aerobic) dla ścieków surowych pobranych z oczyszczalni „Wschód” (test nr 1 i 2). Wyniki przedstawione w tabeli II/1 (załącznik) (test nr 1) wskazują, iż podczas prowadzenia fazy beztlenowej nastąpiło uwolnienie fosforanów zwiększając ich stężenie z $11,300$ do $18,200 \text{ mg P-PO}_4/\text{dm}^3$ (reaktor I) i z $11,800$ do $18,700 \text{ mg P-PO}_4/\text{dm}^3$ (reaktor II), przy ubytku ChZT - $54,1 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ (reaktor I) i

50,2 mg O_2/dm^3 (reaktor II). Natomiast w teście nr 2 (tabela II/2 - załącznik) w fazie beztlenowej nastąpiło uwolnienie fosforanów, powodując ich wzrost stężenia z wartości 9,770 do 33,00 mg $P-PO_4/dm^3$ (reaktor I) i z 9,850 do 32,900 mg $P-PO_4/dm^3$ (reaktor II), przy ubytku ChZT - 50,3 mg O_2/dm^3 (reaktor I) i 54,3 mg O_2/dm^3 . W fazie anoksydacyjnej w teście nr 1 usuniętych zostało 10,5 mg $P-PO_4/dm^3$ (reaktor I) i 10,73 mg $P-PO_4/dm^3$ (reaktor II), a w teście nr 2 - 19,5 mg $P-PO_4/dm^3$ (reaktor I) i 19,90 mg $P-PO_4/dm^3$ (reaktor II), przy jednoczesnej redukcji azotanów (V) (denitryfikacja) wynoszącej 10,5 mg $N-NO_3/dm^3$ (reaktor I) i 10,34 mg $N-NO_3/dm^3$ (reaktor II) w teście nr 1, oraz 16,18 mg $N-NO_3/dm^3$ i 15,46 mg $N-NO_3/dm^3$ w teście nr 2 (tabela I/1, rys. II/4 – A,B i II/10 – A,B).

W teście nr 1 (tabela II/1 - załącznik) zwraca uwagę wzrost stężenia azotu azotanowego (III) w fazie tlenowej - w reaktorze I, pomiędzy 420, a 600 minutą, zaś w reaktorze II do 540 minuty, po czym zaczyna obniżać się, osiągając na końcu testu (po 720 min) wartość 0,010 mg $N-NO_2/dm^3$ (reaktor I) i 0,009 mg $N-NO_2/dm^3$ (reaktor II). Natomiast w teście nr 2 (tabela II/2 - załącznik) wzrost stężenia $N-NO_2$ wystąpił w 360 minucie prowadzonego testu, po czym następował niewielki spadek z wartości 1,060 i 1,130 mg $N-NO_2/dm^3$ do wartości odpowiednio 0,822 i 0,800 mg $N-NO_2/dm^3$. W 540 minucie nastąpił ponowny wzrost stężenia $N-NO_2$, osiągając najwyższą wartość w 660 minucie - 3,300 mg $N-NO_2/dm^3$ (reaktor II) i 3,252 mg $N-NO_2/dm^3$ (reaktor I). Na końcu prowadzonego testu 12-godzinnego stężenie $N-NO_2$ nie przekraczało w obu reaktorach wartości 0,007 mg $N-NO_2/dm^3$ (tabela II/2 - załącznik).

W fazie tlenowej usunięto około 27 mg $N-NH_4/dm^3$ w teście nr 1, oraz około 40 mg $N-NH_4/dm^3$ podczas testu nr 2 (tabela II/1 i II/2 - załącznik).

Uzyskane dane doświadczalne pozwoliły na obliczenie następujących wielkości: szybkość poboru fosforanów w fazie anoksydacyjnej (z ang. anoxic phosphate uptake) - PUR_{AX} , szybkość poboru fosforanów w fazie tlenowej (z ang. aerobic phosphate uptake) - PUR_{AE} , szybkość uwalniania fosforanów w fazie beztlenowej (z ang. phosphate release) - PRR , szybkość denitryfikacji w fazie beztlenowej (z ang. anaerobic nitrate utilization) - NUR_{AN} , szybkość denitryfikacji w fazie anoksydacyjnej (z ang. anoxic nitrate utilization) - NUR_{AX} , szybkość produkcji azotanów (V) w fazie tlenowej (z ang. aerobic nitrate production) - NUR_{AE} , szybkość nityfikacji (z ang. ammonia utilization) - AUR , stosunek $\Delta ChZT:\Delta N$ w ściekach surowych pobranych z OŚ Gdańsk „Wschód” oraz ilość uwalnianego fosforu w stosunku do pobranego $ChZT_{Cr}$ w fazie beztlenowej - $\Delta P_{uwalnianego}:\Delta ChZT$. Wartości szybkości poszczególnych

procesów przedstawiono w tabeli 7.1. Dokumentację wyników pomiarów dla ścieków surowych bez dodatku odcieków przedstawiono w załączniku na rysunkach II/1–II/12.

Tabela 7.1. Szybkość procesów poboru/uwalniania fosforu, denitryfikacji i nitryfikacji oraz stosunek $\Delta P_{uw}:\Delta ChZT$, $\Delta ChZT:\Delta N$ w ściekach surowych pobranych z OŚ Gdańsk „Wschód”.

| Miejsce poboru ścieków | Miejska Oczyszczalnia Ścieków "Wschód" w Gdańsku | | | |
|---|---|------|------------|------|
| | 20.11.2009 | | 02.12.2009 | |
| Data | 0% | | | |
| Dodatek odcieków | 0% | | | |
| Reaktor | I | II | I | II |
| PUR _{AX} [g P/kg _{s.m.o.} ·h] | 1,46 | 1,51 | 2,19 | 2,13 |
| PUR _{AE} [g P/kg _{s.m.o.} ·h] | 1,92 | 1,99 | 2,84 | 2,62 |
| PRR [g P/kg _{s.m.o.} ·h] | 1,94 | 1,97 | 5,28 | 4,99 |
| NUR _{AX} [g N/kg _{s.m.o.} ·h] | 1,24 | 1,47 | 1,83 | 1,67 |
| NUR _{AE} [g N/kg _{s.m.o.} ·h] | 3,25 | 3,27 | 2,95 | 2,85 |
| AUR [g N/kg _{s.m.o.} ·h] | 3,85 | 3,86 | 3,57 | 3,42 |
| $\Delta P_{uw}:\Delta ChZT$ [gP/gChZT] | 0,13 | 0,14 | 0,48 | 0,43 |
| $\Delta ChZT:\Delta N$ [g ChZT/g N] | 6,8 | | 8,1 | |

W trakcie prowadzonego testu ze ściekami surowymi pochodzącymi z OŚ Gdańsk „Wschód”, dla których stosunek $\Delta ChZT:\Delta N$ wynosił 6,8 g ChZT/g N (test nr 1) oraz 8,1 g ChZT/g N (test nr 2), wartość NUR_{AX} w reaktorze I wyniosła 1,24 g N/kg_{s.m.o.}·h, a w reaktorze II 1,47 g N/kg_{s.m.o.}·h w teście nr 1 (tabela 7.1., rys. II/1 – A,B - załącznik), natomiast w teście nr 2 wartość NUR_{AX} w reaktorze I wyniosła 1,83 g N/kg_{s.m.o.}·h, a w reaktorze II 1,67 g N/kg_{s.m.o.}·h (tabela 7.1., rys. II/7 – A,B - załącznik). Wartość NUR_{AE} w teście nr 1 wyniosła 3,25 i 3,27 g N/kg_{s.m.o.}·h, odpowiednio w reaktorze I i II, natomiast w teście nr 2 - 2,95 i 2,85 g N/kg_{s.m.o.}·h (tabela 7.1.; rys. II/1 – A,B, oraz II/7 – A,B - załącznik).

Szybkość uwalniania fosforanów w fazie beztlenowej – PRR wyniosła w teście nr 1 - 1,94 g P/kg_{s.m.o.}·h (reaktor I) oraz 1,97 g P/kg_{s.m.o.}·h (reaktor II), natomiast w teście nr 2 była wyższa i wyniosła odpowiednio dla reaktora I – 5,28 i II - 4,99 P/kg_{s.m.o.}·h (tabela 7.1.; rys. II/2 – A,B, II/8 – A,B - załącznik). Szybkość poboru fosforanów w fazie anoksydacyjnej - PUR_{AX} wahała się w granicach 1,46 – 2,19 g P/kg_{s.m.o.}·h, dla ścieków ze „Wschodu” (test nr 1 i 2). Natomiast szybkość poboru fosforanów w fazie tlenowej - PUR_{AE} zmieniała się w zakresie od 1,92 do 2,84 g P/kg_{s.m.o.}·h (tabela 7.1.; rys. II/2 – A,B, II/8 - A,B - załącznik).

Szybkość nitryfikacji – AUR, zarówno w 1, jak i 2 teście była na zbliżonym poziomie i wyniosła odpowiednio 3,85 g N/kg_{s.m.o.}·h (reaktor I) i 3,86 g N/kg_{s.m.o.}·h (reaktora II) oraz 3,57 g N/kg_{s.m.o.}·h (reaktor I) i 3,42 g N/kg_{s.m.o.}·h (reaktor II) (tabela 7.1.; rys. II/3 – A,B; II/9 – A,B - załącznik).

W załączniku na rysunkach II/5 – A,B, oraz II/11 – A,B przedstawiono dokumentację wyników pomiarów *on-line* w czasie trwania testu trójfazowego pH, oraz redox. Uzyskane wartości zarówno w teście nr 1, jak i nr 2 były na zbliżonym poziomie. Wartość potencjału redox wzrastała w fazie tlenowej z wartości około -150 mV do około +150 mV. W fazie anoksydacyjnej następował nieznaczny wzrost pH, a w fazie aerobowej niewielki spadek pH, dotyczy to zarówno testu nr 1, jak i 2 (rys. II/5-A,B, II/11-A,B - załącznik). Temperatura ustabilizowała się na poziomie 20°C po około 60 min trwania testu (rys. II/6-A,B; II/12-A,B - załącznik). Po włączeniu dyfuzorów tlenu (po 360 min), następowała regulacja tlenu rozpuszczonego, za pomocą sond tlenowych na poziomie 6 mg O₂/dm³. Odchylenia pojedynczych pomiarów od wartości zadanej, które można zauważyć na rysunkach II/6-A,B i II/12-A,B w załączniku, były spowodowane awarią sond tlenowych.

7.4.2 Pomiar szybkości biochemicznych procesów współczyszczania ścieków z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków Gdańsk „Wschód” z 0,5%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach metodą osadu czynnego

o 0,5% dodatek odcieków

Badaniom szybkości procesów współczyszczania ścieków z OŚ Gdańsk „Wschód” z 0,5% dodatkiem odcieków ze składowiska odpadów w Łężycach poświęcone były testy nr 3 i 4.

W teście nr 3 mieszanina ścieków z 0,5% dodatkiem odcieków ze składowiska w Łężycach charakteryzowała się stężeniem azotu ogólnego na poziomie 129 mg N/dm³, stężeniem azotu amonowego na poziomie 95,7 mg N-NH₄/dm³. Zawartość substancji organicznej, wyrażonej jako ChZT_{Cr}, była wysoka i wynosiła 1017 mg O₂/dm³. Natomiast stężenie fosforu ogólnego wynosiło 11,2 mg P/dm³, a fosforu fosforanowego 9,43 mg P-PO₄/dm³. Stosunek ΔChZT:ΔN w tej mieszaninie wynosił 7,9 (tabela 7.2.).

W tabeli II/3 w załączniku, przedstawiono wyniki analiz pomiarów poszczególnych parametrów w teście nr 3. Podczas trwania fazy beztlenowej następowało uwalnianie fosforanów, co spowodowało wzrost ich stężenia z wartości początkowej 7,4 mg P-PO₄/dm³ (RI i RII) do wartości 24,3 mg P-PO₄/dm³ (reaktor I) i 24,7 mg P-PO₄/dm³ (reaktor II) (tabela II/3 - załącznik). Jednocześnie zwraca uwagę wysokie stężenie N-NO₃ (12,00 mg N-NO₃/dm³ – RI i 13,10 mg N-NO₃/dm³ – RII) w próbkach pobranych po 2 minutach od rozpoczęcia testu, które spowodowane było skumulowanym stężeniem N-NO₃ w osadzie czynnym pobranym z modelu laboratoryjnego A2/O (tabela II/3 - załącznik). Wyniki przedstawione na rysunkach II/16-A i II/16-B w załączniku wskazują, iż w fazie beztlenowej przy jednoczesnym uwalnianiu P-PO₄ następowała redukcja

stężenia N-NO₃. Szybkość uwalniania fosforanów - PRR w fazie beztlenowej wynosiła odpowiednio dla reaktora I i II - 4,18 i 4,23 g P/kg_{s.m.o.}·h (tabela 7.2.; rys. II/14-A,B - załącznik), przy jednoczesnej szybkości redukcji N-NO₃ wynoszącej - 2,64 g N/kg_{s.m.o.}·h i 2,94 g N/kg_{s.m.o.}·h odpowiednio w reaktorze I i II. Ubytek ChZT w fazie beztlenowej testu nr 3 był bardzo wysoki i wynosił 123,6 mg O₂/dm³ i 135,6 mg O₂/dm³. Oznacza to, iż zarówno w reaktorze I, jak i II wykorzystano ponad 50% całkowitego ChZT znajdującego się na początku testu w układzie. Można zatem założyć, iż była to substancja szybko/łatwo biodegradowalna.

W fazie anoksydacyjnej testu nr 3 usuniętych zostało 7 mg P-PO₄/dm³ (RI), oraz 7,2 mg P-PO₄/dm³ (RII), przy jednoczesnym ubytku N-NO₃ wynoszącym 14,52 mg N-NO₃/dm³ (RI) i 14,53 mg N-NO₃/dm³ (RII) (rys. II/16-A,B - załącznik). Szybkość poboru fosforanów w fazie anoksydacyjnej wynosiła 0,83 g P/kg_{s.m.o.}·h (RI) i 0,85 g P/kg_{s.m.o.}·h (RII) (tabela 7.2.; rys. II/14-A,B - załącznik), a szybkość pobierania azotu azotanowego (V) – NUR_{AX} – odpowiednio 1,45 g N/kg_{s.m.o.}·h i 1,53 g N/kg_{s.m.o.}·h (tabela 7.2.; rys. II/13-A,B - załącznik) Ubytek ChZT w fazie anoksydacyjnej w teście nr 3 wynosił w RI - 18,5 mg O₂/dm³, a w RII - 15,3 mg O₂/dm³ (tabela II/3 - załącznik).

Podczas fazy tlenowej nastąpiło niemal całkowite utlenienie N-NH₄ z wartości stężenia początkowego - 53,2 mg N-NH₄/dm³ do wartości 0,00 mg N-NH₄/dm³ (RI) oraz z 52,4 mg N-NH₄/dm³ do 0,016 mg N-NH₄/dm³ (RII). Szybkość nitryfikacji w reaktorze I wynosiła 3,72 g N/kg_{s.m.o.}·h, a w II - 4,43 g N/kg_{s.m.o.}·h (tabela 7.2., rys. II/15-A,B - załącznik). Dodatkowo należy zwrócić uwagę, iż w reaktorze I po 12 h testu stężenie N-NO₂ wynosiło 6,050 mg N-NO₂/dm³, a w reaktorze II 0,000 mg N-NO₂/dm³ (tabela II/3 - załącznik).

W teście nr 4 mieszanina ścieków z 0,5% dodatkiem odcieków z Łęczyc poddawana procesom oczyszczania charakteryzowała się stężeniem substancji organicznej wyrażonej jako ChZT_{Cf} na poziomie 880 mg O₂/dm³. Stężenie azotu ogólnego w mieszaninie wynosiło 115 mg N/dm³ (w tym: azot amonowy - 88,9 mg N-NH₄/dm³, azot azotanowy (V) - 0,951 mg N-NO₃/dm³, azot azotanowy (III) - 0,231 mg N-NO₂/dm³), a stężenie fosforu ogólnego 12,4 mg P/dm³ (w tym: fosfor fosforanowy - 9,65 mg P-PO₄/dm³). Stosunek ΔChZT:ΔN w mieszaninie z 0,5% dodatkiem odcieków z Łęczyc w teście nr 4 wynosił 7,7 (tabela 7.2.).

W tabeli II/4 przedstawiono dokumentację wyników doświadczalnych uzyskanych podczas prowadzenia testu nr 4, z mieszaniną ścieków z 0,5% dodatkiem odcieków z Łęczyc.

Podczas prowadzonej fazy beztlenowej nastąpiło wydzielenie fosforanów, skutkujące wzrostem ich stężenia z 10,8 mg P-PO₄/dm³ do 34,2 mg P-PO₄/dm³ (RI), oraz z 10,9 mg P-PO₄/dm³ do 34,5 mg P-PO₄/dm³ (RII), przy ubytku ChZT_{Cr}, wynoszącym odpowiednio 84 mg O₂/dm³ i 87 mg O₂/dm³ (tabela II/4; rys. II/19-A,B - załącznik). Szybkość PRR w reaktorze I wynosiła 6,02 g P/kg_{s.m.o.}·h, a w reaktorze II 6,17 g P/kg_{s.m.o.}·h (tabela 7.2.).

Po 120 min trwania testu dodano KNO₃ w celu podniesienia stężenia N-NO₃ w reaktorach o 20 mg N-NO₃/dm³ i rozpoczęto fazę anoksydacyjną, w której ubytek azotu azotanowego (V) wynosił 17,303 mg N-NO₃/dm³ (RI), oraz 16,652 mg N-NO₃/dm³ (RII), przy szybkości usuwania N-NO₃ równej 2,20 g N/kg_{s.m.o.}·h (RI) i 2,16 g N/kg_{s.m.o.}·h (RII) (tabela 7.2., rys. II/19-A,B - załącznik). Należy zwrócić uwagę, iż w pierwszych dwóch godzinach fazy anoksydacyjnej podczas usuwania N-NO₃ (denitryfikacja), następowało dalsze uwalnianie P-PO₄, które mogło być spowodowane zbyt wysokim stężeniem związków organicznych łatwo rozkładalnych wyrażonych jako ChZT (tabela II/4 - załącznik; rys. II/20-A,B - załącznik). Usuwanie P-PO₄ w fazie anoksydacyjnej rozpoczęło się od 240 min testu nr 4. Szybkość usuwania fosforanów wynosiła 1,24 g P/kg_{s.m.o.}·h (RI) oraz 1,42 g P/kg_{s.m.o.}·h (RII), podczas gdy szybkość usuwania azotanów (V) w tej fazie wynosiła 2,20 (RI) g N/kg_{s.m.o.}·h i 12,16 g N/kg_{s.m.o.}·h (RII) (tabela 7.2.; rys. II/19-A,B, II/20-A,B, II/22-A,B - załącznik).

W fazie tlenowej następowała redukcja stężenia N-NH₄ z wartości początkowych - 61,7 mg N-NH₄/dm³ do 20,3 mg N-NH₄/dm³ (RI), oraz z wartości - 65,4 mg N-NH₄/dm³ do 17,6 mg N-NH₄/dm³ (RII), przy uzyskanej prędkości nitryfikacji w reaktorach I i II odpowiednio 3,21 g N/kg_{s.m.o.}·h i 3,39 g N/kg_{s.m.o.}·h (tabela 7.1.; rys. II/21-A,B - załącznik). W teście nr 4 nie uzyskano w ciągu 6 h pełnej nitryfikacji, określonej stężeniem N-NH₄ poniżej 1 mg N-NH₄/dm³, jednak prędkość procesu nie odbiegała od wartości uzyskanych podczas prowadzenia testu z ściekami bez dodatku odcieków, czy testu nr 3 z 0,5% dodatkiem odcieków prowadzonym w dniu 30.06.2011 r. W fazie tlenowej, w próbkach pobranych z dwóch reaktorów wsadowych SBR w 480 min zaczęło wzrastać stężenie N-NO₂, które po 720 min wynosiło odpowiednio 7,9 mg N-NO₂/dm³ (RI) i 8,52 N-NO₂/dm³ (RII) (tabela II/4 – załącznik).

W fazie tlenowej następował dalszy ubytek fosforanów. Szybkość PUR_{AE} wnosila w reaktorze I - 1,85 g P/kg_{s.m.o.}·h, a w reaktorze II - 1,89 g P/kg_{s.m.o.}·h (tabela 7.2.; rys. II/20-A,B - załącznik). W związku z redukcją stężenia N-NH₄ w fazie tlenowej, które przechodziło w procesie nitryfikacji w N-NO₃, następował wzrost azotu azotanowego (V), a szybkość

produkcji wynosiła odpowiednio dla reaktora I i II - 3,14 g N/kg_{s.m.o.}·h i 3,05 g N/kg_{s.m.o.}·h i była niższa, niż w teście nr 3 (tabela 7.2.).

Wyniki pomiarów *on-line* pH, oraz potencjału redox w czasie trwania testu trójfazowego nr 3 i 4 dla mieszaniny ścieków z 0,5% dodatkiem odcieków przedstawiono na rysunkach II/17-A,B i II/23-A,B w załączniku. W fazie anoksydacyjnej następował nieznaczny wzrost pH, a w fazie aerobowej niewielki spadek pH, dotyczy to zarówno testu nr 3 jak i 4. Wartość potencjału redox wzrastała w fazie tlenowej z wartości około -200 mV do około +150 mV (rys. II/17-A,B, II/23-A,B). Na wykresach II/18-A,B oraz II/24-A,B w załączniku, przedstawiono wyniki pomiarów *on-line* wartości temperatury oraz stężenia tlenu rozpuszczonego w obu reaktorach dla testów nr 3 i 4. Temperatura ustabilizowała się na poziomie 20°C po około 60 min trwania testu. Po zakończeniu fazy beztlenowej uruchomiono system napowietrzania reaktorów. Zarówno w teście nr 3 jak i 4 w reaktorze I w wyniku problemów z sondą pomiarową wystąpił problem z ustabilizowaniem się stężenia tlenu rozpuszczonego na zadanym poziomie 6 mg O₂/dm³. Wpłynęło to również na wartość potencjału redox w fazie tlenowej (RI), które również ulegało wahaniom (rys. II/17A, II/18-A, II/23A, II/24-A - załącznik).

Tabela 7.2. Szybkość procesów poboru/uwalniania fosforu, denitryfikacji i nitryfikacji oraz stosunek $\Delta P_{uw}:\Delta ChZT, \Delta ChZT:\Delta N$ w mieszaniu ścieków i odcieków z Eko Doliny w Łęczycach.

| Miejsce poboru odcieków | | Eko Dolina Sp z o. o. w Łęczycach | | | | | | | | | | | |
|---|--|-----------------------------------|------|------------|------|------------|------|------------|------|------------|------|------------|------|
| | | 30.06.2010 | | 06.07.2010 | | 11.05.2010 | | 19.05.2010 | | 30.04.2010 | | 05.05.2010 | |
| Dodatek odcieków | | 0,5% | | | | 3% | | | | 5% | | | |
| Reaktor | | I | II | I | II | I | II | I | II | I | II | I | II |
| PUR _{AX} [g P/kg _{s.m.o.} ·h] | | 0,83 | 0,85 | 1,24 | 1,42 | 0,41 | 0,38 | 0,47 | 0,40 | 0,96 | 0,81 | 0,34 | 0,35 |
| PUR _{AE} [g P/kg _{s.m.o.} ·h] | | 1,21 | 1,09 | 1,85 | 1,89 | 0,45 | 0,49 | 0,47 | 0,51 | 0,85 | 0,83 | 0,28 | 0,28 |
| PRR [g P/kg _{s.m.o.} ·h] | | 4,18 | 4,23 | 6,02 | 6,17 | 2,14 | 1,98 | 2,15 | 1,92 | 3,08 | 3,21 | 4,26 | 3,95 |
| NUR _{AX} [g N/kg _{s.m.o.} ·h] | | 1,45 | 1,53 | 2,20 | 2,16 | 0,89 | 0,91 | 1,20 | 1,13 | 2,48 | 2,37 | 1,29 | 1,76 |
| NUR _{AE} [g N/kg _{s.m.o.} ·h] | | 3,76 | 3,91 | 3,14 | 3,05 | 3,70 | 3,93 | 2,15 | 1,92 | 4,58 | 4,26 | 5,14 | 6,30 |
| NUR _{AN} [g N/kg _{s.m.o.} ·h] | | 2,64 | 2,94 | - | - | 1,09 | 2,28 | 3,50 | 3,37 | 4,53 | 4,75 | 0,36 | 0,28 |
| AUR [g N/kg _{s.m.o.} ·h] | | 3,72 | 4,43 | 3,21 | 3,39 | 3,25 | 3,38 | 4,39 | 4,52 | 6,19 | 5,62 | 5,69 | 5,62 |
| $\Delta P_{uw}:\Delta ChZT$ [gP/gChZT] | | 0,15 | 0,14 | 0,16 | 0,17 | 0,12 | 0,09 | 0,06 | 0,08 | 0,07 | 0,08 | 0,40 | 0,35 |
| $\Delta ChZT:\Delta N$ [g ChZT/g N] | | 7,9 | | 7,7 | | 4,2 | | 4,1 | | 5,1 | | 4,7 | |

o 3% dodatek odcieków

W teście nr 5 oraz 6 prowadzono badania szybkości przebiegu procesów biochemicznych podczas współczyszczania ścieków z OŚ Gdańsk „Wschód” z 3% dodatkiem odcieków ze składowiska odpadów Eko Dolina w Łężycach.

W teście nr 5 mieszanina ścieków z 3% dodatkiem odcieków ze składowiska w Łężycach charakteryzowała się stężeniem azotu ogólnego na poziomie $167,67 \text{ mg N/dm}^3$, stężeniem azotu amonowego na poziomie $146,00 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$. Stężenia azotu azotanowego (V) oraz azotu azotanowego (III) były na niskim poziomie, typowym dla ścieków komunalnych i wynosiło odpowiednio $0,786 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$, oraz $0,256 \text{ mg N-NO}_2/\text{dm}^3$. Zawartość substancji organicznej wyrażonej jako ChZT_{Cr} w mieszaninie z 3% dodatkiem odcieków wynosiła $709,00 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$. Natomiast stężenie fosforu ogólnego było na poziomie $9,51 \text{ mg P/dm}^3$, a fosforu fosforanowego na poziomie $6,84 \text{ mg P-PO}_4/\text{dm}^3$. Stosunek $\Delta\text{ChZT}:\Delta\text{N}$ w mieszaninie ścieków z 3% dodatkiem odcieków wynosił 4,2 (tabela 7.2.).

W fazie beztlenowej prowadzonego testu trójfazowego nr 5 nastąpił przyrost stężenia fosforanów o $7,3 \text{ mg P-PO}_4/\text{dm}^3$ (RI) oraz $6,6 \text{ mg P-PO}_4/\text{dm}^3$ (RII), przy ubytku ChZT_{Cr} , wynoszącym odpowiednio $61 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ oraz $76 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ (tabela II/5 - załącznik). Prędkość uwalniania fosforanów była niższa w teście nr 5, przy 3% dodatku odcieków niż przy 0,5% dodatku i wynosiła w reaktorze I – $2,14 \text{ g P/kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$ oraz w reaktorze II – $1,98 \text{ g P/kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$ (tabela 7.1.; rys. II/26-A,B - załącznik). W tabeli II/5 (załącznik) należy zwrócić uwagę na wysokie stężenie N-NO_3 na początku testu, spowodowane wysokim stężeniem azotu azotanowego w osadzie czynnym pobranym z komory tlenowej układu A2/O.

Ponieważ po 120 min trwania testu stężenie N-NO_3 było na poziomie $13,9 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$ oraz $13,3 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$, nie dodawano KNO_3 w celu podwyższenia stężenia azotu azotanowego (V) w reaktorach. Szybkość redukcji stężenia azotu azotanowego (V) w fazie anoksydacyjnej wynosiła $0,89 \text{ g N/kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$ (RI) i $0,91 \text{ g N/kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$ (RII) (tabela 7.2.; rys. II/25-A,B, II/28-A,B - załącznik), natomiast PUR_{AX} w reaktorze I - $0,41 \text{ g P/kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$, a w reaktorze II - $0,38 \text{ g P/kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$ (tabela 7.1.; rys. II/26-A,B, II/28-A,B - załącznik). Wartości te były niższe niż podczas prowadzenia testu z 0,5% dodatkiem odcieków. Ubytek substancji organicznej w fazie anoksydacyjnej w reaktorze I był na poziomie $29 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, a w reaktorze II - $16 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ (tabela II/5 - załącznik). Wysokie stężenie substancji organicznej w fazie anoksydacyjnej oraz tlenowej mogło wpływać na niższe wartości PUR_{AX} .

W fazie tlenowej nastąpiła redukcja stężenia N-NH_4 w reaktorze I o $35,9 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$, a w reaktorze II o $38,7 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$ (tabela II/5 - załącznik). Prędkość procesu nitryfikacji w teście nr 5 wynosiła $3,25 \text{ g N/kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$ (RI) i $3,38 \text{ g N/kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$ (RII) (tabela 7.2.; rys. II/27-A,B - załącznik), przy jednoczesnej szybkości produkcji N-NO_3 wynoszącej odpowiednio $3,70 \text{ g N/kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$ (RI) i $3,93 \text{ g N/kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$ (RI) (tabela 7.2.; rys. II/25-A,B - załącznik). W fazie tlenowej, następującej po anoksydacyjnej, kontynuacja poboru fosforanów odbywała się z prędkością $0,45 \text{ g P/kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$ (RI) i $0,49 \text{ g P/kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$ (RII) (rys. II/ 26-A,B - załącznik). Są to wartości znacznie niższe niż podczas usuwania fosforanów z mieszaniny ścieków z 0,5% dodatkiem odcieków.

W teście nr 6 mieszanina ścieków z 3% dodatkiem odcieków z Łęczyc charakteryzowała się stężeniem związków organicznych wynoszącym $829,00 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, stężeniem zawiesiny ogólnej na poziomie $272 \text{ mg}/\text{dm}^3$. Wartość stężenia azotu ogólnego w mieszaninie z 3% odcieków wynosiła $202,64 \text{ mg N}/\text{dm}^3$, w tym stężenie azotu amonowego – $182,00 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$, natomiast stężenie azotu azotanowego (V) i (III), było na poziomie odpowiednio $0,963 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$ i $0,221 \text{ mg N-NO}_2/\text{dm}^3$. Stężenie fosforu ogólnego w mieszaninie było na poziomie charakteryzującym ścieki komunalne i wynosiło $10,3 \text{ mg P}/\text{dm}^3$, a fosforu fosforanowego $8,16 \text{ mg P-PO}_4/\text{dm}^3$. Natomiast stosunek $\Delta\text{ChZT}:\Delta\text{N}$ w mieszaninie ścieków z 3% dodatkiem odcieków z Łęczyc w teście nr 6 wyniósł 4,1 (tabela 7.2.).

W tabeli II/6 przedstawiono wyniki poszczególnych pomiarów podczas prowadzonego testu na szybkość przebiegu procesów nitryfikacji, denitryfikacji i defosfatacji. Wskazują one iż w fazie beztlenowej wydzielonych zostało $8,29 \text{ mg P-PO}_4/\text{dm}^3$ w reaktorze I, a w reaktorze II – $7,43 \text{ mg P-PO}_4/\text{dm}^3$, przy jednoczesnym ubytku związków organicznych odpowiednio $109 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ i $98 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ (tabela II/6 - załącznik). Szybkość PRR wynosiła $2,15 \text{ g P/kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$ (RI) i $1,98 \text{ g P/kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$ (RII) (tabela 7.1., rys. II/32-A,B - załącznik). W tabeli II/6 zwraca uwagę wysokie stężenie N-NO_3 w próbkach pobranych z reaktorów po 2 min trwania testu, które wynosiło $17,1 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$ (RI) i $17,0 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$ (RII). Tak wysokie stężenie azotanów (V) podobnie jak w teście poprzednim (nr 5) spowodowane było wysokim stężeniem N-NO_3 w osadzie czynnym pobranym z modelu laboratoryjnego A2/O. Wysokie stężenie N-NO_3 na początku testu spowodowało, iż w fazie beztlenowej następował oprócz procesu uwalniania fosforanów, również proces denitryfikacji z szybkością $3,50 \text{ g N/kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$ (RI) oraz $3,37 \text{ g N/kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$ (RII) (tabela 7.2.).

W fazie anoksydacyjnej pobierane były fosforany z prędkością $0,47 \text{ g P/kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$ (RI) oraz $0,40 \text{ g P/kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$ (RII), przy jednoczesnej denitryfikacji azotanów (V) z szybkością odpowiednio

1,20 g N/kg_{s.m.o.}·h oraz 1,13 g N/kg_{s.m.o.}·h (tabela 7.2.; rys. II/34-A,B - załącznik). Ubytek substancji organicznej w fazie anoksydacyjnej wynosił w reaktorze I - 22 mg O₂/dm³, a w reaktorze II - 31 mg O₂/dm³ (tabela II/6 - załącznik).

W fazie tlenowej, która rozpoczęła się po 6 h prowadzonego testu trójfazowego następował ubytek azotu amonowego w wyniku procesu nitryfikacji, który przebiegał z szybkością 4,39 g N/kg_{s.m.o.}·h w reaktorze I i 4,52 g N/kg_{s.m.o.}·h w reaktorze II (tabela 7.1., rys. II/33-A,B - załącznik). Jednocześnie w procesie nitryfikacji następował pobór fosforanów z szybkością 0,47 g P/kg_{s.m.o.}·h (RI) i 0,51 g P/kg_{s.m.o.}·h (RII) (tabela 7.2.; rys. II/31-A,B - załącznik) oraz produkcja azotanów (V) z szybkością 2,15 g N/kg_{s.m.o.}·h (RI) i 1,92 g N/kg_{s.m.o.}·h (RII) (tabela 7.2.; rys. II/31-A,B - załącznik).

Rysunki II/29-A,B, oraz II/35-A,B (załącznik) przedstawiają wyniki pomiarów *on-line*: pH oraz potencjału redox w czasie trwania testu trójfazowego. Dane uzyskane w teście nr 5, wskazują iż wartość potencjału redox wzrastała w fazie tlenowej z wartości około -100 mV do około +150 mV (rys. II/29-A,B - załącznik), a w teście nr 6 od około -150 mV do około +160 mV (rys. II/35-A,B - załącznik). Zarówno w reaktorze nr I, jak i II w fazie anoksydacyjnej następował nieznaczny wzrost pH, a w fazie aerobowej niewielki spadek (rys. II/29-A,B, II/35-A,B - załącznik). Na rysunkach II/36-A,B i II/30-A,B w załączniku, przedstawiono wartości pomiarów temperatury z częstotliwością co 10 sekund. W teście nr 5 w czasie prowadzenia fazy beztlenowej i anoksydacyjnej temperatura była poniżej zadanej 20°C, ustabilizowała się dopiero po około 480 minutach. Spowodowane to było awarią łaźni wodnej z chłodzeniem. W teście nr 6 temperatura ustabilizowała się na zadanym poziomie 20°C po około 60 min od rozpoczęcia testu (rys. II/36-A,B - załącznik). Po włączeniu dyfuzorów tlenu (po 360 min), następowała stabilizacja stężenia tlenu rozpuszczonego za pomocą sond tlenowych na poziomie 6 mg O₂/dm³. Odchylenia pojedynczych pomiarów od wartości zadanej, które można zauważyć na rysunku II/30-A,B i II/36-A,B w załączniku, były nieznaczne.

o 5% dodatek odcieków

W teście nr 7 oraz 8 prowadzono badania szybkości przebiegu procesów współczyszczania ścieków z OŚ Gdańsk „Wschód” z 5% dodatkiem odcieków ze składowiska odpadów Eko Dolina w Łężycach.

W teście nr 7 mieszanina ścieków z 5% dodatkiem odcieków ze składowiska w Łężycach charakteryzowała się stężeniem azotu ogólnego na poziomie 223,80 mg N/dm³

(w tym: azot amonowy – 212,00 mg N-NH₄/dm³, azot azotanowy (V) – 1,31 mg N-NO₃/dm³, azot azotanowy (III) – 0,111 mg N-NO₂/dm³). Zawartość substancji organicznej wyrażonej jako ChZT_{Cr} w mieszaninie z 5% dodatkiem odcieków wynosiła 1130,00 mg O₂/dm³, natomiast stężenie zawiesiny ogólnej było na poziomie 499 mg/dm³. Stężenie fosforu ogólnego było na poziomie 14,30 mg P/dm³, a fosforu fosforanowego 11,28 mg P-PO₄/dm³. Stosunek ΔChZT:ΔN w mieszaninie ścieków z 5% dodatkiem odcieków wyniósł 5,1 (tabela 7.2.).

W teście nr 7 podczas fazy beztlenowej przy 5% dodatku odcieków następowało uwalnianie fosforanów skutkujące wzrostem ich stężenia z 13,3 mg P-PO₄/dm³ do 25,0 mg P-PO₄/dm³ w reaktorze I, oraz z 12,9 mg P-PO₄/dm³ do 25,2 mg P-PO₄/dm³ w reaktorze II (tabela II/7 - załącznik). Szybkość uwalniania fosforanów wynosiła odpowiednio 3,08 g P/kg_{s.m.o.}·h i 3,21 g P/kg_{s.m.o.}·h (tabela 7.2.; rys. II/38-A,B - załącznik). Podobnie jak w testach z 3% dodatkiem odcieków z Łężyc w próbkach pobranych z reaktorów po 2 min od rozpoczęcia testu występowało wysokie stężenie N-NO₃, wynoszące 20,3 mg N-NO₃/dm³ (RI) i 21,10 mg N-NO₃/dm³ (RII) (tabela II/7 - załącznik), dlatego też w fazie beztlenowej oprócz uwalniania fosforanów następował również proces denitryfikacji azotynów (V), którego prędkość wynosiła 4,53 g N/kg_{s.m.o.}·h (RI) i 4,75 g N/kg_{s.m.o.}·h (RII) (tabela 7.2.). Ilość substancji organicznej pobranej przez mikroorganizmy w fazie beztlenowej wynosiła 161,00 mg O₂/dm³, zarówno w reaktorze I, jak i II (rys. II/37-A,B, II/38-A,B - załącznik).

W fazie anoksydacyjnej ubytek azotanów (V) wyniósł w reaktorze I - 19,037 mg N-NO₃/dm³, a w reaktorze II - 18,126 mg N-NO₃/dm³, i następował z szybkością 2,48 g N/kg_{s.m.o.}·h (RI) i 2,37 g N/kg_{s.m.o.}·h (RII) (tabela 7.2., rys. II/37-A,B - załącznik). W fazie anoksydacyjnej, podczas procesu denitryfikacji, następował również pobór fosforanów przez mikroorganizmy z szybkością 0,96 g P/kg_{s.m.o.}·h (RI) i 0,81 g P/kg_{s.m.o.}·h (RII). Wartości te były na zbliżonym poziomie jak uzyskane podczas fazy tlenowej, w tym samym teście, gdzie PUR_{AE} wynosiło 0,85 g P/kg_{s.m.o.}·h (RI) i 0,83 g P/kg_{s.m.o.}·h (RII) (tabela 7.2.; rys. II/38-A,B - załącznik).

W fazie tlenowej ubytek azotu amonowego wyniósł 67 mg N-NH₄/dm³ (RI) i 63 mg N-NH₄/dm³ (RII), przy szybkości nitryfikacji 6,19 g N/kg_{s.m.o.}·h (RI) i 5,62 g N/kg_{s.m.o.}·h (RII) (tabela II/7 - załącznik, rys. II/39-A,B - załącznik). Wartość N-NO₂ we wszystkich próbkach pobranych z reaktora I i II podczas całego 12-godzinnego testu była poniżej 1 mg N-NO₂/dm³ (tabela II/7 - załącznik).

W teście nr 8 mieszanina ścieków z 5% dodatkiem odcieków ze składowiska w Łęczycach charakteryzowała się stężeniem azotu ogólnego na poziomie $197,04 \text{ mg N/dm}^3$, azotu amonowego na poziomie $174,00 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$, stężeniem azotu azotanowego (V) wynoszącym $1,42 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$ oraz azotu azotanowego (III) $0,072 \text{ mg N-NO}_2/\text{dm}^3$. Wartość stężenia substancji organicznej, wyrażonej jako ChZT_{Cr} , w mieszaninie z 5% dodatkiem odcieków wynosiła $921,00 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$. Natomiast stężenie fosforu ogólnego było na poziomie $10,20 \text{ mg P/dm}^3$, w tym fosforu fosforanowego - $6,06 \text{ mg P-PO}_4/\text{dm}^3$. Stężenie zawiesiny ogólnej wynosiło 570 mg/dm^3 . Stosunek $\Delta\text{ChZT}:\Delta\text{N}$ w mieszaninie ścieków z 3% dodatkiem odcieków z Łęczyc w teście nr 8 wynosił 4,7 (tabela 7.2.).

W fazie beztlenowej testu nr 8 proces uwalniania fosforanów przebiegał jedynie w pierwszej godzinie prowadzonego testu. Stężenia fosforanów wzrosło z wartości $8,80 \text{ mg P-PO}_4/\text{dm}^3$ do $17,30 \text{ mg P-PO}_4/\text{dm}^3$ (RI) i z $9,24 \text{ mg P-PO}_4/\text{dm}^3$ do $17,20 \text{ mg P-PO}_4/\text{dm}^3$ (RII) (tabela I/8; rys. II/44-A,B). Również w teście nr 8 stężenie azotanów (V) było bardzo wysokie na początku prowadzonego testu i wynosiło odpowiednio w reaktorze I - $20,0 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$, a w reaktorze II - $20,9 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$ (tabela II/8 - załącznik). Ubytek związków organicznych w fazie beztlenowej był nieznaczny i wynosił $26 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ (RI) i $31 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ (RII).

Po 120 min od rozpoczęcia testu trójfazowego dodano 535 mg KNO_3 do każdego z reaktorów w celu podwyższenia o $20 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$, pomimo, iż stężenie azotanów (V) w reaktorach wynosiło przed dodaniem KNO_3 odpowiednio $21,5 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$ (RI) i $22,1 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$ (RII). Podwyższenie stężenia N-NO_3 w reaktorach do wartości około $40 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$ wykonano celu sprawdzenia wpływu wysokiego stężenia N-NO_3 na poszczególne procesy fazy anoksydacyjnej i tlenowej. Szybkość denitryfikacji w fazie anoksydacyjnej wynosiła w reaktorze I - $1,29 \text{ g N/kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$, a w reaktorze II - $1,79 \text{ g N/kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$ (tabela 7.2., rys. II/43-A,B, II/46-A,B - załącznik), natomiast szybkość pobierania fosforanów - $0,34 \text{ g P/kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$ (RI) oraz $0,35 \text{ g P/kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$ (RII) (tabela 7.2.; rys. II/44-A,B, II/46-A,B - załącznik). Również zużycie substancji organicznej w fazie anoksydacyjnej było nieznaczne i wynosiło $8 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ (RI) i $13 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ (RII) (rys. II/43-A,B, II/44-A,B - załącznik).

W fazie tlenowej szybkość nitrifikacji wynosiła w reaktorze I - $5,69 \text{ g N/kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$, a w reaktorze II - $5,62 \text{ g N/kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$ (tabela 7.2.; rys. II/45-A,B - załącznik), przy ubytku ChZT_{Cr} $25 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ (RI) i $20 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ (RII). Szybkość powstawania azotanów (V) w fazie tlenowej wynosiła $5,14 \text{ g N/kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$ (RI) i $6,30 \text{ g N/kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$ (RII) (rys. II/43-A,B -

załącznik). Jednocześnie szybkość tlenowego poboru fosforanów była niska i wynosiła 0,28 g P/kg_{s.m.o.}·h w reaktorze I i II (rys. II/44-A,B - załącznik).

Na rysunkach II/41-A,B, oraz II/47-A,B w załączniku, przedstawiono pomiary wykonane sondą pH w czasie trwania testu trójfazowego, które były zapisywane na dysku komputera co 10 sekund, zarówno dla reaktora I, jak i II. Wartość pH wzrastała w fazie anoksydacyjnej oraz obniżała się w fazie tlenowej, zarówno w teście nr 7, jak i 8. Brak pomiaru potencjału redox w obu testach wynikał z awarii sondy. Natomiast na rysunkach II/42-A,B oraz II/48-A,B w załączniku, przedstawiono pomiary *on-line*: temperatury oraz stężenia tlenu. W teście nr 7 wystąpiła awaria łaźni wodnej wraz z chłodzeniem i temperatura w reaktorze I i II podczas fazy anoksydacyjnej wzrosła do 26°C, w fazie tlenowej ustabilizowała się na poziomie 20 °C (rys. II/42-A,B - załącznik). Natomiast w teście nr 8 temperatura w fazie beztlenowej i anoksydacyjnej utrzymywała się na poziomie 19 °C, a w fazie tlenowej wzrosła do 20°C (rys. II/48-A,B - załącznik). Stężenie tlenu w fazie anoksydacyjnej w teście nr 7 było mniejsze od 0,5 mg O₂/dm³, jednak w teście nr 8, w reaktorze II od około 150 min został zapisany w danych *on-line* wzrost tlenu rozpuszczonego do wartości 0,7 mg O₂/dm³, wzrost ten spowodowany był awarią sondy tlenowej, która pokazywała wartości tlenu rozpuszczonego o około 0,6 mg O₂/dm³ wyższą od wartości rzeczywistej. Przed włączeniem fazy aerobowej sonda tlenowa została wymieniona na nową. W fazie tlenowej stężenie tlenu utrzymywane było na zadanym poziomie 6 mg O₂/dm³.

7.4.3 Pomiar szybkości biochemicznych procesów współoczyszczania ścieków z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków Gdańsk „Wschód” z 0,5%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach metodą osadu czynnego

o 0,5% dodatek odcieków

W teście nr 9 oraz teście nr 10 prowadzono analizy szybkości procesów biochemicznych podczas współoczyszczania ścieków z OŚ Gdańsk „Wschód” z 0,5% dodatkiem odcieków ze składowiska odpadów w Gdańsku Szadółkach.

W teście nr 9 w mieszaniu ścieków z 0,5% dodatkiem odcieków stężenie azotu ogólnego wynosiło 89,3 mg N/dm³, natomiast stężenie azotu amonowego wynosiło 63,9 mg N-NH₄/dm³. Wartość stężenia fosforu ogólnego w mieszaninie ścieków z 0,5% dodatkiem odcieków z Szadółek w teście nr 9 była na poziomie 9,84 mg P/dm³, a fosforu fosforanowego – 7,19 mg P-PO₄/dm³. Stężenie ChZT_{Cr} w mieszaninie było na poziomie

772,2 mg O₂/dm³, a stężenie zawiesiny ogólnej - 317 mg/dm³. Stosunek ΔChZT:ΔN w mieszaninie ścieków z 0,5% dodatkiem odcieków wynosił 8,6 (tabela 7.3.).

Podczas prowadzonej fazy beztlenowej w teście nr 9, przy 0,5% dodatku odcieków wydzielono się 18,11 mg P-PO₄/dm³ (RI), oraz 18,26 mg P-PO₄/dm³ (RII), z szybkością 4,13 g P/kg_{s.m.o.}·h (RI) i 3,67 g P/kg_{s.m.o.}·h (RII) (tabela II/9 - załącznik, rys. II/50-A,B - załącznik). Ubytek substancji organicznej w fazie beztlenowej wynosił w reaktorach I i II odpowiednio – 53,7 mg O₂/dm³ i 54,1 mg O₂/dm³ (tabela II/9 - załącznik).

W fazie anoksydacyjnej następowała denitryfikacja azotanów (V), której szybkość była na poziomie 1,58 g N/kg_{s.m.o.}·h zarówno w reaktorze I jak i II, przy jednoczesnym poborze fosforanów, z szybkością 1,77 g P/kg_{s.m.o.}·h (RI) i 1,55 g P/kg_{s.m.o.}·h (RII) (tabela 7.3.; rys. II/49-A,B, II/50-A,B, II/52-A,B - załącznik). W fazie tlenowej testu trójfazowego nastąpiła redukcja stężenia azotu amonowego w wyniku procesu nitryfikacji z wartości 39,7 N-NH₄/dm³ do 0,012 N-NH₄/dm³ (RI) oraz z 39,6 N-NH₄/dm³ do 0,005 N-NH₄/dm³ (RII), przy AUR – 3,68 g N/kg_{s.m.o.}·h i 3,23 g N/kg_{s.m.o.}·h (tabela 7.3.; rys. II/51-A,B - załącznik). Dodatkowo, w fazie tlenowej następowała redukcja fosforanów z szybkością 1,50 g P/kg_{s.m.o.}·h (RI) i 1,36 g P/kg_{s.m.o.}·h (RII) (rys. II/50-A,B - załącznik). W wyniku procesu nitryfikacji następowało tworzenie się azotanów (V) z szybkością 3,11 g N/kg_{s.m.o.}·h (RI) i 2,72 g N/kg_{s.m.o.}·h (RII) (tabela 7.3., rys. II/49-A,B - załącznik). Ubytek substancji organicznej w fazie tlenowej wynosił 7,5 mg O₂/dm³ (RI) oraz 11,8 mg O₂/dm³ (RII) (tabela II/9 - załącznik). W 480 min testu wzrosło w reaktorach stężenie N-NO₂, które zaczęło obniżać się w 660 min, osiągając na końcu testu wartość – 0,020 mg N-NO₂/dm³ (RI) oraz 0,000 mg N-NO₂/dm³ (RII) (tabela II/9 - załącznik).

W teście nr 10 mieszanina ścieków z 0,5% dodatkiem odcieków z Szadółek charakteryzowała się stężeniem substancji organicznej na poziomie 661 mg O₂/dm³. Stężenie TN w mieszaninie wynosiło 80,6 mg N/dm³ (w tym: stężenie N-NH₄ – 66,5 mg N-NH₄/dm³, stężenie N-NO₃ – 0,465 mg N-NO₃/dm³, oraz stężenie N-NO₂ – 0,273 mg N-NO₂/dm³). Wartość stężenia TP w mieszaninie z 0,5% dodatkiem odcieków z Szadółek w teście nr 10 była na poziomie 9,60 mg P/dm³ (w tym: stężenie P-PO₄ – 7,82 mg P-PO₄/dm³). Stosunek ΔChZT:ΔN w mieszaninie ścieków z 0,5% dodatkiem odcieków wynosił 8,2 (tabela 7.3.).

Wyniki pomiarów poszczególnych parametrów podczas przeprowadzonego testu 12-godzinnego przedstawiono w tabeli II/10. Wskazują one, iż w fazie beztlenowej nastąpiło wydzielenie fosforanów w ilości 15,51 mg P-PO₄/dm³ (RI), oraz

15,32 mg P-PO₄/dm³ (RII), przy PRR – 3,75 g P/kg_{s.m.o.}·h (RI) i 3,88 g P/kg_{s.m.o.}·h (RII) (tabela 7.3., rys. II/54-A,B - załącznik). Ubytek substancji organicznej w fazie beztlenowej był odpowiednio w reaktorze I i II na poziomie - 52,4 mg O₂/dm³ i 49,1 mg O₂/dm³ (tabela II/10 - załącznik).

W fazie anoksydacyjnej nastąpiła redukcja azotanów (V) o 13,72 mg N-NO₃/dm³ (RI) i 10,23 mg N-NO₃/dm³ (RII), z szybkością 1,65 g N/kg_{s.m.o.}·h (RI) i 1,29 g N/kg_{s.m.o.}·h (RII), przy ubytku substancji organicznej 5,1 mg O₂/dm³ (RI) i 7,5 mg O₂/dm³ (RII) (tabela II/10 - załącznik, rys. II/53-A,B, II/56-A,B - załącznik). W fazie anoksydacyjnej rozpoczął się również proces pobierania fosforanów, który zachodził z szybkością w reaktorze I – 1,69 g P/kg_{s.m.o.}·h, a w reaktorze II - 1,75 g P/kg_{s.m.o.}·h (tabela 7.3.; rys. II/54-A,B, II/56-A,B - załącznik).

W fazie tlenowej testu dwunastogodzinnego, trójfazowego w wyniku procesu nityfikacji zachodzącego z szybkością odpowiednio w RI i RII - 3,86 g N/kg_{s.m.o.}·h i 4,14 g N/kg_{s.m.o.}·h, nastąpiła redukcja stężenia azotu amonowego odpowiednio o 30,793 mg N-NH₄/dm³ i o 30,688 mg N-NH₄/dm³ (rys. II/55-A,B - załącznik). Dalszy pobór fosforanów w fazie tlenowej przebiegał z szybkością na poziomie 1,01 g P/kg_{s.m.o.}·h (RI) i 1,19 g P/kg_{s.m.o.}·h (RII) (tabela 7.3.; rys. II/54-A,B - załącznik), a jednocześnie w wyniku procesu nityfikacji następowało tworzenie się azotanów (V) przy NUR_{AE} – 3,08 g N/kg_{s.m.o.}·h (RI) i 2,93 g N/kg_{s.m.o.}·h (RII) (tabela 7.3.; rys. II/53-A,B - załącznik).

Na rysunkach II/51-A,B oraz II/57-A,B przedstawiono pomiary *on-line* wartości pH oraz potencjału redox, wykonane w teście nr 9 oraz 10. Wartości pH, podobnie jak w przednich testach były na poziomie od 7 do około 8, osiągając wartości najwyższe w ostatniej godzinie fazy anoksydacyjnej, natomiast w fazie tlenowej pH zostało nieznacznie obniżone (rys. II/51-A,B oraz II/57-A,B - załącznik). Wartość potencjału redox oscylowała w teście nr 9 w zakresie od -200 do około +140 mV (rys. II/51-A,B), a w teście nr 10 od -200 do około +150 mV (RI) i od -200 do około +160 mV (RII) (rys. II/57-A,B - załącznik). Odchylenia pojedynczych pomiarów od uzyskanych zakresów wynikały z problemów z sondami pomiarowymi. Natomiast w tabelach II/52-A,B oraz II/58-A,B w załączniku przedstawiono wyniki stężenia tlenu rozpuszczonego oraz temperatury w reaktorach I i II. Założoną temperaturę pomiaru 20°C osiągnięto po około 120 min od rozpoczęcia testu. Wartość stężenia tlenu w fazie beztlenowej i anoksydacyjnej była poniżej 0,5 mg O₂/dm³, a w fazie tlenowej osiągnęła oczekiwaną wartość 6 mg O₂/dm³ zarówno w teście nr 9, jak i 10 (rys. II/52-A,B, II/58-A,B - załącznik). Odchylenia pojedynczych pomiarów od uzyskanych zakresów wynikały z problemów z sondami pomiarowymi.

Tabela 7.3. Szybkość procesów poboru/uwalniania fosforu, denitryfikacji i nitryfikacji oraz stosunek $\Delta P_{uw}:\Delta ChZT, \Delta ChZT:\Delta N$ w mieszaninie ścieków i odcieków z Zakładu Utylizacyjnego w Gdańsku Szadółkach.

| Miejsce poboru odcieków | Zakład Utylizacyjny Sp z o. o. w Gdańsku Szadółkach | | | | | | | | | | | |
|--|---|------|------------|------|------------|------|------------|------|------------|------|------------|------|
| | 29.12.2009 | | 06.01.2010 | | 24.02.2010 | | 27.02.2010 | | 13.03.2010 | | 17.03.2010 | |
| Dodatek odcieków | | | 0,5% | | | | 3% | | | | 5% | |
| | I | II | I | II | I | II | I | II | I | II | I | II |
| Reaktor | | | | | | | | | | | | |
| PUR _{AX} [g P/kg _{s.m.o.} · h] | 1,77 | 1,55 | 1,69 | 1,75 | 1,53 | 1,53 | 2,01 | 2,25 | 0,88 | 0,92 | 0,92 | 0,91 |
| PUR _{AE} [g P/kg _{s.m.o.} · h] | 1,50 | 1,36 | 1,01 | 1,19 | 1,29 | 1,28 | 1,55 | 1,62 | 0,92 | 0,95 | 1,04 | 0,96 |
| PRR [g P/kg _{s.m.o.} · h] | 4,13 | 3,67 | 3,75 | 3,88 | 5,81 | 5,87 | 2,93 | 2,97 | 4,38 | 4,45 | 4,78 | 4,16 |
| NUR _{AX} [g N/kg _{s.m.o.} · h] | 1,58 | 1,58 | 1,65 | 1,29 | 1,61 | 1,85 | 3,15 | 1,91 | 1,42 | 1,31 | 1,40 | 1,29 |
| NUR _{AE} [g N/kg _{s.m.o.} · h] | 3,11 | 2,72 | 3,08 | 2,93 | 4,64 | 4,67 | 4,31 | 4,20 | 4,02 | 4,33 | 4,16 | 4,04 |
| NUR _{AN} [g N/kg _{s.m.o.} · h] | - | - | - | - | 2,10 | 1,51 | 1,94 | 1,99 | 1,54 | 1,85 | 2,53 | 2,25 |
| AUR [g N/kg _{s.m.o.} · h] | 3,68 | 3,23 | 3,86 | 4,14 | 6,16 | 6,21 | 5,74 | 6,08 | 6,21 | 6,04 | 5,23 | 4,94 |
| $\Delta P_{uw}:\Delta ChZT$ [gP/gChZT] | 0,34 | 0,33 | 0,31 | 0,30 | 0,29 | 0,32 | 0,30 | 0,31 | 0,24 | 0,26 | 0,21 | 0,22 |
| $\Delta ChZT:\Delta N$ [g ChZT/gN] | 8,6 | | 8,2 | | 7,3 | | 7,1 | | 5,3 | | 5,2 | |

o 3% dodatek odcieków

W teście nr 11 oraz teście nr 12 prowadzono analizy szybkości procesów biochemicznych współczyszczanych ścieków z OŚ Gdańsk „Wschód” z 3% dodatkiem odcieków ze składowiska odpadów w Gdańsku Szadółkach.

W teście nr 11 w mieszaniu ścieków z 3% dodatkiem odcieków z Szadółek stężenie azotu ogólnego wynosiło $97,6 \text{ mg N/dm}^3$, przy stężeniu azotu amonowego $79,1 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$. Stężenia azotu azotanowego (V) oraz (III) były na poziomie odpowiednio $0,434 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$ i $0,169 \text{ mg N-NO}_2/\text{dm}^3$. Wartość stężenia TP w mieszaninie ścieków z 3% dodatkiem odcieków wynosiła $10,52 \text{ mg P/dm}^3$, przy stężeniu fosforu fosforanowego - $7,26 \text{ mg P-PO}_4/\text{dm}^3$. Stężenie substancji organicznej wyrażonej jako ChZT_{Cr} wynosiło $710 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$. Stosunek $\Delta\text{ChZT}:\Delta\text{N}$ w mieszaninie ścieków z 3% dodatkiem odcieków w teście nr 11 był na poziomie 5,3 (tabela 7.3.).

Wyniki poszczególnych pomiarów podczas prowadzonego testu szybkości przebiegu procesów biochemicznych podczas oczyszczania mieszaniny ścieków z 3% dodatkiem odcieków z Szadółek przedstawiono w tabeli II/11. Wskazują one, iż w fazie beztlenowej nastąpiło wydzielenie fosforanów, z szybkością $5,81 \text{ g P/kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$ (RI) oraz $5,87 \text{ g P/kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$ (RI) i wzrost stężenia P-PO₄ w reaktorach o $20,99 \text{ mg P/dm}^3$ (RI) oraz o $20,88 \text{ mg P/dm}^3$ (RII) (rys. II/60-A,B - załącznik). Ubytek substancji organicznej w fazie beztlenowej wynosił $72,3 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ i $66,3 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ (tabela II/11 - załącznik). W próbkach pobranych po 2 minutach od rozpoczęcia testu zwraca uwagę wysokie stężenie azotu azotanowego (V) w mieszaninie, które stanowiło w reaktorze I – $7,74 \text{ N-NO}_3/\text{dm}^3$, a w reaktorze II - $5,56 \text{ N-NO}_3/\text{dm}^3$ (tabela II/11 - załącznik). Spowodowało to, iż równocześnie przy wydzielaniu fosforanów następował pobór azotanów (V) z prędkością w reaktorze I – $2,10 \text{ g N/kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$ i reaktorze II – $1,51 \text{ g N/kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$ (rys. II/ 59-A,B - załącznik).

W fazie anoksydacyjnej rozpoczął się proces pobierania fosforanów z prędkością $1,53 \text{ g P/kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$, zarówno w reaktorze I, jak i II, przy jednoczesnym dalszym poborze azotanów (V) z szybkością na poziomie $1,61 \text{ g N/kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$ (RI) i $1,85 \text{ g N/kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$ (RII) (tabela 7.3., rys. II/62-A,B - załącznik). Ubytek ChZT_{Cr} w fazie anoksydacyjnej wynosił $17,3 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ (RI) i $19,6 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ (RII) (tabela II/11 - załącznik).

W fazie tlenowej w wyniku procesu nityfikacji, ubytek azotu amonowego w reaktorach I i II wynosił odpowiednio – $55,683 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$ i $57,185 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$, przy AUR – $6,16 \text{ g N/kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$ (RI) i $6,21 \text{ g N/kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$ (RII) (tabela 7.3., rys. II/61-A,B - załącznik).

Równolegle w wyniku procesu nityfikacji powstawały azotany (V) z prędkością 4,64 g N/kg_{s.m.o.}·h (RI) i 4,67 g N/kg_{s.m.o.}·h (RII) (tabela 7.3., rys. II/ 59-A,B - załącznik). Tlenowy pobór fosforanów zachodził natomiast z szybkością 1,29 g N/kg_{s.m.o.}·h (RI) i 1,28 g N/kg_{s.m.o.}·h (RII) (tabela 7.3.; rys. II/60-A,B - załącznik). W tabeli II/11 zwraca uwagę wzrost azotanów (III) w fazie tlenowej (od 420 min), z maksymalną wartością w 660 min – 10,600 mg N-NO₂/dm³ (RII) i 10,840 mg N-NO₂/dm³ (RII). W próbkach pobranych na zakończenie testu (720 min) nastąpił spadek N-NO₂ do wartości 2,500 mg N-NO₂/dm³ (RI) i 3,080 mg N-NO₂/dm³ (RII).

W teście nr 12 mieszanina ścieków z 3% dodatkiem odcieków z Szadółek charakteryzowała się stężeniem substancji organicznej na poziomie 824,88 mg O₂/dm³. Stężenie TN w mieszaninie wynosiło 116,72 mg N/dm³ (w tym: stężenie N-NH₄ – 80,5 mg N-NH₄/dm³, stężenie N-NO₃ – 0,797 mg N-NO₃/dm³, oraz stężenie N-NO₂ – 0,234 mg N-NO₂/dm³). Wartość stężenia TP w mieszaninie w teście nr 12 wynosiła 11,10 mg P/dm³ (w tym: stężenie P-PO₄ – 7,78 mg P-PO₄/dm³). Stężenie zawiesiny ogólnej było na poziomie 469 mg/dm³. Wartość ΔChZT:ΔN w mieszaninie ścieków z 0,5% dodatkiem odcieków w przeprowadzonym teście nr 12 wynosiła 7,1 (tabela 7.3.).

W fazie beztlenowej testu trójfazowego nr 12 wydzielonych zostało 24,94 mg P-PO₄/dm³ (RI) oraz 23,25 mg P-PO₄/dm³ (RII), przy ubytku ChZT_{Cr} wynoszącym odpowiednio 79,4 mg O₂/dm³ oraz 776,6 mg O₂/dm³ (tabela II/12 - załącznik). Prędkość uwalniania fosforanów wynosiła w reaktorze I – 2,93 g P/kg_{s.m.o.}·h oraz w reaktorze II – 2,97 g P/kg_{s.m.o.}·h (tabela 7.3.; rys. II/66-A,B - załącznik). Należy zwrócić uwagę iż teście nr 12 faza beztlenowa trwała 420 min, czyli o 120 min dłużej niż w testach poprzednich. Wynikało to z błędu polegającego na dodaniu KNO₃ dopiero w 420 min testu. Analizując prędkość uwalniania fosforanów jak w poprzednich testach, czyli pomiędzy 2 a 120 minutą, szybkość uwalniania fosforanów była na poziomie 6,26 g P/kg_{s.m.o.}·h (RI) i 6,30 g P/kg_{s.m.o.}·h (RII), czyli osiągnęła wartość podobną, jak w przypadku testu nr 11 (tabela II/12 - załącznik). Jak w wielu poprzednich testach, tak też w teście nr 12 na początku badań wystąpiło wysokie stężenie N-NO₃ w reaktorach, spowodowane wysokim stężeniem tego składnika w osadzie czynnym pobranym z komory tlenowej układu A2/O.

Po dodaniu KNO₃ w 240 min testu, w celu podwyższenia stężenia azotu azotanowego (V) w reaktorach rozpoczęła się faza anoksydzna, w której szybkość redukcji azotu azotanowego (V) wynosiła 3,15 g N/kg_{s.m.o.}·h (RI) i 1,91 g N/kg_{s.m.o.}·h (RII) (tabela 7.3.; rys. II/65-A,B, II/68-A,B - załącznik), natomiast PUR_{AX} w reaktorze I - 2,01 g P/kg_{s.m.o.}·h,

a w reaktorze II - 2,25 g P/kg_{s.m.o.}·h (tabela 7.3.; rys. II/66-A,B, II/68-A,B - załącznik). Ubytek substancji organicznej w fazie anoksydacyjnej w reaktorze I był na poziomie 7,8 mg O₂/dm³, a w reaktorze II 11 mg O₂/dm³ (tabela II/5 - załącznik).

W fazie tlenowej nastąpiła redukcja stężenia N-NH₄, która w reaktorze I wynosiła 46,381 mg N-NH₄/dm³, a w reaktorze II - 46,976 mg N-NH₄/dm³ (tabela II/12 - załącznik). Prędkość procesu nitrifikacji w teście nr 12 to: 5,74 g N/kg_{s.m.o.}·h (RI) i 6,08 g N/kg_{s.m.o.}·h (RII) (tabela 7.3., rys. II/67-A,B - załącznik), przy jednoczesnej szybkości produkcji N-NO₃ na poziomie odpowiednio 4,31 g N/kg_{s.m.o.}·h (RI) i 4,20 g N/kg_{s.m.o.}·h (RI) (tabela 7.3.; rys. II/65-A,B - załącznik). W fazie tlenowej pobór fosforanów odbywał się z prędkością 1,55 g P/kg_{s.m.o.}·h (RI) i 1,62 g P/kg_{s.m.o.}·h (RII) (rys. II/66-A,B - załącznik).

Na rysunkach II/63-A,B oraz II/69-A,B przedstawiono pomiary *on-line* wartości pH wykonane w teście nr 11 oraz 12. Wartości pH, podobnie jak w przednich testach, były na poziomie od 7 do około 8, osiągając wartości najwyższe w ostatniej godzinie fazy anoksydacyjnej, natomiast w fazie tlenowej pH nieznacznie ulegało obniżeniu (rys. II/63-A,B oraz II/69-A,B – załącznik). Natomiast w tabelach II/64-A,B oraz II/70-A,B w załączniku przedstawiono wyniki pomiarów stężenia tlenu rozpuszczonego w reaktorach I i II oraz temperatury. Temperatura wynosiła średnio 20°C w teście nr 11 (rys. II/63-A,B - załącznik), natomiast w teście nr 12 średnia wartość była na poziomie 22 °C (rys. II/70-A,B - załącznik). Wartość stężenia tlenu rozpuszczonego w fazie beztlenowej i anoksydacyjnej była poniżej 0,5 mg O₂/dm³, a w fazie tlenowej wartość stężenia tlenu rozpuszczonego wynosiła zgodnie z nastawą 6 mg O₂/dm³, zarówno w teście nr 11, jak i 12. Odchylenia pojedynczych pomiarów od podanych zakresów wynikały z problemów z sondami pomiarowymi.

o 5% dodatek odcieków

W teście nr 13 oraz teście nr 14 prowadzono analizy nad szybkością procesów biochemicznych współczyszczanych ścieków z OŚ Gdańsk „Wschód” z 5% dodatkiem odcieków ze składowiska odpadów w Gdańsku Szadółkach.

W teście nr 13 mieszanina ścieków z 5% dodatkiem odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach charakteryzowała się stężeniem azotu ogólnego na poziomie 90,3 mg N/dm³. Stężenie azotu amonowego w mieszaninie wynosiło 69,7 mg N-NH₄/dm³, a stężenie azotanów (V) oraz (III) było na poziomie typowym, jak dla ścieków komunalnych i wynosiło odpowiednio 0,672 mg N-NH₃/dm³ oraz 0,220 mg N-NO₂/dm³. Stężenie fosforu ogólnego w tej mieszaninie było natomiast na poziomie 8,53 mg P/dm³, przy stężeniu fosforu

fosforanowego - $7,47 \text{ mg P-PO}_4/\text{dm}^3$. Zawartość substancji organicznej wyrażonej jako ChZT_{Cr} w mieszaninie wynosiła $478 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, a stężenie zawiesiny organicznej (lotnej) wynosiło $356 \text{ mg}/\text{dm}^3$, co stanowiło 99% zawiesiny ogólnej. Wartość stosunku $\Delta\text{ChZT}:\Delta\text{N}$ w mieszaninie ścieków z 5% dodatkiem odcieków wynosiła 5,3 (tabela 7.3.).

W fazie beztlenowej przeprowadzonego testu trójfazowego nastąpiło wydzielenie P-PO_4 , w reaktorze I – $15,30 \text{ mg P-PO}_4/\text{dm}^3$, z szybkością $4,38 \text{ g P}/\text{kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$, a w reaktorze II – $24,20 \text{ mg P-PO}_4/\text{dm}^3$, z szybkością $4,45 \text{ g P}/\text{kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$, przy jednoczesnym ubytku ChZT_{Cr} odpowiednio $64,5 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ (RI) oraz $59,8 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ (RII) (tabela II/13; rys. II/72-A,B). Wyniki przedstawione w załączniku w tabeli II/13 wskazują, iż stężenie azotanów (V) na początku testu trójfazowego było wysokie i wynosiło odpowiednio w reaktorze I - $8,25 \text{ mg N-NH}_3/\text{dm}^3$, a w reaktorze II – $9,32 \text{ mg N-NH}_3/\text{dm}^3$. Tak wysokie stężenie w próbkach pobranych po 2 min od rozpoczęcia testu spowodowane było wysokimi wartościami azotanów (V) w osadzie czynnym pobranym do badań szybkości przebiegu procesów biochemicznych z układu A2/O, w którym osad był adaptowany do danego procentowego dodatku odcieków. W wyniku wysokiego stężenia N-NO_3 w reaktorach wsadowych SBR na początku badań następował w fazie beztlenowej proces denitryfikacji z szybkością w RI – $1,54 \text{ g N}/\text{kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$, a w RII – $1,85 \text{ g N}/\text{kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$ (rys. II/71-A,B - załącznik).

W fazie anoksydacyjnej nastąpił pobór fosforanów z szybkością $0,88 \text{ g P}/\text{kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$ oraz $0,92 \text{ g P}/\text{kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$ (RII), przy jednoczesnym poborze azotanów (V), z szybkością $1,42 \text{ g N}/\text{kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$ (RI) i $1,31 \text{ g N}/\text{kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$ (RII) (tabela 7.3.; rys. II/74-A,B - załącznik). Ubytek substancji organicznej w fazie anoksydacyjnej wynosił w reaktorze I – $14,2 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, a w reaktorze II $14,8 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ (tabela II/13 - załącznik).

W fazie tlenowej w wyniku procesu nityfikacji, zachodzącego z szybkością $6,21 \text{ g N}/\text{kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$ w RI i $6,04 \text{ g N}/\text{kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$ w RII (rys. II/73-A,B), w reaktorach I i II wzrastało stężenie azotanów (V) przy szybkości odpowiednio $4,02 \text{ g N}/\text{kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$ oraz $4,33 \text{ g N}/\text{kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$ (rys. II/71-A,B - załącznik). Natomiast średnia szybkość usuwania fosforu w fazie tlenowej wynosiła $1,04 \text{ g P}/\text{kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$ i $0,96 \text{ g P}/\text{kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$ (tabela 7.3., rys. II/72-A,B - załącznik).

W teście nr 14 mieszanina ścieków z 5% dodatkiem odcieków z Szadółek charakteryzowała się stężeniem substancji organicznej na poziomie $630 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$. Stężenie TN w mieszaninie wynosiło $121,87 \text{ mg N}/\text{dm}^3$ (w tym: stężenie N-NH_4 – $79 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$, stężenie N-NO_3 – $0,673 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$, oraz stężenie N-NO_2 – $0,199 \text{ mg N-NO}_2/\text{dm}^3$). Stężenie TP w mieszaninie z 5% dodatkiem odcieków z Szadółek w teście nr 14 wynosiło

10,70 mg P/dm³ (w tym: stężenie P-PO₄ – 6,79 mg P-PO₄/dm³). Stężenie zawiesiny ogólnej było na poziomie 266 mg/dm³, zawiesiny organicznej (lotnej) – 219 mg/dm³. Stosunek ΔChZT:ΔN w badanej mieszaninie w teście nr 14 wynosił 5,2 (tabela 7.3.).

W fazie beztlenowej przeprowadzonego testu trójfazowego nr 14 uwalnianie fosforanów przebiegało z szybkością 4,78 g P/kg_{s.m.o.}·h (RI) i 4,16 g P/kg_{s.m.o.}·h (RII), przy jednoczesnym ubytku substancji organicznej wynoszącym odpowiednio 81,6 mg O₂/dm³ i 79,0 mg O₂/dm³ (tabela II/14 - załącznik; rys. II/78-A,B - załącznik). Jednocześnie w wyniku wysokiego stężenia azotanów (V) na początku testu w fazie beztlenowej zachodziła denitryfikacja, której prędkość była na poziomie 2,52 g N/kg_{s.m.o.}·h oraz 2,25 g N/kg_{s.m.o.}·h (RII) (rys. II/ 77-A,B - załącznik).

W fazie anoksydacyjnej usuwanie fosforanów odbywało się z szybkością wnoszącą w RI – 0,92 g P/kg_{s.m.o.}·h, a RII – 0,91 g P/kg_{s.m.o.}·h (tabela 7.3.; rys. II/78-A,B, II/80-A,B - załącznik). Denitryfikacja natomiast przebiegała z prędkością 1,40 (RI) i 1,29 (RII), przy jednoczesnym ubytku ChZT_{Cr} – 5,8 mg O₂/dm³ (RI) i 3,8 mg O₂/dm³ (RII) (tabela II/14 - załącznik; rys. II/ 77-A,B, II/80-A,B - załącznik).

W fazie tlenowej w wyniku procesu nityfikacji zachodzącego z szybkością 5,23 g N/kg_{s.m.o.}·h (RI) i 4,94 g N/kg_{s.m.o.}·h (RII), następował wzrost azotanów (V) w reaktorach o 37,8 mg N-NO₃/dm³ (RI), z szybkością 4,16 g N/kg_{s.m.o.}·h oraz o 38,64 mg N-NO₃/dm³ (RII) z szybkością 4,04 g N/kg_{s.m.o.}·h (tabela 7.3.; rys. II/78-A,B, II/79-A,B - załącznik). Tlenowy pobór P-PO₄ odbywał się z prędkością 1,04 g P/kg_{s.m.o.}·h i 0,96 g P/kg_{s.m.o.}·h (rys. II/78-A,B - załącznik).

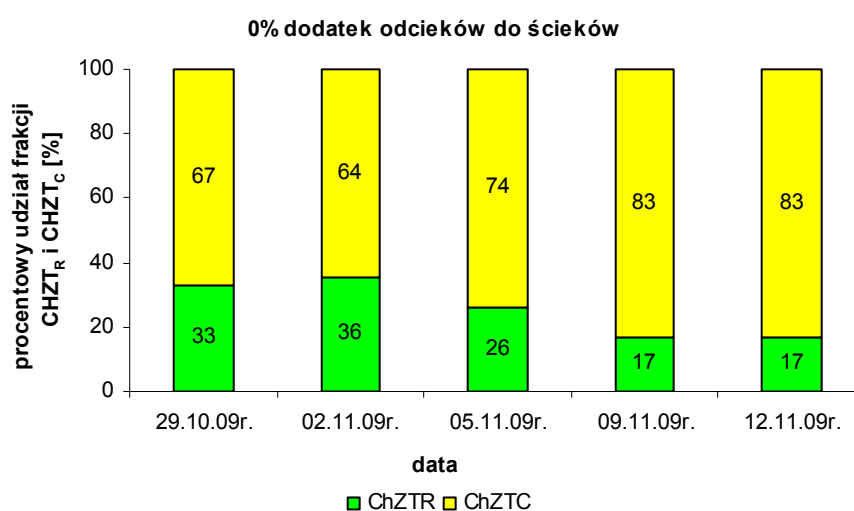
Na rysunku II/75-A,B w załączniku, przedstawiono wartości pH oraz potencjału redox zmierzonych podczas testu trójfazowego nr 13. Wartość pH były na zbliżonym poziomie, jak podczas prowadzenia innych testów, czyli w fazie anoksydacyjnej wzrastały, a w fazie tlenowej obniżały się nieznacznie. Wartość potencjału redox oscylowała w zakresie od -300 do +160 mV. Na rys. II/81-A,B w załączniku, przedstawiono wartości pH pomierzone podczas testu nr 14, natomiast wartości potencjału redox przedstawiono jedynie na wykresie II/81-B w załączniku, ponieważ w reaktorze I sonda redox uległa awarii. Wartość redox w reaktorze II testu nr 14 wahała się od około -115 do około +200 mV (rys. II/81-B). Na rysunkach II/76-A,B oraz II/82-A,B w załączniku, zostały przedstawione wartości pomiarów *on-line*: temperatury oraz tlenu rozpuszczonego. W teście nr 13 temperatura na poziomie 20°C ustabilizował się po 240 min prowadzonego testu, zarówno w RI i RII. Natomiast w teście nr 14 temperatura 20°C została osiągnięta po 120 min. Poziom tlenu w fazie beztlenowej i anoksydacyjnej był poniżej 0,5 mg O₂/dm³, a w fazie tlenowej na poziomie około 6 mg O₂/dm³ (rys. II/76-A,B i II/82-A,B - załącznik).

7.5 Analiza frakcji ChZT w ściekach surowych z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków Gdańsk „Wschód” oraz w mieszaninie ścieków z 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach oraz ZU w Gdańsku Szadółkach

Analiza frakcji ChZT została wykonywana dla ścieków surowych z OŚ Gdańsk „Wschód” oraz dla mieszaniny ścieków z 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków, zarówno ze składowiska w Łężycach, jak i ze składowiska w Gdańsku Szadółkach od października 2009 r. do lipca 2010 r. Metodyka wykonywania badań została opisana w rozdziale 6 niniejszego opracowania. W celu przeprowadzenia analizy frakcji ChZT wykorzystano laboratoryjny model przepływowy typu A2/O.

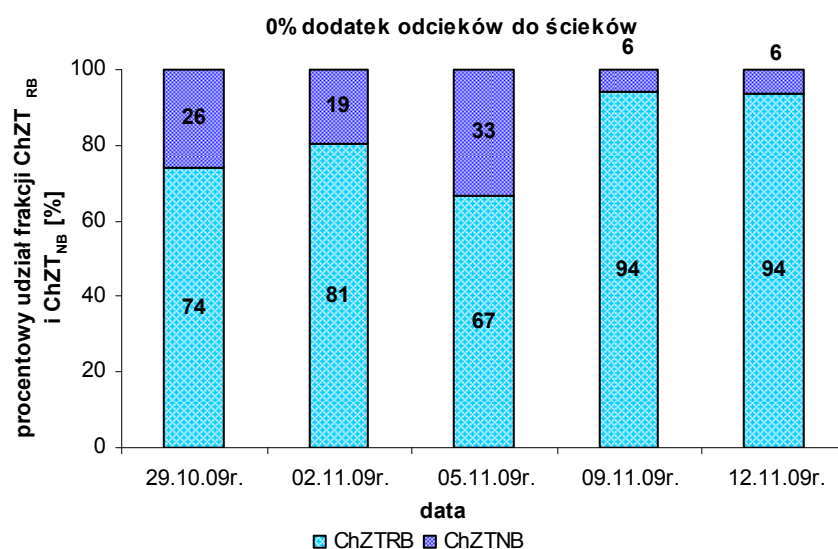
7.5.1 Analiza frakcji ChZT w ściekach surowych z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków Gdańsk „Wschód”

Podczas przeprowadzonej analizy frakcji ChZT w ściekach surowych pochodzących z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków „Wschód” w Gdańsku wykazano, iż średnie stężenie ChZT_{OG} wynosiło $735,93 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ (tabela III/1 - załącznik). Frakcja rozpuszczona (ChZT_{R}) stanowiła średnio 26%, a zawieszinowa (ChZT_{C}) 74% (rys. 7.43.). Dominującą frakcją ChZT była frakcja zawieszinowa rozkładalna biologicznie – ChZT_{CRB} , która stanowiła średnio $431,28 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, czyli 59% całkowitego ChZT_{OG} (tabela III/1 - załącznik, rys. III/1 - załącznik). Natomiast najmniejszą wartość stanowiła frakcja rozpuszczona nierozkładalna biologicznie (ChZT_{RNB}), która obejmowała zakres od 19,32 do $26,90 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ (tabela III/1 - załącznik).



Rys. 7.43. Procentowy udział frakcji rozpuszczonych i zawieszinowych w ściekach pochodzących z OŚ Gdańsk „Wschód”, pobranych w dniach: 29.10.2009 r., 02.11.2009 r., 05.11.2009 r., 09.11.2009 r., 12.11.2009 r.

Fracja rozpuszczona biologicznie rozkładalna (ChZ_{RRB}) stanowiła średnio $166,72 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ całego ChZT , czyli 23% (tabela III/1 - załącznik, rys. III/1 - załącznik). Na rysunku 7.44. przedstawiono procentową zawartość frakcji rozkładalnych i nierozkładalnych w ściekach pobranych z oczyszczalni „Wschód” w Gdańsku. Uzyskane dane wskazują, iż przeważała frakcja rozkładalna biologicznie, która stanowiła od 67% do 94%, w tym ChZ_{RRB} od 14% do 32%, a ChZ_{CRB} od 43% do 80% (tabela III/2 - załącznik; rys. 7.44., III/1 - załącznik). Natomiast frakcja biologicznie nierozkładalna obejmował zakres od 6% do 33%, w tym ChZ_{RNB} od 3% do 4%, a ChZ_{CNB} od 4% do 31% (tabela III/2 - załącznik; rys. 7.44., III/1 - załącznik).



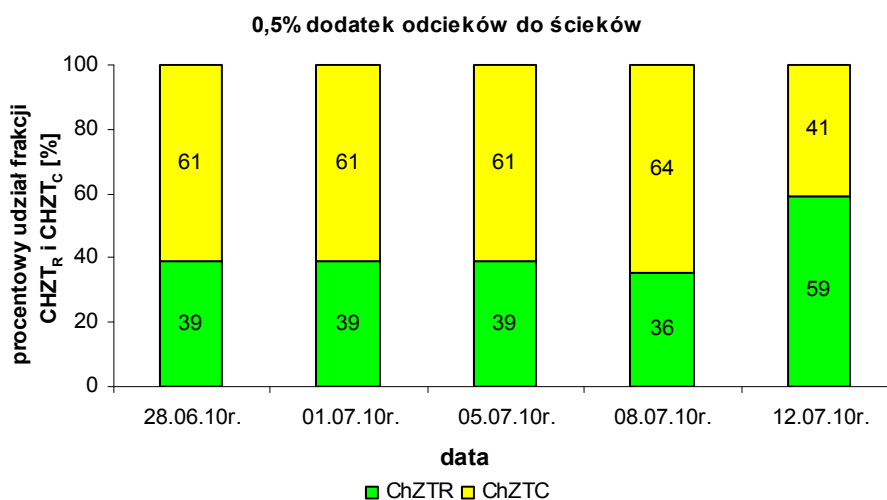
Rys. 7.44. Procentowy udział frakcji rozkładalnych i nierozkładalnych biologicznie w ściekach pochodzących z OŚ Gdańsk „Wschód”, pobranych w dniach: 29.10.2009 r., 02.11.2009 r., 05.11.2009 r., 09.11.2009 r., 12.11.2009 r.

7.5.2 Analiza frakcji ChZT w mieszaninie ścieków surowych z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków Gdańsk „Wschód” z 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków ze składowiska Eko Dolina w Łężycach

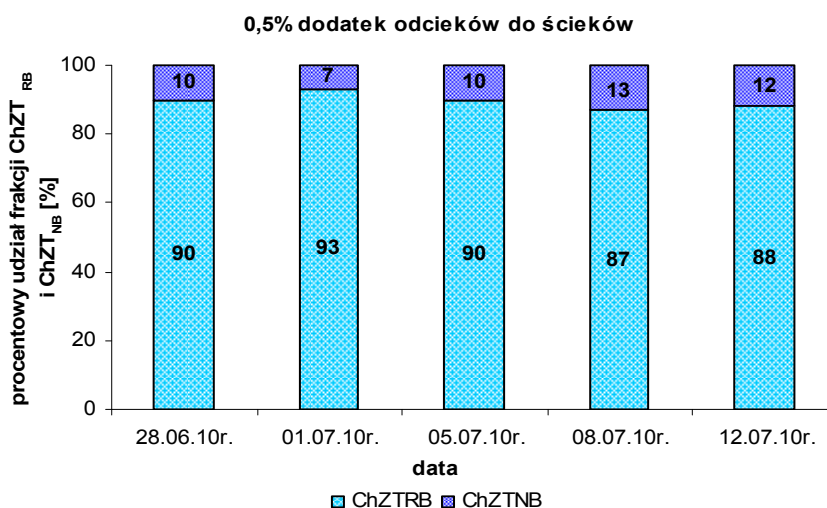
Przy 0,5% dodatku odcieków z Łężyc do ścieków surowych dominującą frakcją ChZT była frakcja ChZ_{CRB} , podobnie jak w przypadku ścieków bez dodatku odcieków i stanowiła średnio $400,92 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ (38%) (tabela III/3 - załącznik). Natomiast frakcja ChZ_{RNB} stanowiła najmniejszy udział całego ChZT_{OG} i wahała się w zakresie $27,10 - 43,70 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ (tabela III/3 - załącznik).

Fracja rozpuszczona (ChZT_{R}) stanowiła średnio 42%, a zawieszinowa (ChZT_{C}) 58% (rys. 7.45.). Frakcja rozkładalna biologicznie przedstawiona na rysunku 7.46. stanowiła od 87% do 93% w mieszaninie ścieków z 0,5% dodatkiem odcieków, w tym frakcja ChZ_{RRB}

od 32% do 54%, a frakcja $ChZT_{CRB}$ od 34% do 58% (tabela III/4 - załącznik; rys. III/2 - załącznik). Natomiast frakcja nierozkładalna biologicznie przedstawiona na rysunku 7.46. w mieszaninie z 0,5% dodatkiem odcieków obejmowała zakres od 7% do 13%, w tym frakcja $ChZT_{RNB}$ od 3% do 6%, a $ChZT_{CNB}$ od 3% do 9% (tabela III/4 - załącznik, rys. III/2 - załącznik). Najbardziej pożądana w biologicznych procesach oczyszczania frakcja rozpuszczona rozkładalna biologicznie, czyli tzw. szybko biodegradowalna stanowiła około 33%, jedynie 12.07.2010 frakcja ta przy 0,5% dodatku odcieków stanowiła 54% (rys. III/2 - załącznik).

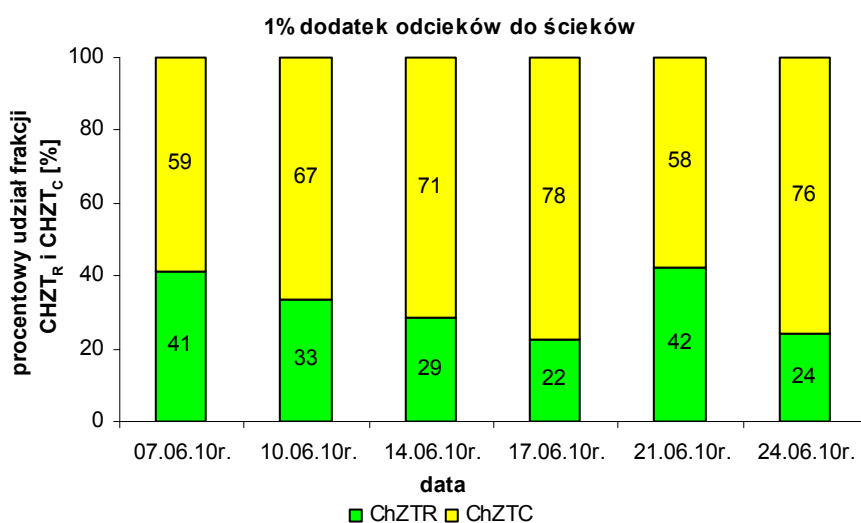


Rys. 7.45. Procentowy udział frakcji rozpuszczonej i cząsteczkowej w mieszaninie ścieków pochodzących z OŚ Gdańsk „Wschód” z 0,5% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach, próbkach z dnia: 28.06.2010 r., 01.07.2010 r., 05.07.2010 r., 08.07.2010 r., 12.07.2010 r.

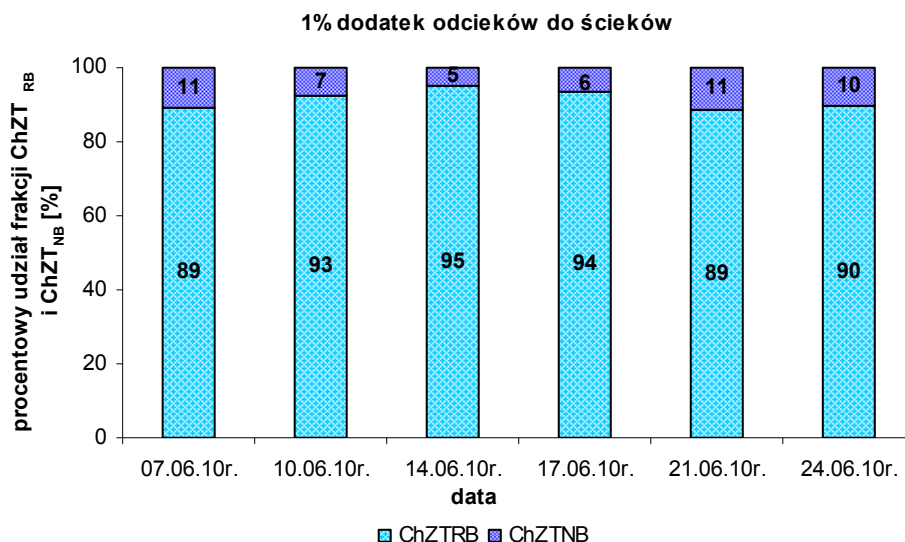


Rys. 7.46. Procentowy udział frakcji rozkładalnych i nierozkładalnych biologicznie w mieszaninie ścieków pochodzących z OŚ Gdańsk „Wschód” z 0,5% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach, próbkach z dnia: 28.06.2010 r., 01.07.2010 r., 05.07.2010 r., 08.07.2010 r., 12.07.2010 r.

Przy 1% dodatku odcieków do ścieków frakcja rozpuszczona ($ChZT_R$) stanowiła średnio 32%, a zawieszinowa ($ChZT_C$) 68% (rys. 7.47). Natomiast frakcja $ChZT_{RB}$ od 89% do 95%, a frakcja nierozkładalna biologicznie – $ChZT_{NB}$ od 5% do 11% (tabela II/4 - załącznik, rys. 7.48.). Dominującą frakcją ponownie była frakcja $ChZT_{CRB}$, która średnio wynosiła 558,05 mg O_2/dm^3 (64% całkowitego $ChZT_{OG}$), porównując jej zawartość w stosunku do ilości jaka występowała w ściekach surowych i mieszaniu z 0,5% dodatkiem odcieków nastąpił jej wzrost przy 1% dodatku (tabela III/3 - załącznik, rys. III/3 - załącznik). Na rysunkach III/2 przedstawiona frakcja $ChZT_{RRB}$ stanowiła od 19% do 38%, przy 1% dodatku odcieków, natomiast frakcja rozpuszczona nierozkładalna biologicznie - $ChZT_{RNB}$ obejmowała zakres od 19,07 do 50,30 mg O_2/dm^3 , co procentowo stanowiło od 2% do 8% (tabela III/3 - załącznik, rys. III/4 - załącznik). Frakcja $ChZT_{CNB}$ w mieszaniu z 1% dodatkiem odcieków była na zbliżonym poziomie jak w mieszaniu z 0,5% dodatkiem i wynosiła średnio 35,74 mg O_2/dm^3 , co stanowiło średnio 4% $ChZT_{OG}$ (tabela III/3 - załącznik, rys. III/4 - załącznik).

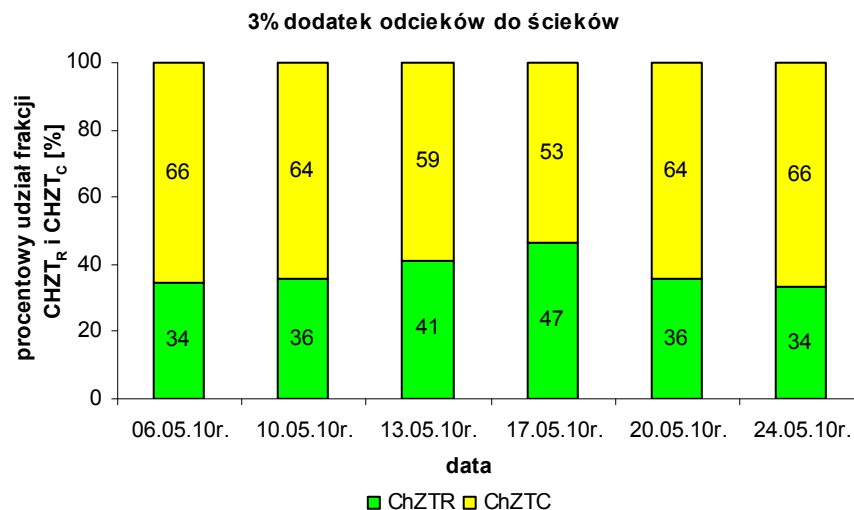


Rys. 7.47. Procentowy udział frakcji rozpuszczonej i cząsteczkowej w mieszaniu ścieków pochodzących z OŚ Gdańsk „Wschód” z 1% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach, próbkach z dnia: 07.06.2010 r., 10.06.2010 r., 14.06.2010 r., 17.06.2010 r., 21.06.2010 r., 24.06.2010 r.

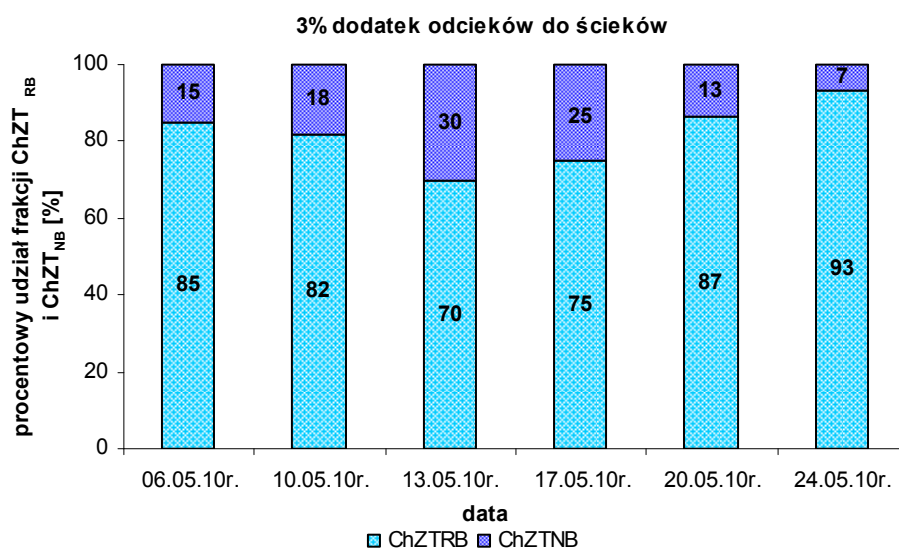


Rys. 7.48. Procentowy udział frakcji rozkładalnych i nierozkładalnych biologicznie w mieszaninie ścieków pochodzących z OŚ Gdańsk „Wschód” z 1% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach, próbkach z dnia: 07.06.2010 r., 10.06.2010 r., 14.06.2010 r., 17.06.2010 r., 21.06.2010 r., 24.06.2010 r.

Mieszanina z 3% dodatkiem odcieków z Łężyc do ścieków zawierała od 70% do 93% ChZTRB, oraz od 7% do 30% ChZTNB (tabela III/4 - załącznik; rys. 7.50.). Frakcja ChZTRB wynosiła średnio w mieszaninie z 3% dodatkiem odcieków - 38%, a ChZTC - 62% (rys. 7.49). Dominującą frakcją w ChZTRB była frakcja ChZTCRB, która obejmowała zakres od 36% do 65% ChZTog, natomiast frakcja ChZTRRB od 25% do 39% (tabela III/3 – załącznik; rys. III/4 - załącznik). W przypadku frakcji nierozkładalnych biologicznie dominował frakcja ChZTCNB, która obejmował zakres od 1% do nawet 20%, a jej średnie stężenie w mieszaninie z 3% dodatkiem odcieków wynosiło 74,04 mg O₂/dm³ (tabela III/3 - załącznik, rys. III/4 - załącznik). Frakcja ChZTRNB stanowiła natomiast od 6% do 10% całkowitego ChZTog, przy średnim stężeniu 67,60 mg O₂/dm³ (tabela III/3 - załącznik, rys. III/4 - załącznik).



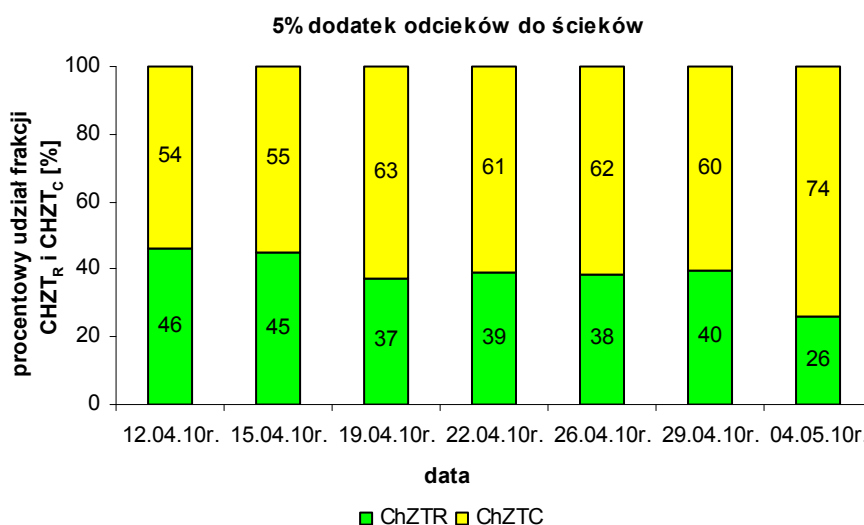
Rys. 7.49. Procentowy udział frakcji rozpuszczonej i cząsteczkowej w mieszaninie ścieków pochodzących z OŚ Gdańsk „Wschód” z 3% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach, próbkach z dnia: 06.05.2010 r., 10.05.2010 r., 13.05.2010 r., 17.05.2010 r., 20.05.2010 r., 24.05.2010 r.



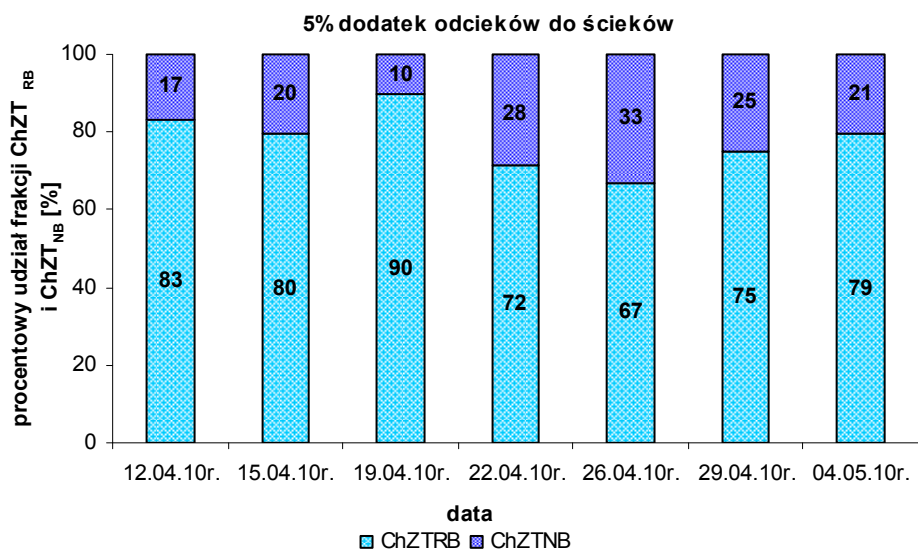
Rys. 7.50. Procentowy udział frakcji rozkładalnych i nierozkładalnych biologicznie w mieszaninie ścieków pochodzących z OŚ Gdańsk „Wschód” z 3% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach, próbkach z dnia: 06.05.2010 r., 10.05.2010 r., 13.05.2010 r., 17.05.2010 r., 20.05.2010 r., 24.05.2010 r.

Przy 5% dodatku odcieków z Łężyc do ścieków nastąpił wzrost frakcji ChZTNB, w szczególności frakcji ChZTCNB, której stężenie wynosiło od 13,66 do 196,49 mg O₂/dm³, przy procentowej zawartości od 2% do 20% ChZTOG (tabela III/3 - załącznik, rys. III/5 - załącznik). Zawartość w mieszaninie frakcji ChZTR i ChZTC była na tym samym poziomie, jak w mieszaninie z 3% dodatkiem odcieków i wynosiła odpowiednio 39% i 61% (rys. 7.51.). Frakcja ChZTRNB obejmował zakres od 67,43 mg O₂/dm³ do 99,90 mg O₂/dm³, co procentowo

w całej frakcji ChZT_{OG} stanowiło od 7% do 14% (tabela III/3 - załącznik, rys. III/5 - załącznik). Frakcja rozkładalna biologicznie stanowiła od 67% do 90% (tabela III/4 - załącznik; rys. 7.52). Ponownie frakcja ChZT_{CRB} była frakcją dominującą, pomimo iż jej zawartość była niższa niż w mieszaninie z 0%, 0,5% 1% i 3% dodatkiem odcieków - średnie stężenie wynosiło $430 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, co stanowiło 49% całkowitego ChZT_{OG} (rys. III/5 - załącznik). Stężenie frakcji ChZT_{RRB} w mieszaninie ścieków z 5% dodatkiem odcieków wynosiło od $172,15 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ do $364,49 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, z średnią procentową zawartością w całkowitym ChZT_{OG} na poziomie 29% (rys. III/5 - załącznik).



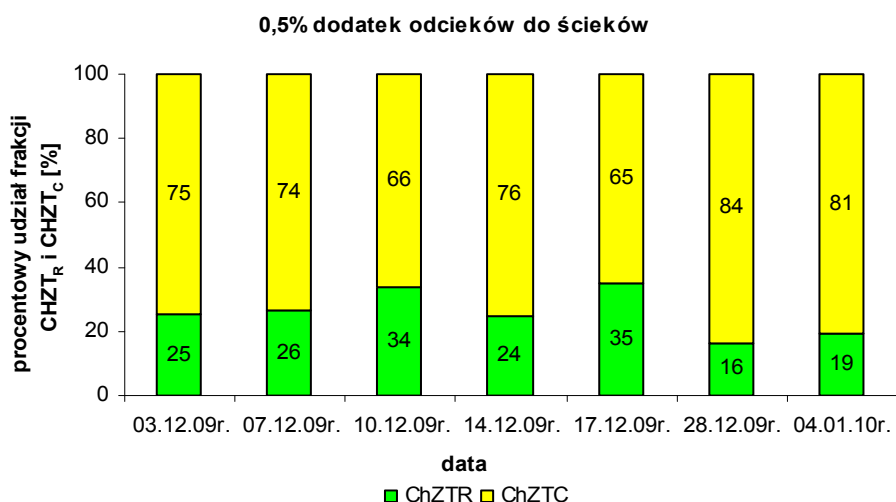
Rys. 7.51. Procentowy udział frakcji rozpuszczonej i cząsteczkowej w mieszaninie ścieków pochodzących z OŚ Gdańsk „Wschód” z 5% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach, próbkach z dnia: 12.04.2010 r., 15.04.2010 r., 19.04.2010 r., 22.04.2010 r., 26.04.2010 r., 29.04.2010 r., 04.05.2010 r.



Rys. 7.52. Procentowy udział frakcji rozkładalnych i nierozkładalnych biologicznie w mieszaninie ścieków pochodzących z OŚ Gdańsk „Wschód” z 5% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach, próbkach z dnia: 12.04.2010 r., 15.04.2010 r., 19.04.2010 r., 22.04.2010 r., 26.04.2010 r., 29.04.2010 r., 04.05.2010 r.

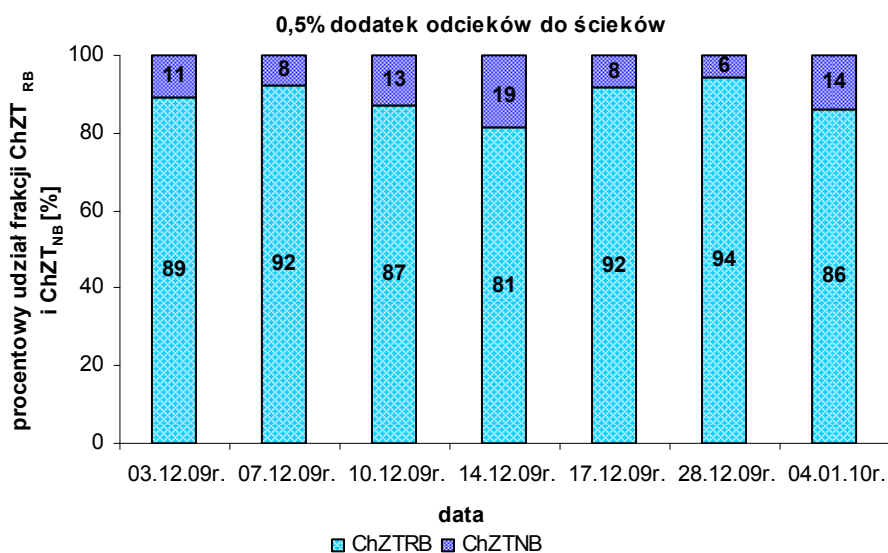
7.5.3 Analiza frakcji ChZT w mieszaninie ścieków surowych z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków Gdańsk „Wschód” z 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z Zakładu Utylizacyjnego w Gdańsku Szadółkach

W mieszaninie ścieków z 0,5% dodatkiem odcieków ze składowiska w Gdańsku Szadółkach ChZT_{OG} wynosiło średnio 709,66 mg O₂/dm³ (tabela III/5 - załącznik). Dominującą frakcją ChZT była frakcja zawieszinowa – ChZT_c, która stanowiła średnio 74%, natomiast frakcja rozpuszczona (ChZT_R) 26% (tabela III/5 - załącznik; rys. 7.53.)



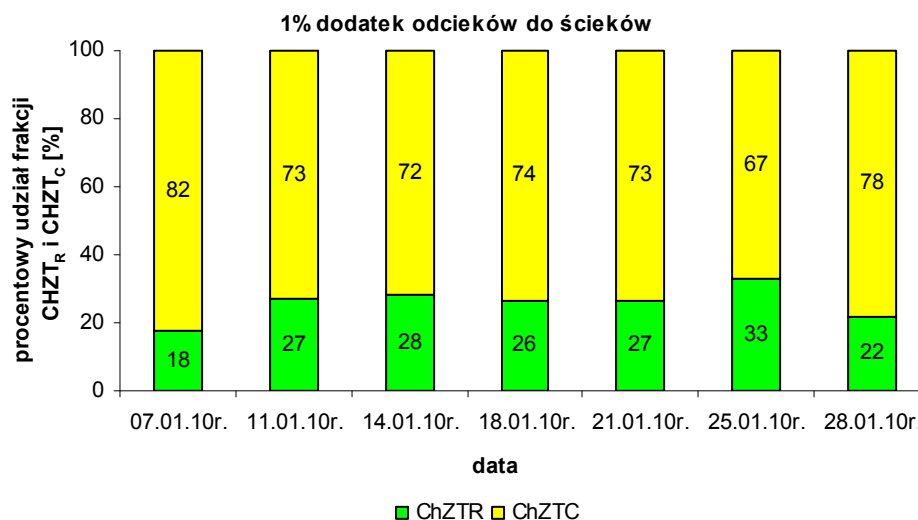
Rys. 7.53. Procentowy udział frakcji rozpuszczonej i zawieszinowej w mieszaninie ścieków pochodzących z OŚ Gdańsk „Wschód” z 0,5% dodatkiem odcieków z ZU Gdańsk Szadółki, próbkach z dnia: 03.12.2009r., 07.12.2009 r., 10.12.2009 r., 14.12.2009 r., 17.12.2009 r., 28.12.2009 r., 04.01.2010 r.

Frakcja rozkładalna biologicznie stanowiła od 81% do 94% całego ChZT_{OG} , natomiast frakcja nierozkładalna biologicznie od 6% do 19% całego ChZT_{OG} (tabela III/6 – załącznik; rys. 7.54.). Frakcja ChZT_{CRB} obejmowała zakres od 283,00 do 644,67 $\text{mg O}_2/\text{dm}^3$ (tabela III/5 - załącznik), co procentowo w całym ChZT_{OG} stanowiło od 60% do 82% (rys. III/6 - załącznik), a więc jej udział w całkowitym ChZT_{OG} był największy. Frakcja najbardziej pożądana w biologicznych procesach oczyszczania – ChZT_{RRB} wynosiła średnio 146,35 $\text{mg O}_2/\text{dm}^3$ (tabela III/5 - załącznik), co procentowo w ChZT_{OG} stanowiło średnio 21% (rys. III/6 - załącznik). Frakcja ChZT , która w głównej mierze decyduje o wielkości stężenia ChZT w odpływie z biologicznych oczyszczalni ścieków – ChZT_{RNB} wynosiła od 21,67 do 33,40 $\text{mg O}_2/\text{dm}^3$ w mieszaninie ścieków z 0,5% dodatkiem odcieków z Szadółek (tabela III/5 - załącznik), procentowo w całym ChZT_{OG} stanowiła średnio 4% (rys. III/6 - załącznik). Wśród frakcji nierozkładalnych wyróżniono również frakcję ChZT_{CNR} , która stanowiła średnio 7% ChZT_{OG} (rys. III/6 - załącznik).



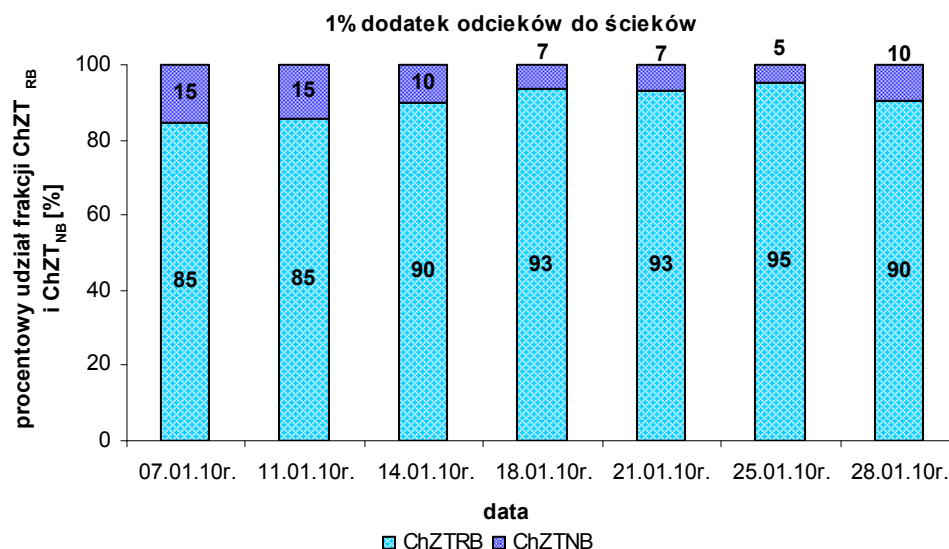
Rys. 7.54. Procentowy udział frakcji rozkładalnych i nierozkładalnych biologicznie w mieszaninie ścieków pochodzących z OŚ Gdańsk „Wschód” z 0,5% dodatkiem odcieków z ZU Gdańsk Szadółki, próbkach z dnia: 03.12.2009r., 07.12.2009 r., 10.12.2009 r., 14.12.2009 r., 17.12.2009 r., 28.12.2009 r., 04.01.2010 r.

W mieszaninie ścieków z 1% dodatkiem odcieków z Szadółek w czasie prowadzonych badań stężenie ChZT_{OG} było na poziomie od 673,92 do 1472,00 $\text{mg O}_2/\text{dm}^3$, z średnią wartością 891,87 $\text{mg O}_2/\text{dm}^3$ (tabela III/5 - załącznik). Procentowa zawartość ChZT_{R} w mieszaninie z 1% dodatkiem odcieków w stosunku do ChZT_{OG} wynosiła średnio 36%, a ChZT_{C} – 74% (rys. 7.55.).



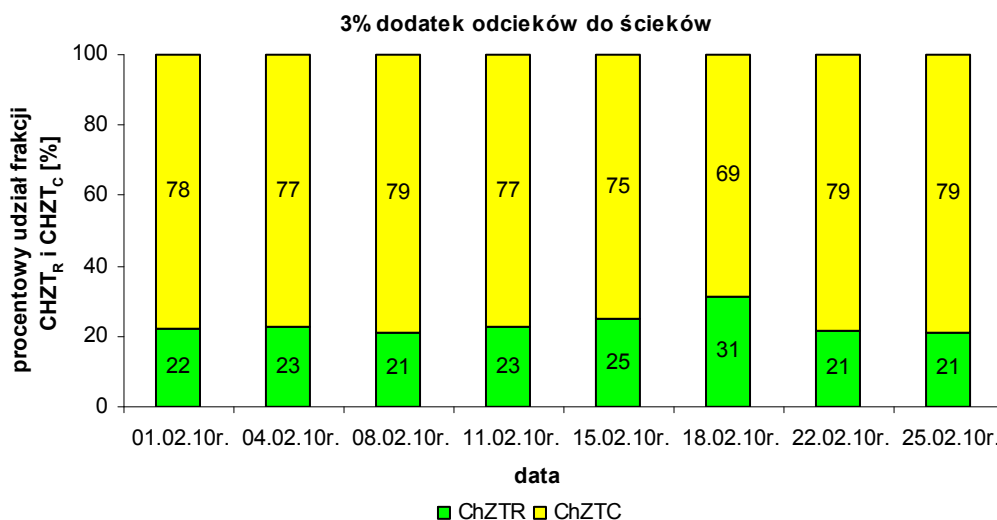
Rys. 7.55. Procentowy udział frakcji rozpuszczonej i zawiesinowej w mieszaninie ścieków pochodzących z OŚ Gdańsk „Wschód” z 1% dodatkiem odcieków z ZU Gdańsk Szadółki, próbkach z dnia: 07.01.2010 r., 11.01.2010 r., 14.01.2010 r., 18.01.2010 r., 21.01.2010 r., 25.01.2010 r., 28.01.2010 r.

Natomiast rozpatrując udział frakcji rozkładalnych biologicznie i nierozkładalnych biologicznie w mieszaninie ścieków z 1% dodatkiem odcieków z Szadółek frakcja $ChZT_{RB}$ dominowała i wynosiła średnio 89%, przy 11% $ChZT_{NB}$ (tabela III/6 - załącznik; rys. 7.56.). Wśród frakcji rozkładalnych biologicznie największy procentowy udział stanowiła frakcja zawiesinowa, która obejmował zakres $445,05 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3 - 1013,40 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ (tabela III/5 - załącznik), co procentowo zostało przedstawione na rysunkach III/7 w załączniku. Należy zwrócić uwagę iż przy 1% dodatku odcieków do ścieków nastąpił wzrost $ChZT_{RRB}$, średnio o $45 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ w porównaniu z mieszaniną z 0,5% dodatkiem odcieków (tabela III/5 - załącznik). Średnie wartości procentowej zawartości frakcji nierozkładalnych biologicznie, w stosunku do całego $ChZT_{OG}$ wynosiły: $ChZT_{RNB}$ - 4%, a $ChZT_{CNB}$ - 6% (rys. III/7 - załącznik).

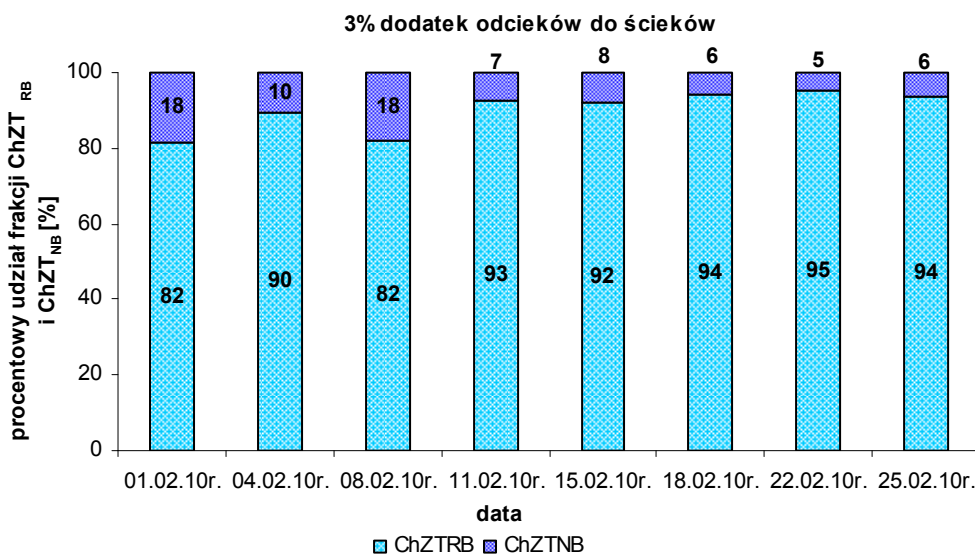


Rys. 7.56. Procentowy udział frakcji rozkładalnych i nierozkładalnych biologicznie w mieszaninie ścieków pochodzących z OŚ Gdańsk „Wschód” z 1% dodatkiem odcieków z ZU Gdańsk Szadółki, próbkach z dnia: 07.01.2010 r., 11.01.2010 r., 14.01.2010 r., 18.01.2010 r., 21.01.2010 r., 25.01.2010 r., 28.01.2010 r.

Mieszanina ścieków z 3% dodatkiem odcieków z Szadółek zawierała od 82% do 95% ChZTRB, oraz od 5% do 18% ChZTNB (tabela III/6 - załącznik, rys. 7.58.). Frakcja ChZTRB wynosiła średnio w mieszaninie 24%, a ChZTC 76% (rys. 7.57.). Dominującą frakcją w ChZTRB była frakcja ChZTCRB, która stanowiła od 63% do 77%, natomiast frakcja ChZTRRB obejmowała zakres od 16% do 27% (tabela III/5 - załącznik, rys. III/8 - załącznik). W przypadku frakcji nierozkładalnych biologicznie dominował frakcja ChZTCNB, która obejmował zakres od 1% do 15%, a jej średnie stężenie w mieszaninie z 3% dodatkiem odcieków wynosiło 48,38 mg O₂/dm³ (tabela III/5 - załącznik, rys. III/8 - załącznik). Frakcja ChZTRNB natomiast stanowiła od 4% do 5% całkowitego ChZT_{og} przy średnim stężeniu 35,17 mg O₂/dm³, którego należy spodziewać się w odpływie z układów biologicznych oczyszczalni ścieków (tabela III/5 - załącznik, rys. III/8 - załącznik).



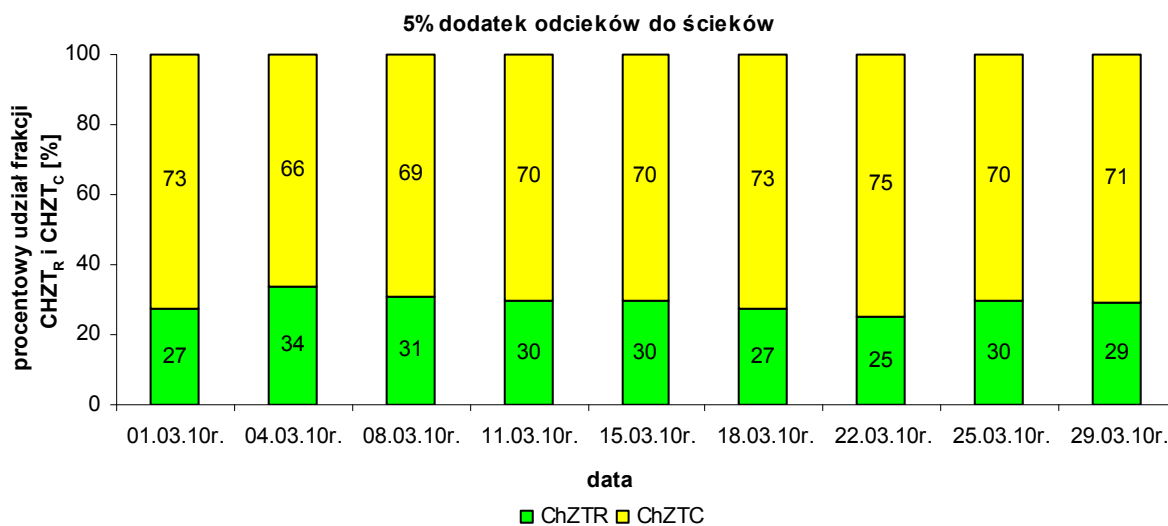
Rys. 7.57. Procentowy udział frakcji rozpuszczonych i zawieszonych w mieszaninie ścieków pochodzących z OŚ Gdańsk „Wschód” z 3% dodatkiem odcieków z ZU Gdańsk Szadółki, w próbkach z dnia: 01.02.2010 r., 04.02.2010 r., 08.02.2010 r., 11.02.2010 r., 15.02.2010 r., 18.02.2010 r., 22.02.2010 r., 25.02.2010 r.



Rys. 7.58. Procentowy udział frakcji rozkładalnych i nierozkładalnych biologicznie w mieszaninie ścieków pochodzących z OŚ Gdańsk „Wschód” z 3% dodatkiem odcieków z ZU Gdańsk Szadółki, w próbkach z dnia: 01.02.2010 r., 04.02.2010 r., 08.02.2010 r., 11.02.2010 r., 15.02.2010 r., 18.02.2010 r., 22.02.2010 r., 25.02.2010 r.

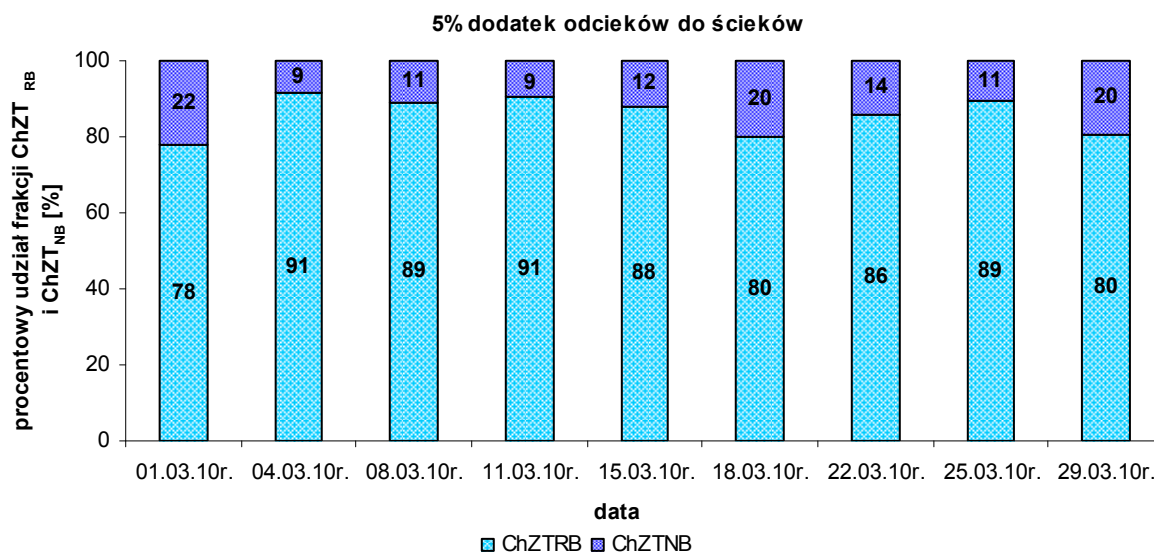
Przy 5% dodatku odcieków z Szadółek do ścieków nastąpił wzrost frakcji ChZTNB, której zawartość w ChZTOG stanowiła średnio 14%, przy 86% frakcji ChZTRB (tabela III/ 6 - załącznik; rys. 7.60.). Zawartość w mieszaninie frakcji ChZTR i ChZTC była na poziomie, odpowiednio 29% i 71% (rys. 7.59.). Wśród frakcji ChZTNB dominowała w szczególności frakcja ChZTCNB, której stężenie wynosiło od 14,43 do 112,00 mg O₂/dm³, przy procentowej

zwartości w stosunku do ChZT_{OG} od 3% do 15% (tabela III/5 - załącznik, rys. III/9 - załącznik). Frakcja ChZT_{RNB} obejmował zakres od 29,40 mg O_2/dm^3 do 44,49 mg O_2/dm^3 , co procentowo w całej frakcji ChZT_{OG} stanowiło od 5% do 8% (tabela III/5 - załącznik, rys. III/9 - załącznik).



Rys. 7.59. Procentowy udział frakcji rozpuszczonych i zawieszonych w mieszaninie ścieków pochodzących z OŚ Gdańsk „Wschód” z 5% dodatkiem odcieków z ZU Gdańsk Szadółki, w próbkach z dnia: 01.03.2010 r., 04.03.2010 r., 08.03.2010 r., 11.03.2010 r., 15.03.2010 r., 18.03.2010 r., 22.03.2010 r., 25.03.2010 r., 29.03.2010 r.

Frakcja rozkładalna biologicznie stanowiła od 78% do 91% (tabela III/6 - załącznik; rys. 7.60.). Podobnie jak w mieszaninach z 0%, 0,5% 1% i 3% dodatkiem odcieków, frakcja ChZT_{CRB} była frakcją dominującą, a jej średnie stężenie wynosiło 397,89 mg O_2/dm^3 , co stanowiło 63% całkowitego ChZT_{OG} (rys. III/9 - załącznik). Stężenie frakcji ChZT_{RRB} w mieszaninie ścieków z 5% dodatkiem odcieków obejmowało zakres od 93,25 mg O_2/dm^3 do 209,42 mg O_2/dm^3 , z średnią procentową zawartością w ChZT_{og} na poziomie 23% (tabela III/5 - załącznik; rys. III/9 - załącznik).



Rys. 7.60. Procentowy udział frakcji rozkładalnych i nierozkładalnych biologicznie w mieszaninie ścieków pochodzących z OŚ Gdańsk „Wschód” z 5% dodatkiem odcieków z ZU Gdańsk Szadółki, w próbkach z dnia: 01.03.2010 r., 04.03.2010 r., 08.03.2010 r., 11.03.2010 r., 15.03.2010 r., 18.03.2010 r., 22.03.2010 r., 25.03.2010 r., 29.03.2010 r.

8. Dyskusja wyników

8.1 Ocieki ze składowiska odpadów Eko Dolina w Łężycach oraz ZU w Gdańsku Szadółkach

Składowisko Eko Dolina w Łężycach rozpoczęło swoją działalność w 2003, zaliczane jest więc do składowisk dojrzewających, powyżej 5 lat eksploatacji. Natomiast składowisko w Szadółkach rozpoczęło swoją działalność w 1973 roku, dlatego zaliczane jest do składowisk starych, jednak wciąż eksploatowanych (w 2010 r. rozpoczęła się jego modernizacja). Wyniki przeprowadzonych analiz poszczególnych parametrów w odciekach z obu składowisk przedstawiono w załączniku do niniejszego opracowania w tabelach I/1 – I/3. Uzyskane dane wskazują, iż ocieki charakteryzowały się dużą zmiennością, co jest typowe dla odcieków pochodzących ze składowisk odpadów komunalnych (Lee i in., 2010; Szyc, 2003). Wartość pH w zakresie 6,51 – 7,89 dla odcieków z Łężyc i 7,19 – 8,14 dla odcieków z Szadółek świadczyła, iż próbki pochodziły ze składowisk będących w fazie metanogennej, w której następuje redukcja lotnych kwasów tłuszczowych, występujących głównie w fazie fermentacji kwaśnej składowisk (Surmacz-Górska, 2001). Stężenie SO_4^{2-} w odciekach z Eko Doliny było wyższe (średnia wartość $387,25 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$) w porównaniu z Szadółkami (średnia wartość $147,88 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$) (tabela I/1 - załącznik), co wskazuje, iż ocieki z Łężyc były młodsze i prawdopodobnie wciąż podlegały w fazie metanogennej mikrobiologicznej redukcji z SO_4^{2-} do S^{2-} (Christensen i in., 2001). Zawartość chlorków w młodszych odciekach była również wyższa (średnia wartość $2821,62 \text{ mg Cl}^-/\text{dm}^3$) niż w starszych (średnia wartość $1809,15 \text{ mg Cl}^-/\text{dm}^3$), co świadczyło iż w przyrodzie składowanych odpadów w Łężycach następowała wzmożona sorpcja i strącanie nieorganicznych makroskładników w środowisku beztlenowym (Lo, 1996). Ocieki z Łężyc charakteryzowały się również wyższą przewodnością, w porównaniu z odciekami z Szadółek (tabela I/1 - załącznik). Stężenie zawiesiny ogólnej było niskie, zarówno w młodszych jak i starszych odciekach i wynosiło średnio $56,13 \text{ mg}/\text{dm}^3$ (OD z Łężyc), $233,14 \text{ mg}/\text{dm}^3$ (OD z Szadółek). Oznacza to, iż prawdopodobnie dodatek odcieków do ścieków surowych nie spowoduje wzrostu stężenia zawiesiny ogólnej w mieszaninie ścieków i odcieków. Ocieki z obu składowisk charakteryzowały się dużą mętnością oraz ciemną żółto – brunatną barwą, co spowodowane było przede wszystkim utlenianiem jonów żelazawych do form żelazowych, tworzących związki koloidalne wodorotlenku żelazowego oraz kompleksy ze związkami humusowymi (Chu i in., 1994). Posiadały także silny nieprzyjemny zapach.

Wyniki przedstawione w tabeli I/2 wskazują iż na przestrzeni lat: 2009-2010 w odciekach z Łęczyc wzrastało stężenie azotu amonowego, oraz azotu ogólnego. Oznacza to, iż w pryzmie składowanych odpadów nadal zachodziła deaminacja i amonifikacja form organicznych azotu (Tatsi i Zouboulis, 2002). Potwierdzeniem tego zjawiska była również malejąca w czasie zawartość azotu organicznego (tabela I/2 - załącznik). Natomiast w odciekach z Szadółek stężenie azotu amonowego było niższe i wynosiło średnio 945,52 mg N-NH₄/dm³, przy czym zwraca uwagę sytuacja odwrotna do poprzedniej – spadek stężenia N-NH₄ w latach 2008–2010 r. (tabela I/2 - załącznik). Wzrost stężenia azotu amonowego w odciekach wraz z wiekiem składowiska (z początkowej fazy tlenowej poprzez fazę fermentacji kwaśnej, aż do fazy metanogennej) został zaobserwowany w wielu pracach badawczych (Lee i in, 2010; Kulikowska i Klimiuk, 2008). Tatsi i Zouboulis (2002) określili stężenie azotu amonowego w odciekach ustabilizowanych na poziomie od 39 do 1750 mg N-NH₄/dm³ (wartość średnia 934 mg N-NH₄/dm³), natomiast Chu i in. (1994) - na poziomie 500 – 1500 mg N-NH₄/dm³ po 3-8 latach eksploatacji. Dodatkowo stwierdzili iż takie stężenie utrzymuje się przynajmniej przez następne 50 lat. Natomiast w młodych odciekach stężenie azotu amonowego podawane przez różnych autorów zawiera się w bardzo szerokich zakresach, co wynika z różnic klimatycznych, technologii składowanych odpadów i ich rodzaju (Surmacz-Górska, 2001). I tak np. Kulikowska i Klimiuk (2008) wskazują iż na składowisku w miejscowości Wysieka (województwo warmińsko-mazurskie) stężenie zawierało się w granicach od około 110 mg N-NH₄/dm³ w 23 miesiącu eksploatacji do około 360 mg N-NH₄/dm³ w 73 miesiącu eksploatacji, natomiast Surmacz-Górska (2001) na składowisku w Siemianowicach Śląskich (przełom 4 i 5 roku eksploatacji) stwierdziła stężenie od około 500 do ponad 4200 mg N-NH₄/dm³. Powyższe dane literaturowe potwierdzają iż ocieki z Łęczyc pochodzą ze składowiska stabilizującego się, natomiast z Szadółek ze składowiska starego – ustabilizowanego.

Średnia wartość stężenia fosforu ogólnego w odciekach z Eko Doliny wynosiła 16,79 mg P/dm³ i mieściła się w przedziale charakteryzującym ścieki miejskie (Dymaczewski i in., 1997). Natomiast stężenie TP w odciekach ze składowiska w Szadółkach wynosiło średnio 5,33 mg P/dm³ i była to wartość niższa o 5 mg P/dm³ od średniej dla ścieków surowych z OŚ Gdańsk „Wschód”. Tak niskie stężenie fosforu w odciekach szczególnie w próbkach pobranych w grudniu 2009 roku oraz od stycznia do marca 2010 r. (średnio 2,4 mg P/dm³ -

tabela I/2 - załącznik) mogłoby być czynnikiem limitującym dla tlenowych biologicznych metod oczyszczania samych odcieków (Tatsi i Zouboulis, 2002).

Stężenie BZT₅ w odciekach z Łężyc wynosiło średnio 484,50 mg O₂/dm³, natomiast ChZT_{Cr} było wysokie i mieściło się w zakresie od 2192,12 do 3642,00 mg O₂/dm³ (tabela I/3 - załącznik). Stosunek BZT₅/ChZT_{Cr} był niski i wahał się w zakresie: 0,10 - 0,2, co świadczyło o niskiej biodegradowalności odcieków z Łężyc i było charakterystyczne dla odcieków dojrzewających, w których po rozkładzie zanieczyszczeń organicznych zaczynają dominować związki refrakcyjne (Kulikowska i Klimiuk, 2008; Lee i in. 2010). Uzyskana wartości stosunku N/BZT₅ w odciekach z Łężyc w zakresie od 2,84 do 8,82 był znacznie wyższa od pożądanej $\leq 0,2$, która pozwala uzyskać pełną denitryfikację (Klimiuk i Łebkowska, 2008). W odciekach z ZU w Gdańsku Szadółkach stężenie BZT₅ w próbkach pobranych w 2008 roku było wysokie i wynosiło od 1328 do 3020 00 mg O₂/dm³ (tabela I/3 - załącznik), natomiast w próbkach pobranych od grudnia 2009 r. do marca 2010 r. osiągało bardzo niskie wartości w granicach od 76 do 127 mg O₂/dm³ (tabela I/3 - załącznik). Taka zmienność składu odcieków może wynikać ze sposobu eksploatacji składowiska, na którym nowe odpady były układane na odpadach starych już ustabilizowanych. Dodatkowo, znaczący wpływ mogła mieć recyrkulacja odcieków na pryzmę składowiska. Nie bez znaczenia była pora roku, w której dokonywano poboru próbek odcieków ze składowisk. W porze letniej ilość powstających odcieków jest znacznie mniejsza niż w okresie od września do kwietnia (Rosik-Dulewska, 2005). W związku z powyższym w okresie letnim prawdopodobnie nastąpiło zagęszczenie odcieków w studni nr 1 (fot. 6.1), co wpłynęło na znacznie wyższe stężenie niektórych parametrów. Zmienność sezonową odcieków zauważyli również Åkesson i Nilsson (1997 – za Christensen i in, 2001), którzy wykazali iż w odciekach pochodzących ze szwedzkich składowisk podczas mokrego sezonu stężenie zanieczyszczeń było niższe, niż podczas sezonu suchego. Podobne obserwacje przedstawili w swojej pracy Chu i in. (1994). Również w próbkach odcieków z Szadółek stężenie ChZT_{Cr} w 2008 roku (lato) było wyższe i wynosiło od 1846,15 do 3916,26 mg O₂/dm³, natomiast na przełomie lat 2009/2010 r. (zima) było znacznie niższe i zmieniało się od 534,00 do 632,42 mg O₂/dm³ (tabela I/3 - załącznik). Stosunek BZT₅/ChZT_{Cr} wynosił od 0,12 do 0,78, należy jednak zwrócić uwagę, iż najwyższe wartości od 0,65 do 0,78 notowano w okresie letnim, a najniższe od 0,12 do 0,24 w okresie zimowym. Oznacza to, iż odcieki w Szadółkach w okresie letnim 2008 r. zawierały substancję organiczną łatwo rozkładalną, natomiast w zimie 2009/2010 r. substancja organiczna składała się głównie ze związków refrakcyjnych,

charakteryzujących odcieki stare, teoretycznie nie nadające się do oczyszczania biologicznego (Kulikowska, 2009). W całym okresie badań stosunek N/BZT₅ znacznie przekraczał pożądaną wartość $\leq 0,2$, powalającą na pełną denitryfikację podczas procesu oczyszczania biologicznego (Bever i in. 1997) i obejmował zakres od 0,41 do 10,19.

Podczas prowadzonych badań analizowano również zawartość metali ciężkich w odciekach, ściekach oraz mieszaninie na wejściu i wyjściu z układów A2/O i SBR, jednak uzyskane dane nie zostały przedstawione w niniejszym opracowaniu. Stężenie poszczególnych metali: Zn, Cu, Pb, Ni, Cd, Cr w odciekach ze składowiska Eko Dolina w Łęczycach zostało przedstawione w materiałach konferencyjnych: The Second International Conference "Hazardous and Industrial Waste Management", Chania (Crete - Greece) in October 5th - 8th, 2010 (Fudala-Książek i in., 2010), natomiast z ZU w Gdańsku Szadółkach w materiałach konferencyjnych: Twelfth International Waste Mangement and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula (Cagliari), Sardynia, Italy; 5-9 October 2009 (Quant i in., 2009c) oraz w Sprawozdaniu merytorycznym z projektu finansowanego przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego, o nr N 523 07732/2900 (Quant i in., 2010). Uzyskane wyniki wskazują iż stężenie metali ciężkich w odciekach zarówno z Łęczyc, jak i Szadółek było niskie i mieściło się w dolnych partiach zakresów przedstawionych przez Christensena i in. (2001). Podawane w literaturze światowej zakresy stężenia metali ciężkich są bardzo szerokie i często odbiegają od danych polskich (Lema i in, 1988), co może wynikać z różnicy w rodzaju składowanych odpadów, wieku składowiska i sezonowości badań (Tatsi i Zouboulis, 2002). Porównując uzyskane wyniki stężenia metali w odciekach z Łęczyc (wartości średnie dla: Zn – 0,146 mg/dm³, Cu – 0,266 mg/dm³, Pb – 0,189 mg/dm³, Ni – 0,371 mg/dm³, Cd – 0,020 mg/dm³, Cr – 0,411 mg/dm³) i Szadółek (wartości średnie dla okresu zimowo/wiosennego: Zn – 0,031 mg/dm³, Cu – 0,008 mg/dm³, Pb – 0,051 mg/dm³, Ni – 0,270 mg/dm³, Cd – 0,032 mg/dm³, Cr – 0,261 mg/dm³; wartości średnie dla okresu letniego: Zn – 0,461 mg/dm³, Cu – 0,173 mg/dm³, Pb – 0,238 mg/dm³, Ni – 1,582 mg/dm³, Cd – 0,025 mg/dm³, Cr – 0,280 mg/dm³) z odciekami z Ameryki Łacińskiej (Olivero-Verbel i in., 2008), z Grecji (Tatsi i Zouboulis, 2002), czy z odciekami z Niemiec (Kruempelbeck i Ehrig, 1999) należy stwierdzić, iż uzyskane wartości są na zbliżonym poziomie, natomiast w porównaniu z danymi Kanady są niższe (Farquhar, 1989).

Oprócz analizowanych parametrów przedstawionych w tabelach I/1 – I/3, będących przedmiotem niniejszego opracowania, odcieki zawierają różnego rodzaju substancje zaliczane do XOCs (z ang. Xenobiotic Organic Compounds) wśród których można wymienić

np. aromatyczne węglowodory, węglowodory halogenowe, pestycydy, fenole, aromatyczne sulfoniiny, itd. (Kjeldsen i in., 2002), a które wraz z metalami ciężkimi decydują o ich toksyczności (Alkalay i in., 1998; Kalka i in., 2010).

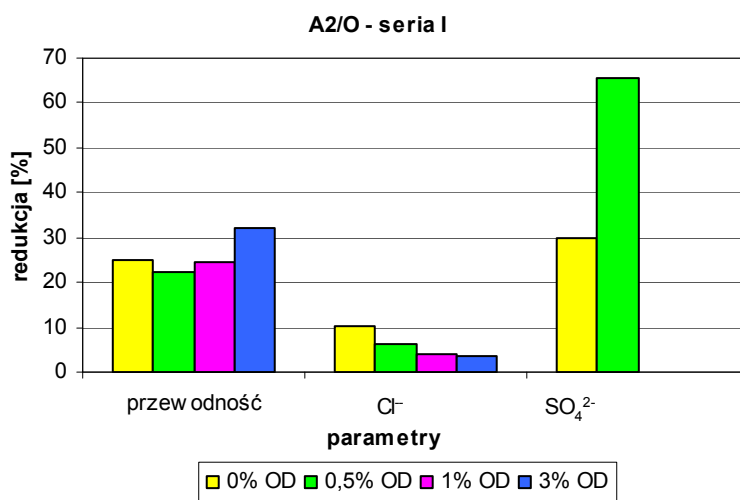
Analiza poszczególnych parametrów odcieków ze składowiska w Łęczycach (stabilizujące się/średni wiek) i Szadółkach (ustabilizowane/stare) wskazuje, iż stężenie zanieczyszczeń zmienia się w czasie, co potwierdzone zostało licznymi publikacjami (Kulikowska i Klimiuk, 2008; Lee i in., 2010; Lo, 1996). Jak słusznie zauważył Ziyang i in. (2009) technologia oczyszczania odcieków, powinna być modyfikowana i dostosowywana do zmian składu w całym okresie ich powstawania na składowisku odpadów. Ocieki z młodych składowisk są podatne na rozkład biologiczny (współczynnik $BZT_5/ChZT > 0,5$) i do ich oczyszczania można zastosować metody biologiczne. Natomiast w odciekach ze składowisk stabilizujących się, następuje obniżenie ilorazu $BZT_5/ChZT$, co wskazuje na malejące stężenie organicznych związków biodegradowalnych. Wskutek zachodzących procesów biodegradacji, zaczynają pojawiać się związki inertne, dlatego do oczyszczania odcieków stabilizujących się należałoby zastosować mieszane biologiczno–fizyko–chemiczne metody oczyszczania. Natomiast do odcieków starych, całkowicie ustabilizowanych (o wartości stosunku $BZT_5/ChZT < 0,1$) zalecane są głównie procesy fizyko-chemiczne (Kjeldsen i in., 2002, Kulikowska, 2009; Renou i in., 2008). W związku z faktem iż każdorazowa zmiana technologii oczyszczania odcieków (wraz z rosnącym wiekiem składowiska) byłaby bardzo kosztowna, warto rozważyć zastosowanie ekonomicznej, przyjaznej środowisku i jednocześnie jednej z najprostszych metod oczyszczania odcieków, tzn. wspólnym oczyszczaniu ich ze ściekami w miejskich biologicznych oczyszczalniach ścieków. Jednakże współoczyszczanie ścieków komunalnych z odciekami składowiskowymi pomimo licznych zalet, ze względu na zagrożenia jakie niosą ze sobą ocieki jest często uznawane za niezgodne z aktualnym stanem techniki (Obarska-Pempkowiak i in., 2009b; Welander i in., 1997 – za Surmacz–Górską (2001); Wojciechowska, 2010). W związku z wciąż istniejącymi pytaniami dotyczącymi możliwości wspólnego oczyszczania odcieków ze ściekami w biologicznych oczyszczalniach ścieków, w niniejszej pracy postanowiono zająć się odpowiedzią na pojawiające się wątpliwości, a w szczególności ustalić jaki udział procentowy odcieków stabilizujących się oraz odcieków ustabilizowanych (trudno rozkładalnych biologicznie) nie będzie szkodliwie wpływał na przebieg procesów biochemicznych.

8.2 Współczyszczanie ścieków z 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków w układzie A2/O

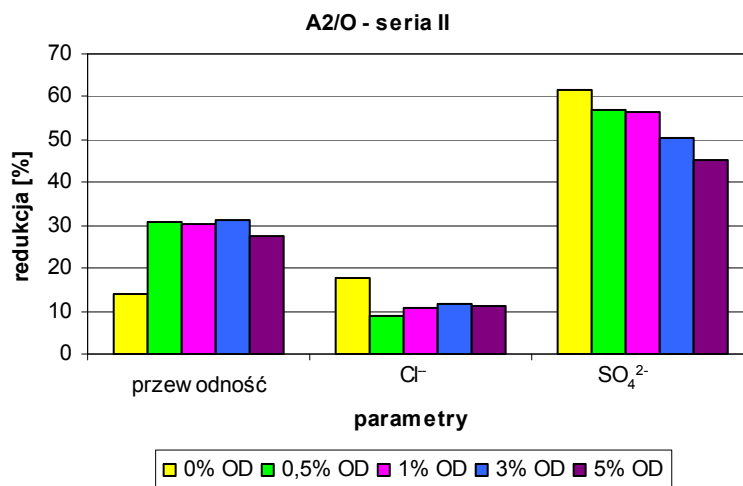
Przeprowadzono dwie serie pomiarowe współczyszczania ścieków w układzie A2/O z 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach. W pierwszej serii badań odcieki te charakteryzowały się wysokim stężeniem zanieczyszczeń organicznych i nieorganicznych (tabele I/1–I/3 - załącznik), co spowodowało liczne perturbacje w uzyskiwanych wartościach poszczególnych parametrów w odpływie z układu A2/O, a zatem podjęto decyzję o przeprowadzeniu serii II. Natomiast w przypadku odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach, które charakteryzowały się niższymi wartościami stężenia zanieczyszczeń w stosunku do odcieków z Łężyc, ze względu na stabilność uzyskanych wyników badań w odpływie z układu A2/O wykonano jedną serię pomiarową.

Dodatek odcieków pochodzących z Łężyc lub z Szadółek do ścieków powodował nieznaczny wzrost stężenia Cl^- w surowej mieszance ścieków z odpowiednim dodatkiem odcieków (tabela I/11, I/17, I/23, I/29, oraz I/59, I/65, I/71, I/77 - załącznik). Największy wzrost stężenia Cl^- w mieszance występował przy dodatku 5% odcieków z Łężyc średnio o $154,68 \text{ mg Cl}^-/\text{dm}^3$ (seria II), w skutek czego w dopływie średnie stężenie było na poziomie $292,23 \text{ mg Cl}^-/\text{dm}^3$. Przy analogicznym dodatku odcieków z Szadółek wzrost stężenia wyniósł średnio $51,60 \text{ mg Cl}^-/\text{dm}^3$, a stężenie w dopływie przyjmowało wartość $175,30 \text{ mg Cl}^-/\text{dm}^3$. Na rysunkach 8.1, 8.2 i 8.3 zwraca uwagę bardzo niski stopień redukcji stężenia chlorków w procesie oczyszczania ścieków i mieszanki ścieków i odcieków. Dodatek odcieków (0,5%, 1%, 3% i 5%) powodował ponadto obniżenie stopnia redukcji stężenia chlorków w porównaniu do oczyszczonych ścieków z OŚ Gdańsk „Wschód”. Podwyższone stężenia chlorków mogą zakłócać czynności fizjologiczne mikroorganizmów, w tym mechanizmy transportu przez biologiczne błony komórkowe. Wykazano jednak iż wysokie zasolenie nie stanowi problemu dla biologicznego usuwania związków organicznych ze ścieków, a osad czynny (po adaptacji) wykazuje dużą tolerancję na wysokie zasolenie, nawet do $1000 \text{ mg Cl}^-/\text{dm}^3$ (Zdybek, 2005). Pogorszenie efektywności następowało jedynie w badaniach z uderzeniowym wysokim stężeniem chlorków (Hamoda i Al-Attar, 1995). Dodatkowo Zdybek (2005) wykazał, iż stężenie chlorków na poziomie $200\text{--}1000 \text{ mg Cl}^-/\text{dm}^3$ nie powodowało destabilizacji wzmożonego biologicznego usuwania fosforu (EBPR – z ang. Enhanced Biological Phosphorus Removal), a nawet przy zawartości chlorków na poziomie $200 \text{ mg Cl}^-/\text{dm}^3$ i $500 \text{ mg Cl}^-/\text{dm}^3$ następowała poprawa efektywności procesu defosfatacji. Może to wskazywać na pewne korzystne oddziaływanie zasolenia przy wspólnym oczyszczaniu ścieków komunalnych z innymi ściekami o wyższym stopniu

zasolenia. Usuwanie chlorków, które w ściekach występują w formie rozpuszczonej w standardowych oczyszczalniach biologicznych jest nieznaczne (Tchobanoglous i in., 2003). Należy jednak zwrócić uwagę iż odpływ z układu A2/O po oczyszczaniu ścieków z odciekami z Łężyc jak i Szadółek nie przekraczał dopuszczalnego stężenia $1000 \text{ mg Cl}^-/\text{dm}^3$, (Dz. U. nr 137, poz. 984) (maksymalna wartość w odpływie - $290,71 \text{ mg Cl}^-/\text{dm}^3$ – 26.04.2010 r. przy 5% dodatku odcieków z Łężyc).

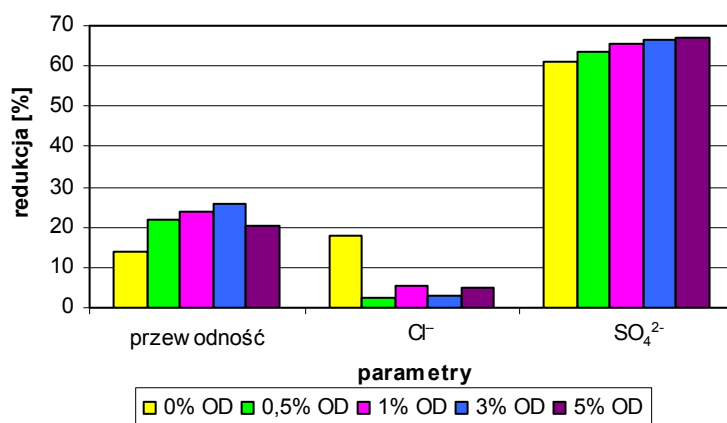


Rys. 8.1. Średnie wartości procentowej redukcji przewodności, stężenia chlorków i siarczanów przy 0%, 0,5%, 1%, i 3% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków w układzie A2/O w serii I.



Rys. 8.2. Średnie wartości procentowej redukcji przewodności, oraz stężenia chlorków i siarczanów przy 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków w układzie A2/O w serii II.

A2/O

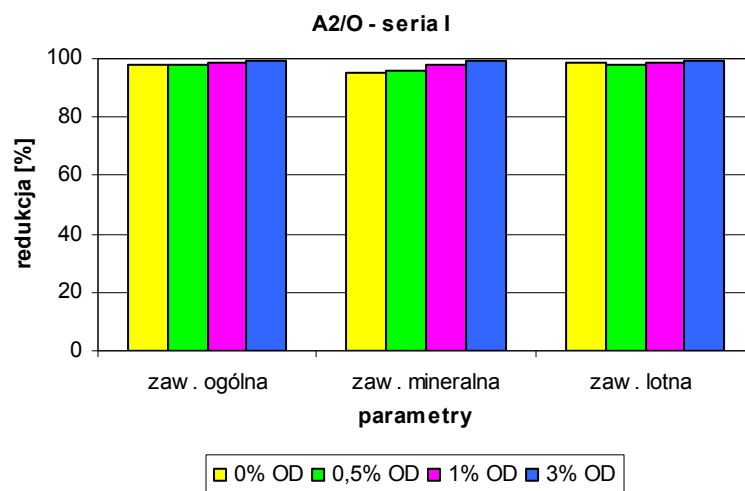


Rys. 8.3. Średnie wartości procentowej redukcji przewodności, stężenia chlorków i siarczanów przy 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkach odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach do ścieków w układzie A2/O.

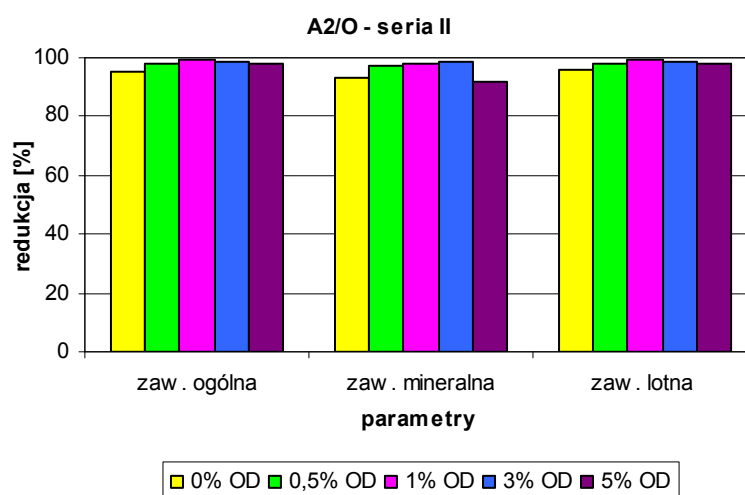
Usuwanie siarczanów z mieszaniny ścieków z odciekami z Łężyc malało wraz ze wzrostem udziału procentowego odcieków (rys. 8.2). Natomiast przy oczyszczaniu ścieków z odciekami z Szadółek stopień redukcji utrzymywał się na zbliżonym poziomie (rys. 8.3). Z uwagi na fakt, iż stężenie siarczanów w odciekach z obu rozpatrywanych składowisk nie było wysokie i wynosiło średnio 387,25 mg SO₄²⁻/dm³ w Łężycach, a 147,88 mg SO₄²⁻/dm³ w Szadółkach (tabela I/1 - załącznik) nie notowano istotnego wzrost wielkości tego parametru w mieszaninie dopływającej do modelu A2/O (tabela I/11, I/17, I/23, I29, oraz I/59, I/65, I/71, I/77 - załącznik). Redukcja stężenia siarczanów odbywała się przy udziale bakterie desulfurykacyjnych (SRB – z ang. sulfate reducing bacteria), które mają zdolność dysymilacyjnej redukcji siarczanów (oddychanie siarczanowe), prowadzące do powstania zredukowanych form siarki. Bakterie redukujące siarczany są zdolne do utleniania związków organicznych kosztem redukcji siarczanów w warunkach beztlenowych (Dries i in., 1998). Stopień degradacji substancji organicznej w warunkach beztlenowych zależy od dostępności akceptora elektronów (np. azotany (V) dla bakterii denitryfikacyjnych, siarczany dla bakterii redukujących siarczany, dwutlenek węgla dla metanogennych bakterii). Bakterie metanogenne oraz SRB często konkurują, ponieważ mają podobne potrzeby pokarmowe i przeprowadzają metabolizm przy zbliżonej wartości potencjału redoksowego (Percheron i in., 1997). Wartość stosunku ChZT/SO₄²⁻ jest ważnym parametrem decydującym o redukcji siarczanów. Redukcja stężenia siarczanów w serii II badań nad współoczyszczaniem ścieków z odciekami z Łężyc wynosiła średnio 57%, 56,6%, 50% i 45% (rys. 8.2.), przy średnim stosunku ChZT/SO₄²⁻ odpowiednio: 3,57, 3,77, 3,13, 3,43 dla 0,5% 1% ,3% i 5% dodatku odcieków.

Natomiast przy dodatku odcieków z Szadółek uzyskano średnią redukcję siarczanów w odpływie z układu A2/O dla 0,5% dodatku odcieków - 64%, 1% - 65%, 3% - 66,7%, i 5% - 67% (rys. 8.3.), przy stosunku $\text{ChZT}/\text{SO}_4^{2-}$ odpowiednio: 3,96, 4,70, 4,79, 3,60. Thabet i in., 2009 uzyskali znacznie wyższy stopień redukcji stężenia siarczanów, który wyniósł 87%, przy 91% redukcji ChZT, dla wartości stosunku $\text{ChZT}/\text{SO}_4^{2-} = 1,17$. Przedstawione powyżej dane potwierdzają wyniki Mizuno i in. (1994), którzy zaobserwowali, iż przy stosunku $\text{ChZT}/\text{SO}_4^{2-}$ w ściekach powyżej 6 przeważają bakterie metanogenne, a przy mniejszy od 1,5, dominują bakterie redukujące siarczany. Jednocześnie należy podkreślić iż obecność siarczanów w ściekach/odciekach może być przyczyną problemów w przebiegu beztlenowych procesów ich oczyszczania, ze względu na gromadzenie się toksycznych produktów między innymi siarkowodoru (Machnicka i Grübel, 2006; Przywara, 2006). Ważnym efektem procesów współoczyszczania w układzie A2/O ścieków z dodatkiem odcieków było obniżenie stężenia siarczanów w odpływie poniżej wartości dopuszczalnej w prawie polskim tj. $\leq 500 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$ (Dz. U. nr 137, poz. 984). Wielkość przewodnictwa oczyszczonej mieszaniny ścieków i odcieków była ściśle związana ze stężeniem chlorków i siarczanów.

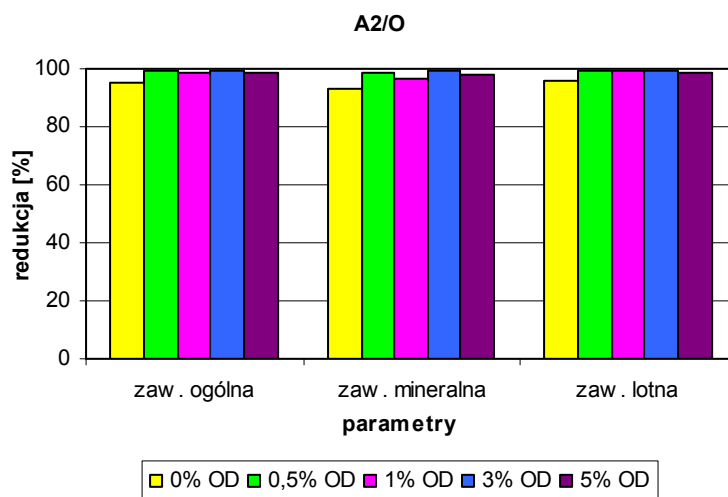
Średnia efektywność usuwania zawiesiny ogólnej, mineralnej oraz lotnej w układzie A2/O przedstawiono na rysunkach 8.4–8.6. Efektywność usuwania zawiesiny ogólnej zarówno przy współoczyszczaniu odcieków z Łężyc jak i z Szadółek, była powyżej 90%, czyli zgodna z wymogami prawa polskiego (Dz. U. nr 137, poz. 984 z) (rys. 8.7, 8.8, 8.9). Podobny stopień usunięcia zawiesiny ogólnej, przy współoczyszczaniu ścieków i odcieków wynoszący średnio 89%, 89%, 93%, 94% i 96% odpowiednio dla 0,2%, 1%, 10%, 25% i 50% dodatku odcieków, osiągnęli Chang i in. (1998). Duże znaczenie dla wyboru technologii oczyszczania ścieków ma ilość i ich skład zawiesiny, gdyż jej obecność w odpływach wprowadzonych do wód powierzchniowych powoduje powstawanie osadów dennych, wtórne zanieczyszczenie odbiornika i zużywanie tlenu rozpuszczonego, sprzyjające formowaniu się warunków anaerobowych (Hermanowicz i in., 1999). Z uwagi na fakt stężenie zawiesiny ogólnej w odciekach pochodzących ze składowisk odpadów komunalnych w Łężycach k/Gdyni oraz w Gdańsku Szadółkach było na niższym poziomie niż w ściekach surowych (tabela I/1 - załącznik), to dodatek odcieków do ścieków nie powodował jej wzrostu w mieszaninie surowej, a więc technologia usuwania zawiesiny w tym przypadku zależy głównie od jej ilości i jakości w ściekach.



Rys. 8.4. Średnie wartości procentowej redukcji zawiesiny ogólnej, mineralnej i lotnej przy 0%, 0,5%, 1%, i 3% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków w układzie A2/O w serii I.



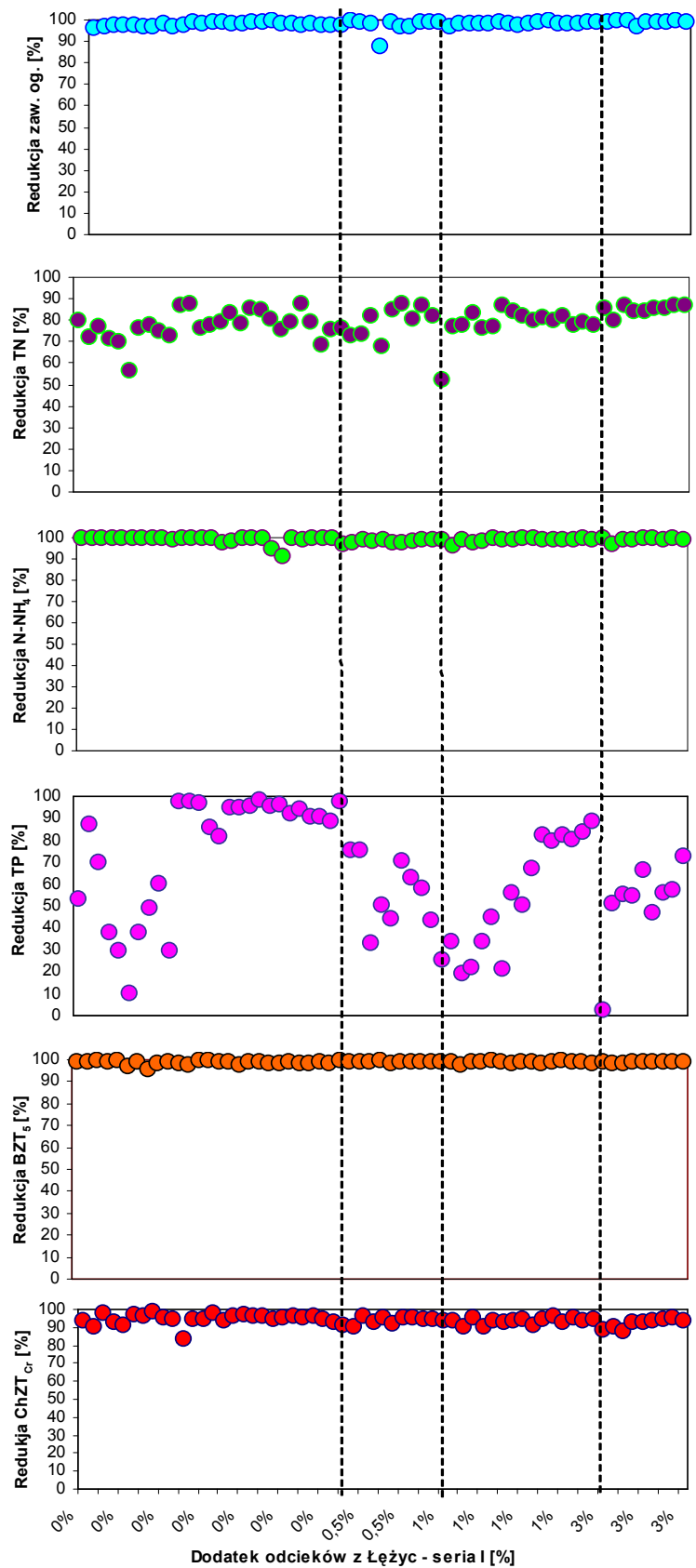
Rys. 8.5. Średnie wartości procentowej redukcji zawiesiny ogólnej, mineralnej i lotnej przy 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków w układzie A2/O w serii II.



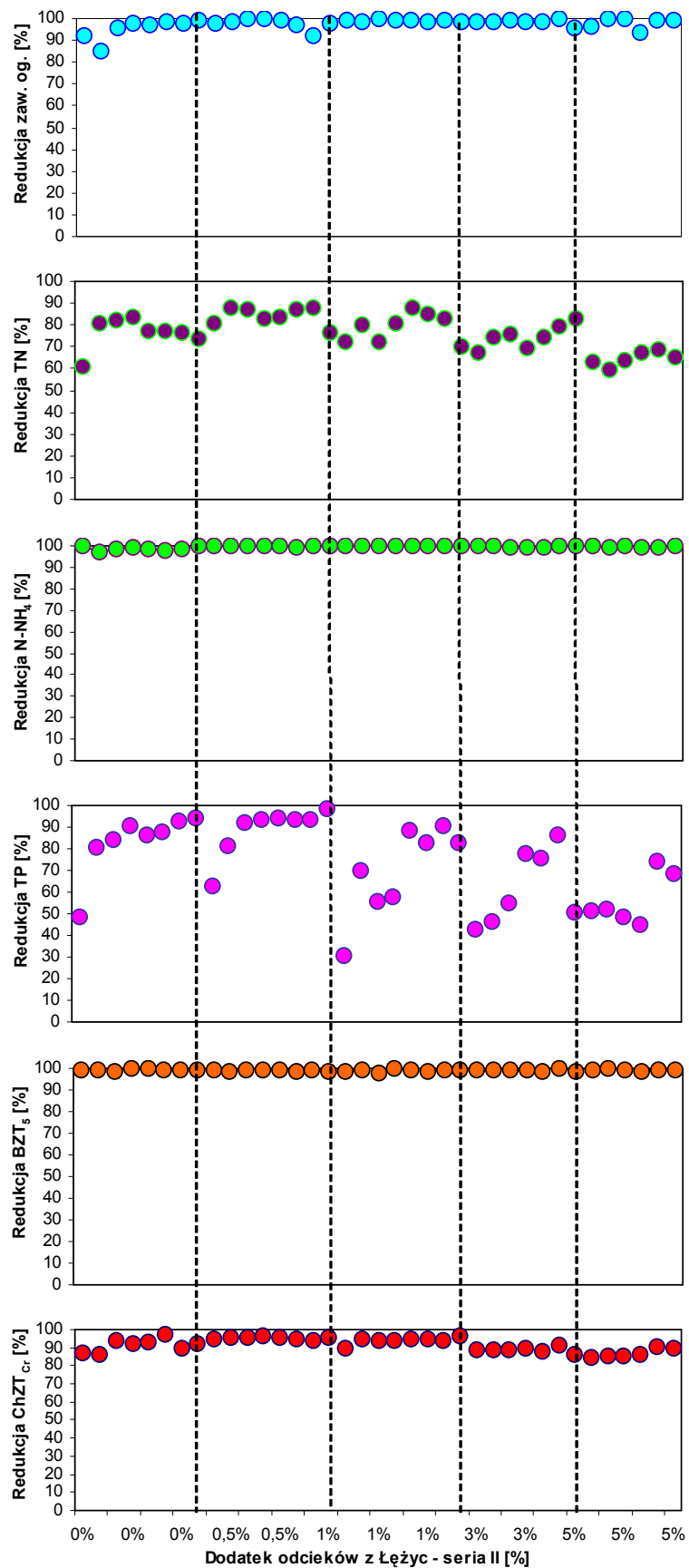
Rys. 8.6. Średnie wartości procentowej redukcji zawiesiny ogólnej, mineralnej i lotnej przy 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkach odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach do ścieków w układzie A2/O.

Indeks osadu w układzie A2/O w całym okresie badań był stosunkowo wysoki i przy 0,5%, 1% i 3% dodatkach odcieków wahał się w granicach 100–140 cm³/g, natomiast przy 5% dodatku osiągał wyższe wartości, a mianowicie od 155 do 186 cm³/g. Pomimo że wartości powyżej 150 cm³/g generalnie świadczą o osadzie słabo sedymentującym (Dymaczewski i in., 1997), to uzyskane wyniki stężenia zawiesiny, jak opisano wyżej, nie przekraczały wartości dopuszczalnych w odpływie z układu A2/O. Z obserwacji mikroskopowych osadu pobranego z układu A2/O z komory tlenowej wynikało że wraz ze wzrastającym udziałem odcieków do 5% v/v struktura kłaczków stawała się luźniejsza (mniej zwarta), kształt bardziej nieregularny. Przy dodatku 5% oprócz orzęsków osiadłych i wolno pływających, oraz wrotków zaczęły pojawiać się bakterie nitkowate, które prawdopodobnie spowodowały pęcznienie osadu czynnego (wysoki indeks osadu). Powyższe obserwacje potwierdził Szyłak–Szydłowski (2008). Ponadto przy 5% dodatku odcieków wzrastała ilość bakterii wolnopływających.

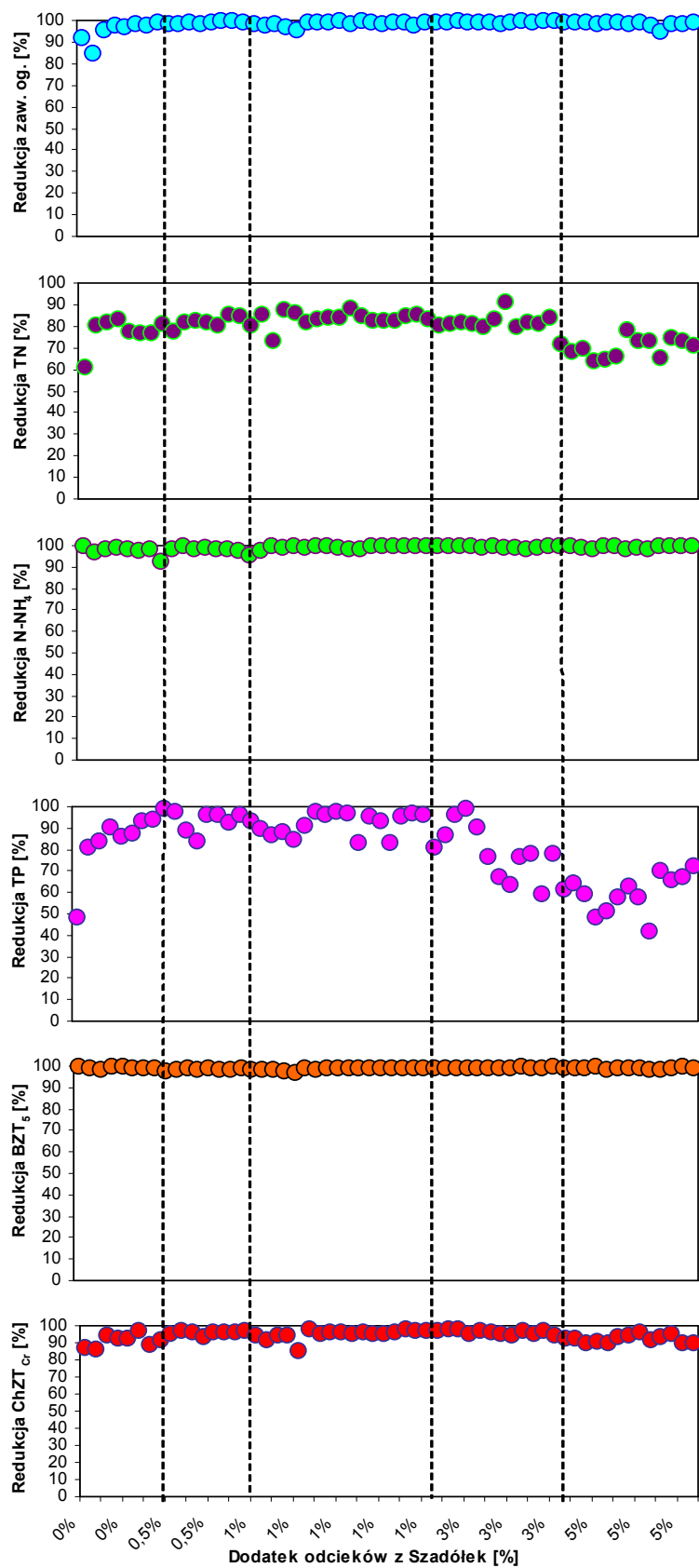
W ściekach oczyszczonych odprowadzanych do odbiornika istotne jest stężenie substancji biogennych (azotu ogólnego oraz fosforu ogólnego), ponieważ pierwiastki te odpowiadają za eutrofizację zbiorników wód powierzchniowych (Kajak, 2001). Odcieki składowiskowe dojrzewające i dojrzałe charakteryzują się wysokim stężeniem azotu amonowego (forma zredukowana) (Surmacz–Górska, 2001), co również zostało potwierdzone w badaniach własnych odcieków ze składowisk w Szadółkach i Łężycach (tabela I/2 - załącznik). Stąd w przeprowadzonych badaniach nad współczyszczaniem ścieków z odpowiednim dodatkiem odcieków szczególną uwagę zwrócono na efektywność nityfikacji denityfikacji i defosfatacji.



Rys. 8.7. Procentowa redukcja stężenia zawiesiny ogólnej, TN, N-NH₄, TP, BZT₅, ChZT_{Cr} w układzie A2/O dla 0%, 0,5%, 1%, 3% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków w serii I.



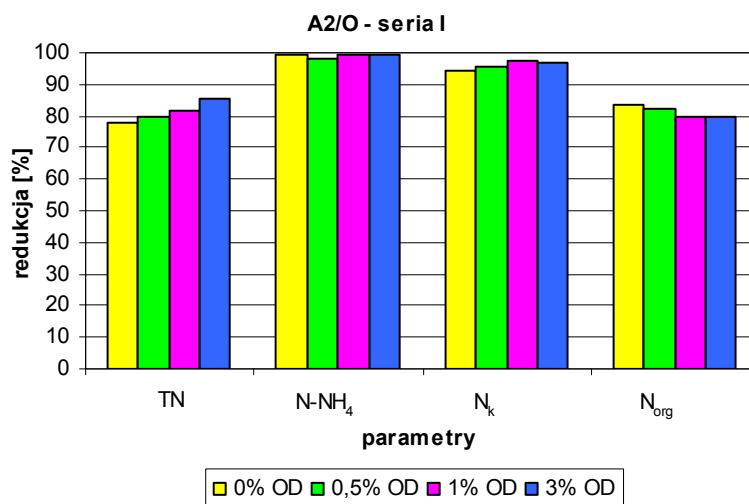
Rys. 8.8. Procentowa redukcja stężenia zawiesiny ogólnej, TN, N-NH₄, TP, BZT₅, ChZT_{Cr} w układzie A2/O dla 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków w serii II.



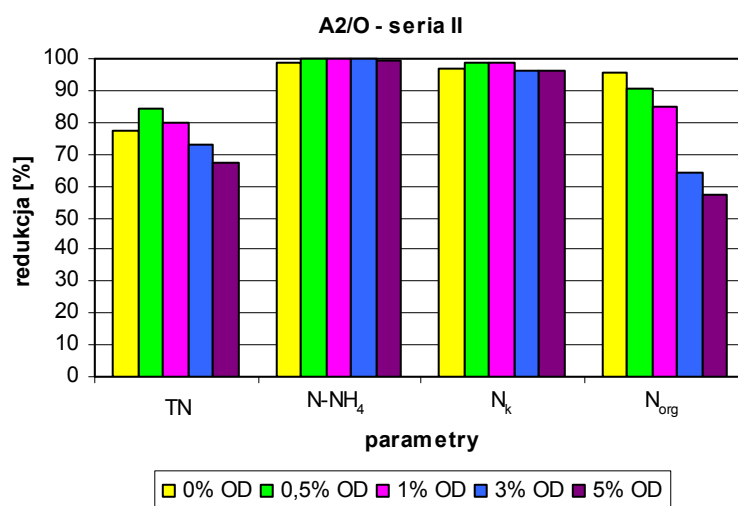
Rys. 8.9. Procentowa redukcja stężenia zawiesiny ogólnej, TN, N-NH₄, TP, BZT₅, ChZT_{Cr} w układzie A2/O dla 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkach odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach do ścieków.

Stężenie osadu czynnego pracującego w modelu laboratoryjnym A2/O dla dodatku 0,5%, 1% i 3% odcieków ustalono na poziomie $3,5 \text{ g/dm}^3$, natomiast przy 5% dodatku na poziomie $4,5 \text{ g/dm}^3$. Obciążenie osadu czynnego współczyszczającego odcieki z Łężyc w serii I wynosiło średnio dla 0,5% i 1% - $0,16 \text{ kg BZT}_5/\text{kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{d}$, dla 3% - $0,15 \text{ kg BZT}_5/\text{kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{d}$, natomiast w serii II dla dodatku 0,5% i 1% - $0,21 \text{ kg BZT}_5/\text{kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{d}$, dla dodatku 3% - $0,10 \text{ kg BZT}_5/\text{kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{d}$, dla dodatku 5% - średnio $0,15 \text{ kg BZT}_5/\text{kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{d}$. Z kolei podczas procesu współczyszczania odcieków z Szadółek średnie stężenie osadu czynnego wynosiło $0,16 \text{ kg BZT}_5/\text{kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{d}$ przy 0,5% dodatku odcieków, $0,18 \text{ kg BZT}_5/\text{kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{d}$ przy 1%, $0,21 \text{ kg BZT}_5/\text{kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{d}$ przy 3%, i $0,12 \text{ kg BZT}_5/\text{kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{d}$ przy 5%. Wartości te wskazują na niskie obciążenie osadu czynnego (Miksch i Sikora, 2010), które miało na celu utrzymanie optymalnej populacji bakterii nityfikacyjnych (niezbędnych do usunięcia azotu amonowego, występującego w odciekach w wysokich stężeniach), przy jednoczesnym ograniczeniu szybkiego rozwoju bakterii heterotroficznych. Szybkość przyrostu bakterii nityfikacyjnych jest znacznie niższa, niż średnia szybkość bakterii heterotroficznych, a niskie obciążenie osadu jest powiązane z utrzymaniem odpowiednio długiego wieku osadu (Malej i Boguski, 2001).

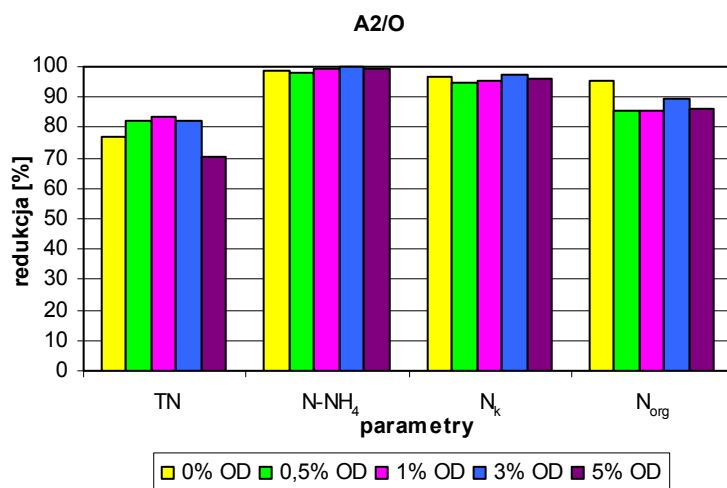
Usuwanie azotu ogólnego w procesie nityfikacji i denityfikacji w układzie A2/O pracującego z odciekami z Eko Doliny w Łężycach w serii I dla 0,5%, 1% i 3% dodatku odcieków wynosiło średnio odpowiednio 78%, 81% i 85% (rys. 8.10.), natomiast w serii II - 84%, 80%, 73% i dodatkowo dla 5% dodatku 67% (rys. 8.11.). W przypadku współczyszczania odcieków z Szadółek redukcja stężenia TN wynosiła 82% dla 0,5% dodatku, 54% dla 1% dodatku, 83% dla 3% dodatku, i 70% dla 5% dodatku (rys. 8.12.). Na rysunku 8.8. przedstawiono wartość redukcji stężenia TN podczas oczyszczania ścieków bez dodatku odcieków, oraz podczas współczyszczania ścieków z dodatkiem odcieków z Łężyc w serii I. Uzyskane wyniki wskazują na duże wahania stężenia w odpływie w szczególności podczas oczyszczania ścieków, jak i mieszaniny z 0,5% dodatkiem odcieków oraz w pierwszych dniach pracy układu z 1% dodatkiem odcieków. Stabilizacja nastąpiła dopiero po 21 dniach od rozpoczęcia dawkowania 3% dodatku odcieków i utrzymywała się do końca serii I. Prawdopodobnie była ona efektem adaptacji osadu czynnego do określonego procentowego dodatku odcieków w modelu A2/O. Potwierdził to pośrednio wzrost efektywności usuwania azotu ogólnego przy wzrastającym dodatku odcieków w zakresie od 0% do 3% (rys. 8.8.). Duża niestabilność uzyskanych wyników w serii I wpłynęła na decyzję o przeprowadzeniu serii II współczyszczania ścieków i odcieków z Eko Doliny w Łężycach.



Rys. 8.10. Średnie wartości procentowej redukcji stężenia azotu ogólnego, amonowego, Kjeldahla i organicznego przy 0%, 0,5%, 1%, i 3% dodatkach odcieków z Eko Doliny do ścieków w układzie A2/O w serii I.



Rys. 8.11. Średnie wartości procentowej redukcji stężenia azotu ogólnego, amonowego, Kjeldahla i organicznego przy 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkach odcieków z Eko Doliny do ścieków w układzie A2/O w serii II.



Rys. 8.12. Średnie wartości procentowej redukcji stężenia azotu ogólnego, amonowego, Kjeldahla i organicznego przy 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkach odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach do ścieków w układzie A2/O.

Wyniki serii II przedstawiono w tabelach I/11 – I/34 w załączniku. Na wykresie 8.8. zwraca uwagę wzrost efektywności usuwania TN po kilku dniach od rozpoczęcia pracy układu z danym, określonym procentowym dodatkiem odcieków z Łężyc, co prawdopodobnie spowodowane było adaptacją osadu czynnego w układzie A2/O do wzrastającego stężenia azotu w dopływie wraz ze wzrastającym dodatkiem odcieków. W serii II zwraca również uwagę fakt, iż przy dodatku 0,5% i 1% średnia efektywność usuwania TN była wyższa niż podczas oczyszczania samych ścieków z OŚ Gdańsk „Wschód” (rys. 8.11.). Znaczący spadek efektywności średnio o 6%, w stosunku do mieszaniny z 3% dodatkiem odcieków uzyskano podczas współoczyszczania ścieków z 5% dodatkiem odcieków z Łężyc (rys. 8.11., tabela I/31 - załącznik).

Redukcję procentową stężenia azotu ogólnego wraz ze wzrastającym dodatkiem odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach przedstawiono na rysunku 8.9. Podobnie jak poprzednio uzyskane dane pokazują, iż dodatek odcieków do ścieków powodował wzrost efektywności usuwania stężenia TN w stosunku do oczyszczanych samych ścieków. Prawdopodobną przyczyną tego wzrostu była adaptacją osadu czynnego do rosnącego stężenia odcieków. Dopiero przy 5% dodatku efektywność obniżyła się średnio o 13% w stosunku do mieszaniny z 3% dodatkiem odcieków z Szadółek (rys. 8.12.). Stężenie w odpływie oraz wartości procentowej redukcji stężenia azotu ogólnego niemal w całym okresie badań zarówno podczas współoczyszczania odcieków z Eko Doliny w Łężycach, jak ZU w Gdańsku Szadółkach nie spełniały wymagań prawnych dla oczyszczalni o wielkości powyżej 100 000 RLM (Dz. U. nr 137, poz. 984). Badania nad wspólnym oczyszczaniem ścieków i odcieków w przepływowych modelach laboratoryjnych umożliwiającym jednocześnie

usuwanie substancji organicznej, azotu i fosforu, np. typu A2/O (układ wielofazowy, jednoosadowy, z komorą beztlenową, anoksyliczną i tlenową) nie należą do często opisywanych w literaturze. Dane przedstawione przez Yu i in. (2010) określają efektywność redukcji stężenia TN w procesie współczyszczania ścieków z 0,4%, 0,3%, 0,2% i 0,14% dodatkiem odcieków trudno biodegradowalnych w układzie A2/O, która wynosiła odpowiednio 53,1%, 56,3%, 58,3%, 62,1%, a dla próbki kontrolnej bez dodatku odcieków 74,5%. Były to wartości niższe od uzyskanych w badaniach własnych z dodatkiem odcieków z Szadółek i Łęczyc, chociaż procentowy dodatek odcieków do ścieków był znacznie wyższy (0,5%, 1%, 3% i 5%). Podobnie według You i Zhou (2010) efektywność usuwania stężenia TN przy współczyszczaniu odcieków łatwo biodegradowalnych z fekaliami i ściekami w stosunku 0,2:1,0:400, 0,4:1,0:400 i 0,6:1,0:400 w układzie A2/O, która wynosiła odpowiednio 63,6%, 61,4% i 54,6% (przy stężeniu w dopływie TN w mieszaninie ścieków i odcieków odpowiednio 26,4 mg N/dm³, 29,5 mg N/dm³ i 31,3 mg N/dm³) i była niższa o co najmniej 10% niż w prezentowanej pracy.

Przekroczenie stężenia TN w odpływie powyżej wartości obligatoryjnych (Dz. U. nr 137, poz. 984) było spowodowane wysokimi stężeniami azotu azotanowego (V) na wyjściu z układu A2/O, względnie w serii II (przy 3% i 5% dodatku odcieków z Łęczyc) podwyższonym stężeniem azotu organicznego (średnio 6,55 mg N_{org}/dm³ dla 3% dodatku (tabela I/26 - załącznik), oraz 7,51 mg N_{org}/dm³ dla 5% dodatku (tabela I/32 - załącznik)). Oznacza to, iż efektywność procesu denitryfikacji, odpowiedzialnego za redukcję utlenionych form azotu (N-NO₂ i N-NO₃) do azotu cząsteczkowego (N₂) (Henze i in., 2008), była zbyt niska żeby uzyskać wymagane prawem wartości stężenia azotu ogólnego w odpływie. Należy zwrócić uwagę, iż proces nityfikacji przebiegał niemal w całym okresie badań bez zakłóceń (rys. 8.7., 8.8., 8.9.). Jedynie dwie wartości w serii I podczas oczyszczania ścieków z OŚ Gdańsk „Wschód” były powyżej 1 mg N-NH₄/dm³, co spowodowane było przejściowym zakłóceniem procesu natleniania. Średnia efektywność usuwania azotu amonowego w serii I podczas współczyszczania ścieków z odciekami z Łęczyc wynosiła 98% dla 0,5% dodatku, 99% dla 1% i 3% dodatku (rys. 8.10.), w serii II natomiast 99,8%, 99,96%, 99,74% i 99,66% dla 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatku (rys. 8.11.). Natomiast podczas współczyszczania ścieków z dodatkiem odcieków z Szadółek wyniosła odpowiednio dla 0,5%, 1%, 3% i 5% - 98%, 99%, 99,7% oraz 99,6% (rys. 8.12.). Również Kalka i in. (2010) uzyskali wysoką 97% efektywność usuwania N-NH₄ przy współczyszczaniu 15% dodatku odcieków ze składowiska w Zabrze ze ściekami miejskimi w układzie A2/O (HRT: 1,5–1,6 d).

Nieco niższe wartości redukcji N-NH₄ uzyskali Del Borghi i in. (2003) podczas współczyszczania ścieków i odcieków. Wynosiły one odpowiednio: 88%, 87%, 84% i 77% przy 5%, 10%, 15% i 20% dodatku odcieków (HRT: 2 h). Uzyskane dane wskazują iż wraz ze wzrastającym czasem zatrzymania efektywność usuwania ChZT - rosła, a N-NH₄ – malała. Autorzy tłumaczyli tą sytuację niedoborem źródła węgla organicznego.

Wartości stosunku ChZT_{Cr}/BZT₅ w ściekach surowych i mieszaninach ścieków i odcieków z obu składowisk odpadów przedstawiono w tabeli 8.1. Uzyskane wartości ChZT_{Cr}/BZT₅ mniejsze od 2 wskazują, na obecność substancji łatwo rozkładalnych (Bever i in., 1997). Wartości stosunku ChZT_{Cr}/BZT₅ ≥ 2 występowały sporadycznie, co oznacza, iż nie powinny wystąpić problemy związane z przebiegiem biologicznych procesów oczyszczania ścieków i ich współczyszczania z odciekami. Również stosunek TN/BZT₅, zarówno w ściekach surowych, jak i surowej mieszaninie ścieków i odcieków z Łężyc i Szadółek był poniżej wartości 0,3 (tylko sporadycznie przekraczał tą wartość), co świadczy o możliwości uzyskania pełnej denitryfikacji (Klimiuk i Łebkowska, 2008). Pomimo właściwych wartości stosunku ChZT_{Cr}/BZT₅ oraz TN/BZT₅, które zostały określone w literaturze przedmiotu, nie uzyskano stężenia TN w odpływie, poniżej 10 mg N/dm³. Należy również zwrócić uwagę, iż nawet 5% dodatek odcieków z Łężyc i Szadółek do ścieków, które charakteryzowały się niską biodegradowalnością (średnio ChZT_{Cr}/BZT₅ = 6,17 oraz 4,23), nie spowodował obniżenia biodegradowalności surowej mieszaniny wyrażonej stosunkiem ChZT_{Cr}/BZT₅.

Tabela 8.1. Stosunek ChZT_{Cr}/BZT₅ w ściekach surowych z OŚ Gdańsk „Wschód” oraz w mieszaninach ścieków i odcieków pochodzących ze składowisk Eko Dolina w Łężycach oraz z ZU w Gdańsku Szadółkach.

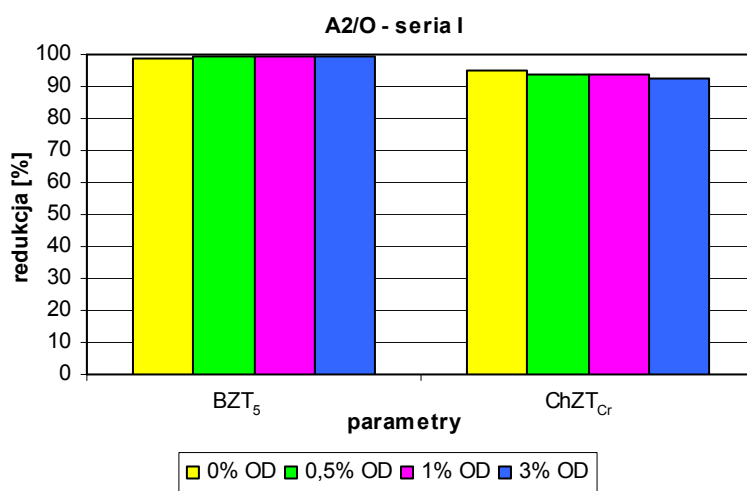
| ChZT _{Cr} /BZT ₅ w mieszaninach ścieków i odcieków [min-max] | | | | | |
|--|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| odcieki z Eko Doliny w Łężycach | | | | | |
| dodatek odcieków [%] | 0% | 0,5% | 1% | 3% | 5% |
| seria I | 1,04-3,70 | 1,37-1,78 | 1,15-1,84 | 1,43-2,25 | - |
| seria II | 0,48-1,62 | 1,28-1,37 | 1,28-1,80 | 1,45-1,74 | 1,31-1,83 |
| odcieki z ZU w Gdańsku Szadółkach | | | | | |
| seria I | 0,48-1,62 | 1,36-1,71 | 1,20-2,50 | 1,18-1,72 | 1,35-1,64 |

Zaistniałe problemy w przebiegu procesem denitryfikacji w układzie laboratoryjnym A2/O, podczas oczyszczania ścieków z OŚ Gdańsk „Wschód”, oraz podczas ich współczyszczania z odciekami, mogły być spowodowane nieodpowiednio dobranym (zbyt wysokim lub zbyt niskim) stopniem recyrkulacji wewnętrznej, którą ustawiano w zależności od uzyskiwanych wyników w zakresie od 100 do 600%. Zbyt duży stopień recyrkulacji wewnętrznej mógł spowodować przenoszenie tlenu wraz z osadem czynnym

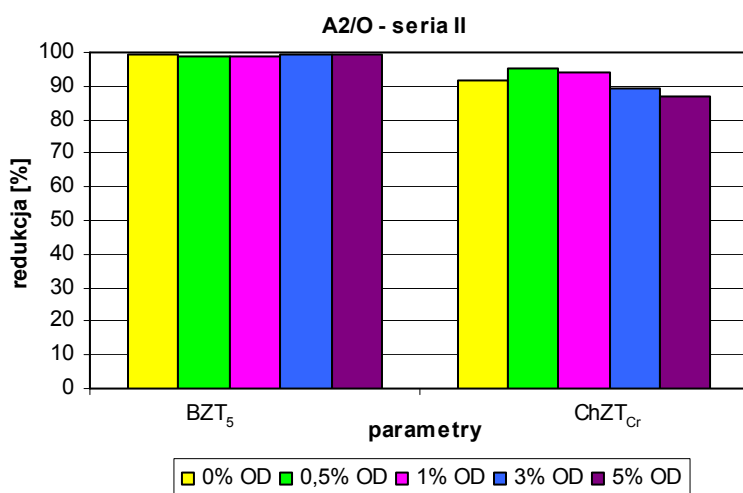
przepompowywanym z komory tlenowej do anoksycznej i wzrost stężenia tlenu rozpuszczonego powyżej maksymalnej wartości $0,5 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, która jest odpowiednia dla prawidłowego przebiegu procesu denitryfikacji (Tchobanoglous i in., 2003, Baeza i in., 2004). Natomiast zbyt niski stopień recyrkulacji, szczególnie przy wzrastającym dodatku odcieków, mógł spowodować odpływ N-NO_3 z układu A2/O zamiast recyrkulacji tego jonu do komory anoksycznej. Yu i Zhou (2010) podczas procesu współczyszczania ścieków miejskich z odciekami ze składowiska odpadów i ściekami fekalnymi, w stosunku: 1:3,75:100 przy 100% recyrkulacji wewnętrznej uzyskali średnio 51,3% redukcję stężenia TN, przy 200% recyrkulacji wewnętrznej 56,7% redukcję stężenia TN oraz obniżenie redukcji stężenia TN do średniej wartości 49,1% przy 300% recyrkulacji wewnętrznej.

Analizując uzyskane wyniki badań przedstawione w formie graficznej na rysunkach 8.10., 8.11. i 8.12. można zauważyć, iż wyższą średnią redukcję stężenia TN uzyskano podczas współczyszczania ścieków i odcieków z Szadółek, a nieco niższą dla mieszaniny z odciekami z Łęczyc. Pomimo iż w obu składowiskach stosunek $\text{ChZT}_{\text{Cr}}/\text{BZT}_5$ w odciekach surowych był niekorzystny, to odcieki z Łęczyc charakteryzowały się znacznie wyższym stężeniem ChZT i TN co mogło być przyczyną niższej redukcji stężenia TN. Także niższa redukcja TN w serii II podczas współczyszczania ścieków z 1% i 3% dodatkiem odcieków z Łęczyc w porównaniu z uzyskaną w serii I, prawdopodobnie była spowodowana wyższym stężeniem azotu ogólnego (w tym w szczególności amonowego) w próbkach surowych odcieków z Eko Doliny w serii II (tabela I/2 - załącznik). Obniżenie efektywności usuwania azotu ogólnego wraz ze wzrostem stężenia azotu amonowego w dopływie do układu A2/O (rys. 7.5., 7.6., 7.31.), przy jednocześnie wysokiej skuteczności usuwania azotu amonowego, mogło wskazywać na brak wewnętrznego źródła węgla w procesie denitryfikacji (pomimo właściwego stosunku $\text{ChZT}_{\text{Cr}}/\text{BZT}_5 \leq 2$ w mieszaninie ścieków i odcieków – tabela 8.1.). Wspomaganie procesu denitryfikacji zewnętrznym źródłem węgla podczas oczyszczania odcieków składowiskowych jest często stosowane i opisywane w literaturze. Surmacz–Górska i in. (1997) uzyskała 90% redukcję stężenia azotu amonowego i całkowitą denitryfikację przy podawanym octanie sodu jako zewnętrznym źródle węgla do komory anoksycznej laboratoryjnego układu przepływowego osadu czynnego z wtórną denitryfikacją. Natomiast Koc–Jurczyk i Jurczyk (2008) wykorzystywali metanol jako zewnętrzne źródło węgla wspomagając proces denitryfikacji w układzie SBR. Maksymalną efektywność denitryfikacji uzyskali przy dawce metanolu na poziomie $2,47 \text{ g CH}_3\text{OH/g N-NO}_3$.

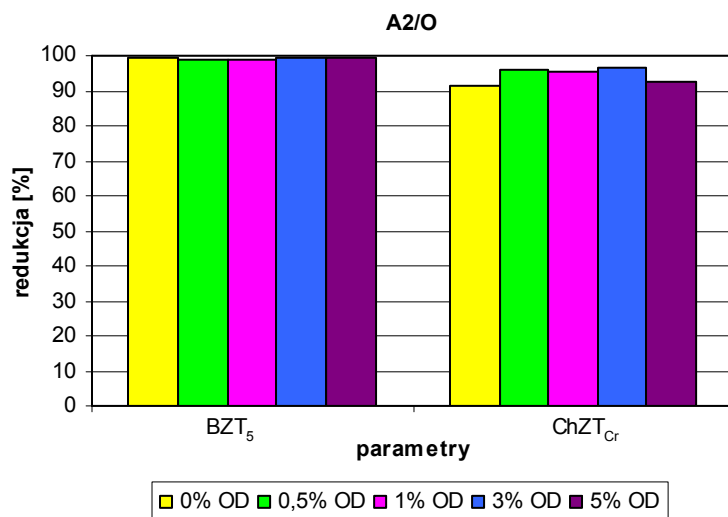
Efektywność usuwania substancji organicznej wyrażonej jako BZT_5 była wysoka w całym okresie badań (rys. 8.7., 8.8., 8.9.). Średnia efektywność usuwania BZT_5 w serii I i II podczas współczyszczania ścieków z 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z Łężyc wynosiła 99% (rys. 8.13., 8.14.) i nie odbiegała od średniej uzyskanej podczas oczyszczania ścieków surowych bez dodatku odcieków. Również podczas oczyszczania ścieków w z 0,5%, 1% , 3% i 5% dodatkiem odcieków z Szadółek uzyskano 99% redukcję stężenia BZT_5 (rys. 8.15.). Wartości stężeń BZT_5 odpływu w całym okresie badań nie przekraczały $15 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, które jest obligatoryjne dla oczyszczalni o wielkości powyżej 100 000 RLM (Dz. U. nr 137, poz. 984).



Rys. 8.13. Średnie wartości procentowej redukcji stężenia BZT_5 i $ChZT_{Cr}$ przy 0%, 0,5%, 1%, i 3% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków w układzie A2/O w serii I.



Rys. 8.14. Średnie wartości procentowej redukcji stężenia BZT_5 i $ChZT_{Cr}$ przy 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków w układzie A2/O w serii II.



Rys. 8.15. Średnie wartości procentowej redukcji stężenia BZT₅ i ChZT_{Cr} przy 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkach odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach do ścieków w układzie A2/O.

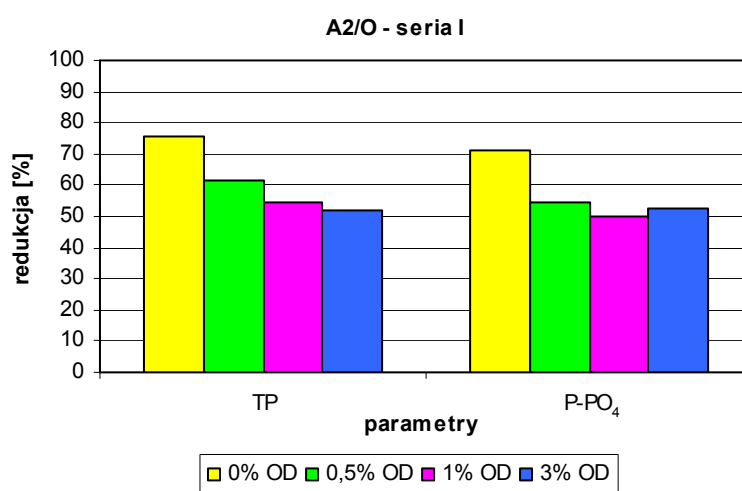
Natomiast w przypadku eliminacji ChZT_{Cr}, uzyskane średnie wartości w serii I prowadzonej dla odcieków z Łężyc, nieznacznie malały wraz ze wzrastającym ich dodatkiem (rys. 8.7, 8.13). W serii II podczas oczyszczania ścieków surowych (bez dodatku odcieków) średnia redukcja ChZT_{Cr} była wprawdzie niższa niż uzyskana dla mieszaniny z 0,5% i 1% dodatkiem odcieków, to tendencja spadkowa, podobnie jak w serii I, wraz ze wzrastającym dodatkiem odcieków od 0,5% poprzez 1%, 3% aż do 5% utrzymywała się (rys. 8.8., 8.14.). Należy przy tym zwrócić uwagę, iż stężenie ChZT_{Cr} w odpływie nie przekroczyło wartości 125 mg O₂/dm³ (tabela I/28, I/34 - załącznik) określonej dla ścieków odprowadzanych do wód lub ziemi dla oczyszczalni o wielkości powyżej 100 000 RLM (Dz. U. nr 137, poz. 984). Podczas współoczyszczania odcieków z Szadółek średnia efektywność usuwania ChZT_{Cr} z mieszaniny z 0,5%, 1% i 3% dodatkiem odcieków wynosiła 95% i była o 3% wyższa niż podczas oczyszczania ścieków surowych pochodzących z OŚ Gdańsk „Wschód” (rys. 8.9., 8.15.). Natomiast przy 5% dodatku odcieków z Szadółek średnia efektywność wprawdzie obniżyła się do 86%, to jednak stężenie w odpływie wahało się w granicach 22,80 – 63,40 mg O₂/dm³, czyli nie przekroczyło wartości dopuszczalnych (Dz. U. nr 137, poz. 984). W przypadku współoczyszczania odcieków pochodzących ze składowiska zamkniętego niedaleko Seulu w Korei Południowej ze ściekami w modelu laboratoryjnym z ciągłym przepływem, uzyskano średnią redukcję stężenia ChZT na poziomie 86% dla 0,2% dodatku odcieków, 80% dla 1% dodatku, 73% dla 10% dodatku, 68% dla 25% dodatku oraz 63% dla 50% dodatku, przy jednoczesnej redukcji azotu amonowego odpowiednio 49%, 50%, 28%, 30% i 31% (Chang i in., 1998).

Natomiast zgodnie z wynikami Yu i in. (2010) redukcja stężenia ChZT dla 0,14%, 0,2%, 0,3% i 0,4% dodatku odcieków pochodzących ze składowiska z południowych Chin (Guangzhou) do ścieków współczyszczanych w układzie A2/O wynosiła odpowiednio 79,9%, 77,4%, 77,3%, i 77,9%, a przy próbie kontrolnej 82,3% (bez dodatku odcieków) (przy stężeniu ChZT w dopływie odpowiednio 108 mg O₂/dm³, 118 mg O₂/dm³, 134,7 mg O₂/dm³, 150 mg O₂/dm³, i 85,8 mg O₂/dm³). Z kolei podczas symultanicznego tlenowego i beztlenowego oczyszczania samych odcieków (inne składowisko w Chinach), w których stosunek ChZT/BZT wahał się w granicach 0,3–0,7, co wskazuje na ich wysoką biodegradowalność, średnio uzyskano 94% redukcję stężenia ChZT, i 95% redukcję stężenia N-NH₄ (Yang i Zhou, 2008).

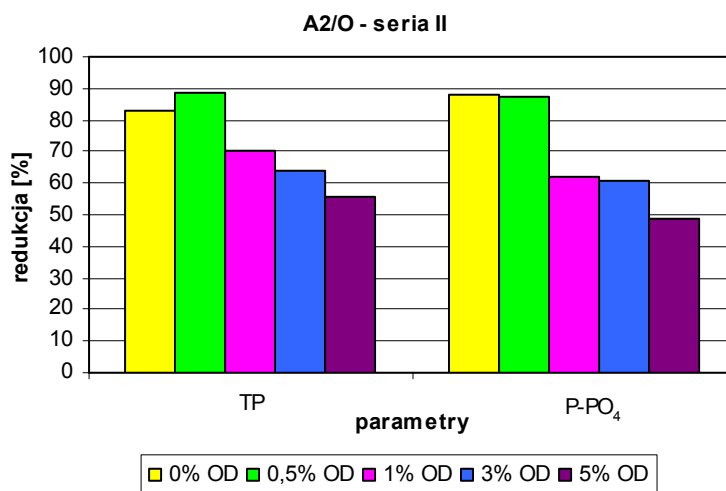
Skuteczność usuwania fosforu ogólnego podczas współczyszczania ścieków z odciekami z Łęczyc w serii I była bardzo niestabilna (rys. 7.7.). Podczas oczyszczania ścieków surowych wartości poniżej 1 mg P/dm³ uzyskano po 36 dniach od rozpoczęcia eksperymentu. Przy dodatku 0,5% odcieków z Łęczyc stężenie TP w odpływie wahało się w przedziale od 0,22 do 8,01 mg P/dm³ (tabela I/15), a średnia efektywność wynosiła 61% (rys. 8.17.). Przy dodatku 1% odcieków stężenie w odpływie wynosiło od 1,03 do 6,76 mg P/dm³ (tabela I/21 - załącznik), przy średniej redukcji 55% (rys. 8.17.). Przy dodatku 1% odcieków z Łęczyc efektywność wzrosła w 58 dniu prowadzenia procesu współczyszczania w układzie A2/O w serii I (rys. 8.7). Bezpośrednio po wprowadzeniu do modelu 3% dodatku odcieków do ścieków efektywność usuwania TP wyniosła tylko 2,68%, po 4 dniach nastąpił wzrost efektywności do wartości 51% (rys. 8.7.). Średnia efektywność usuwania TP przy 3% dodatku wynosiła 52% (rys. 8.17.), a stężenie w odpływie mieściło się w zakresie od 2,40 do 6,90 mg P/dm³, czyli przekraczało wartość dopuszczalną wynoszącą 1 mg P/dm³ (Dz. U. nr 137, poz. 984).

W serii II prowadzonych badań nad efektywnością współczyszczania ścieków z odciekami z Łęczyc uzyskano zdecydowanie wyższą redukcję stężenia TP, zarówno podczas oczyszczania ścieków surowych jak i mieszaniny ścieków z 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków, a której średnie wartości wynosiły odpowiednio 83%, 89%, 70%, 64% i 56% (rys. 8.18.). Dodatek 0,5% odcieków na początku badań spowodował okresowe obniżenie efektywności usuwania TP, a po 8 dniach efektywność zaczęła stopniowo wzrastać i stężenie w odpływie osiągało wartości poniżej 1 mg P/dm³ (tabela I/15 - załącznik, rys. 8.8). Przy dodatku odcieków 1%, 3% i 5% efektywność usuwania TP wzrastała wraz z czasem prowadzonych badań w układzie A2/O (rys. 8.8.), jednak stężenie TP w odpływie nie osiągnęło wartości wymaganych (rys. 7.8.).

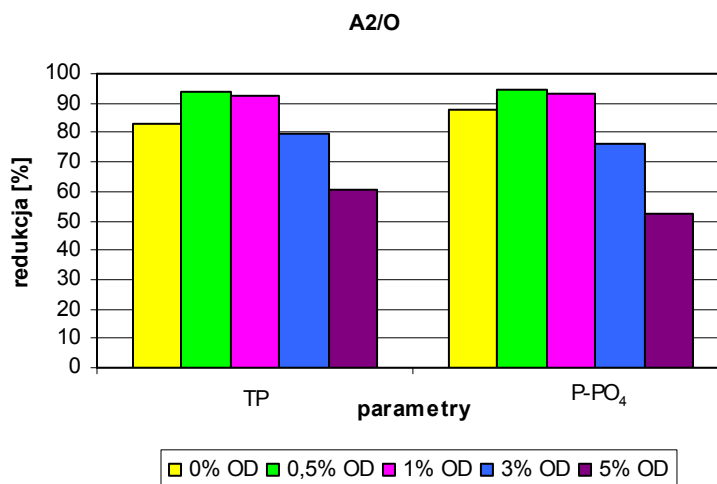
W przypadku współczyszczania odcieków z Szadółek w układzie A2/O, uzyskano wyższą efektywność usuwania TP, niż podczas współczyszczania odcieków z Łężyc, a wartości stężeń fosforu ogólnego w odpływie były bardziej stabilne (rys. 8.9., 8,19.). Prawdopodobnie było to spowodowane znacznie niższymi stężeniami zanieczyszczeń w surowych odciekach z Łężyc, a zatem i w mieszaninie ścieków z odpowiednim dodatkiem odcieków. Średnia redukcja stężenia TP w mieszaninie ze wzrastającym dodatkiem odcieków obniżała się i wynosiła dla 0,5% dodatku 94%, dla 1% dodatku 92%, dla 3% dodatku 80%, a dla 5% dodatku 60% (rys. 8.19.). Należy również zwrócić uwagę, iż efektywność usuwania TP podczas procesu oczyszczania ścieków bez dodatku odcieków była o 10% niższa niż z 0,5% dodatkiem, co pozwala twierdzić, iż efektywność usuwania TP zależy w dużej mierze od adaptacji osadu czynnego do określonych warunków pracy układu i stężenia zanieczyszczeń w dopływie do danego modelu. O adaptacji osadu czynnego do wzrastających stężeń biogenów oraz substancji toksycznych pisała w swoich pracach Surmacz-Górska (2001 i 2010).



Rys. 8.17. Średnie wartości procentowej redukcji stężenia fosforu ogólnego oraz fosforanowego przy 0%, 0,5%, 1%, i 3% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków w układzie A2/O w serii I.



Rys. 8.18. Średnie wartości procentowej redukcji stężenia fosforu ogólnego oraz fosforanowego przy 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków w układzie A2/O w serii II.



Rys. 8.19. Średnie wartości procentowej redukcji stężenia fosforu ogólnego i fosforanowego przy 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkach odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach do ścieków w układzie A2/O.

Stosunek P/BZT_5 w mieszaninie ścieków z odpowiednim dodatkiem odcieków (zarówno z Łężyc jak i Szadółek) na wejściu do modelu A2/O wahał się w granicach od 0,01 do 0,03. Wskazywało to, iż możliwa była pełna defosfatacja, pozwalająca uzyskać stężenie fosforu w odpływie poniżej 1 mg P/dm^3 (Klimiuk i Łebkowska, 2008). Jednak w prowadzonych badaniach jedynie podczas oczyszczania ścieków z OŚ Gdańsk „Wschód” i współoczyszczania mieszaniny ścieków z 0,5% i 1% dodatkiem odcieków z Szadółek uzyskano stężenie poniżej 1 mg P/dm^3 na wyjściu z układu A2/O (tabela I/63, I/69 - załącznik, rys. 7.32.). Przyczyną niepełnej defosfatacji mógł być nieefektywny proces denitryfikacji, a przez to wysokie stężenie azotanów (V) w odpływie i jednocześnie w osadzie

czynnym recykulowanym z osadnika wtórnego do komory beztlenowej. W obecności azotanów przenoszonych wraz z osadem recykulowanym do komory anaerobowej następuje proces oddychania azotanowego, w którym zostają wykorzystane lotne kwasy tłuszczowe z dopływu, potrzebne dla procesu biologicznej defosfatacji (Bever i in., 1997). Denitryfikacja azotanów (V) w komorze anaerobowej powoduje bowiem zużycie 30-72 g ChZT/m³ ścieków (przy założeniu, że stopień recykulacji jest równy - 100%, a zużycie rozkładalnego ChZT w procesie denitryfikacji azotanów (V) wynosi około 8,6 g ChZT/g N-NO₃⁻), co znacznie ogranicza dostępność łatwo rozkładalnego ChZT dla biologicznej defosfatacji (Miksch i Sikora, 2010). Dlatego bardzo istotny jest wysoki stopień denitryfikacji azotanów (V) w komorze anoksycznej, żeby nie zakłócić procesu defosfatacji w komorze beztlenowej poprzez pojawienie się azotanów (V). Zatem podczas prowadzonych badań, proces denitryfikacji zachodzący w komorze anaerobowej zakłócał prawdopodobnie właściwy przebieg uwalniania fosforanów poprzez zużycie łatwo rozkładalnego ChZT oraz przyczyniał się do braku wewnętrznego źródła węgla w komorze anoksycznej. Skutkowało to wysokim stężeniem N-NO₃ w odpływie z modelu A2/O. Według Mikscha i Sikory (2010) przy średniej wartości stężenia łatwo rozkładalnego ChZT w ściekach surowych około 112 g O₂/dm³ (wartość ustalona przy założeniu, że ChZT w ściekach surowych wynosi 800 g O₂/dm³, a udział związków łatwo rozkładalnych jest równy 14%), aż 25–26% tej ilości będzie zużywanych w strefie anaerobowej do denitryfikacji recykulowanych azotanów (V).

W związku z powyższym w przypadku niepełnej denitryfikacji w komorze anoksycznej należy rozważyć usuwanie azotanów poprzez zastosowanie komór denitryfikacyjnych na strumieniu recykulacji zewnętrznej. Kolejnym rozwiązaniem w celu poprawy procesu usuwania azotanów (V) mogłoby być dodawanie zewnętrznego źródła węgla w postaci np. metanolu, etanolu, kwasu octowego, czy skrobi bezpośrednio do komory anoksycznej (Surmacz–Górska, 2001). Černila Zajc i in. (2004) zwracają uwagę, iż w skali technicznej dozowanie zewnętrznego źródła węgla do komory anoksycznej powinno być dokładnie kontrolowane, szczególnie przy oczyszczaniu odcieków składowiskowych charakteryzujących się dużymi wahaniami stężenia azotu. Zbyt niski dodatek zewnętrznego źródła węgla może spowodować tylko krótkotrwałe natychmiastowe obniżenie redukcji azotu w wyniku niepełnej denitryfikacji azotanów (V). Natomiast zbyt duża ilość dozowanego zewnętrznego źródła węgla może przyczynić się do dominacji bakterii heterotroficznych. Dozowanie zewnętrznego źródła węgla dla wspomaganie procesu denitryfikacji jest bardzo kosztowne (Shiakowski i Mavinic, 1989, Bever i in., 1997) i dlatego też dodawanie odcieków

do strumienia ścieków w biologicznych oczyszczalniach może spotkać się z krytyką eksploatatorów oczyszczalni. Jednak coraz bardziej restrykcyjne prawo określające stężenie poszczególnych parametrów w odpływie z oczyszczalni ścieków zmusza jej użytkowników do dozowania zewnętrznego źródła węgla w celu poprawy redukcji stężenia azotanów (V), nawet podczas oczyszczania jedynie ścieków miejskich. Stąd dobrym rozwiązaniem jest zastosowanie niekonwencjonalnych źródeł węgla, takich jak np. oleje fuzlowe, które są produktami ubocznymi (odpadami) z gorzelni. Mąkinia i in (2011) uzyskali bardzo dobre efekty wykorzystania olei fuzlowych (charakteryzujących się stężeniem ChZT od 1690000 do 1890000 g ChZT/dm³) do wspomaganie procesu denitryfikacji odcieków poosadowych z oczyszczalni ścieków Gdańsk „Wschód”, które charakteryzowały się wysokim stężeniem azotu amonowego. Szybkość poboru azotanów (NUR) w układzie z olejem fuzlowym, wynosiła od 2,5 do 2,9 g N/kg_{s.m.o.}·h (T = 14,2 – 17,8 °C), a dla porównania w tym samym eksperymencie zastosowano jako zewnętrzne źródło węgla etanol, uzyskując NUR na poziomie 2,7 – 4,8 g N/kg_{s.m.o.}·h (T = 12,4 – 16,3 °C).

Innym rozwiązaniem, w przypadku problemów z uwalnianiem fosforanów w komorze anaerobowej w wyniku wysokiego stężenia azotanów (V) wnoszonych do tej komory wraz z osadem recykulowanym, jest zwiększenie ilości łatwo rozkładalnego ChZT, w ściekach lub mieszaninie ścieków i odcieków kierowanych do komory beztlenowej, przez wprowadzenie LKT wytworzonych w procesie fermentacji kwaśnej osadu surowego (Miksch i Sikora, 2010).

Zakłócenie procesu denitryfikacji podczas współoczyszczania ścieków i odcieków z Łęczyc i Szadółek o udziale wyższym od 1% również mogło być spowodowane zbyt dużym stężeniem tlenu w komorze nityfikacji i związane z tym przeniesienie tlenu do komory beztlenowej (wraz z osadem czynnym recykulowanym), w której obecność tlenu rozpuszczonego przyczyniła się do utleniania lotnych kwasów tłuszczowych niezbędnych w procesie defosfatacji. Mogło to spowodować obniżenie ilości uwalnianych fosforanów, a następnie jako reakcja sprzężona ich pochłanianie w komorze tlenowej (Miksch i Sikora, 2010, Peng i in., 2006). Ponadto, w przypadku zbyt długiego czasu zatrzymania w osadniku wtórnym (recykulacja zewnętrzna 100%) mogło nastąpić wtórne uwalnianie fosforanów pobranych w komorze nityfikacji, co również wpływa na podwyższone stężenie fosforu ogólnego w odpływie.

Porównanie uzyskanych wyników redukcji stężenia TP w układzie A2/O podczas oczyszczania ścieków i odcieków z Łęczyc i Szadółek z innymi doniesieniami literaturowymi nie jest możliwe z uwagi na brak tego typu danych. Liczne publikacje na temat usuwania fosforu

dotyczą samych ścieków. Jedną z nielicznych prac dotyczących uzyskanego stężenia TP w odpływie podczas oczyszczania odcieków ze składowiska zamkniętego w Hong Kongu w układzie SBR, wskazuje na bardzo niską redukcję TP wynoszącą 21%, przy 20 d czasie zatrzymania (stężenie TP w dopływie 22,2 mg P/dm³) (Robinson i Carville, 1991, za Lo, 1996).

Ocieki ze składowiska w Szadółkach (stare, ustabilizowane) odznaczały się zdecydowanie niższymi stężeniami zanieczyszczeń, z tego też powodu ich dodatek do ścieków w znacznie niższym stopniu wpływał na przebieg biologicznych procesów oczyszczania, w porównaniu z dodatkiem odcieków z Łężyc. Wysoki ponad 90% stopień redukcji stężenia ChZT_{Cr} i BZT₅, uzyskany w całym okresie badań, niezależnie od rodzaju odcieków i ich procentowego dodatku, a także nawet minimalny stopień redukcji stężenia TN (uzyskany przy 5% najwyższym dodatku odcieków wynoszącym dla odcieków z Łężyc - 67%, a z Szadółek - 70%), oraz minimalny stopień redukcji stężenia TP (uzyskany przy 5% dodatku odcieków wynoszący dla odcieków z Łężyc - 56%, a z Szadółek - 60%), świadczą, iż nawet przy 5% dodatku odcieków nie nastąpiło załamanie się biologicznych procesów oczyszczania, a jedynie zakłócenie ich przebiegu.

W literaturze przedmiotu maksymalny dodatek odcieków do ścieków nie powodujący zakłócenia procesów nityfikacji, denityfikacji i defosfatacji w biologicznych oczyszczalniach ścieków określany jest na różnym poziomie. Viviani i Torregrossa (1997) określili iż 1% i 2% udział odcieków (BZT₅ w zakresie: 2000 - 8500 g O₂/m³, ChZT od 8088 do 10937 g O₂/m³, N-NH₄ - 2455 g N/dm³) przy obciążeniu osadu czynnego 0,14 - 0,19 g BZT₅/g s.m.o. d, oraz około 16 h czasie zatrzymania nie powodowały zakłócenia procesu, a jedynie wpływał na pogorszenie jakości ścieków oczyszczonych. Yu i in. (2010) wyznaczyli optymalny dodatek odcieków do ścieków oczyszczanych w układzie A2/O na poziomie 0,2%, przy którym uzyskali średnią wartość redukcji stężenia N-NH₄, TN i ChZT na poziomie odpowiednio 96,5%, 61% i 81,7%. Çeçen i Aktas (2001) donoszą, iż wspomagając węglem aktywnym proces współoczyszczania w układzie z ciągłym przepływem można uzyskać wysoką efektywność oczyszczania mieszaniny nawet z 13% dodatkiem odcieków. Prezentowane w pracy wyniki badań wskazują iż maksymalny dodatek nie zmniejszający efektywności redukcji poszczególnych zanieczyszczeń w odpływie z układu przepływowego wynosił odpowiednio 0,5% i do 1% dla odcieków z Łężyc oraz odcieków Szadółek. Z uwagi na fakt, iż rzeczywista ilość powstających na składowisku odpadów odcieków stanowi zaledwie do 0,4% ilości oczyszczanych ścieków komunalnych (Surmacz-Górska, 2001), główny problem w kierowaniu odcieków bezpośrednio do

oczyszczalni ścieków może wynikać z ich zmienności ilościowej i jakościowej w czasie. Problem ten można rozwiązać np. poprzez budowę zbiorników retencyjnych odcieków. Również według Szpadta (2006) dowóz odcieków do oczyszczalni ścieków nie powoduje istotnego wzrostu zanieczyszczeń ścieków miejskich, przy założeniu, że zarówno oczyszczalnia ścieków, jak i składowisko odpadów obsługują w przybliżeniu jednakowe liczby mieszkańców, a odcieki będą dawkiowane równomiernie do ścieków przez całą dobę.

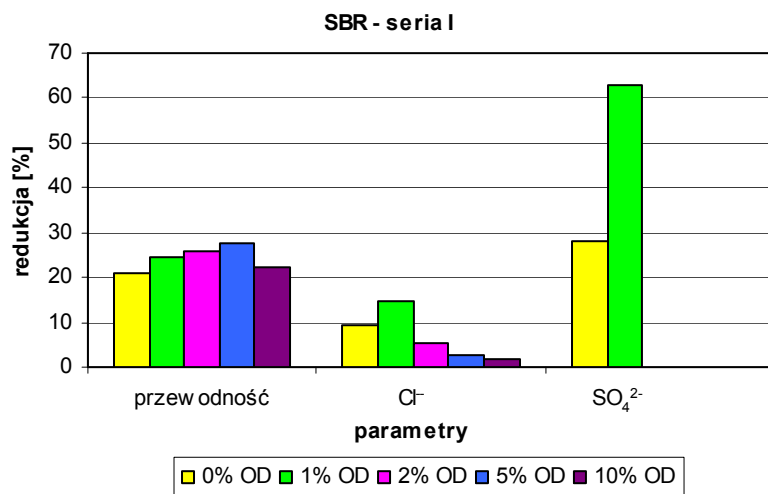
8.3 Współczyszczanie ścieków z 1%, 2%, 5% i 10% dodatkiem odcieków w układzie SBR

Badania procesów współczyszczania ścieków pochodzących z OŚ Gdańsk „Wschód” z 1%, 2%, 5% i 10% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach oraz ZU w Gdańsku Szadółkach prowadzone były również w sekwencyjnym reaktorze biologicznym, w skrócie SBR. Dla odcieków pochodzących z Łężyc, ze względu na znaczne wahania poszczególnych parametrów w odpływie podczas serii I wykonano drugą serię badawczą. Natomiast dla odcieków z Szadółek wykonano jedną serię pomiarową.

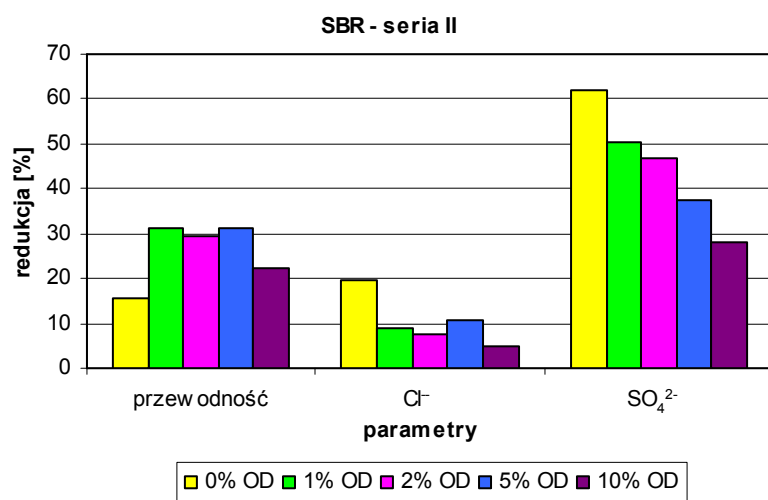
Dodatek odcieków z Łężyc i Szadółek wpłynął na wzrost stężenia chlorków w mieszaninie surowej. Najwyższe wartości stężenia chlorków w dopływie do modelu SBR uzyskiwano przy 10% dodatku odcieków. Średnie stężenie Cl^- w mieszaninie surowej przy 10% dodatku z Łężyc w serii I wynosiło $358,98 \text{ mg Cl}^-/\text{dm}^3$ (średni wzrost o $185,97 \text{ mg Cl}^-/\text{dm}^3$), a w serii II $380,54 \text{ mg Cl}^-/\text{dm}^3$ (średni wzrost o $263,16 \text{ mg Cl}^-/\text{dm}^3$) (tabela I/101 - załącznik). Średnia efektywność usuwania chlorków, przedstawiona na rysunkach 8.20, 8.21 i 8.22 była niska w serii I i wynosiła odpowiednio: z jednoprocentowym udziałem odcieków z Łężyc – 15%, dwuprocentowym - 6%, pięcioprocentowym - 2,5% i dziesięcioprocentowym - 2%, natomiast w serii II odpowiednio 9%, 8%, 11% i 5%. Redukcja stężeń chlorków podczas oczyszczania ścieków surowych bez dodatku odcieków wynosiła w serii I - 9% a w II - 20%.

Przy współczyszczaniu odcieków z Szadółek uzyskana efektywność usuwania chlorków wynosiła dla 1%, 2%, 5% i 10% dodatku odpowiednio 4%, 7%, 8% i 6%. Tak niski stopień usuwania chlorków oraz duża niestabilność uzyskanych wartości w odpływie z modelu laboratoryjnego wynikała z ich dużej rozpuszczalności co powoduje iż konwencjonalne metody unieszkodliwiania ścieków nie są zdolne w znacznym stopniu do usunięcia Cl^- ze strumienia oczyszczanych ścieków (Tchobanoglous i in., 2003). Wpływ chlorków na mikroorganizmy, oraz procesy oczyszczania opisano w rozdziale 8.2. Należy również zaznaczyć iż w odpływie z układu A2/O, współczyszczającego ścieki z odciekami z

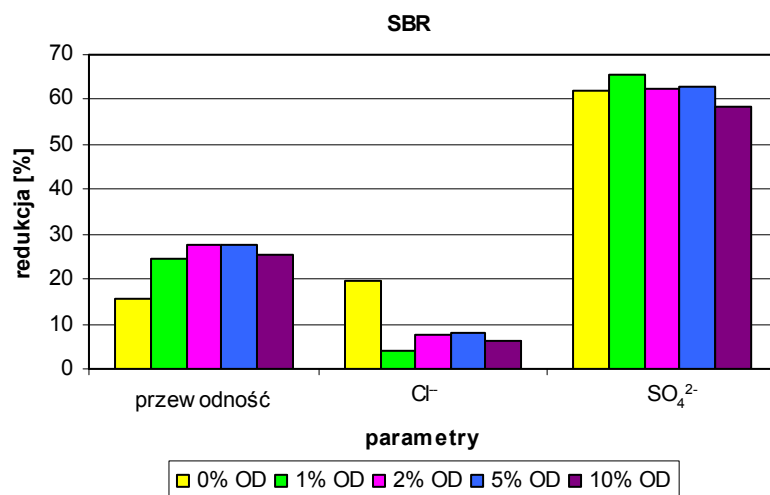
Łężyc oraz z Szadółek, nie nastąpiło przekroczenie dopuszczalnej wartości 1000 mg Cl⁻/dm³ (Dz. U. nr 137, poz. 984).



Rys. 8.20. Średnie wartości procentowej redukcji przewodności oraz stężenia chlorków i siarczanów przy 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków w układzie SBR w serii I.



Rys. 8.21. Średnie wartości procentowej redukcji przewodności oraz stężenia chlorków i siarczanów przy 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków w układzie SBR w serii II.



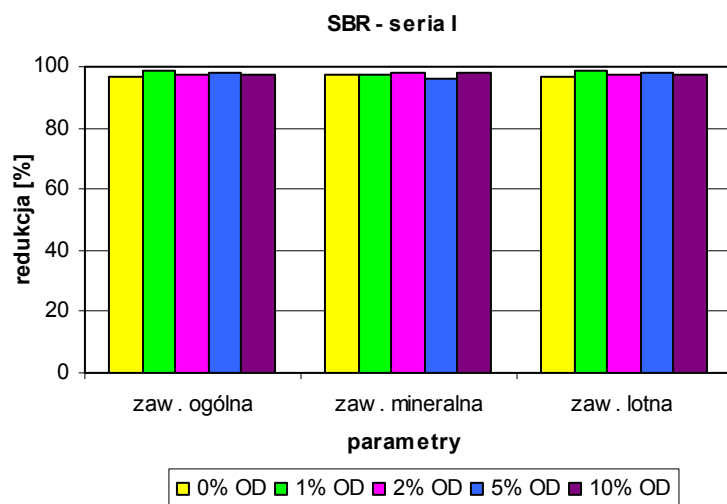
Rys. 8.22. Średnie wartości procentowej redukcji przewodności oraz stężenia chlorków i siarczanów przy 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkach odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach do ścieków w układzie SBR.

Skuteczność usuwania siarczanów w serii I ze ścieków i mieszaniny z 1% dodatkiem odcieków z Łężyc wynosiła średnio odpowiednio 28% i 63% (rys. 8.20.). Natomiast w serii II średnia efektywność usuwania dla 1% dodatku odcieków wynosiła 50%, dla 2% - 47%, 5% - 37%, a dla 10% - 28%, ze ścieków (bez dodatku odcieków) - 62% (rys. 8.21.). Podczas współczyszczania odcieków z Szadółek średnia redukcja dla kolejno 1%, 2%, 5% i 10% dodatku odcieków do strumienia ścieków wynosiła 66%, 62%, 63% i 59%, a bez dodatku 62% (rys. 8.22.). Stężenie siarczanów w odpływie nie przekraczało wartości dopuszczalnych (Dz. U. nr 137, poz. 984). Stosunek $ChZT_{Cr}/SO_4^{2-}$ w surowej mieszaninie z 1% dodatkiem odcieków z Łężyc w serii I wynosił średnio 3,99. Natomiast w serii II z 1% dodatkiem - 3,78, z 2% dodatkiem - 3,56, z 5% dodatkiem - 3,08, a z 10% dodatkiem odcieków - 2,89. Podczas współczyszczania odcieków z Szadółek stosunek $ChZT_{Cr}/SO_4^{2-}$ w mieszaninie surowej w całym okresie badań wahał się w zakresie od 3,00 do 6,10 (tabela I/83, I/89, I/95, I/101 - załącznik). Przedstawione powyżej wartości stosunku $ChZT_{Cr}/SO_4^{2-}$ w dopływie były wyższe od optymalnej wartości $\leq 1,5$ podawanej przez Mizuno i in. (1994), dla dominacji bakterii redukujących siarczany. Z kolei Shayegan i in. (2005) nawet przy wyższym stosunku $ChZT/SO_4^{2-}$, wynoszącym 2 w reaktorze beztlenowym UASB (z ang. upflow anaerobic sludge bucket) uzyskali 85% redukcję ChZT i 82% redukcję SO_4^{2-} , tj. znacznie wyższą, od uzyskanych wartości redukcji w niniejszej pracy (rys. 8.20., 8.21., 8.22.). W rozdziale 8.2 opisano szerzej rolę bakterii redukujących siarczany.

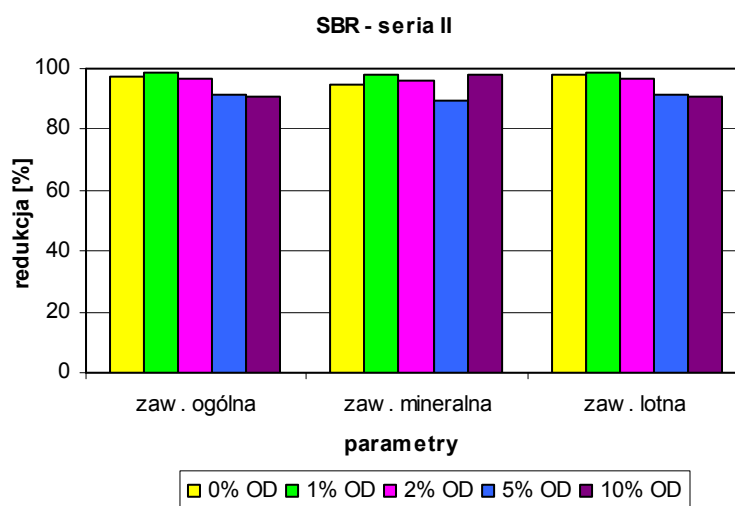
Wysoka wartość przewodnictwa elektrycznego odcieków wynosząca średnio w odciekach z Szadółek 11,82 mS/cm i znacznie wyższa w odciekach z Łężyc - 24,58 mS/cm

(tabela I/1 - załącznik) spowodowała wzrost przewodności mieszaniny surowej w dopływie do laboratoryjnego modelu SBR. Średnia efektywność redukcji przewodnictwa elektrycznego przedstawiona na rysunkach 8.20., 8.21., 8.22. osiągała wartości na poziomie od 16% do 31%, przy czym wartość najniższą – 16% uzyskano podczas oczyszczania ścieków z OŚ Gdańsk „Wschód”. Przewodność elektryczna roztworów wodnych polega na przenoszeniu ładunków elektrycznych przez jony w roztworze, a zatem jej wartość rośnie wraz ze wzrostem stężenia jonów, czyli im wyższe stężenie chlorków czy siarczanów, tym wartość przewodnictwa wyższa (Tchobanoglous i in., 2003). Dlatego też, uzyskana podczas prowadzonych badań niska redukcja wartości przewodnictwa w procesach oczyszczania mogła być związana z nieznaczną redukcją stężenia siarczanów i chlorków. Korelacje pomiędzy redukcją przewodnictwa, a redukcją stężenia siarczanów w odpływie potwierdził Jong i Parry (2006). Wykazali iż podczas beztlenowej redukcji siarczanów prowadzonej w środowisku kwaśnym w reaktorze UAPB (z ang. upflow anaerobic packed-bed bioreactor), wartość przewodnictwa w odpływie zależała jedynie od aktywności baterii SRB - redukujących siarczany, a nie od pH odpływu.

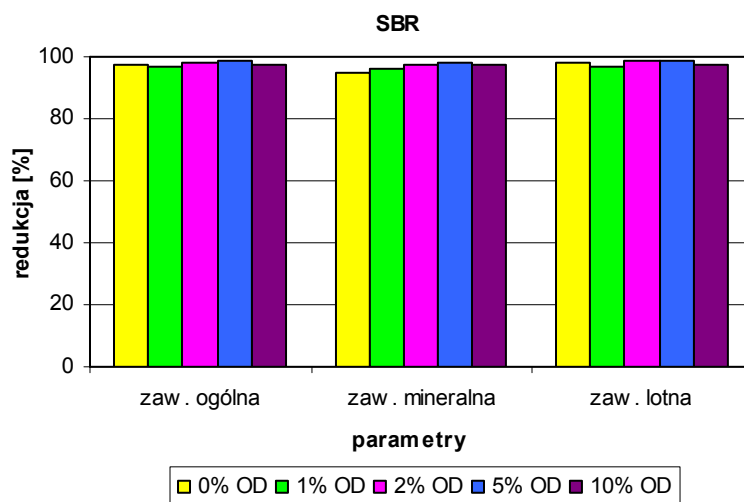
Stężenie zawiesiny ogólnej w odpływie z układu SBR podczas współoczyszczania odcieków z Szadółek oraz z Łężyc w serii I, nie przekroczyło wartości dopuszczalnych (Dz.U. nr 137, poz. 984) (rys. 7.29., 7.15.). Natomiast w serii II (Łężyce) wartość 35 mg/dm^3 została dwukrotnie przekroczona przy 5% i 10% dodatku odcieków (rys. 7.16.). Średnia efektywność w odpływie przy 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatku odcieków z Łężyc dla serii I wynosiła odpowiednio 97%, 99%, 98%, 98% i 98% (rys. 8.23., 8.26.), a dla serii II - 97%, 98%, 97%, 91% i 91% (rys. 8.24., 8.27.). Natomiast średnia redukcja stężenia zawiesiny ogólnej w odpływie przy 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatku odcieków z Szadółek była na poziomie odpowiednio 97%, 97%, 98%, 99% i 98% (rys. 8.25., 8.28.).



Rys. 8.23. Średnie wartości procentowej redukcji stężenia zawiesiny ogólnej, mineralnej i lotnej przy 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków w układzie SBR w serii I.



Rys. 8.24. Średnie wartości procentowej redukcji stężenia zawiesiny ogólnej, mineralnej i lotnej przy 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków w układzie SBR, w serii II.

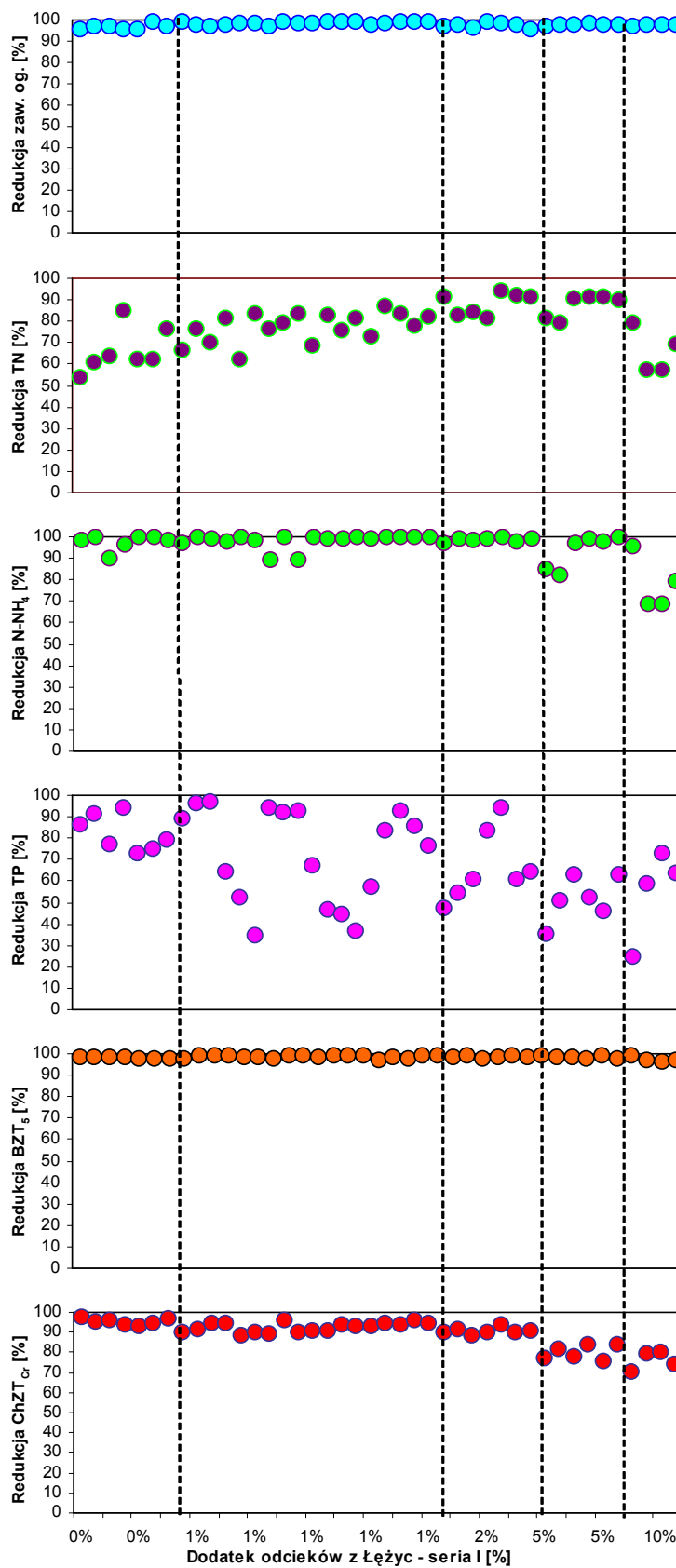


Rys. 8.25. Średnie wartości procentowej redukcji stężenia zawiesiny ogólnej, mineralnej i lotnej przy 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkach odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach do ścieków w układzie SBR.

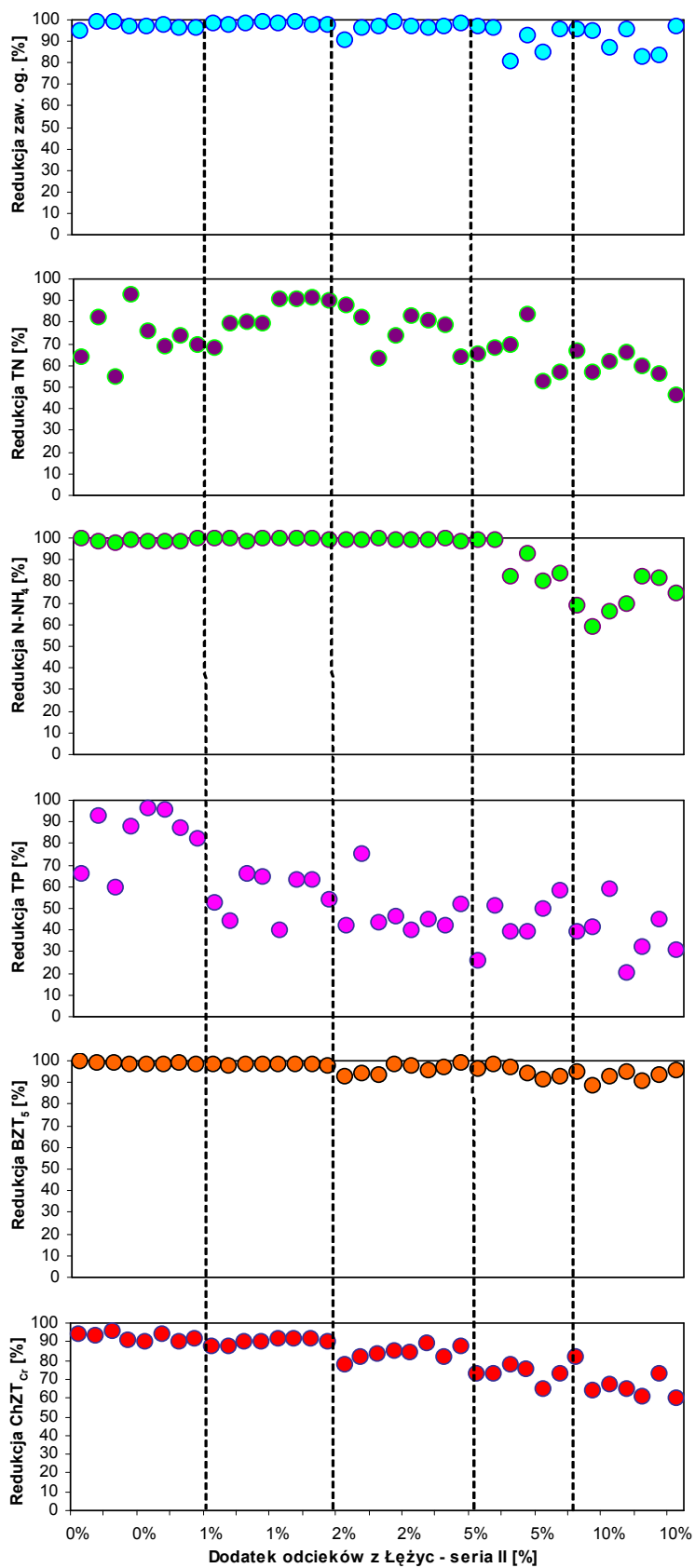
Stężenie zawiesiny ogólnej w odpływie z modelu SBR w serii I (Łężyce) nawet przy dodatku 10% było na podobnym poziomie, jak podczas oczyszczania ścieków bez dodatku odcieków, co oznacza, iż nie następowało pogorszenie odpływu wraz ze wzrastającym dodatkiem odcieków. Podobna sytuacja wystąpiła również podczas wspólnego oczyszczania ścieków z odciekami z Szadółek, 10% dodatek nie spowodował obniżenia jakości odpływu w odniesieniu do stężenia zawiesiny ogólnej. Jednak w serii II podczas wpółocyszczania odcieków z Łężyc przy ich 5 i 10% dodatku nastąpił nieznaczny wzrost stężenia zawiesiny ogólnej w odpływie (rys. 7.16.) i związany z tym spadek efektywności oczyszczania. Wzrost stężenia zawiesiny ogólnej w odpływie mógł przyczynić się do wzrostu stężenia azotu ogólnego oraz fosforu ogólnego na wyjściu z układu oczyszczającego, ponieważ komórki mikroorganizmów osadu czynnego zbudowane są między innymi z azotu i fosforu (Tchobanoglous i in., 2003). Dodatkowo wzrasta również stężenie metali ciężkich, zaadsorbowanych na powierzchni kłaczków. Przyczyną wzrostu stężenia zawiesiny w odpływie mógł być wysoki indeks osadu czynnego, który dla 5% dodatku odcieków z Łężyc (seria I i II) był na poziomie od 160 do 190 cm^3/g , a dla 10% dodatku odcieków z Łężyc i Szadółek od 198 do 210 cm^3/g . Indeks osadu dla dodatków 0%, 1% i 2% odcieków z Łężyc (seria I i II) i Szadółek, oraz przy 5% dodatku odcieków z Szadółek również był wysoki i wynosił od 115 do 145 cm^3/g , jednak nie przekraczał wartości 150 cm^3/g , która świadczy o osadzie źle sedymentującym (Dymaczewski i in., 1997). Wysoki indeks (przy 5 i 10% dodatku odcieków) wynikał ze wzrostu bakterii nitkowatych w układzie SBR oraz dużego rozproszenia kłaczków (obserwacje mikroskopowe). Z obserwacji mikroskopowych wynikało

iż przy niższych stężeniach odcieków kłaczkki miały regularny kształt, ich struktura była zwarta, a biocenozę osadu czynnego stanowiły bakterie zoogulealne, pierwotniaki np. *Aspidisca sp.*, *Linotous sp.*, licznie występowały również orzęski osiadłe, a także organizmy wielokomórkowe – wrotki. Przy 5% i 10% dodatku odcieków następowało duże rozluźnienie kłaczek, ich kształt był pierzasty, a struktura luźna, co spowodowane było występowaniem bakterii nitkowatych. Biocenozę stanowiły głównie bakterie zoogulealne, wiciowce, ameby, grzyby, bakterie nitkowate, pojedyncze pierwotniaki i sporadycznie pokazujące się wrotki. Przy 10% dodatku odcieków, dodatkowo osad był bardzo rozdrobniony, co mogło być spowodowane obecnością substancji toksycznych (Dymaczewski i in., 1997).

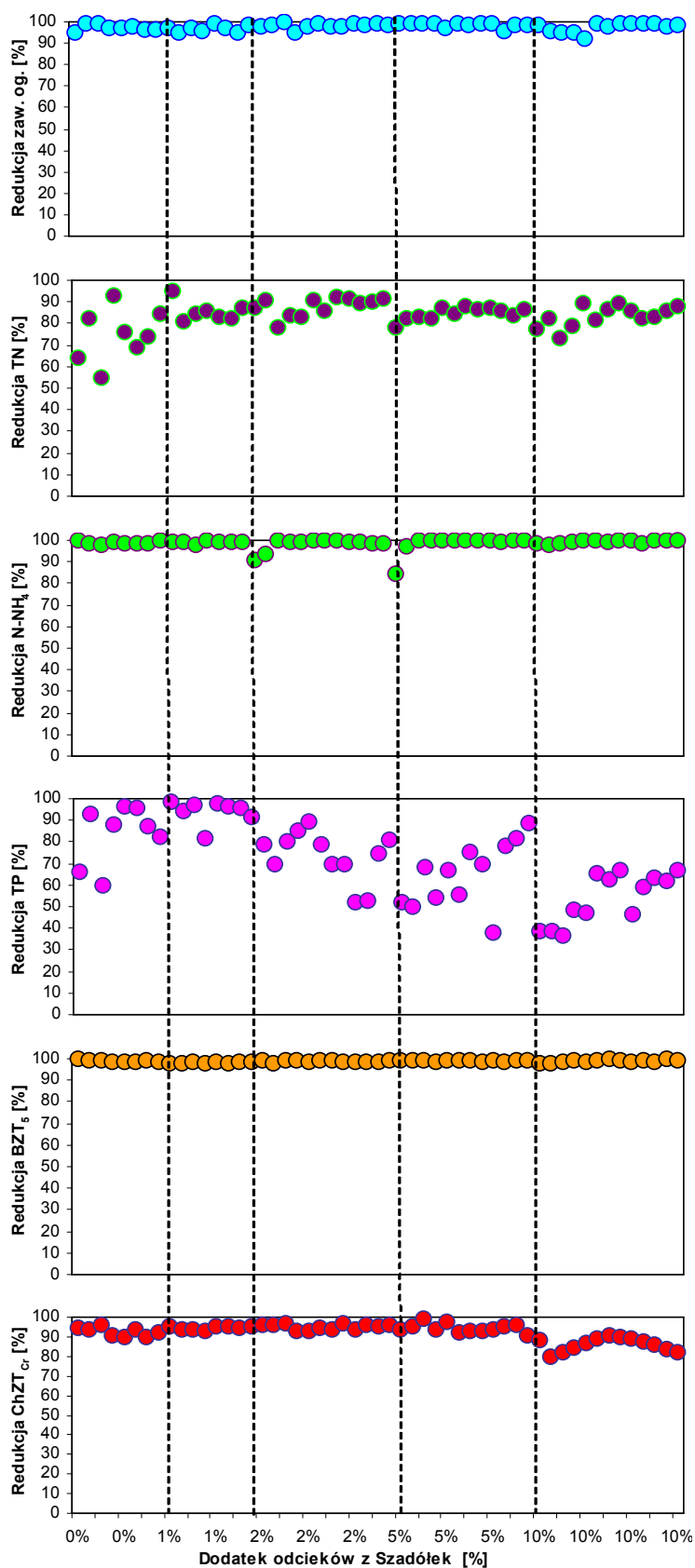
Stężenie osadu czynnego pracującego w modelu laboratoryjnym SBR dla dodatku 0%, 1%, i 2% ustalono na poziomie $3,5 \text{ g/dm}^3$, natomiast przy 5% i 10% dodatku na poziomie $4,5 \text{ g/dm}^3$. Obciążenie osadu czynnego podczas prowadzonego procesu współczyszczania odcieków z Łężyc w serii I wynosiło średnio: dla 1% dodatku - $0,16 \text{ kg BZT}_5/\text{kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{d}$, dla 2% dodatku - $0,17 \text{ kg BZT}_5/\text{kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{d}$, dla 5% dodatku - $0,13 \text{ kg BZT}_5/\text{kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{d}$, a dla 10% dodatku - $0,12 \text{ kg BZT}_5/\text{kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{d}$, a w serii II dla 1% i 2% dodatku - $0,22 \text{ kg BZT}_5/\text{kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{d}$, a dla dodatku 5% i 10% - $0,14 \text{ kg BZT}_5/\text{kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{d}$. Natomiast podczas procesu oczyszczania ścieków z odciekami z Szadółek średnie obciążenie osadu czynnego przy 1% dodatku odcieków wynosiło $0,16 \text{ kg BZT}_5/\text{kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{d}$, przy 2% - $0,20 \text{ kg BZT}_5/\text{kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{d}$, przy 53% - $0,16 \text{ kg BZT}_5/\text{kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{d}$, a przy 10% - $0,16 \text{ kg BZT}_5/\text{kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{d}$. Przedstawione wartości wskazują na niskie obciążenie osadu czynnego (Dymaczewski i in., 1997), które miało na celu utrzymanie optymalnej populacji bakterii nitryfikacyjnych.



Rys. 8.26. Procentowa redukcja stężenia zawiesiny ogólnej, TN, N-NH₄, TP, BZT₅, ChZT_{Cr} w układzie SBR dla 0%, 1%, 3%, 5% i 10% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łęczycach do ścieków w serii I.



Rys. 8.27. Procentowa redukcja stężenia zawiesiny ogólnej, TN, N-NH₄, TP, BZT₅, ChZT_{Cr} w układzie SBR dla 0%, 1%, 3%, 5% i 10% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków w serii II.



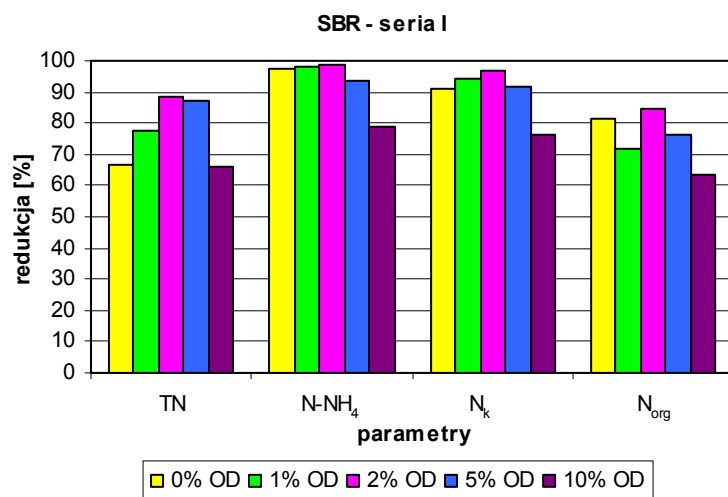
Rys. 8.28. Procentowa redukcja stężenia zawiesiny ogólnej, TN, N-NH₄, TP, BZT₅, ChZT_{Cr} w układzie SBR dla 0%, 1%, 3%, 5% i 10% dodatkach odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach do ścieków.

Redukcja stężenia azotu ogólnego w procesie współczyszczania ścieków z odciekami z Łężyc zarówno w serii I jak i II była niższa niż wymagana - 90% (Dz. U. nr 137, poz. 984). Zwraca uwagę duży rozrzut uzyskanych wyników w odpływie z układu SBR (rys. 8.26., 8.27.). Średnia efektywność usuwania stężenia TN przy 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatku z Eko Doliny wynosiła odpowiednio 68%, 78%, 88%, 87% i 66% w serii I (rys. 8.29.), oraz 73%, 81%, 80%, 66% i 59% w serii II (rys. 8.30.). W serii II uzyskana redukcja stężenia TN, przy tym samym dodatku odcieków była niższa niż w serii I. Było to spowodowane znacznie wyższym stężeniem poszczególnych zanieczyszczeń w dopływie do modelu SBR (tabela I/1, I/2, I/3 - załącznik).

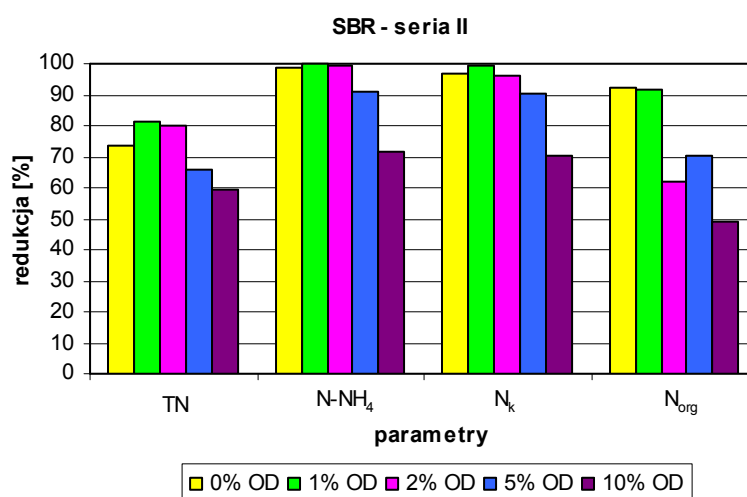
Współczyszczanie odcieków z Szadółek ze ściekami w modelu SBR pozwoliło uzyskać średnią efektywność usuwania stężenia TN na poziomie 85%, 88%, 85% oraz 83% odpowiednio dla 1%, 2%, 5% oraz 10% dodatku odcieków (rys. 8.31.). Uzyskane wartości w odpływie z układu SBR były znacznie bardziej stabilne niż podczas współczyszczania odcieków z Łężyc (rys. 8.28.).

Wraz ze wzrastającym dodatkiem odcieków wzrastało stężenie TN w odpływie z układu SBR, zarówno podczas współczyszczania odcieków z Łężyc, jak i Szadółek (rys. 8.26., 8.27., 8.28.). Średnie stężenie TN w odpływie podczas oczyszczania ścieków surowych w serii I wynosiło 28,97 mg N/dm³, przy 1% dodatku odcieków z Łężyc – 21,49 mg N/dm³ przy 2% - 11,97 mg N/dm³, przy 5% - 17,51 mg N/dm³, a przy 10% - 76,56 mg N/dm³ (tabela I/7, I/37, I/43, I/49, I/55 - załącznik). W serii II średnia wartość stężenia TN w odpływie z modelu SBR wynosiła 19,05 mg N/dm³, przy 1% dodatku odcieków z Łężyc 20,68 mg N/dm³, przy 2% - 20,68 mg N/dm³, przy 5% - 80,57 mg N/dm³, a przy 10% - 111,70 mg N/dm³ (tabela I/7, I/37, I/43, I/49, I/55 - załącznik).

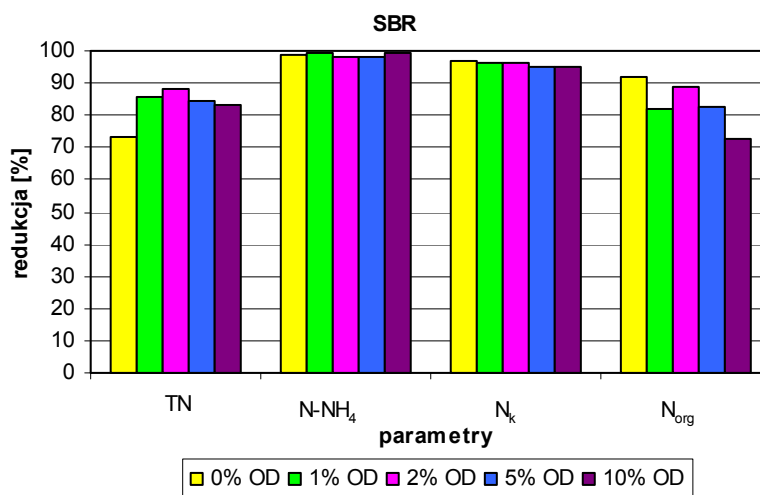
Podczas oczyszczania ścieków z 1%, 2%, 5% i 10% dodatkiem odcieków z Szadółek, średnie wartości stężenia TN w odpływie były znacznie niższe niż podczas współczyszczania odcieków z Łężyc i wynosiły odpowiednio 11,69 mg N/dm³, 12,16 mg N/dm³, 18,27 mg N/dm³, 18,79 mg N/dm³, a dla serii porównawczej (ścieki surowe z OŚ Gdańsk „Wschód”) – 19,05 mg N/dm³ (tabela I/7, I/85, I/91, I/97, I/103 - załącznik).



Rys. 8.29. Średnie wartości procentowej redukcji stężenia azotu ogólnego, amonowego, Kjeldahla i organicznego przy 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężyczach do ścieków w układzie SBR w serii I.



Rys. 8.30. Średnie wartości procentowej redukcji stężenia azotu ogólnego, amonowego, Kjeldahla i organicznego przy 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężyczach do ścieków w układzie SBR w serii II.



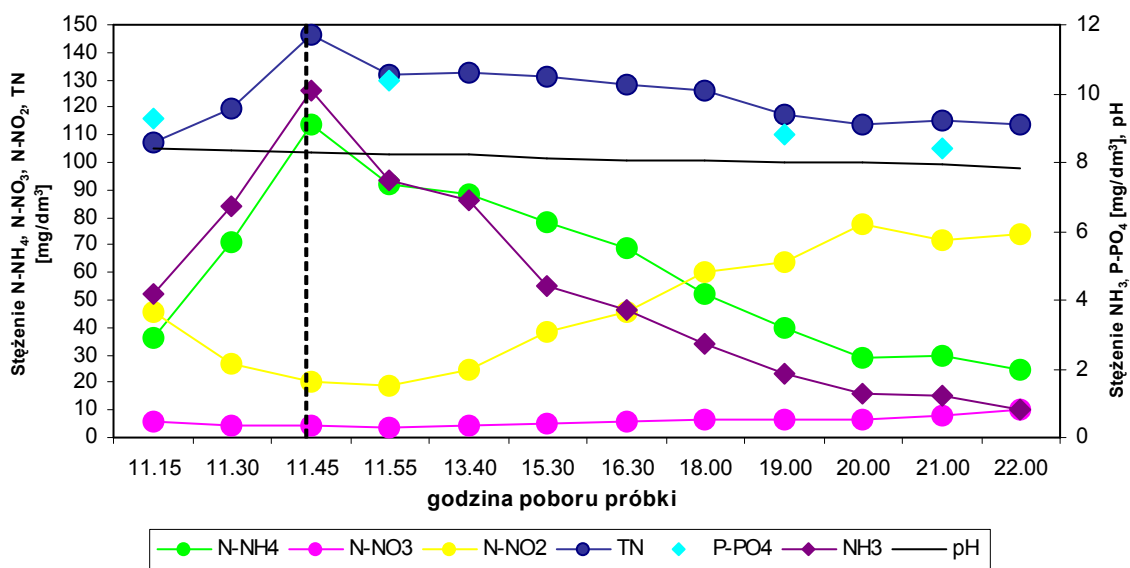
Rys. 8.31. Średnie wartości procentowej redukcji azotu ogólnego, amonowego, Kjeldahla i organicznego przy 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkach odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach do ścieków w układzie SBR w serii II.

Wysokie wartości stężenia TN w odpływie podczas współczyszczania odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach, przy 1% i 2% dodatku tych odcieków było spowodowane wysokimi wartościami stężenia azotu azotanowego (V) w odpływie z układu SBR, które średnio wynosiły $8,52 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$ (1%) i $8,22 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$ (2%), a podczas oczyszczania samych ścieków $16,55 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$ (tabela I/7, I/85, I/91 - załącznik). Natomiast w przypadku 5% i 10% dodatku odcieków wysokie stężenie TN było generowane przez azot azotanowy (V) oraz azot azotanowy (III). Średnie stężenie N-NO₂ w odpływie dla 5% dodatku wynosiło $6,02 \text{ mg N-NO}_2/\text{dm}^3$ i zawierało się w granicach od 0,10 do $8,57 \text{ mg N-NO}_2/\text{dm}^3$ (tabela I/97 - załącznik). Natomiast przy 10% dodatku odcieków stężenie N-NO₂ w odpływie z SBR obejmowało zakres: 4,64 – $17,1 \text{ mg N-NO}_2/\text{dm}^3$ (średnia wartość – $10,72 \text{ mg N-NO}_2/\text{dm}^3$) (tabela I/103 - załącznik).

Wysokie wartości stężenia N-NO₃ w odpływie przy dodatku 0%, 1% i 2% odcieków z Szadółek oznaczało, iż proces denitryfikacji nie zachodził efektywnie pomimo, iż mieszanina ścieków i odcieków była podatna na rozkład biologiczny (stosunek $\text{ChZT}_{\text{Cr}}/\text{BZT}_5$ był poniżej 2) (Sadecka, 2010). Niskie wartości stosunku N/BZT₅ w ściekach surowych bez dodatku odcieków, które wynosiły średnio 0,17 oraz 0,18 w mieszaninie ścieków z 1% i 2% dodatkiem odcieków wskazują na dobre warunki dla pełnej denitryfikacji. Zakłócenia w przebiegu procesu denitryfikacji w reaktorze SBR mogło być również spowodowane zbyt wysokim stężeniem tlenu rozpuszczonego - powyżej $0,5 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ w komorze anoksydacyjnej. Tlen rozpuszczony mógł być wprowadzany do komory denitryfikacji wraz z osadem recyrkulowanym z komory nityfikacyjnej (recyrkulacja wewnętrzna).

Wysokie stężenie tlenu w komorze anoksydacyjnej powoduje iż na początku fazy anoksydacyjnej następuje utlenienie substancji organicznej, co w dalszej kolejności może przyczynić się do braku węgla organicznego. Z tego powodu proces denitryfikacji w układzie SBR prawdopodobnie należałoby wspomóc zewnętrznym źródłem węgla organicznego np. metanolem, etanolem, kwasem octowym, albo niekonwencjonalnymi źródłami opisanymi w rozdziale 8.2.

Przy 5% oraz 10% dodatku odcieków z Szadółek w odpływie oprócz azotu azotanowego (V), pojawiło się również wysokie stężenie azotu azotanowego (III), które dla 5% dodatku wynosiło średnio – 6,02 mg N-NO₂/dm³ (tabela I/97 - załącznik), natomiast przy dodatku 10% - 10,72 mg N-NO₂/dm³ (tabela I/103 - załącznik). Należy przy tym podkreślić iż efektywność usuwania stężenia azotu amonowego z mieszaniny ścieków z odciekami z Szadółek wynosiła powyżej 98% (rys. 8.31.), a stężenie w odpływie nie przekraczało 1 mg N-NH₄/dm³. Przyczyną pojawienia się wysokich wartości N-NO₂ w odpływie z modelu mogła być inhibicja procesu nitryfikacji substratami występującymi w formie niezjonizowanej, wykorzystywanymi przez bakterie nitryfikacyjne – wolnym amoniakiem i wolnym kwasem azotowym (III) (Anthonisen i in., 1997, Surmacz–Górska, 2010). Jak podaje Surmacz–Górska (2010) ten rodzaj inhibicji występuje zwłaszcza w przypadku oczyszczania ścieków o wysokim stężeniu azotu amonowego takich jak: ocieki ze składowisk odpadów komunalnych, wody pochodzące z odwadniania osadów ściekowych, ścieki koksownicze i inne ścieki przemysłowe oraz rolnicze zawierające duże ilości azotu. Ponieważ stężenie azotu amonowego przy dodatku 5% i 10% odcieków z Szadółek w dopływie wynosiło średnio, odpowiednio 91,08 mg N-NH₄/dm³ i 92,72 mg N-NH₄/dm³ (tabela I/97, I/103 - załącznik) można przypuszczać, iż nastąpiło zahamowanie II fazy nitryfikacji. W celu skontrolowania przebiegu procesu nitryfikacji w reaktorze SBR oczyszczającym ścieki z 10% dodatkiem odcieków z Szadółek wykonano analizy stężenia: TN, N-NH₄, N-NO₃, N-NO₂, P-PO₄ oraz pomiar pH. Próbkę pobierano bezpośrednio z reaktora SBR w czasie trwania fazy napełniania (co 15 min) i nitryfikacji (co 1h). Wyniki analiz jednego z trzech wykonanych pomiarów przedstawiono na rysunku 8.32.



Rys. 8.32. Zmienność stężenia TN, N-NH₄, N-NO₃, N-NO₂, P-PO₄, oraz wartości pH w trakcie fazy beztlenowej/napełniania i tlenowej w modelu SBR przy współczyszczaniu ścieków z 10% dodatkiem odcieków z Szadółek (pionowa linia przerywana określa moment rozpoczęcia fazy tlenowej).

Po 15 min od rozpoczęcia fazy napełniania (czas trwania: 11.00 - 11.45) w reaktorze SBR było wysokie stężenie N-NO₂ – 45,5 mg N-NO₂/dm³ (rys. 8.32.). Tak wysokie stężenie azotanów (III) w początkowym etapie napełniania modelu SBR (po 15 min) mieszaniną ścieków z 10% dodatkiem odcieków prawdopodobnie spowodowane było kumulacją stężenia azotanów (III) pozostałych w osadzie czynnym po poprzednim dwudziestoczerogodzinnym cyklu współczyszczania ścieków i odcieków (wysokie stężenie N-NO₂ - około 30 mg N-NO₂/dm³ występowało w odpływie, a tym samym i w osadzie czynnym pozostałym po fazie opróżniania). Spadek stężenia N-NO₂ w fazie napełniania z wartości 45,5 do 20,1 mg N-NO₂/dm³ prawdopodobnie był spowodowany rozcieńczeniem osadu czynnego dopływającą mieszaniną ścieków z 10% dodatkiem odcieków z Szadółek, w której stężenie N-NO₂ było poniżej 1 mg N-NO₂/dm³. Po rozpoczęciu fazy napowietrzania (całkowity czas trwania: 11.45 – 23.45) następował stopniowy wzrost stężenia N-NO₂ od 18,70 N-NO₂/dm³ (godz. 11.55) do 77,80 mg N-NO₂/dm³ (godz. 20.00). 105 min przed zakończeniu fazy nityfikacji stężenie azotanów (III) wynosiło 74,2 mg N-NO₂/dm³ (godz. 22.00). Należy zwrócić uwagę, iż stężenie N-NO₃ utrzymywało się niemal w całym okresie pomiarowym w zakresie pomiędzy 3,68, a 6,79 mg N-NO₃/dm³, a po dziewięciu godzinach od rozpoczęcia fazy nityfikacji wzrosło do wartości 10,31 mg N-NO₃/dm³ (w próbce pobranej o godzinie 22.00, przy jednoczesnym, nieznacznym spadku stężenia N-NO₂). Wartość pH od rozpoczęcia pomiarów do ósmej godziny procesu nityfikacji wahała się w

zakresie 8,00 do 8,43, a od godziny 20.00 następował nieznaczny spadek pH od 7,98 do 7,83. Wysoki wzrost stężenia azotanów (III) w stosunku do azotanów (V), powstających w wyniku utleniania N-NH₄ może świadczyć o inhibicji drugiej fazy nitryfikacji. Dla uzasadnienia tego założenia, korzystając z równań Anthonisen i in. (1997) (równanie 4.8., 4.9.) obliczono stężenie wolnego amoniaku (NH₃). Obliczone wartości wolnego amoniaku w mieszaninach ścieków z 10% dodatkiem odcieków z Szadółek wahały się w zakresie od 0,79 mg NH₃/dm³ (wartość uzyskana pod koniec prowadzonego procesu nitryfikacji) do nawet 10,12 mg NH₃/dm³ (rys. 8.32.). Uzyskane wartości stężenia NH₃ obejmowały przedział wartości (0,1-1,0 mg NH₃/dm³) hamujących aktywność nitratatorów (bakterii NOB), a ponadto mieściły się również w dolnej granicy przedziału wartości (10-150 mg NH₃/dm³) hamujących obie grupy nitryfikatorów (Anthonisen i in., 1997). Przyjęte wyjaśnienie wystąpienia wysokich stężeń azotu azotanowego (III) można uznać, za wysoce prawdopodobne, jednak pełne wyjaśnienie tego zjawiska wymaga przeprowadzenia analizy filogenetycznej mikroorganizmów znajdujących się w osadzie czynnym.

Akumulacja azotanów (III) mogła być również spowodowana zbyt niskim stężeniem tlenu rozpuszczonego. W badaniach w modelu SBR utrzymywano stężenie tlenu w fazie tlenowej na poziomie $1 \pm 0,5$ mg O₂/dm³. Bae i in. (2002) uzyskali największą akumulację N-NO₂ (77%) przy stężeniu tlenu rozpuszczonego na poziomie 1,5 mg O₂/dm³, a przy wartościach 2,5 mg O₂/dm³ akumulacja azotanów (III) spadała do 54%. Również zbyt krótki czas zatrzymania osadu czynnego w reaktorze może powodować wzrost stężenia azotanów (III) w danym układzie (Aslan i in., 2009).

Usuwanie amoniaku poprzez azotany (III), bez dalszego utleniania ich do azotanów (V) np. podczas oczyszczania odcieków pochodzących ze starych składowisk odpadów, które charakteryzują się wysokim stężeniem amoniaku i niskim stężeniem biologicznie rozkładalnej substancji organicznej, w ostatnich latach stało się przedmiotem licznych badań (Peng i in., 2008; Spangi i Marsili-Libelli, 2009; Lai i in., 2004). Główne zalety „skróconej ścieżki azotanowej (III)” (z ang. **nitrite route** – powtórzone za Spangi i Marsili-Libelli, 2009) podczas prowadzonych procesów nitryfikacji i denitryfikacji (tzn. skrócenie ich przebiegu) to obniżenie zużycia tlenu rozpuszczonego, oraz zmniejszenie zapotrzebowania na substancję organiczną (Turk i Mavinic, 1998). Zhou i in. (2006) donoszą, iż denitryfikacja w wyniku „skróconej ścieżki azotanowej (III)” wymaga około 40% mniej ChZT. Spangi i Marsili-Libelli (2009) uzyskali 98% redukcję N-NH₄ oraz 95% efektywność usuwania azotu ogólnego z odcieków dojrzałych (wysokie stężenie azotu amoniowego –

średnio 1199 mg N-NH₄/dm³, niska biodegradowalność odcieków) wykorzystując metodę „skróconej ścieżki azotanowej (III)”, wspomagając proces denitryfikacji zewnętrznym źródłem węgla.

Uzyskane w pracy wyniki pozwalają optymistycznie odnieść się do biologicznych metod oczyszczania i współoczyszczania odcieków. Pojawiające się azotany (III) na wyjściu z modelu SBR zarówno podczas współoczyszczania odcieków z Szadółek, jak i Łęczyc można by było wykorzystać przy pewnych założeniach eksploatacyjnych (odpowiednie stężenie DO, HRT, SRT, pH, temperatura) do usuwania azotu metodą „skróconej ścieżki azotanowej (III)”.

Przy współoczyszczaniu odcieków z Łęczyc w reaktorze SBR, akumulacja azotanów (III) w odpływie w serii I wystąpiła jedynie przy 10% dodatku odcieków, natomiast w serii II występowała w całym okresie badań.

Osad czynny współoczyszczający ścieki z odciekami z Łęczyc wykorzystany był bezpośrednio po zakończeniu badań z 10% dodatkiem odcieków z Szadółek.

Zatem pojawienie się azotu azotanowego (III) w odpływie z reaktora SBR w całym okresie badań w serii II dla dodatku odcieków z Łęczyc, (w przypadku Szadółek jedynie przy 5% i 10% dodatku) mogło być spowodowane:

- zastosowaniem osadu czynnego, w którym prawdopodobnie zahamowana została aktywność bakterii NOB (przez pojawienie się NH₃, w wyniku wysokiego stężenia N-NH₄ w mieszaninie ścieków z 10% dodatkiem odcieków z Szadółek),

- inną kolejnością wprowadzania odcieków (od największego udziału procentowego do najmniejszego).

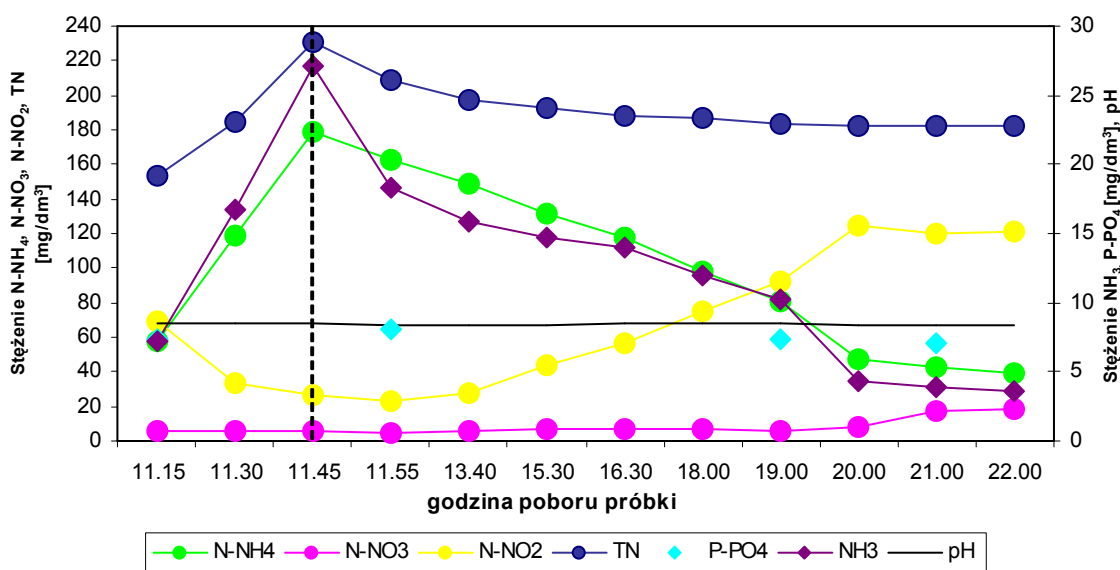
Dla potwierdzenia powyższych wyjaśnień należałoby przeprowadzić analizę filogenetyczną mikroorganizmów osadu czynnego.

W serii I przy 10% dodatku odcieków stężenie N-NO₂ w odpływie wahało się w zakresie od 16,20 do 24,00 mg N-NO₂/dm³, a stężenie N-NO₃ od 2,20 do 4,98 mg N-NO₃/dm³ (tabela I/55). Wysokie stężenie N-NH₄ w odpływie przy 10% dodatku odcieków do ścieków które wynosiło średnio 44,49 mg N-NH₄/dm³ (przy średniej redukcji na poziomie 78%) (rys. 8.29.), mogło świadczyć o zbyt krótkim czasie prowadzonego procesu nityfikacji (HRT = 24 h, HRT nityfikacji = 12 h). Neczaj i in. (2008) podczas współoczyszczania odcieków dojrzałych z ściekami z przemysłu mleczarskiego w stosunku 1:4, uzyskali maksymalną redukcję, wynoszącą dla ChZT – 98,2%, BZT₅ – 97,3%, TN - 70%, przy HRT=10 d i obciążeniu osadu czynnego 0,5 kg BZT₅/m³·d.

Natomiast Klimiuk i Kulikowska (2008) podają, że $HRT = 2$ (gdzie $N/ChZT > 5$) podczas oczyszczania odcieków w reaktorze SBR był wystarczający do uzyskania całkowitej nityfikacji, pozwalającej uzyskać w odpływie stężenie $N-NH_4$ na poziomie $0,08 \text{ mg } N-NH_4/dm^3$. Przy 5% dodatku odcieków z Łężyc (seria I) jedynie na początku prowadzonego procesu efektywność usuwania $N-NH_4$ była niska, a w 7 dniu wzrosła powyżej 97% (tabela I/49 - załącznik, rys. 8.29.). Przy oczyszczaniu ścieków z 1% i 2% dodatkiem odcieków redukcja stężenia $N-NH_4$ była wysoka i wynosiła średnio 98% (rys. 8.26.).

W serii II (odcieki z Łężyc) stężenie $N-NO_2$ w odpływie z modelu SBR obejmowało zakresie od 3,38 do $28,20 \text{ mg } N-NO_2/dm^3$ przy 1% dodatku odcieków (tabela I/37 - załącznik), od 8,95 do 30,80 dla dodatku 2% (tabela I/43 - załącznik), od 10,60 do 67,60 dla 5% dodatku (tabela I/49 - załącznik) oraz od 1,78 do 63,60 dla 10% dodatku odcieków (tabela I/55 - załącznik).

W celu skontrolowania przebiegu procesu nityfikacji w reaktorze SBR podczas współoczyszczania ścieków z 10% dodatkiem odcieków z Łężyc, podobnie jak podczas współoczyszczania odcieków z Szadółek wykonano pomiar poszczególnych parametrów (TN, $N-NH_4$, $N-NO_3$, $N-NO_2$, $P-PO_4$, oraz pH) pobierając próbki bezpośrednio z reaktora SBR w czasie trwania fazy napełniania (co 15 min) i fazy nityfikacji (co 1h). Wyniki analiz jednego z trzech wykonanych pomiarów przedstawiono na rysunku 8.33.



Rys. 8.33. Zmienność stężenia TN, $N-NH_4$, $N-NO_3$, $N-NO_2$, $P-PO_4$, oraz wartości pH w trakcie fazy beztlenowej/napełniania i tlenowej w modelu SBR przy współoczyszczaniu ścieków z 10% dodatkiem odcieków z Szadółek w serii II (pionowa linia przerywana określa moment rozpoczęcia fazy tlenowej).

Analiza zmian poszczególnych parametrów jakości odpływu (rys. 8.33.) wykazywała wprawdzie bardzo podobne tendencje jak podczas testu dla mieszaniny ścieków z odciekami z Szadółek (rys. 8.32.), to jednak ich stężenia były znacznie wyższe. Ocieki z Łężyc spowodowały bowiem znacznie wyższy wzrost stężenia azotu amonowego w mieszaninie w dopływie do modelu SBR (przy 10% dodatku średnie stężenie N-NH₄ wynosiło 245 mg N-NH₄/dm³, dla 5% - 219,14 mg N-NH₄/dm³, dla 2% - 127,88 mg N-NH₄/dm³, a dla 1% - 96,56 mg N-NH₄/dm³). Stężenie N-NO₂ w fazie tlenowej wzrastało od 23,15 do 120,83 mg N-NO₂/dm³, a stężenie N-NO₃ zaczęło nieznacznie rosnać dopiero w dziewiątej godzinie od rozpoczęcia procesu nitryfikacji. Wartość pH w całym okresie badań (napelnianie + napowietrzanie) zmieniało się w zakresie od 8,31 do 8,56. Na podstawie uzyskanych danych (rys. 8.33.) obliczono (równanie 4.8., 4.9.) stężenie wolnego amoniaku (NH₃). Uzyskane obliczeniowe wartości wolnego amoniaku w ściekach z 10% dodatkiem odcieków z Łężyc wahały się w zakresie od 3,60 do nawet 27,16 mg NH₃/dm³ (średnio 12,35 mg NH₃/dm³) (rys. 8.33.). Tak wysokie wartości NH₃ mogły wskazywać na inhibicję nitratatorów (zgodnie z zakresami podanymi przez Anthonisena (1997)), a nawet hamować aktywność obu grup bakterii NOB i AOB. Jednak w celu potwierdzenia działania inhibitującego wolnego amoniaku na nitritatory i nitratatory należałoby przeprowadzić analizę filogenetyczną osadu czynnego, która jest niezbędna do potwierdzenia tego typu tez.

Stężenie N-NH₄ w odpływie z modelu SBR przy współczyszczaniu odcieków z Łężyc w serii II dla 1%, i 2% ich dodatku podobnie jak podczas oczyszczania ścieków z OŚ Gdańsk „Wschód” było poniżej 1 mg N-NH₄/dm³ (tabela I/7, I/37 I/43 załącznik; rys. 8.27.). Przy dodatku 5% i 10% odcieków stężenie w odpływie znacząco wzrosło i średnio wynosiło 21,74 mg N-NH₄/dm³ przy 5% dodatku i 71,51 mg N-NH₄/dm³ przy 10% dodatku (tabela I/49, I/55 - załącznik). Przyczyną tak wysokiego stężenia azotu amonowego mogło być np. wysokie stężenie wolnego amoniaku, powyżej 10 mg N-NH₃/dm³ (co wystąpiło podczas prowadzonych badań – rys. 8.33.), hamującego rozwój AOB (Anthonisen i in., 1997). Jednak w świetle badań uzyskanych przez Peng i in. (2008) należy to uznać za mało prawdopodobne, ponieważ autorzy wykazali, że stężenie wolnego amoniaku w zakresie od 30 do nawet 70 mg N-NH₃/dm³ nie powodowało zahamowania bakterii z grupy AOB, a jedynie inhibicję NOB. Wcześniej do podobnych wniosków doszli Kim, Lee i Keller (2006) i na podstawie uzyskanych wyników badań stwierdzili, że dopiero stężenie NH₃ na poziomie 78 mg N-NH₃/dm³ spowodowało całkowitą inhibicję bakterii utleniających amoniak (AOB), a stężenie od 14 do 17 mg NH₃/dm³ nie wpływało na bakterie AOB, a jedynie selektywnie

hamowało utlenianie azotanów (III) do azotanów (V). Dlatego też za najbardziej prawdopodobną przyczynę niepełnej nityfikacji i pojawienie się w odpływie zarówno wysokiego stężenia N-NO₂, jak i N-NH₄, należy przyjąć niskie stężenie tlenu rozpuszczonego (poniżej 1 mg O₂/dm³ – Spangi i in., 2008) oraz zbyt krótki czas procesu nityfikacji. W licznych publikacjach autorzy zwracają również uwagę na zbyt krótki czas zatrzymania osadu czynnego w reaktorach (SRT – z ang. sludge retention time) (Aslan i in., 2009; Yusof i in., 2010). Yusof i in. (2010) przy oczyszczaniu odcieków o wysokim stężeniu amoniaku (1452 mg N-NH₄/dm³), odpowiednio długim SRT ≥ 53 dni, stężeniu tlenu rozpuszczonego na poziomie co najmniej 2 mg/dm³, oraz przy zapewnieniu organicznego źródła węgla uzyskali pełną redukcję N-NH₄, bez akumulacji N-NO₂ w odpływie.

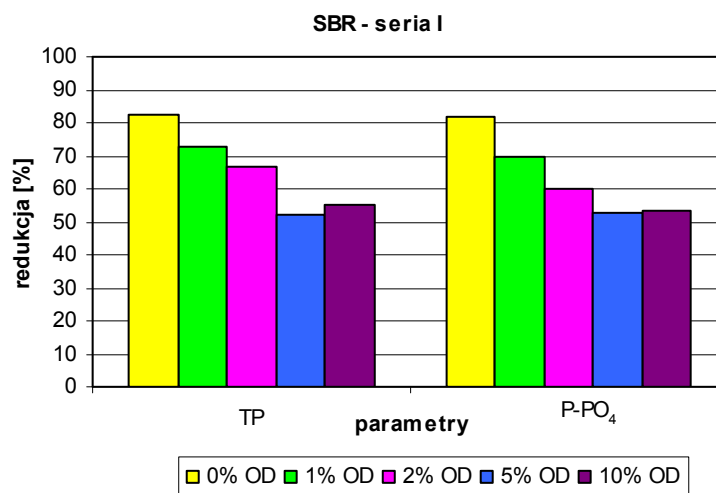
Skróconą nityfikację poprzez azotany (III), wykorzystali Wu i in. (2009) do oczyszczania odcieków dojrzewających (o parametrach zbliżonych do odcieków z Łęczyc – N-NH₄ – od 1500 do 2000 mg N-NH₄/dm³). Uzyskali 97% redukcję stężenia amoniaku, z 89% akumulacją azotanów (III) i 80% redukcję stężenia TN.

W reaktorach SBR osad czynny jest obciążony ładunkiem zanieczyszczeń okresowo, co powoduje, że na początku każdego cyklu obciążenie jest bardzo wysokie i maleje z upływem czasu. Taki sposób obciążenia ładunkiem zanieczyszczeń organicznych nie stanowi problemu i nie zakłóca pracy osadu czynnego. Jednak w przypadku wysokich stężeń azotu amonowego może to doprowadzić do kumulacji wysokich stężeń wolnego amoniaku, który może spowalniać lub hamować nityfikację. Dlatego do oczyszczania ścieków zawierających wysokie stężenia N-NH₄ (odcieków, wód poosadowych itd.) korzystniejsze są układy o ciągłym przepływie (Surmacz-Górska, 2001). Znajduje to potwierdzenie w wynikach badań nad współoczyszczaniem ścieków i odcieków z Szadółek i Łęczyc w modelu A2/O. Przy 5% dodatku odcieków nie nastąpiła kumulacja azotanów (III), co miało miejsce w reaktorze SBR.

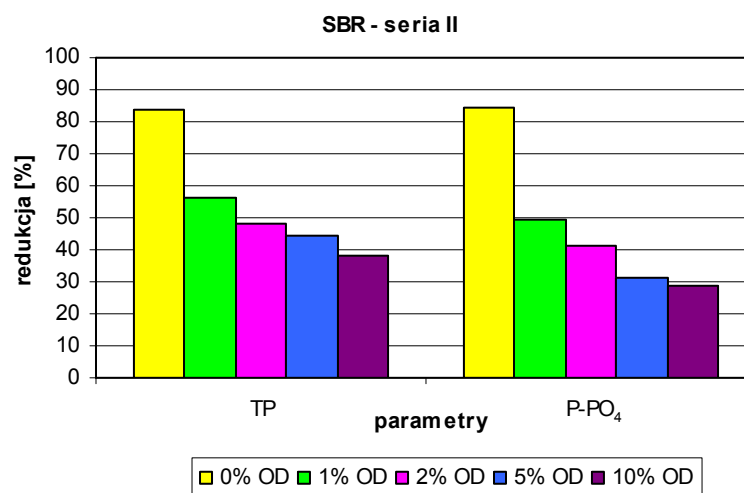
Podobnie, jak podczas współoczyszczania odcieków z Szadółek, tak i podczas współoczyszczania odcieków z Łęczyc w układzie SBR efektywność procesu denityfikacji nie była zadowalająca. Pomimo, iż stosunek ChZT_{Cr}/BZT₅ zarówno w serii I, jak i II był ≤ 2, co jest pożądane dla biologicznych procesów oczyszczania (Miksch i Sikora, 2010), to stosunek TN/BZT₅, który powinien być ≤ 0,2, żeby uzyskać pełną denityfikację, w serii I (dodatek odcieków z Łęczyc) został przekroczony w surowej mieszaninie ścieków i odcieków i wynosił średnio: przy 1% dodatku 0,26, przy 2% - 0,23, przy 5% - 0,32, a przy 10% - 0,52. Natomiast w serii II przekroczenia stosunku TN/BZT₅ wystąpiły przy 5% i 10% dodatku odcieków z Łęczyc i wynosiły odpowiednio: 0,30 i - 0,46. Dlatego też w celu poprawy procesu

denitryfikacji należałoby zastosować zewnętrzne źródło węgla, które niestety zwiększa koszty eksploatacji oczyszczalni (Černila Zajc i in., 2004). Jednakże w celu obniżenia kosztów można rozważyć zastosowanie niekonwencjonalnych (tańszych) źródeł węgla (Mąkini i in., 2011).

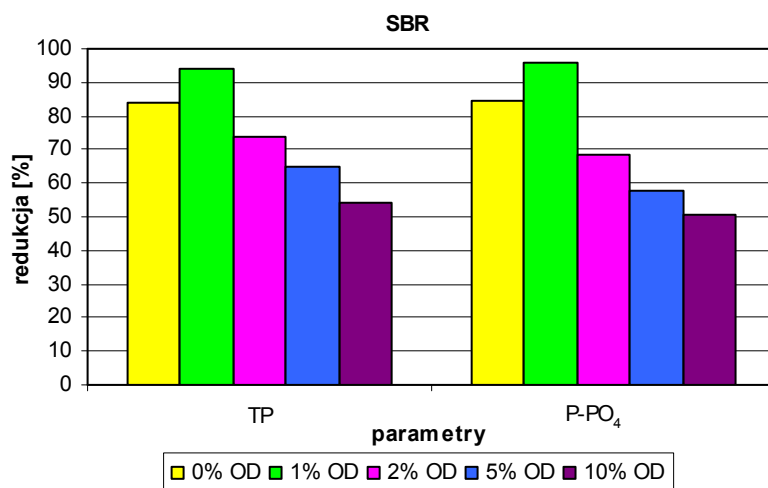
Z uwagi na niewielkie stężenie fosforu ogólnego w odciekach (średnio 16,00 mg P/dm³ dla Łężyc i 5,33 mg/dm³ dla Szadólek) (tabela I/2 - załącznik), dodatek odcieków nie powodował wzrostu stężenia TP w mieszaninie surowej. Główny wpływ na stężenie TP w dopływie miały ścieki surowe z OŚ Gdańsk „Wschód”. Redukcja stężenia fosforu ogólnego podczas współoczyszczania odcieków z Łężyc i Szadólek w modelu SBR malała wraz ze wzrastającym dodatkiem odcieków. Średnia efektywność usuwania TP w serii I wyniosła: 73% dla 1% dodatku odcieków z Łężyc, 67% dla 2% dodatku, 52% dla 5% dodatku i 55% dla 10% dodatku (rys. 8.26., 8.34.). W serii II natomiast efektywność była niższa i wynosiła odpowiednio: 56%, 48%, 44% i 38% (rys. 8.27., 8.35.). Podczas oczyszczania ścieków z odciekami z Szadólek redukcja TP była wyższa, niż przy dodatku odcieków z Łężyc i wynosiła dla 1% dodatku - 94%, dla 2% dodatku - 74%, dla 5% dodatku - 65% i dla 10% dodatku - 54% (rys. 8.28., 8.36.). Stężenie dopuszczalne w odpływie z modelu SBR ≤ 1 mg P/dm³ (Dz. U. nr 137, poz. 984) osiągnięto jedynie przy 1% dodatku odcieków z Szadólek (tabela I/87 - załącznik, rys. 7.39.). Dużo wyższą redukcję stężenia TP podczas współoczyszczania odcieków ze składowisk odpadów komunalnych w Tychach – Urbanowicach (ChZT odcieków – 3855 mg O₂/dm³, BZT₅ – 300 mg O₂/dm³, azot amonowy 1240 mg N-NH₄/dm³, TP – 30 mg P/dm³) ze ściekami syntetycznymi (ChZT ścieków – 900 mg O₂/dm³, BZT₅ – 440 mg O₂/dm³, azot amonowy 16 mg N-NH₄/dm³, TP – 15 mg P/dm³) prowadzoną w sekwencyjnym reaktorze biologicznym uzyskali Bohdziewicz i in. (2010) odpowiednio dla 5% dodatku 76,2%, a dla 10% dodatku 64,7%.



Rys. 8.34. Średnie wartości procentowej redukcji stężenia fosforu ogólnego i fosforanowego przy 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków w układzie SBR w serii I.



Rys. 8.35. Średnie wartości procentowej redukcji stężenia fosforu ogólnego i fosforanowego przy 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków w układzie SBR w serii II.

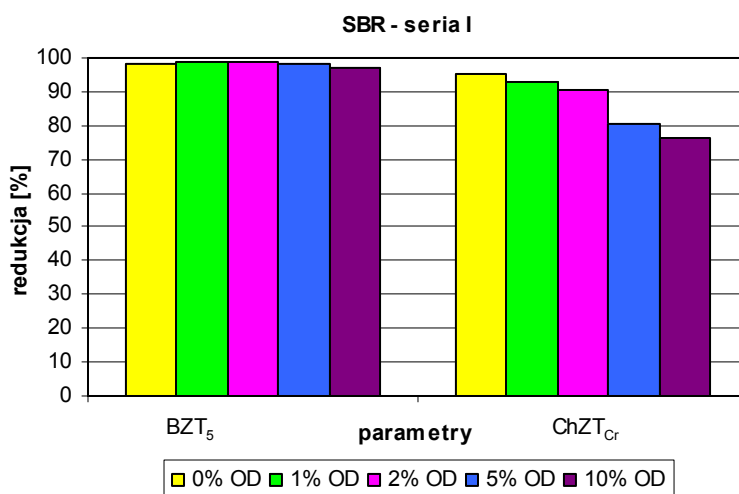


Rys. 8.36. Średnie wartości procentowej redukcji stężenia fosforu ogólnego i fosforanowego przy 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkach odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach do ścieków w układzie SBR.

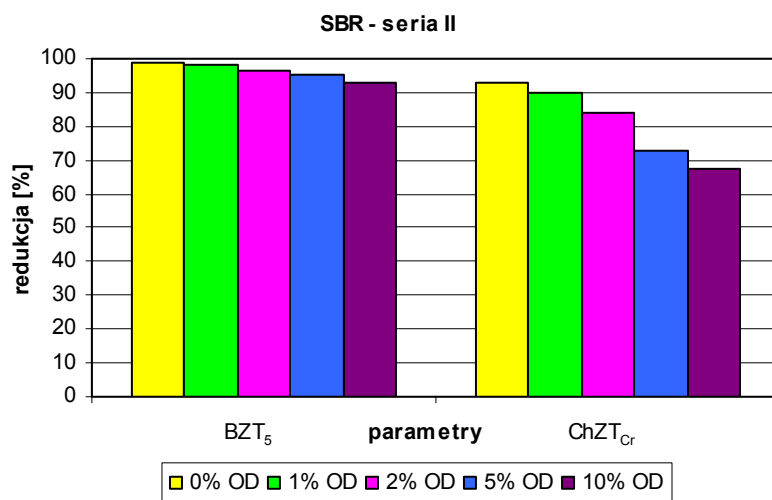
Niska redukcja stężenia TP w badaniach w układzie SBR mogła wynikać ze zbyt krótkiego czasu trwania fazy beztlenowej (faza beztlenowa/napełniania - 30 min lub 60 min – rys. 6.7.a.b.c.) co spowodowało uwolnienie niewielkiej ilości fosforanów. Przyczyną również mogło być pozostałe w osadzie czynnym wysokie stężenie azotanów (V) oraz dodatkowo azotanów (III) (przy 5% i 10% dodatku odcieków), których obecność w fazie beztlenowej (napełniania/mieszania) umożliwiała zachodzenie procesu denitryfikacji, w którym były zużywane lotne kwasy tłuszczowe niezbędne w procesie uwalniania fosforanów (Miksch i Sikora, 2010). Na rysunkach 8.32., 8.33. można zaobserwować niewielki stopień uwalniania fosforanów w fazie beztlenowej (napełniania/mieszania), przy 10% dodatku odcieków do ścieków, a następnie nieznaczny ich pobór w fazie tlenowej. Prawdopodobnie wynikało to z wysokiego stężenia N-NO₂ na początku testu w układzie SBR. Dymaczewski i in. (1997) uznają iż w konwencjonalnym reaktorze SBR jest bardzo trudno osiągnąć równoczesne usuwanie fosforu i azotu. Na ogół fosfor jest dobrze usuwany przy krótkim wieku osadu, który umożliwia sprawną denitryfikację, a utrudnia nityfikację. W przypadku długiego wieku osadu nityfikacja zachodzi łatwo, ale niskie obciążenie osadu często nie pozwala na pełną denitryfikację i utrudnia defosfatację w beztlenowej części cyklu. Wysokie stężenie TP w odpływie w szczególności w serii II przy oczyszczaniu mieszaniny z 5 i 10% dodatku odcieków z Łężyc było związane ze wzrostem stężenia zawiesiny ogólnej w odpływie, co przedstawiono na rysunku 7.16. Mikroorganizmy osadu czynnego kumulują fosfor na poziomie od 1 do 2%, który może wzrosnąć do kilku bądź kilkudziesięciu procent, w zależności od składników strukturalnych i fizjologicznych mikrofauny tworzącej ekosystem osadu czynnego (Miksch i Sikora, 2010). Dlatego też w osadniku wtórnym (warunki beztlenowe)

może dojść do ich powtórnego uwolnienia (zjawisko to raczej nie wystąpiło podczas prowadzonych badań), lub w wyniku zwiększonego odpływu zawiesiny ogólnej z osadnika wtórnego do odbiornika (co miało miejsce przy 5% i 10% dodatku odcieków). Zawartość fosforu w osadzie czynnym na poziomie 1% suchej masy osadu wynoszonego w postaci zawiesiny ogólnej w ściekach oczyszczonych powoduje iż w odpływie następuje wzrost stężenia fosforu ogólnego o 0,01 mg na 1 mg/dm³ zawiesiny (Klaczyński, 2007).

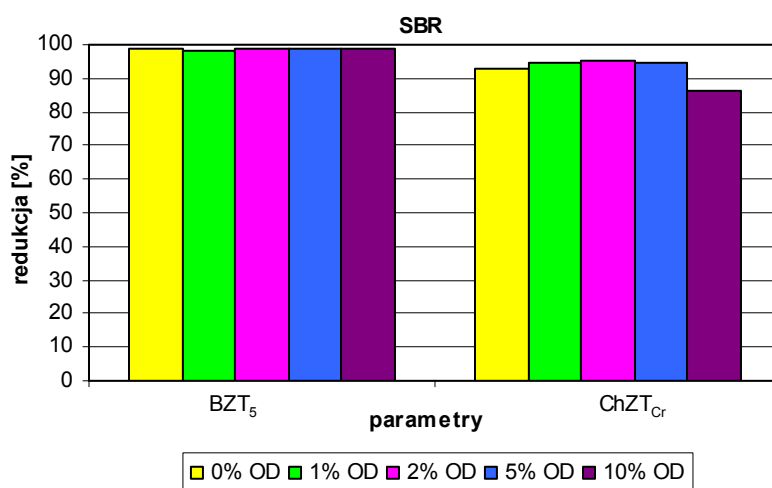
Średnia efektywność usuwania substancji organicznej (BZT₅) w serii I dla dodatku 0%, 1%, 2% i 5% odcieków z Łężyc była powyżej 98%, a nieznaczny spadek do 97% zaobserwowano przy 10% udziale odcieków w mieszaninie (rys. 8.26., 8.37.). W serii II, wraz ze wzrastającym dodatkiem odcieków z Eko Doliny malał stopień usuwania BZT₅, który podczas oczyszczania ścieków bez dodatku odcieków wyniósł 99%, przy 1% dodatku odcieków – 98%, przy 2% dodatku 96%, przy 5% dodatku – 95% i przy 10% dodatku – 93% (rys. 8.27., 8.38.). Natomiast podczas wspólnego oczyszczania ścieków i odcieków z Szadółek efektywność w całym okresie prowadzonych badań kształtowała się powyżej 98% (rys. 8.28., 8.39.). Pomimo, iż zarówno przy dodatku odcieków z Łężyc jak i odcieków z Szadółek stopień redukcji stężenia BZT₅ w odpływie z modelu SBR w całym okresie prowadzonych badań był powyżej 90%, które jest wymagane prawem polskim (Dz. U nr 137, poz. 984), to jednak stężenie BZT₅ przy dodatku 2%, 5%, i 10% z Łężyc w serii II przekraczało dopuszczalną w odpływie wartość wynoszącą 15 mg O₂/dm³ (tabela I/46, I/52, I/58 - załącznik; rys. 7.25.).



Rys. 8.37. Średnie wartości procentowej redukcji stężenia BZT₅ i ChZT_{Cr} przy 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków w układzie SBR w serii I.



Rys. 8.38. Średnie wartości procentowej redukcji stężenia BZT₅ i ChZT_{Cr} przy 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków w układzie SBR w serii II.



Rys. 8.39. Średnie wartości procentowej redukcji stężenia BZT₅ i ChZT_{Cr} przy 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkach odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach do ścieków w układzie SBR.

Przy dodatku odcieków z Eko Doliny w Łężycach efektywność usuwania ChZT_{Cr} w modelu SBR malała wraz ze wzrastającym dodatkiem odcieków (rys. 8.26., 8.27.). Średnie wartości redukcji stężenia ChZT_{Cr} w serii I przedstawiono na rysunku 8.37, a w serii II na rysunku 8.38. W przypadku oczyszczania odcieków z Szadółek ze ściekami z OŚ Gdańsk „Wschód”, efektywność usuwania ChZT_{Cr} wynosiła 95% przy 1%, 2% i 5% dodatku odcieków, a przy 10% dodatku obniżyła się do 86% (rys. 8.28., 8.39.). W przypadku odcieków z Szadółek, pomimo iż redukcja była niższa niż 90%, wartość stężenia ChZT_{Cr} w odpływie nie przekroczyły wartości dopuszczalnych. W przypadku odcieków z Łężyc dopuszczalne wartości stężenia w odpływie, wynoszące 125 mg O₂/dm³ zostały przekroczone

podczas oczyszczania ścieków z 5% i 10% dodatkiem odcieków, zarówno w serii I, jak i II, oraz dodatkowo w serii II przy 2% dodatku odcieków. Wysoka wartość $ChZT_{Cr}$ oraz BZT_5 w odpływie może świadczyć, iż w odciekach stabilizujących się (Łężyce) i ustabilizowanych (Szadółki) znajduje się znaczna ilość niebiodegradowalnej substancji organicznej (Zhou i in., 2006). Zhou i in. (2006) uzyskali wysoką średnią redukcję stężenia $ChZT$, BZT_5 , TN, $N-NH_4$ podczas współczyszczania odcieków ze ściekami fekalnymi w reaktorze SBR, która wynosiła odpowiednio: 93,76%, 98,28%, 84,74% i 99,21%, przy średnim stężeniu $ChZT$, BZT_5 , TN i $N-NH_4$ w dopływie odpowiednio: 5077,00 mg O_2/dm^3 , 1560,33 mg O_2/dm^3 , 929,75 N/ dm^3 727,82 mg $N-NH_4/dm^3$. Natomiast Klimiuk i Kulikowska (2006) podczas oczyszczania w reaktorze SBR odcieków dojrzałych, charakteryzujących się niską biodegradowalnością ($BZT_5/ChZT = 0,38$), stężeniem $ChZT$ na poziomie 1348 mg O_2/dm^3 i BZT_5 wynoszącym 517 mg O_2/dm^3 , osiągnęły najlepsze rezultaty redukcji stężenia $ChZT$ (poniżej 260 mg $ChZT/dm^3$), przy długim czasie zatrzymania osadu (SRT), oraz przy HRT co najmniej 6 d. Autorki stwierdzają, że długi wiek osadu sprzyja wolno rosnącej mieszanej kulturze mikroorganizmów tworzących osad czynny, biorących udział w usuwaniu substratów wolno ulegających biodegradacji.

Badania procesów współczyszczania odcieków składowiskowych ze ściekami komunalnymi w reaktorach SBR jest bardzo popularne (Bohdziewicz i in., 2010; Diamadopoulos i in., 1997; Kulikowska i Klimiuk, 2005). Częste stosowanie reaktorów SBR w prowadzonych badaniach wynika z kilku ich zalet, do których należą: niewielkie wymagania dotyczące miejsca, łatwość zarządzania i możliwość wprowadzania zmian w czasie trwania kolejnych faz procesów (również *on-line*), które często są bardzo pożądane przy zmienności składu odcieków, a także ścieków miejskich. Stosowany przez różnych autorów procentowy dodatek odcieków do ścieków oczyszczanych w reaktorze SBR, zawiera się w szerokim zakresie. I tak Diamadopoulos i in. (1997) uzyskali 95% redukcję stężenia BZT_5 , oraz 63,2% redukcję stężenia TN (wspomagana w fazie anoksydacyjnej zewnętrznym źródłem węgla) przy oczyszczaniu ścieków i 11% dodatku odcieków dojrzałych. Natomiast Bohdziewicz i in. (2010), określili iż najkorzystniejszy udział odcieków w mieszaninie ścieków wynosił 5%, który umożliwiał usunięcie ładunku zanieczyszczeń organicznych w takim stopniu, iż mieszanina składająca się ze ścieków i 5% dodatku odcieków mogłaby być bezpośrednio odprowadzana do odbiornika naturalnego.

Podsumowując należy zwrócić uwagę, iż przy tych samych wartościach procentowego dodatku odcieków zarówno z Szadółek jak i Łęzyc (1% i 5%) efektywność usuwania

poszczególnych wskaźników zanieczyszczeń była wyższa w układzie A2/O niż w układzie SBR, pomimo, iż obsługa modelu laboratoryjnego SBR jest znacznie prostsza, niż modelu przepływowego. Niższa efektywność oczyszczania w reaktorze SBR mogła być skutkiem nieprawidłowo założonych czasów trwania poszczególnych faz. Nie mniej należy dodać iż znacznie wyższą efektywność redukcji zanieczyszczeń w obu układach uzyskano przy współoczyszczaniu odcieków dojrzałych (z ZU w Gdańsku Szadółkach). Ocieki ze składowiska dojrzewającego w Łężycach charakteryzowały się znacznie wyższymi stężeniami zanieczyszczeń i większą zmiennością, co wpływało niekorzystnie na ich wspólne oczyszczanie ze ściekami przy wykorzystaniu procesów biologicznych, w szczególności gdy ich dodatek był powyżej 1%.

Kierowanie odcieków pochodzących ze składowisk odpadów komunalnych do biologicznych oczyszczalni ścieków i ich wspólne oczyszczanie pomimo licznych zalet ekonomiczno-środowiskowych jest często krytykowane przez eksploatatorów oczyszczalni ścieków, a także autorów licznych publikacji. Pomimo uzyskiwanej wysokiej redukcji stężenia TN, BZT₅, ChZT, wciąż pozostaje podstawowy zarzut dotyczący występowania w odpływie znaczącej ilości substancji refrakcyjnych, a których pełny rozkład lub częściowe przekształcenie do form podatnych na biodegradację jest możliwe po zastosowaniu procesów fizyko-chemicznych (Surmacz-Górska, 2001). Również ścieki miejskie zawierają liczne substancje refrakcyjne (nierozkładalne biologicznie) (Sadecka, 2010) i coraz częściej podejmowane są próby doczyszczania w IV stopniu (odnowa wody) ścieków oczyszczonych w systemie biologicznym, wykorzystując promieniowanie UV, ozonowanie, mikrofiltrację, odwróconą osmozę, adsorpcję na węglu aktywnym itd. W latach 2009–2010 prowadzono w skali półtechnicznej badania w Miejskiej Oczyszczalni Ścieków Gdańsk „Wschód” i Grupowej Oczyszczalni Ścieków w Gdyni Dębogórze, nad zastosowaniem promieniowania UV, ozonowania, oraz mikrofiltracji do dezynfekcji ścieków oczyszczonych, uzyskane wyniki są bardzo obiecujące (Łuczkiewicz i in., 2011). Zastosowanie IV stopnia oczyszczania w miejskich biologicznych oczyszczalniach ścieków odbiera argumenty ich eksploatatorom przeciwko kierowaniu odcieków do strumienia ścieków. Należy przy tym pamiętać o konieczności uśrednieniu dopływającego ładunku zanieczyszczeń odcieków do oczyszczalni, co wymaga budowy zbiorników retencyjnych dla odcieków ze składowisk odpadów komunalnych.

8.4 Pomiar szybkości biochemicznych procesów oczyszczania ścieków z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków Gdańsk „Wschód” oraz współoczyszczania ścieków z 0,5%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach oraz z ZU w Gdańsku Szadółkach metodą osadu czynnego

Pomiar szybkości biochemicznych procesów współoczyszczania ścieków pochodzących z OŚ Gdańsk „Wschód” z 0,5%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach i ZU Sp. z o. o. w Gdańsku Szadółkach, a także szybkości biochemicznych procesów oczyszczania ścieków surowych bez dodatku odcieków prowadzony był z wykorzystaniem wsadowych sekwencyjnych reaktorów biologicznych, według metodyki opisanej w rozdziale 6. Zasadniczym celem prac była dokładna analiza wpływu wzrastającego dodatku odcieków na przebieg procesów nityfikacji, denityfikacji i defosfatacji.

Podstawowymi czynnikami decydującymi o szybkości przemian związku azotu i fosforu w osadzie czynnym są: stężenie związków organicznych, stężenie tlenu rozpuszczonego, temperatura, potencjał redoks oraz odczyn (Klimiuk, 1998). Dlatego też, jako parametr zmienny założono jedynie wzrastający dodatek odcieków do ścieków. Stężenie osadu w reaktorze ustalono na poziomie $2,5 \text{ g/dm}^3$, stężenie tlenu w fazie nityfikacji na poziomie $6 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, a temperaturę pomiaru na poziomie 20°C .

Szybkość przebiegu procesów biochemicznych podczas oczyszczania odcieków, w szczególności szybkość usuwania azotu amonowego, jest często podawana w literaturze (He i in., 2007; Kaczorek i Ledakowicz, 2006; Surmacz-Górska, 2001), jednak szybkość przebiegu procesów biochemicznych podczas współoczyszczania odcieków ze ściekami miejskimi jest rzadkością (Çeçen i Aktas, 2001). Założeniem pracy było określenie wpływu dodatku odcieków na miejskie, biologiczne oczyszczalnie ścieków, dlatego też uzyskane w niniejszej pracy szybkości przebiegu poszczególnych procesów porównano z danymi literaturowymi określonymi dla ścieków miejskich.

W prowadzonych testach (nr 1 i 2) oczyszczania ścieków z OŚ Gdańsk „Wschód” szybkość uwalniania fosforanów (PRR) w fazie beztlenowej wahała się w granicach od 1,94 do 5,28 $\text{g P/kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$, przy czym wyższe wartości w granicach od 4,99 do 5,28 $\text{g P/kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$ uzyskano dla wyższego stężenia ChZT_{Cr} w ściekach surowych (tabela 7.1.). Wartości PRR podczas prowadzonych testów dla ścieków komunalnych były niższe niż prezentowane przez Mąkinieć (2006), które dla OŚ Gdańsk „Wschód” wynosiły odpowiednio od 15,1 do 21,4 $\text{g P/kg}_{\text{s.m.o.}}\cdot\text{h}$, a dla Grupowej Oczyszczalni Ścieków Gdynia

„Dębogórze” od 12,8 do 21,8 g P/kg_{s.m.o.}·h. Przyczyną niższych wartości PRR uzyskanych w badaniach własnych mogła być mniejsza dostępność łatwo rozkładalnych związków organicznych, niezbędnych do uzyskania wysokiego stopnia uwalniania fosforanów. W teście nr 1 dla ścieki z OŚ Gdańsk „Wschód” $\Delta P_{\text{uwalnianego}}/\Delta \text{ChZT}$ wynosiła od 0,13 do 0,14 g P/g ChZT przy bardzo wysokiej korelacji – $R^2=0,99$, a w teście nr 2 wynosiła: 0,43 - 0,48, ($R^2=0,99$). Dla porównania uzyskana wartość $\Delta P_{\text{uwalnianego}}/\Delta \text{ChZT}$ w teście nr 1 była znacznie niższe, niż podawana przez Mąkinę (2006) dla ścieków pochodzących również z OŚ Gdańsk „Wschodu”, natomiast w teście nr 2 była na zbliżonym poziomie (tabela 7.1.).

Podczas prowadzonej fazy anoksydacyjnej w teście ze ściekami z OŚ Gdańsk „Wschód” szybkość pobierania azotanów - NUR_{AX} wahała się w zakresie od 1,24 do 1,83 g N/kg_{s.m.o.}·h, a szybkość poboru fosforanów - PUR_{AX} od 1,46 do 2,19 g P/kg_{s.m.o.}·h (tabela 7.1.). Z uwagi na fakt iż w warunkach anoksydacyjnych nastąpiła akumulacja polifosforanów, przy jednoczesnej denitryfikacji można wnioskować, iż oprócz bakterii z grupy PAO (gromadzące w nadmiarze fosforany w fazie tlenowej) w osadzie czynnym występowały również bakterie z grupy DPAO - denitryfikujące bakterie PAO, które pobierają fosforany w fazie anoksydacyjnej. DPAOs są zdolne utleniać zgromadzone w komórkach PHB, wykorzystując azotany (V) lub azotany (III) jako akceptor elektronów i zapewniając energię niezbędną do pobierania fosforanów (Hou i in., 2009; Zeng i in., 2003). Oznacza to, iż źródło węgla pobrane przez bakterie PAOs w fazie beztlenowej zużywane jest zarówno do denitryfikacji, jak i do usuwania fosforu. Jest to bardzo korzystne zjawisko w przypadku gdy ścieki zawierają stosunkowo niski poziom węgla organicznego. Z mikrobiologicznego punktu widzenia, azotany (III) i (V) są akceptorami elektronów podczas usuwania fosforanów w fazie anoksydacyjnej, tak jak tlen w fazie aerobowej. Korzystanie z DPAOs do biologicznego usuwania TP, jest wysoce pożądane, ponieważ pozwala na jednoczesne pobieranie TP i usuwanie azotanów, oszczędzając ChZT i oraz energię niezbędną w procesie napowietrzania (Zeng i in., 2003). Ponadto istnieją hipotezy, iż w porównaniu z PAO, DPAOs są o 40% mniej wydajne w produkcji energii, co skutkuje od 20% do 30% mniejszą produkcją nowych komórek (Kuba i in., 1996), a w konsekwencji zmniejszeniem produkcji osadów nadmiernych. Porównując uzyskane w pracy wielkości NUR_{AX} z danymi przedstawionymi przez Henze i in. (2002) dla ścieków komunalnych, które w temperaturze 20°C wahały się w granicach od 1,0 do 5,0 g N/kg_{s.m.o.}·h, można stwierdzić, iż wyniki testów nr 1 i 2 mieszczą się w zakresie podawanym przez tych autorów. Natomiast wartości PUR_{AX} określone w niniejszej

pracy dla ścieków z OŚ Gdańsk „Wschód” są zbliżone do uzyskanych przez Sosnowską (2003) podczas prowadzonych testów kinetycznych w reaktorach wsadowych (tabela 7.1.).

W fazie tlenowej szybkość pobierania fosforanów – PUR_{AE} podczas oczyszczania ścieków ze „Wschodu” wynosiła od 1,92 do 2,84 g P/kg_{s.m.o.}·h. i była nieco wyższa niż szybkość pobierania fosforanów w fazie anoksydacyjnej. Wartości PUR_{AE} uzyskane przez Sosnowską (2003) podczas oczyszczania ścieków syntetycznych przy wykorzystaniu osadu czynnego z 8 oczyszczalni ścieków były z reguły wyższe i mieściły się w zakresie od 3,42 do 6,80 g P/kg_{s.m.o.}·h, z jedynym wyjątkiem. Podobnie wartości PUR_{AE} uzyskane przez Mąkinę (2006) dla ścieków miejskich, były wyższe w porównaniu z szybkościami uzyskanymi w niniejszej pracy i plasowały się na poziomie 6,97 – 8,90 g P/kg_{s.m.o.}·h.

Szybkość usuwania amoniaku (nityfikacji) podczas prowadzonego testu dla samych ścieków wynosiła od 3,42 do 3,86 g N/kg_{s.m.o.}·h (tabela 7.1.), a szybkość powstawania azotanów (PUR_{AE}) od 1,92 do 2,84 g N/kg_{s.m.o.}·h (tabela 7.1.). Powyższe dane są porównywalne z uzyskanymi przez Mąkinę (2006) dla ścieków z oczyszczalni „Wschód” i „Dębogórze”, a których wartości AUR mieściły się w zakresie odpowiednio od 3,20 do 4,75 g N/kg_{s.m.o.}·h (T=16,1–22,1 °C), oraz od 2,48 do 4,91 g N/kg_{s.m.o.}·h. (T=18,2–20,5 °C). Zbliżone wyniki uzyskali również Andreottola i in. (2003), podczas oczyszczania ścieków pochodzących z oczyszczalni zlokalizowanej w miejscowości Media-Pusteria we Włoszech, gdzie przy przerywanej nityfikacji uzyskano $AUR = 3,2 \pm 0,63$ g N/kg_{s.m.o.}·h, a z denityfikacją wyprzedzającą (pre – denityfikacją) $AUR = 3,3 \pm 0,63$ g N/kg_{s.m.o.}·h.

Podczas prowadzonych testów szybkości procesów biochemicznych dla 0,5% dodatku odcieków z Eko Doliny w Łężycach (testy nr 3 i 4), oraz 0,5% dodatku odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach (testy nr 9 i 10) uzyskano wartości PRR od 4,18 do 6,17 g P/kg_{s.m.o.}·h (dodatek odcieków z Łężyc) (tabela 7.2.), oraz od 3,67 do 4,13 g P/kg_{s.m.o.}·h (dodatek odcieków z Szadółek) (tabela 7.3.). Szybkość uwalniania fosforanów w fazie beztlenowej była wyższa przy 0,5% dodatku odcieków z Łężyc, w porównaniu z Szadółkami. $\Delta P_{uwalnianego} / \Delta ChZT$ dla 0,5% dodatku odcieków z Łężyc wynosiła od 0,14 do 0,17 g P/g ChZT ($R^2=0,84-0,97$), a dla 0,5% dodatku odcieków z Szadółek od 0,30 do 0,34 g P/g ChZT ($R = 0,99$). Uzyskane wartości PRR dla mieszaniny ścieków i 0,5% dodatku odcieków z Łężyc i Szadółek są zbliżone do opublikowanych przez Sorm i in. (1998) dla osadu czynnego z oczyszczalni ścieków pracującego w reżimie układu A/O, a które mieściły się w zakresie od 4,4 do 7,0 g P/kg_{s.m.o.}·h. Należy zauważyć iż podczas prowadzonych testów nr 3 i 4 dla 0,5% dodatku odcieków z Łężyc wartość ChZT

rozpuszczonego na początku testu była znacznie wyższa i niż w testach nr 9 i 10 z 0,5% dodatkiem odcieków z Szadółek (tabela II/3, II/4, II/9, II/10 - załącznik), co prawdopodobnie wpłynęło na znacznie lepsze wyniki PRR w teście z odciekami Łężyc, ze względu na większą dostępność LKT. Dodatkowo w teście nr 3 (0,5% dodatek z Łężyc), na wstępie mieszanina ścieków, odcieków i osadu czynnego charakteryzowała się wysokim stężeniem N-NO₃ w reaktorze I (12,00 mg N-NO₃/dm³) i w reaktorze II (13,10 mg N-NO₃/dm³) (tabela II/3 - załącznik), co było spowodowane skumulowaniem azotanów w osadzie czynnym pobranym z modelu laboratoryjnego A2/O. Pomimo wysokich wartości azotu azotanowego (V) w fazie beztlenowej następowało uwolnienie fosforanów (przy jednoczesnej denitryfikacji), chociaż powszechnie uważa się, iż obecność azotanów inhibituje wydzielanie fosforanów w fazie beztlenowej (Bever i in., 1997, Sadecka, 2010). Wyniki te wskazują iż na szybkość uwalniania fosforanów wpływa głównie dostępność łatwo rozkładalnych związków organicznych, i uwalnianie P-PO₄ będzie trwało do momentu wyczerpania się substancji łatwo rozkładalnej (Mąkinia i in., 2010; Sosnowska, 2003; Yuan i Oleszkiewicz, 2008). Dla powyższych obserwacji potwierdzeniem może być również zaobserwowany przebieg testu nr 4. Po wprowadzeniu KNO₃ po 120 min prowadzonego testu w celu rozpoczęcia fazy anoksydacyjnej, nie wystąpiła redukcja fosforanów w roztworze, tylko dalsze ich uwalnianie trwające do momentu obniżenia się ChZT z wartości około 220 mg O₂/dm³ do wartości poniżej 130 mg O₂/dm³, czyli prawdopodobnie do momentu wyczerpania LKT.

W fazie anoksydacyjnej przy współczyszczaniu ścieków z 0,5% dodatkiem odcieków z Łężyc i Szadółek uzyskano wartości PUR_{AX} od 0,83 do 1,42 g P/kg_{s.m.o.}·h (dla odcieków z Łężyc) (tabela 7.2.), oraz od 1,55 do 1,77 g P/kg_{s.m.o.}·h (dla odcieków z Szadółek) (tabela 7.3.) oraz szybkości NUR_{AX} odpowiednio od 1,45 do 2,20 g N/kg_{s.m.o.}·h oraz od 1,29 do 1,65 g N/kg_{s.m.o.}·h. W teście nr 3 dla odcieków z Łężyc zwraca uwagę niższa wartość PUR_{AX} w porównaniu z testem nr 4 dla tego samego dodatku odcieków (tabela 7.2.), na co wpływ mogła mieć mniejsza ilość wydzielonych P-PO₄ w fazie beztlenowej w porównaniu z testem nr 4. Wiadomo bowiem, im wyższe wstępne uwalnianie fosforanów, tym wyższe jest wchłanianie fosforanu w warunkach aerobowych (Bever i in., 1997). Można przypuszczać, że dotyczy to również warunków anoksydacyjnych. Niższe wartości NUR_{AX} w teście nr 3 – 0,5% dodatek odcieków z Łężyc, był zapewne związane z wysokim stężeniem azotanów (V) w fazie poprzedzającej (beztlenowej) i przez to zwiększonym zużyciem substancji organicznej w wyniku zachodzącego procesu denitryfikacji.

Podobne jak podczas prowadzenia testu dla ścieków z OŚ Gdańsk „Wschód”, również przy 0,5% dodatku odcieków do ścieków nastąpił pobór fosforanów przy jednoczesnej denitryfikacji azotanów (V), co prawdopodobnie mogło świadczyć o obecności bakterii DPAO (Meinhold i in., 1999). Uzyskane wartości PUR_{AX} dla dodatku 0,5% z Łężyc (test nr 3) były zbliżone do uzyskanych przez Sosnowską (2003) podczas testu kinetyki z osadem czynnym pochodzącym, z oczyszczalni ścieków we Wrocławiu (PUR_{AX} - 0,73 g P/kg_{s.m.o.}·h, a NUR_{AX} - 1,76 g N/kg_{s.m.o.}·h). Autorka zwróciła uwagę, iż podczas prowadzonego testu nastąpiło zakłócenie w poborze fosforanów, ze względu na wysokie stężenie ChZT w fazie anoksydacyjnej. Dla mieszaniny ścieków z 0,5% dodatkiem odcieków z Szadółek, uzyskane przez Sosnowską (2003) wartości PUR_{AX} wynoszące 1,82 g P/kg_{s.m.o.}·h, podczas prowadzonych badań kinetyki procesów z osadem czynnym pochodzącym z OŚ w Nysie były zbliżone, natomiast NUR_{AX} w tym samym teście uzyskała na wyższym poziomie wynoszącym 4,38 g N/kg_{s.m.o.}·h. Wartości PUR_{AX} podczas współoczyszczania odcieków z Łężyc były niższe niż wartości PUR_{AE} , podobnie jak podczas oczyszczania ścieków ze „Wschodu”, natomiast w przypadku dodatku odcieków z Szadółek sytuacja była odwrotna.

Szybkość procesu nitryfikacji (AUR) w fazie tlenowej podczas współoczyszczania mieszaniny ścieków z 0,5% dodatkiem odcieków z Łężyc i Szadółek obejmowała wartości odpowiednio od 3,21 do 4,42 g N/kg_{s.m.o.}·h oraz od 3,23 do 4,14 g N/kg_{s.m.o.}·h, przy czym szybkość produkcji azotanów (V) (PUR_{AE}) wynosiła odpowiednio od 3,05 do 3,91 g N/kg_{s.m.o.}·h i od 2,72 do 3,11 g N/kg_{s.m.o.}·h. Należy zwrócić uwagę, iż podczas współoczyszczania odcieków z Łężyc oraz z Szadółek pojawiały się w układzie produkty I fazy nitryfikacji - N-NO₂ (tabela II/3, II/4, II/9, II/10 - załącznik). Dla odcieków z Szadółek 6 h czas nitryfikacji pozwalał na ich pełne utlenienie. Przy współoczyszczaniu ścieków z odciekami z Łężyc jedynie w teście nr 3 w reaktorze II uzyskano pełne utlenienie N-NO₂ (tabela II/3 - załącznik). Uzyskane prędkości nitryfikacji były zbliżone do wartości uzyskanych przez Mąkinę (2006).

Podczas pomiaru szybkości procesów biochemicznych dla 3% dodatku odcieków z Eko Doliny w Łężycach i z ZU w Gdańsku Szadółkach uzyskano w fazie beztlenowej szybkość PRR w zakresie od 1,92 do 2,15 g P/kg_{s.m.o.}·h (dla odcieków z Łężyc), oraz od 2,93 do 5,87 g P/kg_{s.m.o.}·h (dla odcieków z Szadółek) (tabela 7.2., 7.3.). Przy współoczyszczaniu odcieków z Łężyc wartości PRR były niższe niż uzyskane z 0,5% dodatkiem tych odcieków. Natomiast w przypadku 3% dodatku odcieków z Szadółek w teście nr 11 uzyskane wartości PRR były wyższe niż podczas oczyszczania samych ścieków komunalnych, jak i podczas współoczyszczania ich z 0,5% dodatkiem odcieków z Szadółek.

W teście nr 12 (odcieki z Szadółek) uzyskane PRR były nieco niższe niż podczas współczyszczania mieszaniny z 0,5% dodatkiem odcieków z Szadółek, pomimo przedłużenia o 2 h fazy beztlenowej. Wbrew oczekiwaniom nie spowodowało to zwiększonego uwalniania fosforanów (jedynie 3 mg P-PO₄/dm³ w ciągu dodatkowych 120 min), prawdopodobnie ze względu na brak łatwo biodegradowalnej substancji organicznej, która mogła zostać zużyta/wyczerpana po 120 min prowadzonego testu. W każdym z czterech testów (nr 5, 6, 11 i 12) na początku prowadzonej fazy beztlenowej w układzie znajdowało się podwyższone stężenie azotanów (V), która została wniesiona do układu wraz z osadem czynnym pobranym z modelu A2/O. Wysokie stężenie azotanów (V) w fazie beztlenowej spowodowało jednoczesne zachodzenie dwóch procesów: usuwania fosforanów z jednoczesnym procesem denitryfikacji. Szybkość procesu denitryfikacji przy jednoczesnym uwalnianiu fosforanów wynosiła odpowiednio: w teście nr 5 od 1,09 do 2,28 g N/kg_{s.m.o.}·h (rys. II/28-A,B), w teście nr 6 od 3,37 do 3,50 g N/kg_{s.m.o.}·h (rys. II/34-A,B) w teście nr 11 od 1,51 do 2,10 g N/kg_{s.m.o.}·h (rys. II/62-A,B), w teście nr 12 od 1,94 do 1,99 g N/kg_{s.m.o.}·h (rys. II/68-A,B). Uzyskane dane potwierdzają wcześniejsze obserwacje, iż proces uwalniania fosforanów zależy w głównej mierze od dostępności LKT (Yuana i Oleszkiewicz, 2008). Należy również zwrócić uwagę na fakt, iż chociaż obecność azotanów (V) wprawdzie nie hamowała całkowicie procesu uwalniania fosforanów, to jednak go spowalniała, szczególnie przy wyższym stężeniu N-NO₃ w dopływie do rektora (Łężycy). Potwierdzeniem obniżenia szybkości procesu PRR mogła być również bardzo niska wartość stosunku $\Delta P_{\text{uwalnianego}}/\Delta \text{ChZT}$, która przy 3% dodatku odcieków z Łężyc zawierała się od 0,06 do maksymalnie 0,12 g P/g ChZT przy współczynniku korelacji R² od 0,68 do nawet 1. Przy tym samym dodatku odcieków z Szadółek uzyskano znacznie niższe wartości $\Delta P_{\text{uwalnianego}}/\Delta \text{ChZT}$ od 0,29 do 0,32, g P/g ChZT przy wysokim współczynniku korelacji R²=0,99.

W fazie anoksydacyjnej (w reaktorach wsadowych) szybkość pobierania fosforanów z mieszaniny ścieków z 3% dodatkiem odcieków z Łężyc była na poziomie od 0,38 do 0,47 g P/kg_{s.m.o.}·h (tabela 7.2.), i znacząco wyższa od 1,53 do 2,25 g P/kg_{s.m.o.}·h z 3% dodatkiem odcieków z Szadółek (tabela 7.3.). Prędkości PUR_{AX} uzyskane dla 3% dodatku odcieków z Łężyc były 2-5 - krotnie niższe niż podczas testu prowadzonego dla ścieków z OŚ Gdańsk „Wschód”, czy też dla mieszaniny z 0,5% dodatku odcieków. Zjawisko to można wyjaśnić wysokim stężeniem ChZT w fazie anoksydacyjnej, które spowalniało wykorzystanie energii w postaci PHB zgromadzonej w komórkach bakterii defosfatacyjnych, a przez to pobieranie fosforanów z mieszaniny. Dodatkowo wpływ mogła mieć niewielka ilość wydzielonych w fazie beztlenowej fosforanów (w teście nr 5 średnio: 6,95 mg P-PO₄/dm³ w

czasie 2h, a w teście nr 6 około 7,86 mg P-PO₄/dm³ w czasie 2h (tabela II/5, II/6 - złącznik), a przez to mniejszy ich pobór w fazie anoksydacyjnej i tlenowej. Wartości szybkości PUR_{AX} dla 3% dodatku odcieków z Łężyc z reguły były znacznie niższe niż cytowane w literaturze. Np. Sorm i in. (1998) w układzie A2/O (pełna skala) uzyskali PUR_{AX} od 12,4 do 13,0 g P/kg_{s.m.o.}·h (T=20°C), oraz znacznie niższe w układzie A/O (pełna skala) od 1,9 do 2,8 g P/kg_{s.m.o.}·h (T=20°C), które wciąż były wyższe od wartości uzyskanych z 3% dodatkiem odcieków z Łężyc. Jedynie You i in. (2001) uzyskali niższe wartości w układzie hybrydowym, gdzie dodano obrotowe złoże (typu RBC – z ang. rotating biological constructors) do strefy tlenowej układu A2/O, uzyskując PUR_{AX} od 0,32 do 0,9 g P/kg_{s.m.o.}·h (przy niskim PHB, bez dodatku zewnętrznego źródła węgla), oraz od 0,41 do 0,86 g P/kg_{s.m.o.}·h (przy wysokim PHB i bez dodatku zewnętrznego źródła węgla).

Wartości PUR_{AX} uzyskane w fazie anoksydacyjnej w teście z 3% dodatkiem odcieków z Szadółek były wyższe niż z analogicznym dodatkiem odcieków z Łężyc. Wpłynęło na to znacznie niższe stężenie N-NO₃ na wejściu do reaktorów (tabela II/11, II/12 - załącznik), przez co uzyskano wyższy stopień uwalniania fosforanów w fazie beztlenowej (w teście nr 11 średnio 21 mg P-PO₄/dm³ w ciągu 2 h, a w teście nr 12 średnio 27 mg P-PO₄/dm³ w ciągu 2h), a następnie wzmożone pobieranie w fazie anoksydacyjnej i tlenowej.

W fazie anoksydacyjnej przy współoczyszczaniu ścieków z 3% dodatkiem odcieków z Łężyc i Szadółek uzyskano wartości NUR_{AX} w zakresie od 0,89 do 1,20 g N/kg_{s.m.o.}·h (tabela 7.2.) oraz od 1,61 do 3,15 g N/kg_{s.m.o.}·h (tabela 7.3.). Podobnie jak przy dodatku 0,5% oraz podczas testu ze ściekami z OŚ Gdańsk „Wschód” proces denitryfikacji zachodził przy jednoczesnym usuwaniu fosforanów. Uzyskane wartości NUR_{AX} dla 3% dodatku odcieków z Łężyc były nieco niższe niż w testach ze ściekami z OŚ „Wschód” (tabela 7.1.), a dla 3% dodatku z Szadółek były na zbliżonym poziomie. Są to wartości niższe niż podawane przez Mąkinę (2006) w testach prowadzonych w Miejskiej Oczyszczalni Ścieków w Gdańsku „Wschód” (NUR_{AX}: 4,08 - 8,67 g N/kg_{s.m.o.}·h) i w Gdyni „Dębogórze” (NUR_{AX}: 2,88 – 6,34 g N/kg_{s.m.o.}·h). Cytowane wartości otrzymano przy wyższych stosunkach ΔChZT:ΔN w ściekach, niż w mieszaninie ścieków z 3% dodatkiem odcieków, odpowiednio dla „Wschodu” od 6,0 do 12,7, a dla „Dębogórze” od 6,4 do 10,8. Natomiast mieszanina ścieków z 3% dodatkiem odcieków z Łężyc charakteryzowała się stosunkiem ΔChZT:ΔN od 41,1 do 4,2 (tabela 7.2.), a z Szadółek od 7,1 do 7,3 (tabela 7.3.) Ponadto powyższe wartości NUR_{AX} Mąkinia uzyskał podczas konwencjonalnego pomiaru szybkości denitryfikacji, gdzie substancja szybko rozkładalna wykorzystywana jest w całości w procesie redukcji azotanów (V), stąd wyższe

wartości NUR_{AX} . Natomiast dla porównania, prowadzony pomiar szybkości denitryfikacji podczas anoksyicznego poboru fosforanów, gdzie fazę anoksyiczną poprzedza faza beztlenowa, w której substancja łatwo rozkładalna wykorzystywana jest w procesie uwalniania fosforanów, szybkość NUR_{AX} wahała się od 1,6 do 1,7 g N/kg_{s.m.o.}·h (Drewnowski i Mąkinia, 2011) i korelowała z wartościami uzyskanymi dla mieszaniny ścieków z odpowiednim dodatkiem obu rodzajów odcieków. Niższe wartości NUR_{AX} w testach z poprzedzającą fazą beztlenową związane są z wykorzystaniem w fazie anoksyicznej substancji wolno rozkładalnej (Mąkinia, 2006).

Szybkość utleniania (redukcji stężenia) amoniaku w fazie tlenowej w testach z 3% dodatkiem odcieków z Łęczyc i Szadółek nie była niższa niż podczas oczyszczania ścieków surowych czy współoczyszczania ich z 0,5% dodatkiem odcieków i była zmienna w zakresie od 3,25 do 4,52 g N/kg_{s.m.o.}·h dla odcieków z Łęczyc (tabela 7.2.), a dla odcieków z Szadółek była wyższa i wynosiła od 5,74 do 6,21 g N/kg_{s.m.o.}·h (tabela 7.3.). Uzyskane wielkości dla 3% dodatku odcieków z Łęczyc korelują z wartościami uzyskanymi w testach na szybkość AUR prowadzonych w oczyszczalniach „Wschód” i „Dębogórze” (Mąkinia, 2006). W przypadku 3% dodatku odcieków z Szadółek szybkość redukcji stężenia amoniaku była wyższa od większości podawanych w literaturze wielkości (Andrettola i in., 2003; Kim i in., 2001). Wartości wyższe AUR na poziomie $12,9 \pm 0,63$ g N/kg_{s.m.o.}·h uzyskali Levantesi i in. (2002) w układzie SBR (beztlenowo/anoksyicznym) z dodatkiem LKT.

Utlenianiu amoniaku towarzyszył wzrost stężenia N-NO₃. Szybkość powstawania azotanów (V) dla 3% dodatku z Łęczyc wynosiła od 1,92 do 3,93 g N/kg_{s.m.o.}·h (tabela 7.1.), a dla 3% dodatku z Szadółek od 4,20 do 4,67 g N/kg_{s.m.o.}·h (tabela 7.3.). Są to wartości porównywalne z uzyskanymi przez Mąkinię (2006), gdzie źródłem amoniaku był NH₄Cl. Należy dodatkowo zwrócić uwagę, iż sześciogodzinny czas napowietrzania w przypadku mieszaniny ścieków z 3% dodatkiem odcieków z Łęczyc nie był wystarczający do pełnego usunięcia amoniaku w reaktorach (zarówno w teście nr 5 jak i teście nr 6) (rys. II/27-A,B, II/33-A,B - załącznik). W teście nr 11 (odcieki z Szadółek) po 6 godzinnej fazie nityfikacji w układzie pozostały produkty I fazy nityfikacji - N-NO₂. Mogło to wynikać ze zbyt krótkiego czasu napowietrzania.

Szybkość PUR_{AE} w fazie tlenowej dla 3% dodatku odcieków z Łęczyc wynosiła od 0,45 do 0,51 g P/kg_{s.m.o.}·h (tabela 7.2.), a dla 3% dodatku z Szadółek od 1,29 do 1,62 g P/kg_{s.m.o.}·h (tabela 7.3.). Uzyskane prędkości PUR_{AE} , oraz PUR_{AX} w teście z

odciekami z Łęczyc nie były wysokie (niska efektywność wynikała prawdopodobnie z wysokiego stężenia ChZT w reaktorach, a dodatkowo niewielkiej ilości uwolnionych P-PO₄ w fazie beztlenowej), i w efekcie mieszanina ścieków z 3% dodatkiem odcieków na końcu testu charakteryzowała się wysokimi stężeniami fosforanów (tabela II/5, II/6 - załącznik). Szybkość PUR_{AX} i PUR_{AE} przy 3% dodatku z Szadółek była wyższa niż z Łęczyc, a więc i stężenie P-PO₄ na zakończenie testu było niższe w reaktorach. Ilość usuniętych fosforanów w fazie anoksydacyjnej była niższa, niż w fazie tlenowej, zarówno dla odcieków z Łęczyc jak i Szadółek. Jednak dla dodatku 3% z Szadółek szybkość PUR_{AE} była niższa niż PUR_{AX} (odwrotnie niż przy dodatku z Łęczyc), co zaobserwowano również przy dodatku 0,5%. Uzyskane wartości PUR_{AE} przy 3% dodatku odcieków z Łęczyc i Szadółek były niższe niż uzyskano podczas prowadzonych testów w oczyszczalni „Wschód” i „Debogórze”, a które wynosiły odpowiednio od 6,97 do 8,90 g P/kg_{s.m.o.}·h, oraz od 5,83 do 6,52 g P/kg_{s.m.o.}·h (Mąkinia, 2006).

Szybkości przebiegu procesów biochemicznych podczas oczyszczania mieszaniny ścieków z 5% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łęczycach i z ZU w Gdańsku Szadółkach przedstawiono w tabelach 7.2. oraz 7.3. Uzyskane w fazie beztlenowej szybkości PRR obejmowały zakres od 3,08 do 4,26 g P/kg_{s.m.o.}·h (dla odcieków z Łęczyc), oraz od 4,16 do 4,78 g P/kg_{s.m.o.}·h (dla odcieków z Szadółek). Ponieważ na początku każdego z przeprowadzonych testów z 5% dodatkiem odcieków z Łęczyc i Szadółek (testy nr 7, 8, 13 i 14) mieszanina surowa wraz z osadem czynnym zawierała wysokie stężenie azotanów (V) (osad czynny pobrany z układu A2/O), oprócz procesu uwalniania fosforanów następował również proces denitryfikacji w fazie, która w założeniach prowadzonych badań powinna być fazą beztlenową, a nie anoksydacyjną. Podczas prowadzonych analiz z 5% dodatkiem odcieków z Łęczyc stężenie N-NO₃ na początku testów nr 7 i 8 było bardzo wysokie i wynosiło średnio 20,7 mg N-NO₃/dm³ (test nr 7), oraz 20,45 mg N-NO₃/dm³ (test nr 8). Natomiast z 5% dodatkiem odcieków z Szadółek stężenie azotanów (V) na początku prowadzonych analiz było niższe i wynosiło średnio w teście nr 13 – 8,79 mg N-NO₃/dm³, w teście nr 14 – 8,87 mg N-NO₃/dm³ (tabela 7.3.). Uzyskane prędkości poboru azotanów (V) w fazie beztlenowej (NUR_{AN}) (przy jednoczesnym uwalnianiu fosforanów) wynosiły dla 5% dodatku odcieków z Łęczyc w teście nr 7 od 4,53 do 4,75 g N/kg_{s.m.o.}·h, a w teście nr 8 od 0,28 do 0,36 g N/kg_{s.m.o.}·h. W teście nr 8, jak przedstawiono powyżej, proces redukcji azotanów (V) w fazie beztlenowej przebiegał z niewielką prędkością, stąd w ciągu 120 min stężenie azotanów (V) spadło jedynie o około 1,35 mg N-NO₃/dm³. Należy zwrócić uwagę, iż proces uwalniania fosforanów przebiegał jedynie w ciągu pierwszej godziny prowadzonego

testu (tabela II/8 - załącznik), co mogło być spowodowane niewielką ilością łatwo dostępnych związków organicznych w postaci LKT. Uzyskane prędkości redukcji azotanów (V) w fazie beztlenowej podczas współczyszczania ścieków z 5% dodatkiem odcieków z Łężyc w teście nr 8 mieściły się w zakresie od 2,54 do 2,53 g N/kg_{s.m.o.}·h. Przy dodatku 5% z Szadólek szybkość PRR pomimo zachodzącego jednocześnie procesu denitryfikacji, była wyższa niż podczas prowadzonego testu z 3% dodatkiem, co mogło być spowodowane dostępnością substancji szybko biodegradowalnej. Po raz kolejny można zauważyć, iż uwalnianie fosforanów zależy w dużej mierze od dostępności LKT (Mąkinia i in., 2010).

W teście nr 8 (5% dodatek odcieków z Łężyc) pomimo wysokiego stężenia azotanów (V) (około 22 mg N-NO₃/dm³) po 120 min badań, w celu sprawdzenia wpływu wysokiego stężenia azotanów (V) na przebieg fazy anoksydacyjnej oraz tlenowej, dodano 535 mg KNO₃ zwiększając stężenie N-NO₃ w reaktorach o 20 mg/dm³. W pozostałych testach z 5% dodatkiem odcieków z Łężyc (test nr 7) i Szadólek (testy nr 13 i 14) na początku fazy anoksydacyjnej stężenie azotanów (V) wynosiło około 20 mg N-NO₃/dm³. Uzyskana szybkość denitryfikacji - NUR_{AX} w przeprowadzonych testach dla Łężyc wynosiła od 2,37 do 2,48 g N/kg_{s.m.o.}·h (test nr 7), oraz od 1,76 do 1,29 g N/kg_{s.m.o.}·h (test nr 8). Natomiast dla 5% dodatku odcieków z Szadólek wartość NUR_{AX} wahała się w niewielkim zakresie - od 1,29 do 1,42 g N/kg_{s.m.o.}·h (tabela 7.3.). Mąkinia (2006) uzyskał wyższe wartości NUR_{AX} podczas prowadzonych testów ze ściekami w pełnej skali w oczyszczalniach „Wschód” w Gdańsku i „Dębogórze” w Gdyni, odpowiednio: od 5,26 do 8,67 g N/kg_{s.m.o.}·h, oraz od 3,96 do 6,34 g N/kg_{s.m.o.}·h, przy czym należy zauważyć, iż stosunek ΔChZT:ΔN był wyższy niż przy współczyszczaniu odcieków z Szadólek i Łężyc (przy 5% dodatku), a dodatkowo badania prowadzono dla testów z konwencjonalną denitryfikacją (substancja łatwo biodegradowalna wykorzystana w procesie denitryfikacji). Również Sorm i in. (1998) uzyskali wyższe wartości w oczyszczalni pracującej w układzie A2/O w Czechach (pełna skala), na poziomie: 25,3 – 28,6 g N/kg_{s.m.o.}·h (T=20°C). Wielkości te były wyższe od wartości jakie uzyskał Mąkinia (2006). Natomiast You i in. (2001) w układzie hybrydowym (A2O + RBC – skala laboratoryjna) uzyskali wartości od 0,77 do 2,1 g N/kg_{s.m.o.}·h przy niskim PHB, oraz bez dodatku zewnętrznego źródła węgla, które są zbliżone do szybkości PUR_{AX} uzyskanych podczas przeprowadzonych testów z 5% dodatkiem odcieków z Łężyc i Szadólek.

Wartości szybkości poboru fosforanów w fazie anoksydacyjnej (PUR_{AX}) wynosiły od 0,81 do 0,96 g P/kg_{s.m.o.}·h w teście nr 7 (odcieki z Łężyc) oraz od 0,34 do 0,35 g P/kg_{s.m.o.}·h w teście nr 8 (odcieki z Łężyc) (tabela 7.2.), a podczas współczyszczania 5% dodatku

odcieków z Szadółek od 0,88 do 0,92 g P/kg_{s.m.o.}·h (tabela 7.3.). Wartości przedstawione w tabelach 7.2. oraz II/8 (załącznik) pokazują, iż wysokie stężenie azotanów (V), nawet powyżej 40 mg N-NO₃/dm³ nie wpływa na szybkość denitryfikacji (NUR_{AX}), natomiast wyraźnie zmniejsza ilość uwalniania fosforanów w fazie beztlenowej, a tym samym ich pobór w fazie anoksydacyjnej, obniżając znacząco szybkość poboru fosforanów w tej fazie (PUR_{AX}) (rys. II/ 46-A,B - załącznik).

Spadek szybkości PUR_{AX} przy dodatku 5% z Szadółek, w porównaniu z dodatkiem 0%, 0,5% i 3%, był prawdopodobnie spowodowany obniżeniem ilości wydzielonych fosforanów w fazie beztlenowej. Jak wspomniano wcześniej, im wyższe wstępne rozpuszczenie fosforanów, a tym samym zmagazynowanie organicznych substancji zapasowych, tym wyższe jest wchłanianie fosforanu w warunkach aerobowych (Bever i in., 1997). W przypadku 5% dodatku odcieków z Łężyc, obniżenie PUR_{AX} mogło być spowodowane zakłóceniem w fazie beztlenowej procesów uwalniania fosforanów, ale również wysokim stężeniem ChZT w fazie anoksydacyjnej, co także zauważyła Sosnowska (2003) podczas prowadzonych testów kinetyki ze ściekami syntetycznymi z osadem czynnym z oczyszczalni ścieków we Wrocławiu.

Uzyskane wartości PUR_{AX}, przy 5% dodatku odcieków z Łężyc i Szadółek są porównywalne z wynikami jakie uzyskała Sosnowska (2003), prowadząc badania z osadem czynnym z 6 oczyszczalni ścieków z południowo-zachodniej Polski. Natomiast są niższe od wartości jakie uzyskał Mąkinia (2006) dla ścieków z oczyszczalni „Dębogórze” w Gdyni (3,09 - 3,39 g P/kg_{s.m.o.}·h), natomiast zbliżone do wartości uzyskanych dla ścieków z oczyszczalni w Gdańsku „Wschód” (1,39 – 2,16 g P/kg_{s.m.o.}·h).

Szybkość poboru fosforanów w fazie aerobowej (PUR_{AE}) prowadzonych testów z 5% dodatkiem odcieków z Łężyc była niższa niż PUR_{AX}, natomiast w przypadku 5% dodatku odcieków z Szadółek sytuacja była odwrotna. Szybkość PUR_{AE} wahała się od 0,28 do 0,85 g P/kg_{s.m.o.}·h (5% dodatek odcieków z Łężyc) oraz od 0,92 do 1,04 g P/kg_{s.m.o.}·h (5% dodatek odcieków z Szadółek). Ilość usuniętego P-PO₄ w fazie anoksydacyjnej dla dodatku odcieków z Łężyc wynosiła od 7,3 do 6,7 mg P-PO₄/dm³ w teście nr 7 oraz od 2,9 do 3,1 mg P-PO₄/dm³ w teście nr 8, a w fazie tlenowej od 10,45 do 11,2 mg P-PO₄/dm³ (test nr 7), oraz od 3,55 do 3,54 mg P-PO₄/dm³ (w teście nr 8) (tabela II/7, II/8). Natomiast w przypadku odcieków z Szadółek wartość usuniętego P-PO₄ w fazie anoksydacyjnej w teście nr 13 wynosiła średnio 6,3 mg P-PO₄/dm³, a w teście nr 14 - 6,95 mg P-PO₄/dm³, a w fazie aerobowej średnio 10,5 mg P-PO₄/dm³ (test nr 13) i 11,27 mg P-PO₄/dm³ (test nr 14)

(tabela II/13, II/14 - załącznik). Uzyskane dane pokazują, iż wysokie stężenie ChZT w fazie anoksydacyjnej prawdopodobnie spowalniało szybkość poboru fosforanów zarówno w fazie anoksydacyjnej, o czym wspomniano wyżej, jak i w fazie tlenowej, a wysokie stężenie N-NO₃ obniżało ilość uwolnionego P-PO₄ w fazie beztlenowej, co bezpośrednio wpływało na PUR_{AX} i PUR_{AE}. Uzyskane wartości PUR_{AE} dla 5% dodatku odcieków z Szadółek i Łężyc są niższe niż uzyskał Kuba i in. (1997) w pełnej skali w oczyszczalni pracującej w układzie UCT (13,0 g P/kg_{s.m.o.}·h, T=20°C), a także Sorm i in. (1998) w oczyszczalni w Czechach w układzie A2/O (16,1 – 17,9 g P/kg_{s.m.o.}·h, T=20°C).

Szybkość usuwania amoniaku (AUR) w fazie tlenowej z mieszaniny ścieków z 5% dodatkiem odcieków z Łężyc i Szadółek, w testach w reaktorach wsadowych SBR wyniosła od 5,62 do 6,19 g N/kg_{s.m.o.}·h (odcieki z Łężyc – rys. II/39-A,B, II/45-A,B - załącznik) oraz od 4,94 do 6,21 g N/kg_{s.m.o.}·h (odcieki z Szadółek), przy jednoczesnej produkcji azotanów z szybkością odpowiednio od 4,26 do 6,30 g N/kg_{s.m.o.}·h i od 4,02 do 4,33 g N/kg_{s.m.o.}·h. Wartości AUR dla 5% dodatku odcieków z Łężyc były wyższe niż podczas prowadzonych testów z 0%, 0,5% i 3% dodatkiem (tabela 7.2.). Sześciogodzinny czas napowietrzania nie pozwolił na uzyskanie stężenia N-NH₄ poniżej 1 mg N-NH₄/dm³, przy tak wysokich wartościach stężeń azotu amonowego na wejściu do reaktorów, odpowiednio dla testu nr 7 – 166 mg N-NH₄/dm³, a dla testu nr 8 - 108 mg N-NH₄/dm³ (tabela I/7, I/8 - załącznik) i przy stężeniu tlenu rozpuszczonego w fazie aerobowej 6 mg O₂/dm³. Badania nad szybkością utleniania amoniaku bezpośrednio realizowane w oczyszczalni ścieków „Wschód” w Gdańsku, oraz „Dębogórze” w Gdyni pozwoliły uzyskać niższe wartości AUR, które wynosiły odpowiednio 3,20 – 4,75 g N/kg_{s.m.o.}·h oraz 2,48 – 4,91 g N/kg_{s.m.o.}·h (Mąkinia, 2006). Uzyskane wartości AUR dla mieszaniny z 5% dodatkiem odcieków z Łężyc i Szadółek (tabela 7.2., 7.3) były wyższe niż przedstawione w literaturze (limitowane dane), podczas współczyszczania mieszaniny ścieków syntetycznych z 6,7% dodatkiem odcieków (AUR = 2 g N/kg_{s.m.o.}·h) (Çeçen i Aktas, 2001). Większą ilość danych dotyczącą szybkości utleniania amoniaku w różnych typach reaktorów biologicznych można uzyskać dla oczyszczanych odcieków składowiskowych. Surmacz-Górska (2001) uzyskała szybkość nityfikacji podczas biologicznego oczyszczania odcieków surowych w systemie z denityfikacją wyprzedzającą od 0,775 do 4,23 g N/kg_{s.m.o.}·h (średnio – 1,89 g N/kg_{s.m.o.}·h), natomiast Kaczorek i Ledakowicz (2006) uzyskali podczas oczyszczania odcieków trudno biodegradowalnych szybkość usuwania amoniaku nieco wyższą niż Surmacz-Górska, po 80 dniach prowadzonego testu na poziomie 4,17 – 5,0 g N/kg_{s.m.o.}·h. Jednak porównywanie uzyskanych wartości AUR podczas oczyszczania odcieków

pochodzących ze składowisk odpadów komunalnych z wynikami uzyskanymi w tej pracy, dotyczącymi współocyszczania odcieków ze ściekami w odpowiednich proporcjach nie byłoby w pełni poprawne, stąd uzyskane wartości porównywano z danymi uzyskanymi podczas oczyszczania ścieków miejskich.

Podsumowując przeprowadzoną analizę przebiegu procesów biochemicznych i uzyskanych szybkości nityfikacji, denityfikacji, wtórnego rozpuszczania i usuwania fosforanów, można stwierdzić, iż dodatek 0,5% odcieków z Łężyc oraz 0,5% i 3% dodatek odcieków z Szadółek nie spowodował obniżenia szybkości przebiegu procesów biochemicznych podczas prowadzonych testów w reaktorze wsadowym SBR, a wręcz były wyższe w porównaniu z uzyskanymi wartościami podczas oczyszczania ścieków z OŚ Gdańsk „Wschód. Przy wartościach 3% i 5% dodatku odcieków z Łężyc, a także 5% dodatku z Szadółek obniżyła się szybkość uwalniania fosforanów w fazie beztlenowej, a także znacząco szybkość poboru fosforanów w fazie anoksydacyjnej i tlenowej. Obniżenie szybkości PRR prawdopodobnie spowodowane było obecnością azotanów (V) w fazie beztlenowej, które pochodziły z osadu czynnego pobranego z reaktora A2/O. Natomiast obniżenie PUR_{AX} , oraz PUR_{AE} wynikało po pierwsze z mniejszej ilości wydzielonego $P-PO_4$ w fazie beztlenowej, a po drugie wpływ mogło mieć również wysokie stężenie ChZT w fazie anoksydacyjnej i aerobowej. Należy zwrócić uwagę, iż nawet wysokie stężenie azotanów (V), powyżej $20 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$, nie powodowało całkowitej inhibicji procesu uwalniania fosforanów. Świadczy to prawdopodobnie o tym, że szybkość PRR w głównej mierze zależy od obecności substancji organicznej łatwo biodegradowalnej. Można stąd wnioskować, iż w badaniach modelowych podczas współocyszczania ścieków i odcieków z Szadółek i Łężyc w układach A2/O i SBR przy wyższych dodatkach odcieków występował deficyt LKT, a zatem efektywność usuwania fosforanów była niewielka. Podczas fazy anoksydacyjnej prowadzonych testów oprócz procesu denityfikacji zachodził jednocześnie proces usuwania fosforanów, co mogło świadczyć o występowaniu bakterii DPAO (denityfikujące bakterie PAO). Jednak Mąkinia i in. (2006) dowodzi, że pomimo wysokiej korelacji między tymi dwoma procesami ($R^2=0,97-0,98$), rzeczywisty udział bakterii PAO zdolnych do denityfikacji w redukcji azotanów (V) był niewielki, a wyniki symulacji komputerowych wykazały, że wartość NUR związana z anoksydacyjnym magazynowaniem polifosforanów i wzrostem bakterii PAO stanowiła tylko 16,0–16,7% wartości NUR związanych z aktywnością „zwykłych” bakterii heterotroficznych. Metabolizm bakterii z grupy DPAO - usuwających fosforany w fazie anoksydacyjnej i wykorzystujących $N-NO_3$, $N-NO_2$

jako akceptorów elektronów nie jest jeszcze dokładnie poznany, a najnowsze badania wyodrębniają dodatkowo dwie grupy bakterii DPAO (Guisasola i in., 2009). W ramach analiz fizyko-chemicznych nie ma możliwości określenia udziału i wpływu tych bakterii na defosfatację denitryfikacyjną. Prawdopodobnie dalszy rozwój metod molekularnych pozwoli na poznanie metabolizmu tych bakterii, a w dalszej kolejności na określenie rodzaju bakterii z grupy DPAO.

Pomimo, że podawana w literaturze ilość usuniętego fosforu ze ścieków w fazie anoksydacyjnej waha się od 35 do 100%, to szybkość poboru fosforanów w fazie anoksydacyjnej jest niższa niż w fazie tlenowej (Kuba i in., 1993; Meinhold i in., 1999; Merzouki i in., 1999; Wachtmeister i in., 1997). Spowodowane to jest mniejszą energią, jaką uzyskuje się z utleniania PHB w warunkach anoksydacyjnych oraz wolniejszym niż w warunkach tlenowych, uruchamianiem mechanizmu biologicznej defosfatacji (Merzouki i in., 1999). W przypadku współczyszczania odcieków z Szadółek potwierdzono, iż PUR_{AX} było mniejsze od PUR_{AE} , jednak należy również zwrócić uwagę, iż w przypadku współczyszczania odcieków z Łęczyc niemal w całym okresie badań (tabela 7.2.) wartość PUR_{AX} była wyższa niż PUR_{AE} . Wpływ mogło mieć wysokie stężenie ChZT w fazie anoksydacyjnej i tlenowej, zakłócające przebieg pobierania fosforanów, a także wysokie stężenie azotanów (V) w układzie w fazie beztlenowej, powodujące obniżenie szybkości uwalniania fosforanów.

Szybkość usuwania amoniaku (AUR) była porównywalna z danymi podawanymi przez autorów licznych publikacji, przedstawiających badania nad oczyszczaniem ścieków w różnego typu układach. Jest to bardzo istotna uwaga w odniesieniu do współczyszczania ścieków z określonym dodatkiem odcieków składowiskowych, które przyczyniają się do znacznego wzrostu stężenia azotu amonowego, szczególnie przy ich dodatku w ilości powyżej 1%. Szybkość przebiegu procesu denitryfikacji (NUR_{AX}) dla każdego procentowego dodatku odcieków z obu składowisk utrzymywał się na zbliżonym poziomie. Zależnie od źródła informacji, wartości NUR_{AX} albo nie odbiegały od podawanych zakresów (Henze i in., 2002), albo były niższe (Mąkinia, 2006). W celu poprawy efektywności procesu denitryfikacji należałoby wspomagać go zewnętrznym źródłem węgla, co wpłynie korzystnie również na proces defosfatacji.

8.5 Zawartość frakcji ChZT w ściekach surowych z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków Gdańsk „Wschód” oraz w mieszaninie ścieków i odcieków z Eko Doliny w Łężycach oraz ZU w Gdańsku Szadółkach

Wraz z rozwojem informatyki oraz sprzętu komputerowego pozwalającego na wykorzystanie programów symulacyjnych, które umożliwiają opis procesów zachodzących w przyrodzie za pomocą skomplikowanych równań matematycznych, coraz częściej odchodzi się od budowy kosztownych i czasochłonnych instalacji pilotażowych lub eksperymentów w warunkach rzeczywistych, na rzecz zaprojektowania oczyszczalni ścieków czy też określenia przebiegu procesów w danym obiekcie za pomocą symulacji komputerowych.

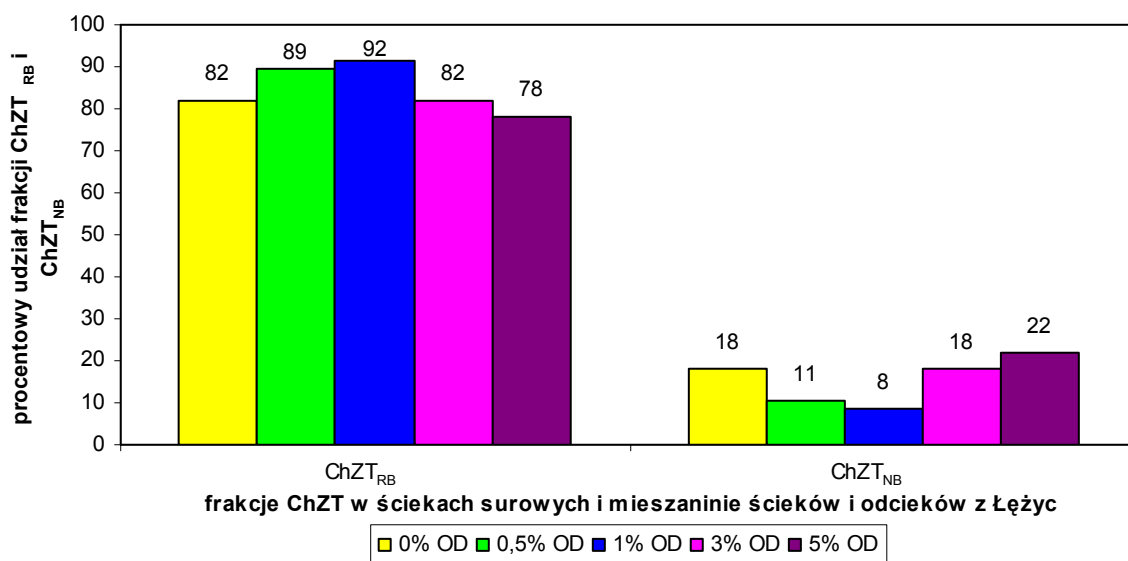
Z pomocą modeli symulacyjnych analizuje się wpływ warunków, jak temperatura, pH itd., czy sezonowe zmiany w składzie ścieków, na efektywność pracy oczyszczalni, a także ocenia się wpływ sposobu eksploatacji obiektu, np. stężenia tlenu w komorze napowietrzania, czy stopnia recyrkulacji osadu czynnego, na jakość ścieków oczyszczonych. Wyniki symulacji mogą być wykorzystywane zarówno na etapie projektowania, jak i eksploatacji. Jeżeli uzyskane w ten sposób dane są oparte na szerokim zakresie zmiennych parametrów, to można wybrać najbardziej optymalny wariant oczyszczania (Klimiuk i Łebkowska, 2008).

Ponieważ symulacje komputerowe oparte są na modelach matematycznych, opisujących usuwanie ze ścieków azotu, fosforu, węgla, wymagają dokładnych informacji dotyczących składu ścieków, dlatego też na potrzeby modelowania niezbędne jest określenie charakterystyki substancji organicznych wyrażonych jako ChZT, z podziałem na poszczególne frakcje (Płuciennik-Koropczuk, 2009).

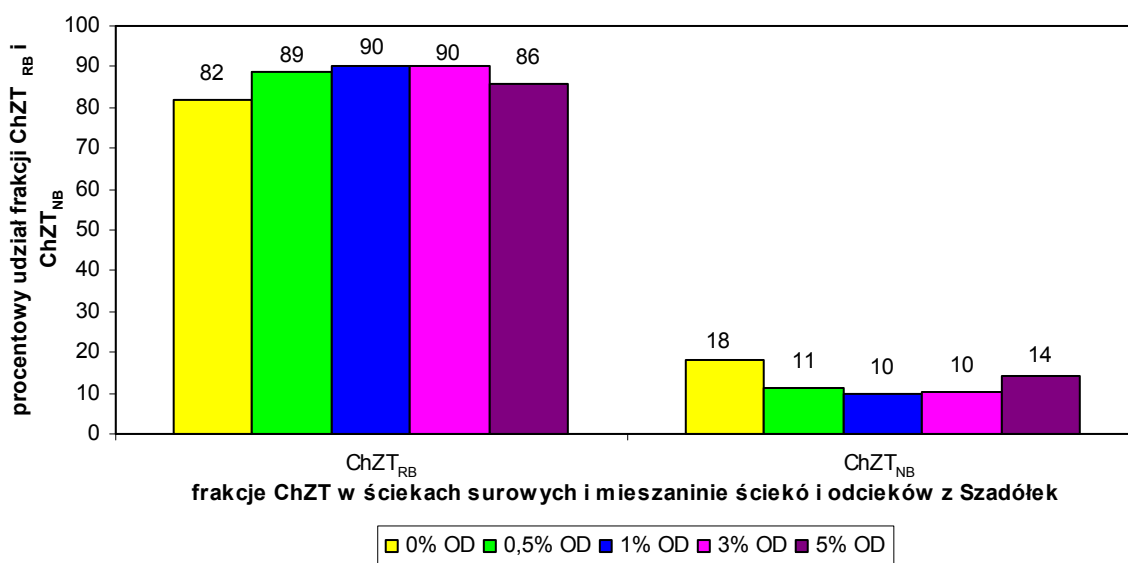
Dlatego też w niniejszej pracy podjęto próbę określenia wpływu dodatku odcieków składowiskowych na poszczególne frakcje ChZT: frakcja biologicznie rozkładalna – $ChZT_{RB}$, frakcja biologicznie nierozkładalna – $ChZT_{NB}$, frakcja rozpuszczona – $ChZT_R$, frakcja zawieszinowa – $ChZT_C$, frakcja rozpuszczona rozkładalna biologicznie (szybko biodegradowalna) - $ChZT_{RRB}$, frakcja rozpuszczona nierozkładalna biologicznie - $ChZT_{RNB}$, frakcja zawieszinowa rozkładalna biologicznie – $ChZT_{CRB}$ i frakcja zawieszinowa nierozkładalna biologicznie – $ChZT_{CNB}$. Metodyka wyznaczania poszczególnych frakcji została opisana w rozdziale 6. Nie wykonano natomiast w pracy symulacji komputerowej, co oczywiście nie stoi na przeszkodzie aby wykorzystać uzyskane wyniki poszczególnych frakcji ChZT w ściekach surowych oraz w mieszaninie ścieków i odcieków w modelowaniu procesów osadu czynnego.

Zwartość frakcji rozkładalnych biologicznie w odciekach zmniejsza się wraz z rosnącym czasem eksploatacji (wiekiem) składowiska odpadów (Bilgili i in., 2008; Kulikowska i Klimiuk, 2008). Bilgili i in. (2008) określili, iż w ustabilizowanych odciekach ChZT nierozkładalne, stanowiło 60% całego ChZT w przypadku stabilizacji tlenowej składowiska odpadów, natomiast 50% w przypadku stabilizacji beztlenowej. ChZT rozpuszczone nierozkładalne stanowiło, aż 40% ChZT całkowitego (stabilizacja tlenowa) i 30% (stabilizacja beztlenowa). Wartości ChZT rozpuszczonego nierozkładalnego biologicznie w odciekach przedstawione przez Bilgili i in. (2008) były znacznie wyższe, niż wartości $ChZT_{RNB}$ w ściekach z OŚ Gdańsk „Wschód”, które średnio wynosiły około 3% (tabela III/1 - załącznik, rys. III/1 - załącznik). Biorąc pod uwagę iż ChZT zawiesinowego nierozkładalnego biologicznie w odciekach wynosiło 25% całkowitego ChZT (Bilgili i in., 2008), a w ściekach z OŚ Gdańsk „Wschód” 15% (tabela III/I - załącznik, rys. III/1 - załącznik) można wnioskować iż dodatek odcieków do ścieków będzie miał niewielki wpływ na zawartość ChZT zawiesinowego nierozkładalnego biologicznie w mieszaninie ścieków z odpowiednim dodatkiem odcieków.

Fracja $ChZT_{NB}$ – nierozkładalna biologicznie przy 0,5% dodatku odcieków z Łężyc stanowiła średnio 11%, przy 1% dodatku - 8%, przy 3% dodatku - 18%, a przy 5% dodatku - 22% (rys. 7.46., 7.48., 7.50., 7.52.), natomiast dla dodatku odcieków z Szadółek, odpowiednio: 11%, 10%, 10% i 14% (rys. 7.54., 7.56., 7.58., 7.60.). Podczas oczyszczania ścieków surowych z OŚ Gdańsk „Wschód” frakcja $ChZT_{NB}$ wynosiła średnio 18% (rys. 7.44.). Uzyskane wartości $ChZT_{NB}$ wskazują, iż 5% dodatek odcieków z Łężyc do ścieków spowodował wzrost udziału frakcji nierozkładalnej biologicznie w stosunku do ścieków surowych oczyszczanych w modelu A2/O (rys. 8.40.). Natomiast frakcja $ChZT_{NB}$ w mieszaninie ścieków i odcieków z Szadółek przy 5% dodatku odcieków nieznacznie wzrosła w stosunku do 3% zawartości odcieków, przy czym była niższa niż w ściekach surowych (rys. 8.41.).



Rys. 8.40. Średnia procentowa zawartość frakcji ChZT_{RB}, ChZT_{NB} w ściekach surowych i mieszaninie ścieków z 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łęczycach.

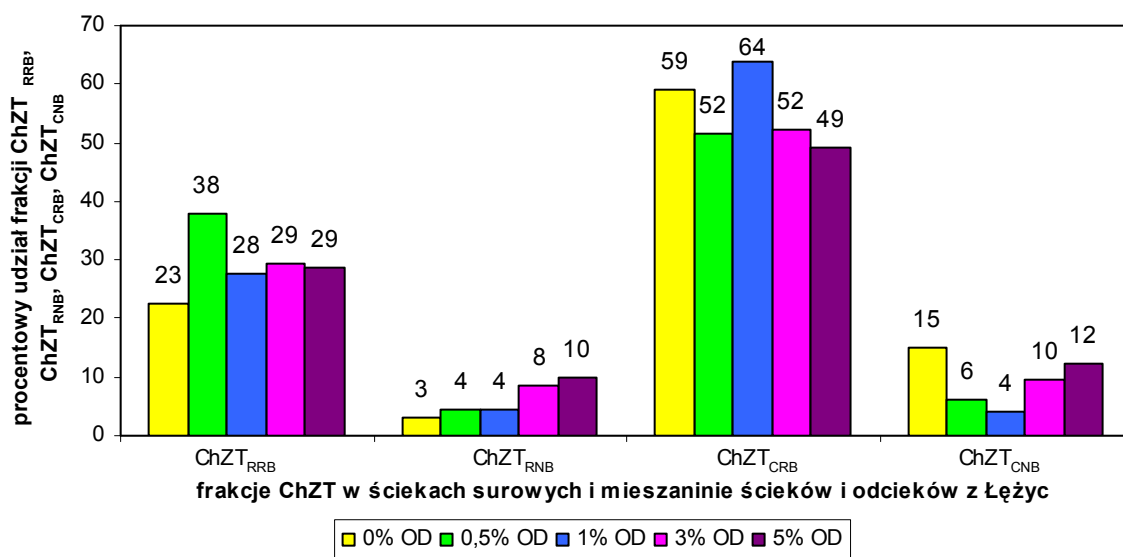


Rys. 8.41. Średnia procentowa zawartość frakcji ChZT_{RB}, ChZT_{NB} w ściekach surowych i mieszaninie ścieków z 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach.

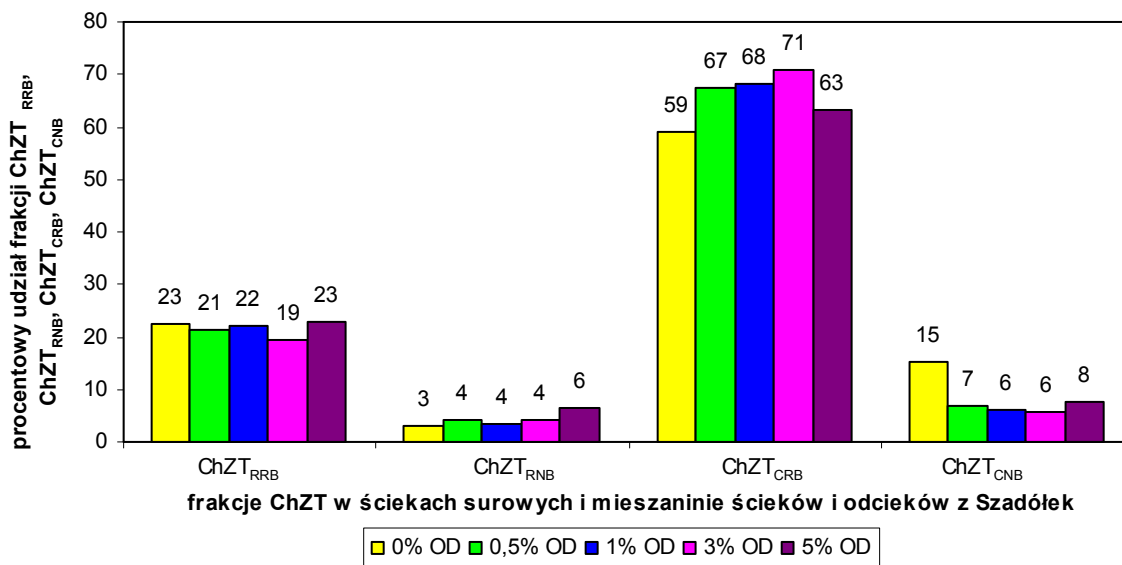
Udział frakcji rozpuszczonej rozkładalnej biologicznie - ChZT_{RRB}, która jest najbardziej pożądaną frakcją w biologicznych procesach oczyszczania, ponieważ jest łatwo dostępna dla heterotroficznych mikroorganizmów, wynosiła średnio w ściekach surowych 23% (rys. III/1 - załącznik), przy 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatku odcieków z Łęczyc odpowiednio 38%, 28%, 29% i 29% (rys. III/2, III/3, III/4, III/5 - załącznik), natomiast w przypadku 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatku odcieków z Szadółek odpowiednio 21%, 22%, 19% i 23% (rys. III/6, III/7, III/8, III/9 - załącznik).

Ilość frakcji ChZT_{RRB} jest decydującym czynnikiem przy modelowaniu objętości reaktora beztlenowego i anoksydacyjnego, ponieważ uwalnianie fosforanów, oraz proces denitryfikacji uzależniony jest od łatwo dostępnej substancji organicznej (Pasztor i in., 2009).

Frakcja zawieszinowa rozkładalna biologicznie – ChZT_{CRB} , inaczej określana jako frakcja wolno rozkładalna, stanowiła zarówno w ściekach surowych, jak i w mieszaninie ścieków i odcieków największy procentowy udział w stosunku do całkowitego ChZT (ChZT_{OG}). Średnie zawartości frakcji ChZT_{CRB} w poszczególnych mieszaninach oraz w ściekach z OŚ Gdańsk „Wschód” zostały przedstawione na rysunkach 8.42. oraz 8.43. Frakcja zawieszinowa rozkładalna biologicznie zawiera substancje organiczne, które podlegają hydrolizie przez enzymy zewnątrzkomórkowe. Frakcja ta składa się głównie z koloidów oraz cząstek organicznych i ponieważ łączy się z kłaczkami osadu czynnego lub błoną biologiczną może zostać usunięta z układu wraz z osadem nadmiernym (Sadecka, 2010). Z punktu widzenia projektowania oczyszczalni, frakcja ChZT_{CRB} ma zazwyczaj najwyższe zapotrzebowanie na tlen, a zatem znacząco wpływa na ilość dostarczanego powietrza do komór napowietrzania (Pasztor, 2009).



Rys. 8.42. Średnia procentowa zawartość frakcji ChZT_{RRB} , ChZT_{RNB} , ChZT_{CRB} , ChZT_{CNB} w ściekach surowych i mieszaninie ścieków z 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach.



Rys. 8.43. Średnia procentowa zawartość frakcji ChZT_{RRB}, ChZT_{RNB}, ChZT_{CRB}, ChZT_{CNB} w ściekach surowych i mieszaninie ścieków z 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach.

Zawartość frakcji zawieszinowej nierozkładalnej biologicznie – ChZT_{CNB} w ściekach surowych stanowiła średnio 15%, w mieszaninie ścieków z 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z Łężyc odpowiednio 6%, 4%, 10% i 12% (rys. 8.42.), a z 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z Szadółek odpowiednio 7%, 6%, 6% i 8% (rys. 8.43.). Wraz ze wzrastającym dodatkiem odcieków z Łężyc wzrastał nieznacznie udział ChZT_{CNB}, jednak nigdy nie przekroczył wartości określonych dla ścieków surowych z OŚ Gdańsk „Wschód”. Frakcja ChZT_{CNB} może być wprawdzie usunięta z układu w wyniku zdolności adsorpcyjnych kłaczków, jednak kłaczkowi nie posiadają selektywnych zdolności wiązania substancji nierozkładalnych, co ogranicza możliwości eliminacji tego rodzaju zanieczyszczeń (Myszograj i Sadecka, 2004). Z punktu widzenia projektantów, frakcja ChZT_{CNB} wpływa znacząco na ilość osadu pierwotnego oraz osadu wtórnego, dlatego istotne jest zaprojektowanie odpowiedniego odwodnienia, przeróbki i unieszkodliwiania danej objętości osadu nadmiernego (Pasztor i in., 2009).

Frakcji rozpuszczona nierozkładalna biologicznie – ChZT_{RNB}, która jest najmniej pożądana w ściekach surowych, a także mieszaninie ścieków i odcieków poddawanych biologicznym procesom oczyszczania, stanowiła najmniejszy procentowy udział w stosunku do całego ChZT (tabela III/1, III/3, III/5 - załącznik). Średnia procentowa zawartość w ściekach surowych i mieszaninie ścieków i odcieków została przedstawiona na rysunkach 8.42. i 8.43. Wzrastający dodatek odcieków z Łężyc i Szadółek powodował nieznaczny wzrost ChZT_{RNB} w mieszaninie ścieków i odcieków. Frakcja rozpuszczona nierozkładalna

biologicznie nie ulega rozkładowi w procesach oczyszczania biologicznego, dlatego całość tej frakcji wprowadzonej do układu pojawia się w odpływie, w niezmienionej formie. Duży udział tej frakcji w ściekach lub mieszaninie ścieków i odcieków dyskwalifikuje zastosowanie metod biologicznych oczyszczania (Sadecka, 2010; Pasztor, 2009).

Udział poszczególnych frakcji ChZT w ściekach miejskich (wartości średnie), określony przez różnych autorów zestawiono w tabeli 8.2.

Tabela 8.2. Udział procentowy poszczególnych frakcji ChZT w ściekach surowych, określony przez różnych autorów.

| Frakcja [%] | ChZT_{RRB} | ChZT_{RNB} | ChZT_{CRB} | ChZT_{CNB} |
|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|
| Kappeler i Gujer, 1992 | 9,0 | 14,0 | 56,0 | 9,0 |
| Henze , 1992 | 20,0 | 2,0 | 40,0 | 18,0 |
| Gernaey i Jorgensen, 2004 | 20,3 | 7,6 | 51,5 | 13,0 |
| Chachaut i in., 2005 | 35,0 | 5,0 | 35,0 | 10,0 |
| Rieger i in., 2001 | 10,0 | 4,0 | 54,1 | 20,0 |
| Pluciennik-Kropczuk, 2009 | 24,6 | 5,7 | 52,3 | 17,4 |
| Myszograj i Sadecka, 2004 | 29,2 | 2,4 | 51,3 | 17,1 |
| Pasztor i in., 2009 | 21,9 | 4,6 | 49,9 | 23,7 |
| Myszograj, 2008 | 39,0 | 3,0 | 41,0 | 17,0 |

Porównując uzyskane wyniki zawartości poszczególnych frakcji ChZT w ściekach surowych z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków Gdańsk „Wschód” oraz w mieszaninie ścieków z odpowiednim dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach oraz z ZU w Gdańsku Szadółkach, z wartościami poszczególnych frakcji ChZT określonymi przez autorów licznych publikacji (tabela 8.2.), można zauważyć różnice w udziale poszczególnych frakcji w całkowitym ChZT. Wartości frakcji ChZT_{RRB} w ściekach surowych z Danii podawane przez Gernaey i Jorgensen (2004) były nieco niższe niż uzyskane w ściekach surowych z OŚ Gdańsk „Wschód” czy w mieszaninach ścieków z 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z Łężyc, ale już przy dodatku odcieków z Szadółek były na zbliżonym poziomie. Uzyskane wartości ChZT_{RNB} podawane w literaturze (tabela 8.2.) wahały się od 2% do nawet 14%, natomiast w przypadku badań własnych od 3% do 10% dla dodatku odcieków z Łężyc, oraz od 3% do 6% dla dodatku odcieków z Szadółek. Należy zauważyć, iż wartości najwyższe uzyskano dla 5% dodatku odcieków.

Zawartość frakcji ChZT_{CRB} i ChZT_{CNB} w ściekach z OŚ Gdańsk „Wschód” oraz w mieszaninach ścieków z odpowiednim dodatkiem odcieków różniła się od uzyskanych danych podanych przez różnych autorów w tabeli 8.2. Frakcja ChZT_{CRB} w ściekach surowych

i w mieszaninie surowej określona podczas prowadzonych badań była wyższa od zawartości w np. ściekach surowych z Danii (Henze, 1992) czy też w ściekach surowych pochodzących z miejscowości Gubin (Polska) (Myszograj, 2008). Natomiast frakcja ChZT_{CNB} w analizowanych próbkach była niższa niż podawana w literaturze (tabela 8.2.).

Udział procentowy poszczególnych frakcji waha się w szerokim zakresie, ponieważ frakcja koloidalna klasyfikowana jest przez jednych autorów do zawiesin, a przez innych do substancji rozpuszczonej. Autorzy przyporządkowujący frakcję koloidalną do zawiesin podają, że udział procentowy frakcji zawiesinowej w ściekach bytowo-gospodarczych wynosi od 65 do 35%, a rozpuszczonej od 21 do 35%. Natomiast zaklasyfikowanie koloidów do frakcji rozpuszczonej powoduje zmniejszenie udziału procentowego frakcji zawiesinowej do wartości 57%, a zwiększenie frakcji rozpuszczonej do wartości 43% (Sadecka, 2010). Dodatkowo różnice wynikają ze stosowanych metod oznaczania frakcji. Najpopularniejsza to metoda fizykochemiczna, oraz metody biologiczne, wśród których wyróżniamy metody respirometryczne, bazujące na pomiarach szybkości nitrifikacji i denitrifikacji, oraz metody miareczkowe (Dymaczewski, 2008). W niniejszej pracy zastosowano metodę fizykochemiczną (Mamais i in., 1993), opisaną w rozdziale 6, w której koloidy zaklasyfikowano do zawiesin. Dlatego też uzyskane wielkości poszczególnych frakcji ChZT mogą różnić się od danych literaturowych. Zastosowana metoda jest szybka i łatwa w użyciu, jednak całkowicie pomija frakcje związane z biomasą (Pasztor i n., 2009). Dodatkowo frakcja cząsteczkowa nierozkładalna biologicznie wyznaczona jest na podstawie różnicy: $\text{ChZT}_{\text{CNB}} = \text{ChZT}_{\text{OG}} - (\text{ChZT}_{\text{RRB}} + \text{ChZT}_{\text{CRB}} + \text{ChZT}_{\text{RNB}})$, co powoduje, że niedokładność pomiarów w frakcjach ChZT_{OG} , ChZT_{RRB} , ChZT_{CRB} i ChZT_{RNB} wpływa na fałszywy wynik frakcji ChZT zawiesinowej nierozkładalnej biologicznie (Melcer i in., 2003).

Podsumowując, należy zwrócić uwagę, iż frakcja zawiesinowa w stosunku do całkowitego ChZT stanowiła znacznie wyższy udział procentowy niż frakcja rozpuszczona, zarówno w ściekach surowych, jak i mieszaninach ścieków i odcieków. Zawartość frakcji rozpuszczonej rozkładalnej biologicznie była wyższa w mieszaninach ścieków z dodatkiem odcieków z Łęczyc niż w przypadku dodatku odcieków z Szadółek (rys. 8.42., 8.43.). Najmniejszy udział w badanych próbkach ścieków surowych i mieszaninach ścieków i odcieków stanowiła frakcja rozpuszczona nierozkładalna biologicznie. Należy jednak zauważyć, iż jej stężenie nieznacznie wzrastało wraz ze wzrastającym dodatkiem odcieków. Wyższy wzrost odnotowano w mieszaninie z dodatkiem odcieków z Łęczyc (rys. III/2, III/3, III/4, III/5 - załącznik). Frakcja ChZT cząsteczkowa rozkładalna biologicznie stanowiła

największy procentowy udział w stosunku do całego ChZT, jej zawartość w mieszaninie ścieków i odcieków z Szadółek była wyższa, niż przy dodatku odcieków z Łężyc. Uzyskane dane pokazują, iż dodatek odcieków do ścieków w głównej mierze powoduje wzrost frakcji rozpuszczonej nierozkładalnej biologicznie, co nie jest pożądanym zjawiskiem, ponieważ wraz ze wzrastającym dodatkiem odcieków do ścieków w odpływie będzie wzrastało stężenie ChZT. Wyższy wzrost udziału procentowego tej frakcji spowodował dodatek odcieków z Łężyc, niż z Szadółek, co również zostało potwierdzone w badaniach modelowych, zarówno w układzie A2/O, jak i SBR. Na podstawie uzyskanych wyników badań trudno jednoznacznie określić wpływ dodatku odcieków ze składowiska odpadów w Łężycach i Szadółkach na pozostałe frakcje ChZT.

9. Podsumowanie i wnioski

Celem pracy było określenie wpływu dodatku odcieków pochodzących ze składowiska odpadów komunalnych na pracę biologicznej oczyszczalni ścieków. Przedmiotem prowadzonych badań były odcieki pochodzące ze składowiska Eko Doliny Sp z o. o. w Łężycach koło Gdyni, odcieki z Zakładu Utylizacyjnego Sp. z o. o. w Gdańsku Szadółkach oraz surowe ścieki z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków Gdańsk „Wschód”.

Badania nad oczyszczaniem ścieków oraz współoczyszczaniem ścieków z 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z Łężyc i Szadółek były prowadzone w przepływowym modelu laboratoryjnym układu A2/O. Dodatkowo, analizowano efektywność współoczyszczania ścieków z 1%, 2%, 5% i 10% dodatkiem odcieków z obu w/w składowisk w modelu laboratoryjnym typu SBR.

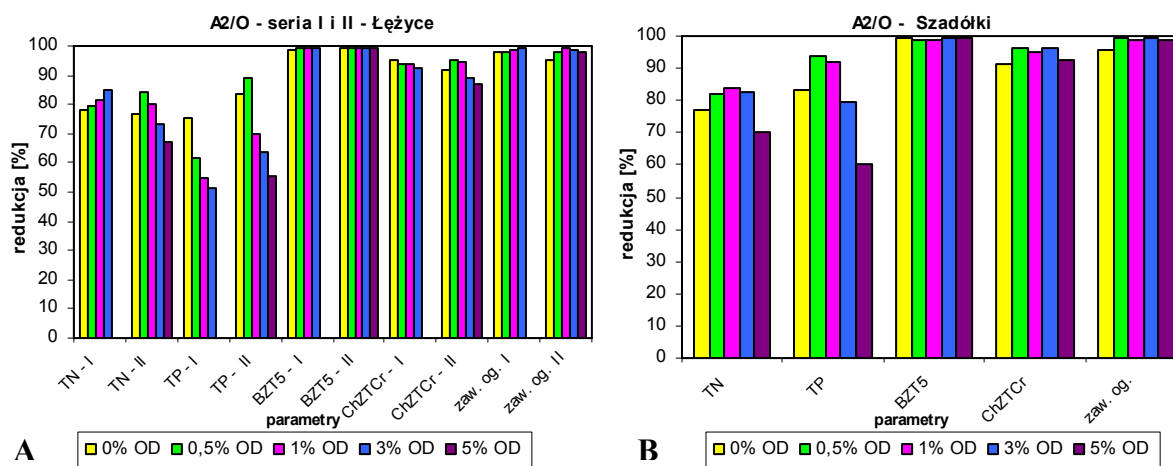
Przeprowadzono ponadto pomiar szybkości biochemicznych procesów oczyszczania ścieków z MOŚ Gdańsk „Wschód” oraz współoczyszczania mieszaniny ścieków z 0,5%, 3% i 5% dodatkiem odcieków ze składowisk odpadów w Łężycach i Szadółkach metodą osadu czynnego.

W celu sprawdzenia podatności mieszaniny ścieków z 0,5%, 1% , 3% i 5% dodatkiem odcieków ze składowisk w Gdańsku Szadółkach i Łężycach k/Gdyni na biologiczne metody oczyszczania, a także wpływu dodatku odcieków na frakcję nierozkładalną biologicznie, wykonano serię pomiarowa udziału poszczególnych frakcji ChZT.

o **Badania modelowe w układzie A2/O i SBR**

Odcieki z Eko Doliny w Łężycach charakteryzowały się wyższym stężeniem zanieczyszczeń, a także większą zmiennością niż odcieki z ZU w Gdańsku Szadółkach. Pierwsze zostały zaklasyfikowane jak odcieki stabilizujące się, a drugie jako ustabilizowane (stare). Uzyskane wyniki badań podczas współoczyszczania odcieków ze składowisk odpadów w układzie A2/O pokazują, iż wzrastający dodatek odcieków spowodował spadek efektywności usuwania TN, TP, ChZT_{Cr}, a przy współoczyszczaniu odcieków z Łężyc również zawiesiny ogólnej, natomiast nie wpływał na efektywność redukcji stężenia BZT₅ (rys. 9.1.). Stężenie poszczególnych zanieczyszczeń (TN, TP, ChZT_{Cr}, BZT₅, zaw. ogólna) w odpływie z modelu A2/O podczas współoczyszczania odcieków z Łężyc było wyższe, niż podczas współoczyszczania odcieków z Szadółek, na co wpływ miało znacznie wyższe stężenie tych zanieczyszczeń w surowych mieszaninach z dodatkiem odcieków z Łężyc. Proces nityfikacji w układzie A2/O przebiegał bez zakłóceń (stężenie w odpływie < 1 mg N-NH₄/dm³), nawet przy 5%

dotatku odcieków z obu składowisk. Natomiast zbyt niska efektywność procesu denitryfikacji w całym okresie prowadzonych badań nie pozwoliła na uzyskanie w odpływie stężenia TN poniżej 10 mg N/dm^3 . Może to wskazywać na potrzebę wspomaganie procesu denitryfikacji zewnętrznym źródłem węgla. Wysokie stężenie azotanów (V) w odpływie z układu A2/O, a tym samym w osadzie recyrkulowanym do komory beztlenowej (recyrkulacja zewnętrzna) mogło przyczyniać się do zakłóceń procesu uwalniania i następnie – pobierania fosforanów.

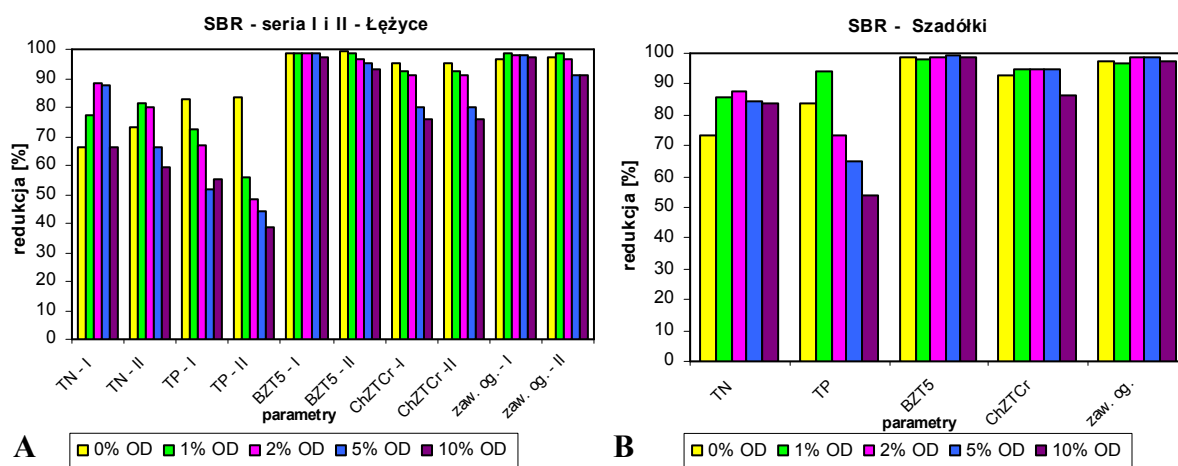


Rys. 9.1. Średnia wartość procentowej redukcji stężenia TN, TP, BZT₅, ChZTCr i zaw. ogólnej uzyskana podczas oczyszczania ścieków surowych i mieszanki ścieków z 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach (A), oraz z ZU w Gdańsku Szadółkach (B) w układzie A2/O.

Efektywność usuwania azotu ogólnego, fosforu ogólnego, substancji organicznej wyrażonej jako ChZTCr i BZT₅ i zawiesiny ogólnej podczas współoczyszczania ścieków i odcieków z Łężyc i Szadółek w reaktorze SBR, podobnie jak w reaktorze A2/O obniżała się wraz ze wzrastającym dodatkiem odcieków. Podczas współoczyszczania odcieków z Szadółek proces nityfikacji w całym okresie badań w reaktorach SBR (dodatek odcieków od 1% do 10%) przebiegał bez zakłóceń, a uzyskane stężenie azotu amonowego w odpływie było poniżej $1 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$. Natomiast podczas współoczyszczania odcieków z Łężyc w układzie SBR przy wyższym - 5% i 10% dodatku odcieków, odpływ z reaktora charakteryzował się wysokim stężeniem N-NH₄; przy 5% dodatku średnio $7,330 \text{ N-NH}_4/\text{dm}^3$ (seria I) i $21,743 \text{ N-NH}_4/\text{dm}^3$ (seria II), a przy 10% dodatku średnio $44,49 \text{ N-NH}_4/\text{dm}^3$ (seria I) i $71,514 \text{ N-NH}_4/\text{dm}^3$ (seria II). Tak wysokie stężenie N-NH₄ w odpływie mogło świadczyć o zbyt krótkim czasie zatrzymania (HRT) mieszanki w fazie aerobowej.

W modelu SBR przy 1% i 2% dodatku odcieków na stężenie azotu ogólnego w odpływie, które było powyżej wartości dopuszczalnych (10 mg N/dm^3) wpłynęło wysokie

stężenie azotu azotanowego (V), natomiast przy wyższych wartościach dodatku – 5% i 10%, wysokie stężenie azotu azotanowego (III). Wysokie stężenie azotu azotanowego (III) spowodowane było inhibicją drugiej fazy nityfikacji, która mogła być spowodowana: wysokim stężeniem wolnego amoniaku (NH_3), który hamował rozwój bakterii z grupy NOB, niskim stężeniem tlenu podczas fazy aerobowej, a także zbyt krótkim wiekiem osadu czynnego. Badania filogenetyczne osadu czynnego mogłyby wyjaśnić przyczynę inhibicji drugiej fazy nityfikacji.



Rys. 9.2. Średnia wartość procentowej redukcji stężenia TN, TP, BZT₅, ChZTC_r, zaw. ogólna uzyskana podczas oczyszczania ścieków surowych i mieszaniny ścieków z 1%, 2%, 5% i 10% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach (A), oraz z ZU w Gdańsku Szadółkach (B) w układzie SBR.

Uzyskane wyniki badań wskazują, iż w przypadku odcieków z Łężyc maksymalny ich dodatek nie zmniejszający efektywności redukcji stężenia poszczególnych zanieczyszczeń w odpływie z układu przepływowego (A2/O) wynosił 0,5%, natomiast z Szadółek do 1%. W przypadku układu SBR 1% dodatek nie powodował zakłócenia biologicznych procesów podczas współoczyszczania odcieków z Szadółek i Łężyc. Należy również zwrócić uwagę, iż przy tych samych wartościach procentowego dodatku odcieków z Szadółek i Łężyc (1% i 5%) efektywność usuwania poszczególnych składników zanieczyszczeń była wyższa w układzie A2/O niż w układzie SBR. W praktyce technologicznej bardzo ważne jest aby w celu niwelacji zmienności jakościowej i ilościowej odcieków zapewnić równomierny ich dopływ do miejskiej oczyszczalni ścieków, poprzez budowę zbiorników retencyjnych odcieków.

- **Szybkości przebiegu biochemicznych procesów oczyszczania ścieków surowych oraz współoczyszczania mieszaniny ścieków i odcieków**

Uzyskane szybkości przebiegu poszczególnych procesów: PRR – uwalniania fosforanów w fazie beztlenowej, PUR_{AX} – poboru fosforanów w fazie anoksydacyjnej, PUR_{AE} – poboru fosforanów w fazie tlenowej, NUR_{AX} – pobór azotanów (V) w fazie anoksydacyjnej, NUR_{AN} – pobór azotanów (V) w fazie beztlenowej oraz NUR_{AE} – produkcja azotanów (V) w fazie aerobowej przedstawiono w tabelach 7.1, 7.2 i 7.3.

Przeprowadzona analiza przebiegu procesów biochemicznych i uzyskanych szybkości nityfikacji, denityfikacji, wstępnego uwalniania i usuwania fosforanów, wskazuje, iż dodatek 0,5% odcieków z Łężyc oraz 0,5% i 3% dodatek odcieków z Szadółek nie powoduje obniżenia szybkości przebiegu procesów biochemicznych podczas prowadzonych testów w reaktorze wsadowym SBR. Przy 3% i 5% dodatku odcieków z Łężyc, a także 5% dodatku z Szadółek obniżyła się szybkość uwalniania fosforanów w fazie beztlenowej, a także znacząco szybkość poboru fosforanów w fazie anoksydacyjnej i tlenowej. Obniżenie szybkości PRR prawdopodobnie spowodowane było obecnością azotanów (V) w fazie beztlenowej, które pochodziły z osadu czynnego pobranego z reaktora A2/O, a obniżenie PUR_{AX} , oraz PUR_{AE} związane było z mniejszą ilością wydzielonego $P-PO_4$ w fazie beztlenowej, a dodatkowo wpływ mogło mieć również wysokie stężenie ChZT w fazie anoksydacyjnej i aerobowej. Należy podkreślić, iż wysokie stężenie azotanów (V), powyżej $20 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$, nie spowodowało zhamowania procesu uwalniania fosforanów, a jedynie jego spowolnienie. Dlatego też można uznać, iż w głównej mierze szybkość PRR zależała od obecności łatwo biodegradowalnej substancji organicznej.

Podczas fazy anoksydacyjnej, oprócz procesu denityfikacji zachodził również proces usuwania fosforanów, co mogło świadczyć o obecności bakterii DPAO (denityfikujące bakterie PAO). Jednak określenie ilości usuwanego $N-NO_3$, jako akceptora elektronów dla bakterii PAO - magazynujących w nadmiarze fosforany, wymaga poznania ich metabolizmu w miarę dalszego rozwoju badań molekularnych.

Szybkość usuwania amoniaku (AUR) nie ulegała obniżeniu wraz ze wzrastającym dodatkiem odcieków, co jest bardzo istotne przy współoczyszczaniu ścieków i odcieków, ponieważ wyższy od 1% dodatek odcieków składowiskowych powodował znaczący wzrost stężenia azotu amonowego w surowej mieszaninie. Azot amonowy najszybciej był usuwany przy 5% dodatku odcieków. Podczas prowadzonych testów szybkości przebiegu procesów

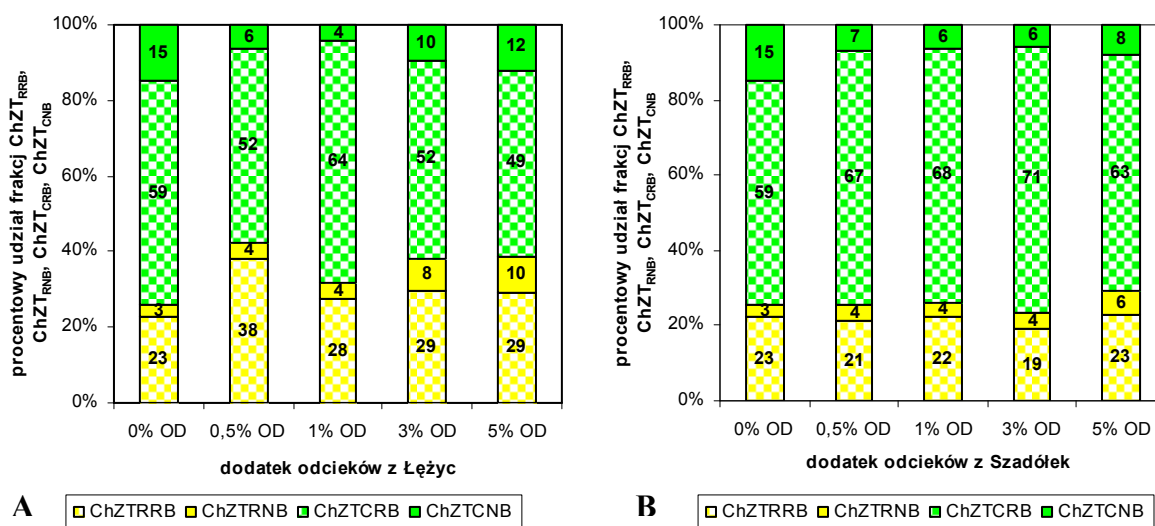
biochemicznych z dodatkiem odcieków z Łężyc sześciogodzinna faza tlenowa nie pozwalała na uzyskanie w odpływie stężenia azotu amonowego poniżej 1 mg N-NH₄/dm³.

Szybkość przebiegu procesu denitryfikacji (NUR_{AX}) pozostawała na niezmiennym poziomie pomimo wzrastającego dodatku odcieków w mieszaninie. Uzyskana w badaniach szybkość przebiegu procesu denitryfikacji (NUR_{AX}) nie odbiegała od podanych zakresów przez Henze i in., 2002, ale była niższa niż donosi Mąkinia, (2006). Powodem rozbieżności w danych literaturowych był rodzaj prowadzonego testu: szybkości denitryfikacji podczas anoksychnego poboru fosforanów (wykorzystanie substancji organicznej trudno biodegradowalnej w procesie denitryfikacji) lub konwencjonalna denitryfikacja (wykorzystanie substancji organicznej łatwo biodegradowalnej w procesie denitryfikacji). Dla poprawy efektywności usuwania stężenia N-NO₃, proces denitryfikacji powinien być wspomagany zewnętrznym źródłem węgla, co z pewnością wpłynęłoby również korzystnie na proces defosfatacji.

- **Fracje ChZT w ściekach surowych oraz w mieszaninie ścieków z 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków.**

Fracja zawieszinowa - ChZT_C w stosunku do całkowitego ChZT stanowiła znacznie wyższy udział niż frakcja rozpuszczona - ChZT_R (rys. 9.3), zarówno w ściekach surowych jak i mieszaninach ścieków i odcieków ze składowisk w Łężycach i Szadółkach.

Zawartość frakcji rozpuszczonej rozkładalnej biologicznie - ChZT_{RRB} była wyższa w mieszaninach ścieków z dodatkiem odcieków z Łężyc, niż z Szadółek (rys. 9.3.). Najmniejszy udział w badanych próbkach ścieków surowych i w mieszaninach ścieków i odcieków stanowiła frakcja rozpuszczona nierozkładalna biologicznie - ChZT_{RNB}. Należy jednak zauważyć, iż jej stężenie wzrastało wraz ze zwiększającym się dodatkiem odcieków. Frakcja cząsteczkowa rozkładalna biologicznie ChZT_{CRB} stanowiła największy procentowy udział w stosunku do całego ChZT. Warto zauważyć, iż jej zawartość w mieszaninie ścieków i odcieków z Szadółek była wyższa niż w przypadku dodatku odcieków z Łężyc. Uzyskane dane wskazują, iż dodatek odcieków do ścieków w głównej mierze powodował wzrost procentowego udziału frakcji rozpuszczonej nierozkładalnej biologicznie (ChZT_{RNB}). Ponadto, dodatek odcieków z Łężyc przyczyniał się do większego wzrostu frakcji ChZT_{RNB} niż dodatek odcieków z Szadółek. Na podstawie uzyskanych wyników badań trudno jednoznacznie określić wpływ dodatku odcieków ze składowiska odpadów w Łężycach i Szadółkach na pozostałe frakcje ChZT – ChZT_{RRB}, ChZT_{CRB}.



Rys. 9.3. Średnia zawartość frakcji ChZT_{RRB}, ChZT_{RNB}, ChZT_{CRB} i ChZT_{CNB} w ściekach surowych i mieszaninie ścieków z 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łęzycach (A) i ZU w Gdańsku Szadółkach (B).

Przeprowadzone badania w skali laboratoryjnej pokazują, iż nawet 10% dodatek odcieków nie powodował załamania procesów biologicznych, a jedynie obniżał ich efektywność. W przypadku dodatku odcieków w ilości poniżej 1% nie stwierdza się zauważalnego wpływu na przebieg procesów biologicznych. Wprowadzenie tego typu rozwiązań w skali technicznej wymagałoby przeprowadzenia wstępnych badań w skali półtechnicznej, a przy pozytywnych wynikach - wdrożenie metody współczyszczania ścieków i odcieków bezpośrednio w miejskich oczyszczalniach biologicznych. Konieczne jest również określenie zmienności odcieków i ich składu w celu wyznaczenia maksymalnej dawki, jaka może być dostarczona do strumienia ścieków miejskich.

Problematyka podjęta w rozprawie wymaga dalszych prac, a w szczególności:

- wyjaśnienie mechanizmów przemian związków azotu w reaktorze SBR, ze szczególnym zwróceniem uwagi na warunki formowania się azotu azotanowego (III),
- określenie udziału bakterii z grupy DPAO w procesie anoksydacyjnej denitryfikacji,
- zbadanie możliwości poprawy efektywności procesu denitryfikacji podczas współczyszczania ścieków z odciekami ze składowisk odpadów przez wprowadzenie zewnętrznego źródła węgla do fazy anoksydacyjnej (w tym ze źródeł niekonwencjonalnych),

- podjęcie badań w skali półtechnicznej poprzedzających wdrożenie uzyskanych wyników w pełnej skali technicznej.

Przedstawione wyniki badań pozwalają na sformułowanie szeregu wniosków o różnym charakterze. Wnioski te przedstawiono poniżej w dwóch grupach, odpowiednio: wnioski o charakterze utylitarnym oraz wnioski o charakterze poznawczym.

Wnioski utylitarne

1. Wyniki badań dowodzą możliwości wspólnego oczyszczania odcieków składowiskowych ze ściekami komunalnymi w miejskich biologicznych oczyszczalniach ścieków, przy czym:

- wielkość dodatku odcieków powinna być limitowana i w celu zapewnienia stabilności procesów biologicznych nie powinna przekraczać 0,5% wielkości strumienia ścieków,
- wyższe niż 0,5 % dodatki odcieków są możliwe do zaakceptowania, jednak jakość odpływu z oczyszczalni może ulec pogorszeniu.

2. W ocenie wielkości dodatku odcieków w pierwszej kolejności należy uwzględnić ich jakość i związane z tym ich pochodzenie. Podczas współoczyszczania odcieków w biologicznych oczyszczalniach ścieków szczególnej uwagi wymagają odcieki pochodzące ze składowisk "młodych" i "dojrzewających", które charakteryzują się wysokimi stężeniami substancji organicznych i związków azotu.

3. Kierowanie odcieków składowiskowych do wybranej oczyszczalni ścieków powinno być poprzedzone badaniami w skali laboratoryjnej i półtechnicznej. Z uwagi na potwierdzony w pracy wpływ stosowanego układu technologicznego na efektywność współoczyszczania odcieków (wyższa efektywność układu A2/O niż układu SBR), w badaniach modelowych należy stosować układy w najwyższym możliwym stopniu odwzorowujące pracę konkretnej oczyszczalni ścieków.

4. W aspekcie dużego znaczenia udziału procentowego odcieków składowiskowych w strumieniu ścieków komunalnych, olbrzymiej roli nabiera zapewnienie w warunkach technicznych stałości natężenia dopływu odcieków. Przy naturalnie występującej dużej zmienności objętościowej odcieków, w warunkach technicznych ich odprowadzanie do oczyszczalni ścieków musi być połączone z budową systemu retencji w celu zapewnienia równomierności dopływających odcieków do strumienia ścieków.

Wnioski poznawcze

1. Podwyższony dodatek odcieków składowiskowych do ścieków komunalnych zwykle utrudnia wysokoefektywny przebieg denitryfikacji. Dla poprawy sytuacji zaleca się dostarczanie do strefy (fazy) denitryfikacji źródła węgla organicznego łatwo biodegradowalnego.
2. Przy wysokich stężeniach azotu amonowego dopływającego do miejskich oczyszczalni ścieków można oczekiwać pojawienia się w odpływie azotu azotanowego (III). Przyczyną ich występowania jest najprawdopodobniej pojawienie się wolnego amoniaku (NH_3), inhibitującego drugą fazę nitryfikacji.
3. W systemach oczyszczania ścieków ze wzmożonym biologicznym usuwaniem fosforanów (strefa beztlenowa/strefa anoksydacyjna i tlenowa) podwyższone stężenie azotanów (V) w strefie beztlenowej nie wstrzymuje, wbrew powszechnym poglądom, procesu uwalniania fosforanów, a jedynie obniża szybkość ich uwalniania.
4. Proces uwalniania fosforanów zachodzi również w strefie anoksydacyjnej wielofazowego układu oczyszczania ścieków. Może to świadczyć o występowaniu w układzie osadu czynnego bakterii grupy DPAO (denitryfikujące bakterie akumulujące fosforany).
5. Niezbędne jest każdorazowe wyznaczenie bezpiecznego dodatku odcieków do ścieków, ponieważ badania dowiodły iż wzrastający udział procentowy odcieków w mieszaninie ze ściekami w pierwszej kolejności obniżał szybkość procesów: PRR , PUR_{AX} oraz PUR_{AE} . Natomiast nie miał wpływu na szybkość przebiegu procesu denitryfikacji (NUR_{AX}), oraz powodował wzrost szybkości usuwania amoniaku (AUR), przy jednocześnie obniżającej się efektywności usuwania stężenia azotu ogólnego (przy niezmiennych parametrach technologicznych).
6. Wysokie stężenie ChZT w strefach anoksydacyjnej i tlenowej obniża szybkość procesu poboru fosforanów w tych strefach.
7. Dominującą formą substancji organicznych (ChZT) obecnych zarówno w ściekach komunalnych, jak i mieszaninach ścieków i odcieków składowiskowych jest tzw. frakcja zawieszona rozkładalna biologicznie (ChZT_{CRB}). Najmniejszy udział w całkowitym ChZT_{OG} ma frakcja rozpuszczona nierozkładalna biologicznie (ChZT_{RNB}); procentowy udział tej frakcji rośnie ze wzrostem dodatku odcieków.

10. Literatura

1. Aktas Ö., Çeçen F., 2001. Nitrification inhibition in landfill leachate treatment and impact of activated carbon addition. *Biotechnology Letters*, vol. 23, pp. 1607-1611.
2. Åkesson N.R., Nilsson P., 1997. Seasonal change of leachate production and quality from test cells. *Journal of Environmental Engineering-ASCE*, vol. 123, pp. 892-900.
3. Alkalay D., Guerrero L., Lema J.M., Mendez R., Chamy R., 1998. Review: Anaerobic treatment of municipal sanitary leachates: the problem of refractory and toxic components. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, vol. 14, pp. 309-320.
4. Andreottola G., Engl K., Foladori P., Hilber C., 2003. Optimisation of nitrogen removal in a full-scale intermittently aerated process. In: *Proceeding of the 9th IWA Specialized Conference on Design, Operation and Economics of Large wastewater Treatment Plants*, editors: Ruzickova I., Wanner J., 1-4 September 2003, Prague (Czech Republic), pp. 151-158.
5. Anielak A.M., 2000. *Chemiczne i fizykochemiczne oczyszczanie ścieków*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2000.
6. Anthonisen A., Loehr R.C., Prakasam T.B.S., Srinath E.G., 1976. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *Water Pollution Control Federation*, vol. 48, pp. 835-852.
7. Arka Konsorcjum S.A., 2002. Instrukcja dla segmentu B1/I kwatery B1 dla ZUO w Łęczycach gm. Wejherowo. Opracowali projektanci: Kamilla Oberenkowska, Krzysztof Rysiukiewicz, Ryszard Świerbel, Poznań, 2002 – dokumentacja dostępna w Zakładzie „Eko Dolina” Sp z o.o. w Łęczycach.
8. Aslan S., Miller L., Dahab M., 2009. Ammonium oxidation via nitrite accumulation under limited oxygen concentration in sequencing batch reactors. *Bioresource Technology*, vol. 100, pp. 659-664.
9. Bae W., Baek S., Chung J., Lee Y., 2002. Optimal operational factors for nitrite accumulation in batch reactors. *Biodegradation*, vol. 12, pp. 359-366.
10. Baeza J.A., Gabriel D., Lafuente J., 2004. Effect of international recycle on the nitrogen removal efficiency of an anaerobic/anoxic/oxic (A²/O) wastewater treatment plant (WWTP). *Process Biochemistry*, vol. 39, pp. 1615-1624.
11. Barabasz W., Frączek K., Grzyb J., Marcinowska K., Bis H., Chmiel M., Barabasz J., Kosińska B., Fertig P., Kultys H., Flak K., Kornaś G., 2002. Wpływ wielkości składowiska odpadów i czasu jego eksploatacji na zanieczyszczenie mikroorganizmami powietrza atmosferycznego. *Gospodarka odpadami komunalnymi – nowe uwarunkowania prawne*. Materiały VIII Konferencji Naukowo-Technicznej. Koszalin-Kołobrzeg, 2002.
12. Baran W., Adamek E., Sochacka J., Sobczak A., Makowski A., 2009. Prognozowanie kumulacji trudno biodegradowalnych zanieczyszczeń w odciekach ze składowisk odpadów. *Proceedings of ECOpole*, vol. 3(1), pp. 121-125.
13. Bendz D., Singh V.P., Åkesson M., 1997. Accumulation of water and generation of leachate in a young landfill. *Journal of Hydrology*, vol. 203, pp.1-10.
14. Bernacka J., Kurbiel J., Pawłowska L., 2002. *Usuwanie związków biogenych ze ścieków miejskich; Podstawy teoretyczne, stan badań, zastosowania w kraju*. Wydawnictwo: Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa, 2002.
15. Bever J., Stein A., Teichmann H., 1997. *Zaawansowane metody oczyszczania ścieków. Eliminacja azotu i fosforu, sedymentacja i filtracja*. Wydanie I. Oficyna Wydawnicza Projprzem-EKO Bydgoszcz, 1997.
16. Bilgili M.S., Demir A., Akkaya E., Ozkaya B., 2008. COD fractions of leachate from aerobic and anaerobic pilot scale landfill reactors. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 158, pp. 157-163.
17. Bilgili M.S., Demir A., Özkaya B., 2007. Influence of leachate recirculation on aerobic and anaerobic decomposition of solid wastes. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 143, pp. 177-183.
18. Bilitewski B., Härdtle G., Marek K., 2006. *Podręcznik gospodarki odpadami. Teoria i praktyka*. Wydawnictwo „Seidel-Przywecki” Sp. z o.o. Wydanie II, Warszawa 2006.
19. Bohdziewicz J., Bodzek M., Górka J., 2001. Application of pressure-driven membrane techniques to biological treatment of landfill leachate. *Process Biochemistry*, vol. 36, pp. 641-646.
20. Bohdziewicz J., Neczaj E., Kwarciać A., 2008. Landfill leachate treatment by means of anaerobic membrane bioreactor. *Desalination*, vol. 221, pp. 559-565.

21. Bohdziewicz J., Świerczyńska A., Amalio-Kosel M., 2010. Ocena efektywności współczyszczania w bioreaktorze SBR odcieków ze składowiska komunalnego oraz ich wpływu na mikroorganizmy osadu czynnego. *Proceedings of ECOpole*, vol. 4, no. 2, pp. 319-324.
22. Bulc T., Vrhovsek D., Kikanja V., Haber R., Perfler R., Laber J., Cooper P., 1997. The use of constructed wetland for landfill leachate treatment. *Water Science and Technology*, vol. 35, pp. 301-306.
23. Butt T.E., Lockley E., Oduyemi K.O.K., 2008. Risk assessment of landfill disposal sites – State of art. *Waste Management*, vol.28, pp.952-964.
24. Calli B., Mertoglu B., Inanc B., 2005. Landfill leachate management in Istanbul: applications and alternatives. *Chemosphere*, vol. 59, pp.819–829.
25. Canziani R., Emondi V., Gravaglia M., Malpei F., Painetti E., Buttiglieri G., 2006. Effect of oxygen concentration on biological nitrification and microbial kinetics in a cross – flow membrane bioreactor (MBR) and moving – bed biofilm reactor (MBBR) treating old landfill leachate. *Journal of Membrane Science*, vol. 286, pp. 202-212.
26. Chachaut B., Roche N., Latifi R., 2005. Long-term aeration strategies for small-size alternating activated sludge treatment plants. *Chemical Engineering Progress*, vol. 44(5), pp. 591-604.
27. Chang D., Kim S.Y., Hur J.M., Chung T.H., 1998. Biological Co-treatment of Leachate with Sewage and On-site Physicochemical Treatment. *Environmental Engineering Research*, vol. 3(1), pp. 1-10.
28. Chen S., Sun D., Chung J.-S., 2008. Simultaneous removal of COD and ammonium from landfill leachate using an anaerobic – aerobic moving – bed biofilm reactor system. *Waste Management*, vol. 28, pp. 339-346.
29. Cheung, K.C., Chu, L.M., Wong, M.H., 1997. Ammonia stripping as a pre-treatment for landfill leachate. *Water Air and Soil Pollution*, vol. 94, pp. 209–221.
30. Christensen T.H., Kjeldsen P., Bjerg P.L., Jensen D.L., Christensen J.B., Baun A., Albrechtsen H.J., Heron G., 2001. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry*, vol.16, pp. 659-718.
31. Cho S.P. Hong S.Ch., Hong S.I., 2002. Photocatalytic degradation of the landfill leachate containing refractory matters and nitrogen compounds. *Applied catalysis B: Environmental*, vol. 39, pp. 125-133.
32. Chu L.M, Cheung K.C., Wong M.H., 1994. Variations in the chemical properties of landfill leachate. *Environ. Manag.*, vol.18, pp. 105-117.
33. Clément B., Janssen R.C., Le Dû-Delepierre, 1997. Estimation of the hazard of landfills through toxicity testing of leachates. *Chemosphere*, vol.35, pp.2783-2796.
34. Cotman M., Gotvajn A.Ž., 2010. Comparison of different physico-chemical methods for the removal of toxicants from landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 178, pl. 298-305.
35. Crites R, Tchobanoglous G., 1998. *Small and Decentralized Wastewater Management Systems*. McGraw-Hill, Boston.
36. Çeçen F., Aktas Ö., 2001. Effect of PAC addition in combined treatment of landfill leachate and domestic wastewater in semi-continuously fed batch and continuous-flow reactors. *Water Science and Applied Technology*, vol. 27(2), pp. 177-188.
37. Černila Zajc N., Glancer M., Grömping M., Šoljan V., 2004. Laboratory Scale and Pilot Study of the Treatment of Municipal Landfill Leachate. *Chemical and Biochemical Engineering Quarterly*, vol. 18 (1), pp. 77-84.
38. Debik E., Manav N., 2010. Sequence optimization in a sequencing batch reactor for biological nutrient removal from domestic wastewater. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, vol. 33, pp. 533-540.
39. Del Borghi A., Binaghi L., Converti A., Del Borghi M., 2003. Combined Treatment of Leachate from Sanitary Landfill and Municipal Wastewater by Activated Sludge. *Chemical and Biological Engineering Quarterly*, vol. 17(4), pp. 277-283.
40. Deng Y., Englehardt J.D., 2007. Electrochemical oxidation for landfill leachate treatment. *Waste Management*, vol. 27, pp. 380-388.
41. Diamadopoulos E., Samaras P., Dobou X., Sakellaropoulos G.P., 1997. Combined treatment of landfill leachate and domestic sewage in a sequencing batch reactor. *Water Science and Technology*, vol. 36 (2-3), pp. 61-68.
42. Drewnowski K., Małkinia J., 2011. The role of colloidal and particulate organic compounds in denitrification and EBPR occurring in a full-scale activated sludge system. *Water Science and Technology*, vol. 62(2), pp. 318-324.
43. Dries J., Smul A.D., Goethals L., Grootaerd H., Verstraete W., 1998. High rate biological treatment of sulfate-rich wastewater in an acetate-fed EGSB reactor. *Biodegradation*, vol. 9, pp. 103-111.

44. Drzewicki A., Klimiuk E., Kulikowska D., 2007. The influence of hydraulic retention time and sludge age on activated sludge biocenosis formation in SBRs treating landfill leachates. *Polish Journal of Natural Sciences*, vol. 22(3), pp. 425-446.
45. Dymaczewski Z., 2008. Charakterystyka frakcji organicznych ścieków miejskich pod kątem modelu osadu czynnego ASM2d. *Przemysł chemiczny*, vol. 87(5), pp. 440-442.
46. Dymaczewski Z., Oleszkiewicz J.A., Sozański M.M. - redaktorzy, 1997. *Poradnik Eksploatatora Oczyszczalni Ścieków*. PZLiTS oddział w Poznaniu, 1997.
47. Ehrig H. J., 1991. Sickerwasser aus Hausmülldeponien –Menge Und Zusammensetzung (Kennz. 4587) Hösel/Schenkel/Schnurer: Müll-Handbuch. Berlin: Erich – Schmidt –Verlag.
48. Eldyasti A., Andalib M., Hafez H., Nakhla G., Zhu J., 2011. Comparative Modeling of Biological Nutrient Removal from Landfill Leachate using a Circulating Fluidized Bed Bioreactor (CFBBR). *Journal of Hazardous Materials*, vol. 187, pp. 140-149.
49. Farquhar G.J., 1989. Leachate: production and characterization. *Canadian Journal of Civil Engineering*, vol. 16, pp. 317-325.
50. Fudala-Książek S., Łuczkiwicz A., Kulbat E., Jankowska K., Czerwionka K., Quant B., Olańczuk-Neyman K., 2010. Combined treatment of landfill leachates with wastewater in a sequencing batch reactor (SBR). The Second International Conference "Hazardous and Industrial Waste Management", Chania (Crete - Greece) in October 5th - 8th, 2010.
51. Fuhs G.W., Chen M., 1975. Microbiological basis of phosphate removal in the activated sludge process for the treatment wastewater. *Microbial Ecology*, vol. 2, pp. 119-138.
52. Geneja M., 2006. Podstawowe wskaźniki zanieczyszczeń ścieków substancjami pochodzenia organicznego. Pomoce dydaktyczne do ćwiczeń z laboratorium technologii ścieków. Gdańsk 2006.
53. Gernaey K.V., Jorgensen S.B., 2004. Benchmarking combined biological phosphorous and nitrogen removal wastewater treatment plant processes. *Control Engineering Practice*, vol. 12(3), pp. 357-373.
54. Gersberg R.M., Allen D.W., 1985. Phosphorus uptake by *Klebsiella pneumoniae* and *Acinetobacter calcoaceticus*. *Water Science and Technology*, vol. 17, pp. 113-118.
55. Guisasola A., Qurie M., del Mar Vargas M., Casas C., Baeza J.A., 2009. Failure of an enriched nitrite-DPAO population to use nitrate as an electrons acceptor. *Process Biochemistry*, vol. 44, pp. 689-695.
56. Guo J.S., Abbas A.A, Chen Y.P., Liu Z.P., Chen P., 2010. Treatment of landfill leachate using a combined stripping, Fenton, SBR, and coagulation process. *Journal of Hazardous Materials*, vol.178, pp. 699-705.
57. GUS – Główny Urząd Statystyczny, 2010. *Ochrona Środowiska, 2010*. Warszawa 2010, dostępne: www.stat.gov.pl – ostatnie wejście: 23-03-2011 r.
58. Hagopian D.S., Riley J., 1998. A closer look at the bacteriology of nitrification. *Aquacultural Engineering*, vol. 18, pp. 223-22-244.
59. Hamoda M.F., Al-Attar M.S., 1995. Effects of high sodium chloride concentrations on activated sludge treatment. *Water Science and Technology*, vol. 31(9), pp.61-72.
60. He Y., Zhou G., Zhao Y., 2007. Nitrification with High Nitrite Accumulation for the Treatment of “Old” Landfill Leachates. *Environmental Engineering Science*, vol. 24(8), pp. 1084-1094.
61. Heidrich Z., Stańko G., 2007. *Leksykon Przydomowych Oczyszczalni Ścieków*. Wydawnictwo Seidel-Przywecki Sp. z o. o., Warszawa 2007.
62. Henry J.G., Prasad D., Young H., 1987. Removal of organics from leachates by anaerobic filters. *Water Research*, vol. 21(11), pp. 1395-1399.
63. Henze M., 1992. Characterization of wastewater for modelling of activated sludge process. *Water Science and Technology*, vol. 25(6), pp. 1-5.
64. Henze M., Gujer W., Mino T., Loosdrecht M., 2000. Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d, ASM3. Scientific and Technical Report, no 9, IWA Publishing 2000.
65. Henze M., Harremoës P., la Cour Jansen J.C. Arvin E., 2002. *Oczyszczanie ścieków. procesy biologiczne i chemiczne*. Wydawnictwo Politechniki Świętokrzyskiej, 2002.

66. Henze M., Loosdrecht M., Ekma G., Brdjanovic D. - edytorzy, 2008. *Biological Wastewater Treatment. Principles, Modelling and Design*, IWA Publishing, London 2008.
67. Hermanowicz W., Dożańska W., Dojlido J., Koziarowski B., 1999. *Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków. Praca zbiorowa. Wydawnictwo: Arkady, Warszawa 1999.*
68. Hombach S.T., Oleszkiewicz J.A., Lagasse P., Amy L.B., Zaleski A.A., Smyrski K., 2003. Impact of landfill leachate on aerobic digestion of sewage sludge. *Environmental Technology*, vol. 24, pp. 553-560.
69. Hou H., Wang S., Peng Y., Yuan Z., Yin F., Gan W., 2009. Anoxic phosphorus removal in a pilot scale anaerobic-anoxic oxidation ditch process. *Frontiers of Environmental Science and Engineering in China*, vol. 3(1), pp. 106-111.
70. Hu Z., Chandran K., Grasso D., Smets BF., 2002. Effect of nickel and cadmium speciation on nitrification inhibition. *Environmental Science Technology*, vol. 36(14), pp. 3074-3078.
71. Ince M., Senturk E., Onkal Engin G., Keskinler B., 2010. Further treatment of landfill leachate by nanofiltration and microfiltration – PAC hybrid process. *Desalination*, vol. 255, pp. 52-60.
72. Jong T., Parry D.L., 2006. Microbial sulfate reduction under sequentially acid conditions in an upflow anaerobic packed bed bioreactor. *Water Research*, vol. 40, pp. 2561-2571.
73. Kaczorek K., Ledakowicz S., 2006. Kinetics of nitrogen removal from sanitary landfill leachate. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, vol. 29, pp. 291-304.
74. Kadlec R.H., Zmarthie L.A., 2010. Wetland treatment of leachate from a closed landfill. *Ecological Engineering*, vol. 26, pp. 946-957.
75. Kajak Z., 2001. *Hydrobiologia-limnologia. Ekosystemy wód śródlądowych. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 2001.*
76. Kalka J., Ośliśłok A., Surmacz-Górska J., Krajewska K., Marciocha D., Raszka A., 2010. A laboratory study on toxicity removal from landfill leachate in combined treatment with municipal wastewater. *Environmental Engineering III*, edited by L. Pawłowski, M.R. Dudzińska, A. Pawłowski. Taylor and Francis, London, UK, 2010 r.
77. Kappeler J., Gujer W., 1992. Estimation of kinetic parameters of heterotrophic biomass under aerobic and characterization of wastewater for activated sludge model. *Water Science and Technology*, vol. 25(6), pp. 125-139.
78. Kargi F., Pamukoglu M., 2004. Repeated fed-batch biological treatment of pretreated landfill leachate by powdered activated carbon addition. *Enzyme and Microbial Technology*, vol. 34, pp. 422-428.
79. Kato J., Yamada K., Muramatsu A., Hardoyo, Ohtake H., 1993. Genetic improvement of *Escherichia coli* for enhanced biological removal phosphate from wastewater. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 59, pp. 3744-3749.
80. Kayser R., 2000. *Komentarz ATV-DVWK do A131P i do A210P. Wymiarowanie jednostopniowych oczyszczalni ścieków z osadem czynnym oraz sekwencyjnych reaktorów porcjowych SBR. Wydawnictwo Seidel Przywecki.*
81. Kennedy K.J., Lentz E.M., 2000. Treatment of landfill leachate using sequencing batch and continuous flow upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. *Water Research*, vol. 34, pp. 3640-3656.
82. Kim H., Hao O.J., McAvoy T.J., 2001. SBR system for phosphorus removal: ASM2 and simplified linear model. *Journal of Environmental Engineering – ASCE*, vol. 127, pp. 98-104.
83. Kim S.M., Geissen S.U., Vogelpohl A., 1997. Landfill leachate treatment by a photoassisted Fenton reaction. *Water Science and Technology*, vol. 35(4), pp. 239–248.
84. Kim D.-J., Lee D.-I., Keller J., 2006. Effect of temperature and free ammonia on nitrification and nitrite accumulation in landfill leachate and analysis of its nitrifying bacterial community by FISH. *Bioresource Technology*, vol. 97, pp. 459-468.
85. Kjeldsen P., Barlaz M.A., Rooker A. P., Baun A., Ledin A., Christensen T.H., 2002. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, vol. 32(4), pp. 297-336.
86. Kjeldsen P., Christophersen M., 2001. Composition of leachate from old landfills in Denmark. *Waste Management Research*, vol. 19 (3), pp. 249-256.
87. Klaczyński E., 2007. Wpływ czynników charakteryzujących ścieki na chemiczne i biologiczne uwalnianie fosforu. *Przegląd Komunalny*, nr 5, s. 66-77.

88. Klimiuk E., 1998. Kinetyka przemian związków azotu i fosforu w osadzie czynnym w warunkach beztlenowo – tlenowych. Wydawnictwo ART, Olsztyn 1998.
89. Klimiuk E., Kulikowska D., 2004. Effectiveness of Organics and Nitrogen Removal from Municipal Landfill Leachate in Single- and Two-Stage SBR Systems. *Polish Journal of Environmental Studies*, vol. 13(5), pp. 525-532.
90. Klimiuk E., Kulikowska D., 2006. Organics removal from landfill leachate and activated sludge production in SBR reactors. *Waste Management*, vol. 26, pp. 1140-1147.
91. Klimiuk E., Kulikowska D., 2008. Biological removal of organic and nitrogen from landfill leachates – A review. *Management of Pollutant Emission from Landfills and Sludge*. Editors: Pawłowska & Pawłowski. Taylor and Francis Group, London.
92. Klimiuk E., Łebkowska M., 2008. *Biotechnologia w ochronie środowiska*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2008.
93. Koc-Jurczyk J., 2010. Przemiany w składowisku odpadów komunalnych a skład odcieków. *Zeszyty Naukowe – Południowo-Wschodni Oddział Polskiego Towarzystwa Inżynierii Ekologicznej z siedzibą w Rzeszowie, Polskie Towarzystwo Gleboznawcze, Oddział w Rzeszowie*. Zeszyt 12.
94. Koc-Jurczyk J., Jurczyk Ł., 2008. Wpływ metanolu na efektywność denitryfikacji w odciekach ze składowisk odpadów komunalnych. *Zeszyty Naukowe – Południowo-Wschodni Oddział Polskiego Towarzystwa Inżynierii Ekologicznej z siedzibą w Rzeszowie, Polskie Towarzystwo Gleboznawcze, Oddział w Rzeszowie*. Zeszyt 10.
95. Kozerski B. i Przewłocka M., 2006. Ocena wpływu Zakładu Utylizacyjnego w Szadółkach na wody podziemne. Gdańsk, czerwiec 2006 – dostępne w Katedrze Geotechniki, Geologii i Budownictwa Morskiego, Wydziału Inżynierii Łądowej i Środowiska, Politechniki Gdańskiej.
96. Kozerski B. i Przewłocka M., 2008. Weryfikacja sieci monitoringu wód podziemnych składowiska odpadów Zakładu Utylizacyjnego Sp. z o.o. w Gdańsku Szadółkach. Gdańsk, kwiecień 2008 – dostępne w Katedrze Geotechniki, Geologii i Budownictwa Morskiego, Wydziału Inżynierii Łądowej i Środowiska, Politechniki Gdańskiej.
97. Kruempelbeck I., Ehrig H.-J., 1999. Long-term behavior of municipal solid waste landfills in Germany. Seventh International Waste Management and Landfill Symposium, 4-8 October 1999, S. Margherita di Pula, Cagliari, Proceedings vol. 1, Christensen T.H., Cossu R., Stegmann R., CISA – Environmental Sanitary Engineering Center, Cagliari, Italy.
98. Kuba T., Smolders G.J.F., van Loosdrecht M.C.M., Heijnen J.J., 1993. Biological phosphorus removal from waste water by anaerobic-anoxic sequencing batch reactor. *Water Science and Technology*, vol. 27, pp. 241-252.
99. Kuba T., van Loosdrecht M.C.M., Heijnen J.J., 1996. Phosphorus and nitrogen removal with minimal COD requirement by integration of denitrifying dephosphatation and nitrogen in a two-sludge system. *Water Research*, vol. 30(7), pp. 1702-1710.
100. Kuba T., van Loosdrecht M.C.M., Heijnen J.J., 1997. Biological dephosphatation by activated sludge under denitrifying conditions: pH influence and occurrence of denitrifying dephosphatation in a full-scale waste water treatment plant. *Water Science and Technology*, vol. 36(12), pp. 75-82.
101. Kulikowska D., Klimiuk E., 2005. The influence of operational conditions in sequencing batch reactors on removal of nitrogen sequencing batch reactors on removal of nitrogen and organic from municipal landfill leachate. *Waste Management and Research*, vol. 23, pp. 429-438.
102. Kulikowska D., Klimiuk E., 2008. The effect of landfill age on municipal leachate composition. *Bioresource Technology*, vol. 99, pp. 5981-5985.
103. Kulikowska D., 2009. Charakterystyka oraz metody usuwania zanieczyszczeń organicznych odcieków pochodzących z ustabilizowanych składowisk odpadów komunalnych. *Ecological Chemistry and Engineering*, vol. 16(3), pp. 390-402.
104. Kurniawan T.A., Lo W. H., Chan G.Y.S., 2006a. Radicals-catalyzed oxidation reactions for degradation of recalcitrant compounds from landfill leachate. *Chemical Engineering Journal*, vol. 125, pl. 35-57.
105. Kurniawan T.A., Lo W. H., Chan G.Y.S., 2006b. Physico-chemical treatment for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, vol. B129, pp. 80-100.
106. Lai E., Senkpiel S., Solley D., Keller J., 2004. Nitrogen removal of high strength wastewater via nitrification/denitrification using a sequencing batch reactor. *Water Science and Technology*, vol. 50, pp. 27-23.

107. Lavrova S., Koumanova B., 2010. Influence of recirculation in a lab-scale vertical flow constructed wetland on the treatment efficiency of landfill leachate. *Bioresource Technology*, vol. 101, pp. 1756-1761.
108. Lee A.H., Nikraz H., Hung Y.T., 2010. Influence of waste age on landfill leachate quality. *International Journal of Environmental Science Development*, vol. 1, no. 4, pp. 347-350.
109. Lema J.M., Mendez R., Blazquez R., 1988. Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: a review. *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 40, pp. 223-250.
110. Levantesi C., Serafim L.S., Crocetti G.R., Lemos P.C., Rossetti S., Blackall L.L., Reis M.A.M., Tandoi V., 2002. Analysis of the microbial community structure and function of a laboratory scale enhanced biological phosphorus removal reactor. *Environmental Microbiology*, vol. 4(10), pp. 559-569.
111. Li H.-s., Zhou S.-q., Sun Y.-b., Feng P., Li J.-d., 2009. Advanced treatment of landfill leachate by a new combination process in a full-scale plant. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 172, pp. 408-415.
112. Linde K., Jönsson A.-s., Wimmerstedt R., 1995. Treatment of three types of landfill leachate with reverse osmosis. *Desalination*, vol. 101, pp. 21-30.
113. Liyan S., Youcai Z., Weimin S., Ziyang L., 2009. Hydrophobic organic chemicals (HOCs) removal from biologically treated landfill leachate by powder-activated carbon (PAC), granular-activated carbon (PAC) and biomimetic fat cell (BFC). *Journal of Hazardous Materials*, vol. 163, pp. 1084-1089.
114. Lo I.M.-C., 1996. Characteristics and treatment of leachates from domestic landfill. *Environmental International*, vol. 22(4), pp. 433-442.
115. Lopez A., Pagano M., Volpe A., Di Pinto A.C., 2004. Fenton's pre-treatment of mature landfill leachate. *Chemosphere*, vol. 54, pp. 1005-1010.
116. Lu X., Bian X., Shi L., 2002. Preparation and characterization of NF composite membrane. *Journal of Membrane Science*, vol. 210, pp. 3-11.
117. Łomotowski J., Szpindor A., 1999. *Nowoczesne metody oczyszczania ścieków*. Wydawnictwo: Arkady. Warszawa 1999.
118. Łuczkiwicz A., Jankowska K., Bray R., Kulbat E., Quant B., Sokołowska A., Olańczuk-Neyman K., 2011. Antimicrobial resistance of fecal indicators in disinfected wastewater. *Water Science and Technology* – in edit, Manuscript Number: WST – WSTWS – 101349.
119. Machnicka A., Grübel K., 2006. Badania możliwości wykorzystania bakterii naturalnego cyklu siarki do usuwania kadmu ze ścieków. *Ochrona Środowiska*, nr 2, s. 27-31.
120. Magdziarek M., Sobczyński T., 2002. Gospodarka odciekami na składowiskach odpadów komunalnych oraz wpływ recyrkulacji odcieków na ich skład chemiczny. *Gospodarka odpadami komunalnymi – nowe uwarunkowania prawne*. Materiały VIII Konferencji Naukowo-Technicznej. Koszalin-Kołobrzeg, 2002.
121. Malej J., 1999. *Oczyszczanie ścieków z zastosowaniem cyrkulacyjnych komór osadu czynnego*. Wybrane zagadnienia technologiczne i zasady wymiarowania. Wydawnictwo PZiITS Oddział Wielkopolski, Poznań 1999.
122. Malej J., Boguski A., 2001. *Podstawy projektowania komór osadu czynnego oraz osadników wtórnych*. Wydawnictwo Uczelniane Politechniki Koszalińskiej, Koszalin 2001.
123. Mamais D., Jenkins D., Piuu P., 1993. A rapid physical-chemical method for the determination of readily biodegradable soluble COD in municipal wastewater. *Water Research*, vol. 27(1), pp. 195-197.
124. Marttinen S.K., Kettunen R.H., Sormunen K.M., Soimasuo R.M., Rintala J.A., 2002. Screening of physical-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates. *Chemosphere*, vol. 46, pp. 851-858.
125. Małkinia J., 2006. Performance prediction of full-scale biological nutrient removal systems using complex activated sludge models. *Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität, Hannover 2006*.
126. Małkinia J., Rosenwinkel K.H., Swinarski M., Dobiegała E., 2006. Experimental and model-based evaluation of the role of denitrifying PAO at two large scale WWTPs in northern Poland. *Water Science and Technology*, vol. 58(8), pp. 73-81.
127. Małkinia J., 2010. *Mathematical Modeling and Computer Simulation of Activated Sludge Systems*. IWA Publishing. London 2010.

128. Małkonia J., Czerwionka K., Oleszkiewicz J., Kulbat E., Fudala-Książek S., 2011. A Distillery By-Product as an External Carbon Source for Enhancing Denitrification in Mainstream and Sidestream Treatment Processes. *Water Science and Technology* – in edit, Manuscript Number: WST-WSTWS – EM11123R1.
129. Małkonia J., Drewnowski J., Swinarski M., Czerwionka K., Kraszewska M., Majtacz J., 2010. Wewnętrzne i zewnętrzne źródła węgla organicznego dla wspomaganie efektywności procesu denitryfikacji. *Inżynieria Morska i Geotechnika*, nr 2, pp. 125-135.
130. Megnack M.T.J., Faup G.M., 1988. Enhanced biological phosphorus removal from waste water. In: *Biotreatment systems*. Ed.: Wise D.L., vol. 3. CRC Press, Inc. Boca Raton, Florida, p. 111-203.
131. Meinhold J., Arnold E., Isaacs S., 1999. Effect of nitrite on anoxic phosphate uptake in biological phosphorus removal activated sludge. *Water Research*, vol. 33, no. 8, pp. 1871-1883.
132. Melcer H., Dold P.L., Jones R.M., Bye C.M., Takacs I., Stensel H.D., Wilson A.W., Sun P., Bury S., 2003. Methods for wastewater characterisation in activated sludge modelling. *Water Environment Research Foundation (WERF)*, Alexandria, VA, USA.
133. Merzouki M., Delgenes J.-P., Bernet N., Moletta R., Benlemlih M., 1999. Polyphosphate-accumulating and denitrifying bacteria isolated from anaerobic – aerobic sequencing batch reactors. *Current Microbiology*, vol. 38, pp. 9-17.
134. Miksch K., 1995a. *Biotechnologia środowiska. Część I. Biblioteczka Fundacji Ekologicznej „Silesia”*, tom IX, Katowice 1995.
135. Miksch K., 1995b. *Biotechnologia środowiska. Część II. Biblioteczka Fundacji Ekologicznej „Silesia”*, tom X, Katowice 1995.
136. Miksch K., 2009. *Zastosowanie biotechnologii w oczyszczaniu wody, ścieków, gruntów i gazów oraz utylizacji odpadów*. Polska Akademia Nauk. Komitet Inżynierii Środowiska, Monografie nr 60. Tom 3. Polska inżynieria środowiska pięć lat po wstąpieniu do Unii Europejskiej. Pod redakcją M.R. Dudzińskiej, L. Pawłowskiego, Lublin 2009.
137. Miksch K., Sikora J., 2010. *Biotechnologia ścieków*. Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa 2010.
138. Mizuno O., Li Y.Y., Noike T., 1994. Effect of sulfate concentration and sludge retention time on the interaction between methane production and sulfate reduction for butyrate. *Water Science and Technology*, vol. 30, pp. 45-54.
139. Morling S., 2010. Nitrogen removal and heavy metals in leachate treatment using SBR technology. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 174, pp. 679-686.
140. Myszograj S., 2008. badanie podatności na rozkład biologiczny ścieków bytowo-gospodarczych w warunkach testów laboratoryjnych. *Przemysł Chemiczny*, nr 87/5, s. 527-530.
141. Myszograj S., Sadecka Z., 2004. Frakcje ChZT w procesach mechaniczno-biologicznego oczyszczania ścieków na przykładzie oczyszczalni ścieków w Sulechowie. *Rocznik Ochrony Środowiska, Wydawnictwo Środkowo-Pomorskiego Towarzystwa Naukowego Ochrony Środowiska, Tom 6*, s. 233-244.
142. Neczaj*E., Kacprzak M., Kamizela T., Lach J., Okoniewska E., 2008. Sequencing batch reactor system for the co-treatment of landfill leachate and dairy wastewater. *Desalination*, vol. 222, pp. 404-407.
143. Neczaj E., Kacprzak M., Lach J., Okoniewska E., 2007. Effect of sonication on combined treatment of landfill leachate and domestic sewage in SBR reactor. *Desalination*, vol. 204, pp. 227-233.
144. Neczaj E., Okoniewska E., Kacprzak M., 2005. Treatment of landfill leachate by sequencing batch reactor. *Desalination*, vol. 185, pp. 357-362.
145. Nivala J., Hoos M.B., Cross C., Wallance S., Parkin G., 2007. Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface – flow constructed wetland. *Science of the Total Environment*, vol. 2007, pp. 19-27.
146. Obarska-Pempkowiak H., Gajewska M., Wojciechowska E., 2009a. Zastosowanie złóż hydrofitowych do oczyszczania ścieków o wysokim ładunku zanieczyszczeń. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, lipiec-sierpień, 2009.
147. Obarska-Pempkowiak H., Gajewska M., Wojciechowska E., 2009b. Koncepcja oczyszczania odcieków o wysokich stężeniach zanieczyszczeń metodą hydrofitową. *Akademia Nauk. Komitet Inżynierii Środowiska, Monografie nr 61. Tom 4. Nowe metody redukcji emisji zanieczyszczeń i wykorzystania produktów ubocznych oczyszczalni ścieków*. Pod redakcją H. Obarskiej – Pempkowiak, L. Pawłowskiego, Lublin 2009.

148. Obarska-Pempkowiak H., Gajewska M., Wojciechowska E., 2010. Hydrofitowe oczyszczanie wód i ścieków. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2010.
149. Olańczuk-Neyman K., Quant B., Sobieralska A., 2000. Zagrożenia środowiska gruntowo-wodnego i powietrza odciekami ze składowisk odpadów. X Międzynarodowa Konferencja „Budowa i eksploatacja bezpiecznych składowisk odpadów. Szczyrk, 29 lutego – 2 marca 2000 r., pp. 93-101.
150. Olivero-Verbel J., Padilla-Bottet C., Dela Rosa O., 2008. Relationship between physicochemical parameters and the toxicity of leachate from a municipal solid waste landfill. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 70, pp. 294-299.
151. Ozturk I., Altinbas M., Koyuncu I., Arikan O., Gomec-Yangin C., 2003. Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates. *Waste Management*, vol. 23, pp. 441-446.
152. Ødegaard H., Rusten B., Westrum T., 1994. A new moving bed biofilm reactor - Applications and result. *Water Science and Technology*, vol. 29(11-12), pp. 157-165.
153. Pasztor I., Thury P., Pulai J., 2009. Chemical oxygen demand fractions of municipal wastewater for modeling of wastewater treatment. *International Journal of Environmental Science and Technology*, vol. 6(1), pp. 51-56.
154. Pelivanoski P., Donevska K., Spfronievaska D., 2009. Wastewater and Landfill Leachate Treatment Plant for the Municipality of Centar Župa. *International Symposium on Water Management and Hydraulic Engineering*, Ohrid/Macedonia, 1-5 September 2009.
155. Peng Y-z., Wang X-l., Li B-k., 2006. Anoxic biological phosphorus uptake and the effect of excessive aeration on biological phosphorus removal in the A2O process. *Desalination*, vol. 189, pp. 155-164.
156. Peng Y., Zhang S.-j., Zeng W., Zheng S-w., Mino T., Satoh H., 2008. Organic removal by denitrification and methanogenesis and nitrogen removal by nitrification from landfill leachate. *Water Research*, vol. 42, pp. 883-892.
157. Percheron G., Bernet N., Moletta R., 1997. Startup of anaerobic digestion of sulfate wastewater. *Bioresource Technology*, vol. 61, pp. 21-27.
158. Peyton R. L., Schroeder P.R., 1988. Field verification of HELP model for landfills. *ASCE Journal Environmental Engineering*, vol. 114 (no.2), pp. 247-269.
159. Pi K.W., Li Z., Wan D.J., Gao L.X., 2009. Pretreatment of municipal landfill leachate by a combined process. *Process Safety and Environmental Protection*, vol. 87, pp. 191-196.
160. Pirbazari M., Ravindran V., Badriyha B.N., Kim S., 1996. Hybrid membrane filtration process for leachate treatment. *Water Research*, vol. 30, pp. 2691-2706.
161. Pluciennik-Koropczuk E., 2009. Frakcje ChZT miarą skuteczności oczyszczania ścieków. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, nr 7-8, str. 11-13.
162. Primo O., Rivero M.J., Ortiz I., 2008. Photo-Fenton process as an efficient alternative to the treatment of landfill leachates. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 153, pp. 834-842.
163. Przywara L., 2006. Warunki i możliwości usuwania fosforanów i fosforu ogólnego ze ścieków przemysłowych. Rozprawa doktorska. Politechnika Krakowska im. Tadeusza Kościuszki, Wydział Inżynierii Środowiska. – dostępne: http://bc.biblos.pk.edu.pl/bc/resources/PD/PrzywaraL/Warunki/pdf/PrzywaraL_Warunki.pdf - ostatnie wejście: 15-02-2011.
164. Quant B., Olańczuk-Neyman K., Fudala-Książek S., Łuczkiwicz A., Kulbat E., Czerwionka K., 2009a. Wpływ dodatku odcieków ze składowisk odpadów komunalnych na efektywność pracy komunalnej oczyszczalni ścieków – badania modelowe. *Polska Akademia Nauk. Komitet Inżynierii Środowiska, Monografie nr 58. Tom 1. Polska inżynieria środowiska pięć lat po wstąpieniu do Unii Europejskiej. Pod redakcją J. Ozonka, M. Pawłowskiej*, Lublin 2009.
165. Quant B., Fudala-Książek S., Łuczkiwicz A., Kulbat E., Jankowska K., Czerwionka K., Olańczuk-Neyman K., 2009b. Influence of landfill leachate on municipal wastewater treatment - model plant (WWTP-MP). *IWA 2nd Specialized Conference Nutrient Management In Wastewater treatment Processes Kraków, Poland 6-9th of September 2009*.
166. Quant B., Fudala-Książek S., Łuczkiwicz A., Kulbat E., Olańczuk-Neyman K., Jankowska K., Czerwionka K., 2009c. Landfill leachate treatment at the municipal wastewater treatment plants. *Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium, 5-9 October 2009, S. Margherita di Pula (Cagliari), Sardinia, Italy*.

167. Quant B., Surmacz-Górska J., Olańczuk-Neyman K., Kalka J., Jankowska K., Łuczkiwicz A., Czerwionka K., Fudala-Książek S., Kulbat E., 2010. Zmienność zagrożeń ekotoksykologicznych i mikrobiologicznych towarzysząca biologicznemu oczyszczaniu odcieków ze składowisk odpadów komunalnych. Sprawozdanie merytoryczne z projektu własnego o nr rejestracyjnym N 523 077 32/2900. Gdańsk/Gliwice, maj 2010 r.
168. Qureshi T.I., Kim H.T., Kim Y.J., 2002. UV-catalytic treatment of municipal solid-waste landfill leachate with hydrogen peroxide and ozone oxidation. *J. Chem. Eng.*, vol.10, pp. 444-449.
169. Renou S., Givaudan J.G., Poulain S., Dirassouyan F., Moulin P., 2008. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous materials*, vol.150, pp. 468-4931.
170. Renou S., Poulain S., Givaudan J.G., Moulin P., 2009. Amelioration of ultrafiltration process by lime treatment: Case of landfill leachate. *Desalination*, vol. 249, pp. 72-82.
171. Rieger L., Koch G., Khüni M., Gujer W., Siegrist H., 2001. The EAWAG BIO-P module for activated sludge model No. 3, *Water Research*, vol. 35 (16), pp. 3887-3903.
172. Robinson H., Carville M., 1991. Landfill leachate in Hong Kong: Characterization and treatment with special reference to ammonia removal. In: *Proc. conference of pollution in the metropolitan and urban environment (Polmet'91)*. Hong Kong: Hong Kong Institution of Engineers, pp. 141-168.
173. Robinson H.D., Knox K., Bone B.D., Picken A., 2005. Leachate quality landfilled MBT waste. *Waste Management*, vol. 25, pp. 383-391.
174. Rocha E.M.R., Vilar V.J.P., Fonseca A., Saraiva I., Boaventura R.A.R., 2011. Landfill leachate treatment by solar-driven AOPs. *Solar Energy*, vol. 85, pp. 46-56.
175. Rodríguez J., Castrillón L., Marañón E., Sastre H., Fernández E., 2004. Removal of non-biodegradable organic matter from landfill leachates by adsorption. *Water Research*, vol.38, pp. 3297-3303.
176. Rosik-Dulewska Cz., 2005. *Podstawy gospodarki odpadami*. Wydawnictwo Naukowe PWN. Wydanie trzecie uaktualnione. Warszawa 2005.
177. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 r. z późniejszymi zmianami w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego. (Dz. U. nr 137, poz. 984).
178. Sadecka Z., 2006. Frakcje azotu w ciągu technologicznym oczyszczalni ścieków. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, nr 7-8, str. 6-9.
179. Sadecka Z., 2010. *Podstawy biologicznego oczyszczania ścieków*. Wydanie pierwsze. Wydawnictwo Seidel-Przywecki Sp. z o. o.
180. Salem Z., Hamouri K., Djemaa R., Allia K., 2008. Evaluation of landfill leachate pollution and treatment. *Desalination*, vol. 220, pp. 108-114.
181. Shayegan J., Ghavipankeh F., Mirijafari P., 2005. The effect of influent COD and upward flow velocity on the behaviour of sulphate – reducing bacteria. *Process Biochemistry*, vol. 40, pp. 2305-2310.
182. Shiakowski D.M., Mavinic D.S., 1989. Biological treatment of a high ammonia leachate: influence of external carbon during initial startup. *Water Research*, vol. 32, pp. 2533-2541.
183. Siegrist H., 2005. *Materiały seminaryjne: Seminarium Modelowania Procesu Osadu Czynnego*. Kraków, 2005.
184. Silva A.C., Dezotti M., Sant'Anna Jr., 2004. Treatment and detoxification of sanitary landfill leachate. *Chemosphere* vol. 55, pp. 207-214.
185. Slack R.J., Gronow J.R., Voulvoulis N., 2005. Household hazardous waste in municipal landfills: contaminants in leachate. *Science of the Total Environment*, vol. 337, pp. 119-137.
186. SNG, 2010. *Oczyszczalni ścieków "Gdańsk – Wschód"*. Technologia oczyszczania ścieków. Opracowanie Saur Neptun Gdańsk. – dostępne: Saur Neptun Gdańsk S.
187. Sochacki A., Płonka L., Miksch K., 2009. Kilka refleksji o wykorzystaniu modeli matematycznych w symulacji procesów oczyszczania ścieków metodą osadu czynnego. *Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk*, vol. 59. Polska Inżynieria Środowiska pięć lat po wstąpieniu do Unii Europejskiej, pod redakcją J. Ozonka, A. Pawłowskiego, Tom 2, pp. 195-204.
188. Sorm R., Bortone G., Wanner J., Tilche A., 1998. Behaviour of activated sludge from a system with anoxic phosphate uptake. *Water Science and Technology*, vol. 37(4-5), pp. 563-566.

189. Sosnowska B., 2003. Kinetyka i efektywność biologicznego oczyszczania ścieków w beztlenowo - anoksyicznym reaktorze SBR, z wydzieloną nityfikacją na złożu biologicznym. Rozprawa doktorska. Politechnika Wroclawska, Wydział Inżynierii Środowiska. Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska. Wrocław, 2003.
190. Spangi A., Marsili-Libelli S., 2009. Nitrogen removal via nitrite in a sequencing batch reactor treating sanitary landfill leachate. *Bioresource Technology*, vol. 100, pp 609-614.
191. Spangi A., Marsili-Libelli S., Lavagnolo M.C., 2008. Optimisation of sanitary landfill leachate treatment in a sequencing batch reactor. *Water Science and Technology*, vol. 58(2), pp. 337-343.
192. Suchecka T., Lisowski W., Czykwin R., Piątkiewicz W., 2006. Landfill leachate: water recovery in Poland. *Future, Filtration + Separation*, June 2006.
193. Surmacz-Górska J., 2001. Degradacja związków organicznych zawartych w odciekach z wysypisk. Monografie nr 5. Polska Akademia Nauk. Komitet Inżynierii Środowiska. Lublin 2001.
194. Surmacz-Górska J., 2010. Nityfikacja w procesach oczyszczania wybranych wód odpadowych i ścieków. Polska Akademia Nauk. Komitet Inżynierii Środowiska, Monografie nr 78, Lublin 2010.
195. Surmacz-Górska J., Miksch K., Kierońska T., Kita M., 1997. Chemiczne i biologiczne utlenianie zanieczyszczeń występujących w odciekach wysypiskowych. Materiały Konferencyjne V Ogólnopolskiego Sympozjum Naukowow-Technologicznego „Biotechnologia Środowiska”. Ustroń-Jaszowiec, Cz. I. s. 239-247.
196. Szewczyk K.W., 2005. Biologiczne metody usuwania związków azotu ze ścieków. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej. Warszawa 2005.
197. Szpadt R., 1988. Wysypiska odpadów komunalnych, charakterystyka odcieków. *Biuletyn Informacyjny COIB*, vol. 4, pp.72-76.
198. Szpadt R., 2006. Usuwanie i oczyszczanie odcieków ze składowisk odpadów komunalnych. *Przegląd komunalny*, vol. 12(183), pp. 60-66.
199. Szyc J. 2003. Ocieki ze składowisk odpadów komunalnych. Monografie. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa 2003.
200. Szyłak-Szydłowski M., Grabińska-Loniewska A., 2008. Wpływ obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń organicznych na wzrost wybranych grup bakterii podczas procesu oczyszczania odcieków ze składowiska odpadów w SBR. *Rocznik Ochrony Środowiska*, Tom 10, s. 443-456.
201. Szymański K., Sidelko R., 1996. Badania odpadów komunalnych w dorzeczu Parsęty. *Zeszyt naukowy Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska Politechniki Koszalińskiej*, Koszalin 1996.
202. Tałałaj I.A., Dzienis L., 2007. Influence of Leachate on Quality of Underground Waters. *Polish Journal of Environmental Studies*, vol. 16(1), pp.139-144.
203. Tatsi A.A., Zouboulis A.I., 2002. A field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in a Mediterranean climate (Thessaloniki, Greece). *Advances in Environmental Research*, vol. 6, pp. 207-219.
204. Tatsi A.A., Zouboulis A.I., Matis K.A., Samaras P., 2003. Coagulation-flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates. *Chemosphere*, vol. 53, pp. 737-744.
205. Tchobanoglous G., Burton F.L., Stensel H.D. - edytorzy, 2003. *Wastewater Engineering. Treatment and Reuse*. Fourth Edition. Metcalf & Eddy, Inc., McGraw –Hill, New York, 2003.
206. Tengrui L., Al-Harbawi A.F., Bo L.M., Jun Z., Long X.Y., 2007. Characteristics of Nitrogen Removal from Old Landfill Leachate by Sequencing Batch Biofilm Reactor. *American Journal of Applied Sciences*, vol. 4(4), pp. 211-214.
207. Thabet O.B.D., Bouallagui H., Cayol J., Olivier B., Frdeau M.L., Mahdi M., 2009. Anaerobic degradation of landfill leachate using an upflow anaerobic fixed-bed reactor with microbial sulfate reduction. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 167, pp. 1133-1140.
208. Timor H., Özturk I., 1999. Anaerobic sequencing batch reaktor treatment of landfill leachate. *Water Research*, vol. 33(15), pp. 3225-3230.
209. Timor H., Özturk I., 1997. Anaerobic treatment of leachate using sequencing batch reactor and hybrid bed filter. *Water Science and Technology*, vol. 36(6-7), pp. 501-508.

210. Tsuneda S., Ohno T., Soejima K., Hirata A., 2006. Simultaneous nitrogen and phosphorus removal using denitrifying phosphate-accumulating organisms in a sequencing batch reactor. *Biochemical Engineering Journal*, vol. 27., pp. 191-196.
211. Turk O., Mavinic D.S., 1989. Maintaining nitrite build-up in a system acclimated to free ammonia. *Water Research*, vol. 23, pp. 1383 – 1388.
212. Uygur A., Kargi F., 2004. Biological nutrient removal from pre-treated landfill leachate in a sequencing batch reactor. *Journal of Environmental Management*, vol. 71, pp. 9-14.
213. Ushikoshi K., Kobayashi T., Uematsu K., Toji A., Kojima D., Matsumoto K., 2002. Leachate treatment by the reverse osmosis system. *Desalination*, vol. 150, pp. 121-129.
214. Viviani G., Terregrossa M, 1997. Co-treatment of domestic sewage and landfill leachate. In *Proceedings of Sardinia 97, Sixth International Landfill Symposium, Sardinia 1997*, pp. 235-242
215. Wachtmeister A. Kuba T., van Loosdrecht M.C.M., Heijnen J.J., 1997. A sludge characterization assay for aerobic and denitrifying phosphorus removing sludge. *Water Research*, vol. 31, pp. 471-478.
216. Wang J.H., Baltzis B.C., Lewandowski G.A., 1995. Fundamental denitrification kinetic studies with *Pseudomonas denitrificans*. *Biotechnology and Bioengineering*, vol. 47, pp. 26-41.
217. Wang F., Smith D.W., El-Din M.G., 2006. Aged Raw landfill leachate: membrane fraction, O₃ only and O₃/H₂O₂ oxidation, and molecular size distribution analysis. *Water Research*, vol. 40, pp. 463-474.
218. Welander U., Henrysson T., Welander T., 1997. Nitrification of landfill leachate using suspended-carrier biofilm technology. *Water Research*, vol. 31(9), pp. 2351-2355.
219. Wiszniowski J., Robert D., Surmacz-Górska J., Miksch K., Malato S., Weber J.V., 2004. Solar photocatalytic degradation of humic acids as a model of organic compounds of landfill leachate in pilot-plant experiments: influence of organic salt. *Applied Catalysis B: Environmental*, vol. 53, pp. 127-137.
220. Wiszniowski J., Robert D., Surmacz-Górska J., Miksch K., Weber J.V., 2006. Landfill leachate treatment methods: A review. *Environmental Chemistry Letters*, vol. 4, pp.51-61.
221. Wiszniowski J., Surmacz-Górska J., Robert D., Weber J.V., 2007. The effect of landfill leachate composition on organics and nitrogen removal in an activated sludge system with bentonite additive. *Journal of Environmental Management*, vol. 85, pp. 59-68.
222. Wittbrot M., 2010. Materiały eksploatacyjne Zakładu Eko Dolina Sp. z o.o. w Łęczycach. Łężyce, 2010 – dostępne: Zakład Eko Dolina Sp. z o. o. w Łęczycach.
223. Wojciechowska E. - edytor, 2009. Usuwanie i podziału fazowy metali ciężkich w ekosystemie oczyszczalni hydrofitowej zasilanej odciekami ze składowisk odpadów komunalnych. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, lipiec-sierpień, 2009.
224. Wojciechowska E., 2010. Assessment of Metal Removal in a Surface Flow Constructed Wetland Treating Landfill Leachate. *Polish Journal of Environmental Studies*, vol. 2: Series of Monographs, HARD, pp. 234-240.
225. Wojciechowska E., Obarska-Pempkowiak H., 2008. Landfill leachate treatment at a pilot using hydrophyte systems. *Management of Pollutant Emission from Landfills and Sludge*, edited by M. Pawowska, L. Pawłowski. Taylor and Francis, London, UK, 2008 r.
226. Wojnowska-Baryła I., 2008. *Trendy w biotechnologii środowiskowej*. Wydawnictwo Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego w Olsztynie, Olsztyn 2008.
227. Wu L., Peng Ch., Zhang S., Peng Y., 2009. Nitrogen removal via nitrite from municipal landfill leachate. *Journal of Environmental Science*, vol. 21, pp. 1480 – 1485.
228. Wu Y., Zhou S., Qin F., Peng H., Lai Y., Lin Y., 2010. Removal of humic substances from landfill leachate by Fenton oxidation and coagulation. *Process Safety and Environmental Protection*, vol. 88, pp. 276-284.
229. Yang Z., Zhou S., 2008. The biological treatment of landfill leachate using a simultaneous aerobic and anaerobic (SAA) bio-reactor system. *Chemosphere*, vol. 72, pp. 1751-1756.
230. You S.J. Ouyang C.F., Lin S.F., Chuang S.H., Hsu C.L., 2001. Anoxic biological phosphorus uptake/realise with high/low intracellular polymers. *Journal of Environmental Engineering - ASCE*, vol. 127, pp. 838-843.
231. Yu J., Zhou S, 2010. Nitrogen removal efficiency of an A2/O bio-reactor treating domestic sewage mixed with landfill leachate and fecal sewage. *Global NEST Journal*, vol. 12, no. 2, pp. 181-189.

232. Yu J., Zhou S., Wang W., 2010. Combined treatment of domestic wastewater with landfill leachate by using A2/O process. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 178, pp. 81-88.
233. Yuan Q., Oleszkiewicz J., 2008. Interaction between denitrification and phosphorus removal in a nutrient removing SBR system. *Proceedings of the 81st Annual WEF Technical Exhibition and Conference WEFTEC'08, 18-22 October 2008, Chicago (USA) [CD-ROM]*.
234. Yusof N., Hassan M.A., Phang L.Y., Tabatabaei M., Othman M.R., Mori M., Wakisaka M., Sakai K., Shirai Y., 2010. Nitrification of ammonium-rich sanitary landfill leachate. *Waste Management*, vol. 30, pp. 100-109.
235. Zdybek I., 2005. Wpływ jonów chlorkowych na efektywność biologicznej defosfatacji ścieków. *Ochrona Środowiska* nr 2, s. 13-17.
236. Zeng R.J., Saunders A.M., Yuan Z., Blackall L.L., Keller J., 2003. Identification and comparison of aerobic and denitrifying polyphosphate-accumulating organisms. *Biotechnology and Bioengineering*, vol. 83(2), pp. 140-149.
237. Zhou S-q., Zhang H-g., Shi Y., 2006. Combined treatment of landfill leachate with fecal supernatant in sequencing batch reactor. *Journal of Zhejiang University Science B*, vol. 7(5), pp. 397-403.
238. Zhu G., Peng Y., Li B., Yang Q., Wang S., 2008. Biological removal of nitrogen from wastewater. *Reviews of Environmental Contamination & Toxicology*, vol. 192, pp. 159-195.
239. Ziyang L., Youcai Z., Tao Y., Yu S., Huili Ch., Nansen Z., Renhua H., 2009. Natural attenuation and characterization of contaminants composition in landfill leachate under different disposing ages. *Science of the Total Environment*, vol. 407, pp. 3385-3391.
240. ZU Sp. z o. o., 2007, 2008, 2009. Sprawozdanie z monitoringu składowiska w Gdańsku – Szadółkach w roku 2007, 2008, 2009. Gdańsk 2007, 2008, 2009 – dostępne: www.zut.com.pl/zut - ostatnie wejście: 25-05-2011 r.
241. Żygadło M. – edytor, 2001. Strategia gospodarki odpadami komunalnymi. Praca zbiorowa pod redakcją Marii Żygadło. PZiITS oddział Wielkopolski. Poznań 2001.
242. www.ekodolina.pl – ostatnie wejście: 12-06-2011 r.
243. www.zut.com.pl/zut - ostatnie wejście: 25-05-2011 r.
244. www.sng.com.pl – ostatnie wejście: 01-06-2011 r.

Wykaz zastosowanych skrótów i symboli

| | |
|---------------------------|---|
| AUR | szybkość nityfikacji (z ang. Ammonia utilization) [g N/(kgs.m.o. ·h)] |
| BZT₅ | pięciodniowe biologiczne zapotrzebowanie na tlenu [mg O ₂ /dm ³] |
| Cl | chlorki [mg Cl/dm ³] |
| ChZT_c | ChZT zawiesinowe [mg O ₂ /dm ³] |
| ChZT_{CNB} | ChZT zawiesinowe nierozkładalne biologicznie [mg O ₂ /dm ³] |
| ChZT_{Cr} | chemiczne zapotrzebowanie na tlen oznaczane metodą dwuchromianową [mg O ₂ /dm ³] |
| ChZT_{CRB} | ChZT zawiesinowe rozkładalne biologicznie [mg O ₂ /dm ³] |
| ChZT_{NB} | ChZT nierozkładalne biologicznie [mg O ₂ /dm ³] |
| ChZT_{og} | ChZTcałkowite [mg O ₂ /dm ³] |
| ChZT_R | ChZT rozpuszczone [mg O ₂ /dm ³] |
| ChZT_{RB} | ChZT rozkładalne biologicznie [mg O ₂ /dm ³] |
| ChZT_{RNB} | ChZT rozpuszczone nierozkładalne biologicznie [mg O ₂ /dm ³] |
| ChZT_{RRB} | ChZT rozpuszczone rozkładalne biologicznie [mg O ₂ /dm ³] |
| ChZTrozp. | ChZT rozpuszczone |
| DPAO | denitryfikujące bakterie PAO |
| E_h | potencjał oksydoredukcyjny |
| EBPR | wzmoczonego biologicznego usuwania fosforu (z ang. Enhanced Biological Phosphorus Removal) |
| HRT | hydrauliczny czas zatrzymania (z ang. hydraulic retention time) |
| LKT | lotne kwasy tłuszczowe |
| N_K | azot Kjeldahla [mg/dm ³] |
| N-NH₄ | azot amonowy [mg/dm ³] |
| N-NO₃ | azot azotanowy (V) [mg/dm ³] |
| N_{org.} | azot organiczny [mg/dm ³] |
| NUR_{AE} | szybkość produkcji azotanów (V) w fazie tlenowej (z ang. aerobic nitrate production) [g N/(kgs.m.o. ·h)] |
| NUR_{AX} | szybkość denitryfikacji w fazie anoxygenicznej (z ang. anoxic nitrate utilization) [g N/(kgs.m.o. ·h)] |
| NUR_{AN} | szybkość denitryfikacji w fazie beztlenowej (z ang. anaerobic nitrate utilization) [g N/(kgs.m.o. ·h)] |
| OD | odcieki ze składowiska odpadów |
| od. stand. | odchylenie standardowe |
| OM_F | oczyszczona mieszanina ścieków i odcieków, na odpływie z modelu przepływowego (flow), typu A2/O(anaerobic/anoxic/aerobic) |
| OM_S | oczyszczona mieszanina ścieków i odcieków, na odpływie z modelu typu SBR (sekwencyjny reaktor biologiczny) |
| OŚ_F | ścieki oczyszczone, na odpływie z modelu przepływowego (flow), typu A2/O (anaerobic/anoxic/aerobic) |
| OŚ_S | ścieki oczyszczone na odpływie z modelu typu SBR (sekwencyjny reaktor biologiczny) |
| PAO | bakterie akumulujące w nadmiarze fosfor (z ang. polyP accumulate organism) |
| perc. 80/100 | percentyl 80/100 |
| PHA | Poli-hydroksyalkany |

| | |
|------------------------------------|---|
| PHB | Poli-β-hydroksyasmałan (z ang. poly-B-hydroxybutyrate) |
| P-PO₄ | fosfor fosforanowy [mg/dm ³] |
| PRR | szybkość uwalniania fosforanów w fazie beztlenowej (z ang. Phosphate release) [g P/(kgs.m.o. ·h)] |
| PUR_{AX} | szybkość poboru fosforanów w fazie anoxycznej (z ang. anoxic phosphate uptake) [g P/(kgs.m.o. ·h)] |
| PUR_{AE} | szybkość poboru fosforanów w fazie tlenowej (z ang. aerobic phosphate uptake) [g P/(kgs.m.o. ·h)] |
| SM_F | surowa mieszanina ścieków i odcieków, na dopływie do modelu przepływowego (flow) typu A2/O (anaerobic/anoxic/aerobic) |
| SM_S | surowa mieszanina ścieków i odcieków, na dopływie do modelu typu SBR (sekwencyjny reaktor biologiczny) |
| SO₄²⁻ | siarczany [mg SO ₄ ²⁻ /dm ³] |
| SRB | bakterie desulfurykacyjne (z ang. sulfate reducing bacteria) |
| ŚS | ścieki surowe |
| SRT | czas zatrzymania osadu czynnego w reaktorach (z ang. sludge retention time) |
| R I | reaktor I |
| R II | reaktor II |
| RE | redukcja [%] |
| TN | azot ogólny [mg/dm ³] |
| TP | fosfor ogólny [mg/dm ³] |
| zaw. lotna | zawiesina lotna [mg/dm ³] |
| zaw. mineralna | zawiesina mineralna [mg/dm ³] |
| zaw. ogólna | zawiesina ogólna [mg/dm ³] |

Spis rysunków

| | |
|---|-----|
| Rys. 4.1. Wpływ wolnego amoniaku i kwasu azotowego (III) na bakterie nityfikacyjne w zależności od odczynu środowiska (Anthonisen i in., 1976; Surmacz-Górska, 2010)..... | 39 |
| Rys. 4.2. Szybkość denitryfikacji w zależności od wykorzystania przez bakterie źródła węgla (Miksch, 1995a)..... | 44 |
| Rys. 4.3. Przemiana form azotu w biologicznych procesach oczyszczania (Tchobangleus i in., 2003)..... | 47 |
| Rys. 4.4. Uproszczony schemat metabolizmu polifosforanów w komórkach bakterii kumulujących polifosforany w warunkach beztlenowych. Pobieranie przez bakterie PAO rozpuszczonych łatwo przyswajalnych lotnych kwasów tłuszczowych (LKT) i przekształcanie ich w endogenną substancję zapasową – poli-β-hydroksymaślan (PHB), przy wykorzystaniu energii uwolnionej przy rozkładzie polifosforanów, czemu towarzyszy uwalnianie fosforanów (V) do środowiska (Henze i in., 2008). | 50 |
| Rys. 4.5. Uproszczony schemat metabolizmu polifosforanów w komórkach bakterii kumulujących polifosforany w warunkach tlenowych lub anoksydacyjnych. Utlenianie zmagazynowanego PHB i substancji organicznych z otoczenia. Magazynowanie części uzyskanej w ten sposób energii w postaci polifosforanów, czemu towarzyszy pobieranie fosforanów (V) ze środowiska w ilości większej niż wcześniej wydzielonej. Następuje wzrost mikroorganizmów. (Henze i in., 2008)..... | 50 |
| Rys. 4.6. Przebieg biologicznego usunięcia fosforu w wyniku nadmiernego pobierania..... | 51 |
| Rys. 5.1. Przebieg krzywych BZT w zależności od składu ścieków | 57 |
| Rys. 5.2. Podział frakcji ChZT w ściekach..... | 58 |
| Rys. 6.1. Położenie Zakładu Utylizacyjnego Sp. z o. o. w Gdańsku (http://maps.google.pl/maps)..... | 64 |
| Rys. 6.2. Przekrój hydrogeologiczny obszaru Gdańsk-Szadółki (1a) oraz składowiska odpadów w Gdańsku Szadółkach (1b) (Kozerski i Przewłocka, 2006). | 66 |
| Rys. 6.3. Położenie zakładu Eko Dolina Sp. z o. o. w Łężycach (http://maps.google.pl/maps)..... | 68 |
| Rys. 6.4. Plan sytuacyjny Oczyszczalni Ścieków Gdańsk „Wschód” (SNG, 2010). | 71 |
| Rys. 6.5. Schemat technologiczny Miejskiej Oczyszczalni Ścieków „Wschód” w Gdańsku z zaznaczonym miejscem poboru próbek ścieków..... | 75 |
| Rys. 6.6. Schemat blokowy systemu A2/O zastosowanego w badaniach..... | 76 |
| Rys. 6.7.a,b,c. Czas pracy poszczególnych faz w układzie SBR, dla różnych dodatków odcieków 6.7.a - dodatek 0%; 6.7.b - dodatek 1%, 2%, 5%; 6.7.c- dodatek 5% i 10%. | 81 |
| Rys. 6.8. Schemat blokowy systemu SBR zastosowanego w badaniach..... | 82 |
| Rys. 7.1. Stężenie zawiesiny ogólnej w dopływie i odpływie z układu A2/O dla serii I, z 0%, 0,5%, 1% i 3% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków). | 100 |
| Rys. 7.2. Stężenie zawiesiny ogólnej w dopływie i odpływie z układu A2/O dla serii II, z 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków). | 101 |
| Rys. 7.3. Stężenie azotu ogólnego w dopływie i odpływie z układu A2/O dla serii I, z 0%, 0,5%, 1% i 3% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków). | 102 |
| Rys. 7.4. Stężenie azotu ogólnego w dopływie i odpływie z układu A2/O dla serii II, z 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków). | 102 |
| Rys. 7.5. Stężenie azotu amonowego w dopływie i odpływie z układu A2/O dla serii I, z 0%, 0,5%, 1% i 3% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków). | 103 |
| Rys. 7.6. Stężenie azotu amonowego w dopływie i odpływie z układu A2/O dla serii II, z 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach (przerwane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków). | 103 |

| | |
|---|------------|
| Rys. 7.7. Stężenie fosforu ogólnego w dopływie i odpływie z układu A2/O dla serii I, z 0%, 0,5%, 1% i 3% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łęczycach (przerywane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków). | 104 |
| Rys. 7.8. Stężenie fosforu ogólnego w dopływie i odpływie z układu A2/O dla serii II, z 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łęczycach (przerywane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków). | 104 |
| Rys. 7.9. Stężenie fosforu fosforanowego w dopływie i odpływie z układu A2/O dla serii I, z 0%, 0,5%, 1% i 3% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łęczycach (przerywane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków). | 105 |
| Rys. 7.10. Stężenie fosforu fosforanowego w dopływie i odpływie z układu A2/O dla serii II, z 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łęczycach (przerywane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków). | 105 |
| Rys. 7.11. Stężenie BZT ₅ w dopływie i odpływie z układu A2/O dla serii I, z 0%, 0,5%, 1% i 3% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łęczycach (przerywane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków). | 106 |
| Rys. 7.12. Stężenie BZT ₅ w dopływie i odpływie z układu A2/O dla serii II, z 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łęczycach (przerywane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków). | 106 |
| Rys. 7.13. Stężenie ChZT _{Cr} w dopływie i odpływie z układu A2/O dla serii I, z 0%, 0,5%, 1% i 3% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łęczycach (przerywane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków). | 107 |
| Rys. 7.14. Stężenie ChZT _{Cr} w dopływie i odpływie z układu A2/O dla serii II, z 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łęczycach (przerywane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków). | 108 |
| Rys. 7.15. Stężenie zawiesiny ogólnej w dopływie i odpływie z układu SBR dla serii I, z 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łęczycach (przerywane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków). | 116 |
| Rys. 7.16. Stężenie zawiesiny ogólnej w dopływie i odpływie z układu SBR dla serii II, z 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łęczycach (przerywane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków). | 116 |
| Rys. 7.17. Stężenie azotu ogólnego w dopływie i odpływie z układu SBR dla serii I, z 0%, 1%, 2% i 5% i 10% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łęczycach (przerywane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków). | 117 |
| Rys. 7.18. Stężenie azotu ogólnego w dopływie i odpływie z układu SBR dla serii II, z 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łęczycach do ścieków (przerywane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków). | 118 |
| Rys. 7.19. Stężenie azotu amonowego w dopływie i odpływie z układu SBR dla serii I, z 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łęczycach do ścieków (przerywane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków). | 119 |
| Rys. 7.20. Stężenie azotu amonowego w dopływie i odpływie z układu SBR dla serii II, z 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkiem odcieków (przerywane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków). | 119 |
| Rys. 7.21. Stężenie fosforu ogólnego w dopływie i odpływie z układu SBR dla serii I, z 0%, 1%, 2% 5% i 3% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łęczycach (przerywane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków). | 120 |
| Rys. 7.22. Stężenie fosforu ogólnego w dopływie i odpływie z układu SBR dla serii II, z 0%, 1%, 2% 5% i 3% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łęczycach (przerywane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków). | 121 |
| Rys. 7.23. Stężenie fosforu fosforanowego w dopływie i odpływie z układu SBR dla serii I, z 0%, 1%, 2% 5% i 10% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łęczycach (przerywane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków). | 121 |
| Rys. 7.24. Stężenie fosforu fosforanowego w dopływie i odpływie z układu SBR dla serii II, z 0%, 1%, 2% 5% i 10% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łęczycach (przerywane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków). | 122 |
| Rys. 7.25. Stężenie BZT ₅ w dopływie i odpływie z układu SBR dla serii I, z 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łęczycach (przerywane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków). | 123 |

| | |
|--|------------|
| Rys. 7.26. Stężenie BZT ₅ w dopływie i odpływie z układu SBR dla serii II, z 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach (przerywane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków). | 123 |
| Rys. 7.27. Stężenie ChZT _{Cr} w dopływie i odpływie z układu SBR dla serii I, z 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach (przerywane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków). | 124 |
| Rys. 7.28. Stężenie ChZT _{Cr} w dopływie i odpływie z układu SBR dla serii II z 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach (przerywane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków). | 124 |
| Rys. 7.29. Stężenie zawiesiny ogólnej w dopływie i odpływie z układu A2/O z 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach (przerywane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków). | 134 |
| Rys. 7.30. Stężenie azotu ogólnego w dopływie i odpływie z układu A2/O z 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach (przerywane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków). | 135 |
| Rys. 7.31. Stężenie azotu amonowego w dopływie i odpływie z układu A2/O z 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach (przerywane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków). | 135 |
| Rys. 7.32. Stężenie fosforu ogólnego w dopływie i odpływie z układu A2/O z 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach (przerywane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków).... | 136 |
| Rys. 7.33. Stężenie fosforu fosforanowego w dopływie i odpływie z układu A2/O, z 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach (przerywane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków)..... | 137 |
| Rys. 7.34. Stężenie BZT ₅ w dopływie i odpływie z układu A2/O z 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach (przerywane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków)..... | 137 |
| Rys. 7.35. Stężenie ChZT _{Cr} w dopływie i odpływie z układu A2/O z 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach (przerywane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków)..... | 138 |
| Rys. 7.36. Stężenie zawiesiny ogólnej w dopływie i odpływie z układu SBR z 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkiem odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach do ścieków (przerywane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków)..... | 144 |
| Rys. 7.37. Stężenie azotu ogólnego w dopływie i odpływie z układu SBR z 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkiem odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach do ścieków (przerywane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków). | 144 |
| Rys. 7.38. Stężenie azotu amonowego w dopływie i odpływie z układu SBR z 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkiem odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach do ścieków (przerywane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków)..... | 146 |
| Rys. 7.39. Stężenie fosforu ogólnego w dopływie i odpływie z układu SBR z 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkiem odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach do ścieków (przerywane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków)..... | 147 |
| Rys. 7.40. Stężenie fosforu fosforanowego w dopływie i odpływie z układu SBR, z 0%, 1%, 1%, 5% i 10% dodatkiem odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach do ścieków (przerywane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków). | 147 |
| Rys. 7.41. Stężenie BZT ₅ w dopływie i odpływie z układu SBR z 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkiem odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach do ścieków (przerywane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków). | 148 |
| Rys. 7.42. Stężenie ChZT _{Cr} w dopływie i odpływie z układu SBR z 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkiem odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach do ścieków (przerywane linie pionowe określają zmianę objętości dodawanych odcieków). | 148 |
| Rys. 7.43. Procentowy udział frakcji rozpuszczonych i zawieszinowych w ściekach pochodzących z OŚ Gdańsk „Wschód”, pobranych w dniach: 29.10.2009 r., 02.11.2009 r., 05.11.2009 r., 09.11.2009 r., 12.11.2009 r. | 176 |
| Rys. 7.44. Procentowy udział frakcji rozkładalnych i nierozkładalnych biologicznie w ściekach pochodzących z OŚ Gdańsk „Wschód”, pobranych w dniach: 29.10.2009 r., 02.11.2009 r., 05.11.2009 r., 09.11.2009 r., 12.11.2009 r. | 177 |
| Rys. 7.45. Procentowy udział frakcji rozpuszczonej i cząsteczkowej w mieszaninie ścieków pochodzących z OŚ Gdańsk „Wschód” z 0,5% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach, próbkach z dnia: 28.06.2010 r., 01.07.2010 r., 05.07.2010 r., 08.07.2010 r., 12.07.2010 r. | 178 |
| Rys. 7.46. Procentowy udział frakcji rozkładalnych i nierozkładalnych biologicznie w mieszaninie ścieków pochodzących z OŚ Gdańsk „Wschód” z 0,5% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach, próbkach z dnia: 28.06.2010 r., 01.07.2010 r., 05.07.2010 r., 08.07.2010 r., 12.07.2010 r. | 178 |
| Rys. 7.47. Procentowy udział frakcji rozpuszczonej i cząsteczkowej w mieszaninie ścieków pochodzących z OŚ Gdańsk „Wschód” z 1% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach, próbkach z dnia: 07.06.2010 r., 10.06.2010 r., 14.06.2010 r., 17.06.2010 r., 21.06.2010 r., 24.06.2010 r. | 179 |

- Rys. 7.48.** Procentowy udział frakcji rozkładalnych i nierozkładalnych biologicznie w mieszaninie ścieków pochodzących z OŚ Gdańsk „Wschód” z 1% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach, próbkach z dnia: 07.06.2010 r., 10.06.2010 r., 14.06.2010 r., 17.06.2010 r., 21.06.2010 r., 24.06.2010 r. **180**
- Rys. 7.49.** Procentowy udział frakcji rozpuszczonej i cząsteczkowej w mieszaninie ścieków pochodzących z OŚ Gdańsk „Wschód” z 3% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach, próbkach z dnia: 06.05.2010 r., 10.05.2010 r., 13.05.2010 r., 17.05.2010 r., 20.05.2010 r., 24.05.2010 r. **181**
- Rys. 7.50.** Procentowy udział frakcji rozkładalnych i nierozkładalnych biologicznie w mieszaninie ścieków pochodzących z OŚ Gdańsk „Wschód” z 3% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach, próbkach z dnia: 06.05.2010 r., 10.05.2010 r., 13.05.2010 r., 17.05.2010 r., 20.05.2010 r., 24.05.2010 r. **181**
- Rys. 7.51.** Procentowy udział frakcji rozpuszczonej i cząsteczkowej w mieszaninie ścieków pochodzących z OŚ Gdańsk „Wschód” z 5% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach, próbkach z dnia: 12.04.2010 r., 15.04.2010 r., 19.04.2010 r., 22.04.2010 r., 26.04.2010 r., 29.04.2010 r., 04.05.2010 r. **182**
- Rys. 7.52.** Procentowy udział frakcji rozkładalnych i nierozkładalnych biologicznie w mieszaninie ścieków pochodzących z OŚ Gdańsk „Wschód” z 5% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach, próbkach z dnia: 12.04.2010 r., 15.04.2010 r., 19.04.2010 r., 22.04.2010 r., 26.04.2010 r., 29.04.2010 r., 04.05.2010 r. **183**
- Rys. 7.53.** Procentowy udział frakcji rozpuszczonej i zawiesinowej w mieszaninie ścieków pochodzących z OŚ Gdańsk „Wschód” z 0,5% dodatkiem odcieków z ZU Gdańsk Szadółki, próbkach z dnia: 03.12.2009r., 07.12.2009 r., 10.12.2009 r., 14.12.2009 r., 17.12.2009 r., 28.12.2009 r., 04.01.2010 r. **183**
- Rys. 7.54.** Procentowy udział frakcji rozkładalnych i nierozkładalnych biologicznie w mieszaninie ścieków pochodzących z OŚ Gdańsk „Wschód” z 0,5% dodatkiem odcieków z ZU Gdańsk Szadółki, próbkach z dnia: 03.12.2009r., 07.12.2009 r., 10.12.2009 r., 14.12.2009 r., 17.12.2009 r., 28.12.2009 r., 04.01.2010 r. **184**
- Rys. 7.55.** Procentowy udział frakcji rozpuszczonej i zawiesinowej w mieszaninie ścieków pochodzących z OŚ Gdańsk „Wschód” z 1% dodatkiem odcieków z ZU Gdańsk Szadółki, próbkach z dnia: 07.01.2010 r., 11.01.2010 r., 14.01.2010 r., 18.01.2010 r., 21.01.2010 r., 25.01.2010 r., 28.01.2010 r. **185**
- Rys. 7.56.** Procentowy udział frakcji rozkładalnych i nierozkładalnych biologicznie w mieszaninie ścieków pochodzących z OŚ Gdańsk „Wschód” z 1% dodatkiem odcieków z ZU Gdańsk Szadółki, próbkach z dnia: 07.01.2010 r., 11.01.2010 r., 14.01.2010 r., 18.01.2010 r., 21.01.2010 r., 25.01.2010 r., 28.01.2010 r. **186**
- Rys. 7.57.** Procentowy udział frakcji rozpuszczonych i zawiesinowych w mieszaninie ścieków pochodzących z OŚ Gdańsk „Wschód” z 3% dodatkiem odcieków z ZU Gdańsk Szadółki, w próbkach z dnia: 01.02.2010 r., 04.02.2010 r., 08.02.2010 r., 11.02.2010 r., 15.02.2010 r., 18.02.2010 r., 22.02.2010 r., 25.02.2010 r. **187**
- Rys. 7.58.** Procentowy udział frakcji rozkładalnych i nierozkładalnych biologicznie w mieszaninie ścieków pochodzących z OŚ Gdańsk „Wschód” z 3% dodatkiem odcieków z ZU Gdańsk Szadółki, w próbkach z dnia: 01.02.2010 r., 04.02.2010 r., 08.02.2010 r., 11.02.2010 r., 15.02.2010 r., 18.02.2010 r., 22.02.2010 r., 25.02.2010 r. **187**
- Rys. 7.59.** Procentowy udział frakcji rozpuszczonych i zawiesinowych w mieszaninie ścieków pochodzących z OŚ Gdańsk „Wschód” z 5% dodatkiem odcieków z ZU Gdańsk Szadółki, w próbkach z dnia: 01.03.2010 r., 04.03.2010 r., 08.03.2010 r., 11.03.2010 r., 15.03.2010 r., 18.03.2010 r., 22.03.2010 r., 25.03.2010 r., 29.03.2010 r. **188**
- Rys. 7.60.** Procentowy udział frakcji rozkładalnych i nierozkładalnych biologicznie w mieszaninie ścieków pochodzących z OŚ Gdańsk „Wschód” z 5% dodatkiem odcieków z ZU Gdańsk Szadółki, w próbkach z dnia: 01.03.2010 r., 04.03.2010 r., 08.03.2010 r., 11.03.2010 r., 15.03.2010 r., 18.03.2010 r., 22.03.2010 r., 25.03.2010 r., 29.03.2010 r. **189**
- Rys. 8.1.** Średnie wartości procentowej redukcji przewodności, stężenia chlorków i siarczanów przy 0%, 0,5%, 1%, i 3% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków w układzie A2/O w serii I. **196**
- Rys. 8.2.** Średnie wartości procentowej redukcji przewodności, oraz stężenia chlorków i siarczanów przy 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków w układzie A2/O w serii II. **196**
- Rys. 8.3.** Średnie wartości procentowej redukcji przewodności, stężenia chlorków i siarczanów przy 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkach odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach do ścieków w układzie A2/O. **197**
- Rys. 8.4.** Średnie wartości procentowej redukcji zawiesiny ogólnej, mineralnej i lotnej przy 0%, 0,5%, 1%, i 3% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków w układzie A2/O w serii I. **199**
- Rys. 8.5.** Średnie wartości procentowej redukcji zawiesiny ogólnej, mineralnej i lotnej przy 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków w układzie A2/O w serii II. **199**
- Rys. 8.6.** Średnie wartości procentowej redukcji zawiesiny ogólnej, mineralnej i lotnej przy 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkach odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach do ścieków w układzie A2/O. **200**

| | |
|---|------------|
| Rys. 8.7. Procentowa redukcja stężenia zawiesiny ogólnej, TN, N-NH ₄ , TP, BZT ₅ , ChZT _{Cr} w układzie A2/O dla 0%, 0,5%, 1%, 3% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków w serii I. | 201 |
| Rys. 8.8. Procentowa redukcja stężenia zawiesiny ogólnej, TN, N-NH ₄ , TP, BZT ₅ , ChZT _{Cr} w układzie A2/O dla 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków w serii II. | 202 |
| Rys. 8.9. Procentowa redukcja stężenia zawiesiny ogólnej, TN, N-NH ₄ , TP, BZT ₅ , ChZT _{Cr} w układzie A2/O dla 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkach odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach do ścieków. | 203 |
| Rys. 8.10. Średnie wartości procentowej redukcji stężenia azotu ogólnego, amonowego, Kjeldahla i organicznego przy 0%, 0,5%, 1%, i 3% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków w układzie A2/O w serii I. | 205 |
| Rys. 8.11. Średnie wartości procentowej redukcji stężenia azotu ogólnego, amonowego, Kjeldahla i organicznego przy 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków w układzie A2/O w serii II. | 205 |
| Rys. 8.12. Średnie wartości procentowej redukcji stężenia azotu ogólnego, amonowego, Kjeldahla i organicznego przy 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkach odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach do ścieków w układzie A2/O. | 206 |
| Rys. 8.13. Średnie wartości procentowej redukcji stężenia BZT ₅ i ChZT _{Cr} przy 0%, 0,5%, 1%, i 3% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków w układzie A2/O w serii I. | 210 |
| Rys. 8.14. Średnie wartości procentowej redukcji stężenia BZT ₅ i ChZT _{Cr} przy 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków w układzie A2/O w serii II. | 210 |
| Rys. 8.15. Średnie wartości procentowej redukcji stężenia BZT ₅ i ChZT _{Cr} przy 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkach odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach do ścieków w układzie A2/O. | 211 |
| Rys. 8.17. Średnie wartości procentowej redukcji stężenia fosforu ogólnego oraz fosforanowego przy 0%, 0,5%, 1%, i 3% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków w układzie A2/O w serii I. | 213 |
| Rys. 8.18. Średnie wartości procentowej redukcji stężenia fosforu ogólnego oraz fosforanowego przy 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków w układzie A2/O w serii II. | 214 |
| Rys. 8.19. Średnie wartości procentowej redukcji stężenia fosforu ogólnego i fosforanowego przy 0%, 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkach odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach do ścieków w układzie A2/O. | 214 |
| Rys. 8.20. Średnie wartości procentowej redukcji przewodności oraz stężenia chlorków i siarczanów przy 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków w układzie SBR w serii I. | 219 |
| Rys. 8.21. Średnie wartości procentowej redukcji przewodności oraz stężenia chlorków i siarczanów przy 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków w układzie SBR w serii II. | 219 |
| Rys. 8.22. Średnie wartości procentowej redukcji przewodności oraz stężenia chlorków i siarczanów przy 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkach odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach do ścieków w układzie SBR. | 220 |
| Rys. 8.23. Średnie wartości procentowej redukcji stężenia zawiesiny ogólnej, mineralnej i lotnej przy 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków w układzie SBR w serii I. | 222 |
| Rys. 8.24. Średnie wartości procentowej redukcji stężenia zawiesiny ogólnej, mineralnej i lotnej przy 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków w układzie SBR, w serii II. | 222 |
| Rys. 8.25. Średnie wartości procentowej redukcji stężenia zawiesiny ogólnej, mineralnej i lotnej przy 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkach odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach do ścieków w układzie SBR. | 223 |
| Rys. 8.26. Procentowa redukcja stężenia zawiesiny ogólnej, TN, N-NH ₄ , TP, BZT ₅ , ChZT _{Cr} w układzie SBR dla 0%, 1%, 3%, 5% i 10% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków w serii I. | 225 |
| Rys. 8.27. Procentowa redukcja stężenia zawiesiny ogólnej, TN, N-NH ₄ , TP, BZT ₅ , ChZT _{Cr} w układzie SBR dla 0%, 1%, 3%, 5% i 10% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków w serii II. | 226 |
| Rys. 8.28. Procentowa redukcja stężenia zawiesiny ogólnej, TN, N-NH ₄ , TP, BZT ₅ , ChZT _{Cr} w układzie SBR dla 0%, 1%, 3%, 5% i 10% dodatkach odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach do ścieków. | 227 |
| Rys. 8.29. Średnie wartości procentowej redukcji stężenia azotu ogólnego, amonowego, Kjeldahla i organicznego przy 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków w układzie SBR w serii I. | 229 |
| Rys. 8.30. Średnie wartości procentowej redukcji stężenia azotu ogólnego, amonowego, Kjeldahla i organicznego przy 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków w układzie SBR w serii II. | 229 |
| Rys. 8.31. Średnie wartości procentowej redukcji azotu ogólnego, amonowego, Kjeldahla i organicznego przy 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkach odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach do ścieków w układzie SBR w serii II. | 230 |

| | |
|--|------------|
| Rys. 8.32. Zmienność stężenia TN, N-NH ₄ , N-NO ₃ , N-NO ₂ , P-PO ₄ , oraz wartości pH w trakcie fazy beztlenowej/napełniania i tlenowej w modelu SBR przy współczyszczaniu ścieków z 10% dodatkiem odcieków z Szadółek (pionowa linia przerywana określa moment rozpoczęcia fazy tlenowej)..... | 232 |
| Rys. 8.33. Zmienność stężenia TN, N-NH ₄ , N-NO ₃ , N-NO ₂ , P-PO ₄ , oraz wartości pH w trakcie fazy beztlenowej/napełniania i tlenowej w modelu SBR przy współczyszczaniu ścieków z 10% dodatkiem odcieków z Szadółek w serii II (pionowa linia przerywana określa moment rozpoczęcia fazy tlenowej)..... | 235 |
| Rys. 8.34. Średnie wartości procentowej redukcji stężenia fosforu ogólnego i fosforanowego przy 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków w układzie SBR w serii I..... | 239 |
| Rys. 8.35. Średnie wartości procentowej redukcji stężenia fosforu ogólnego i fosforanowego przy 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków w układzie SBR w serii II..... | 239 |
| Rys. 8.36. Średnie wartości procentowej redukcji stężenia fosforu ogólnego i fosforanowego przy 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkach odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach do ścieków w układzie SBR..... | 240 |
| Rys. 8.37. Średnie wartości procentowej redukcji stężenia BZT ₅ i ChZT _{Cr} przy 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków w układzie SBR w serii I..... | 241 |
| Rys. 8.38. Średnie wartości procentowej redukcji stężenia BZT ₅ i ChZT _{Cr} przy 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkach odcieków z Eko Doliny w Łężycach do ścieków w układzie SBR w serii II..... | 242 |
| Rys. 8.39. Średnie wartości procentowej redukcji stężenia BZT ₅ i ChZT _{Cr} przy 0%, 1%, 2%, 5% i 10% dodatkach odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach do ścieków w układzie SBR..... | 242 |
| Rys. 8.40. Średnia procentowa zawartość frakcji ChZT _{RB} , ChZT _{NB} w ściekach surowych i mieszaninie ścieków z 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach..... | 261 |
| Rys. 8.41. Średnia procentowa zawartość frakcji ChZT _{RB} , ChZT _{NB} w ściekach surowych i mieszaninie ścieków z 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach..... | 261 |
| Rys. 8.42. Średnia procentowa zawartość frakcji ChZT _{RRB} , ChZT _{RNB} , ChZT _{CRB} , ChZT _{CNB} w ściekach surowych i mieszaninie ścieków z 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach..... | 262 |
| Rys. 8.43. Średnia procentowa zawartość frakcji ChZT _{RRB} , ChZT _{RNB} , ChZT _{CRB} , ChZT _{CNB} w ściekach surowych i mieszaninie ścieków z 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z ZU w Gdańsku Szadółkach..... | 263 |
| Rys. 9.1. Średnia wartość procentowej redukcji stężenia TN, TP, BZT ₅ , ChZT _{Cr} i zaw. ogólnej uzyskana podczas oczyszczania ścieków surowych i mieszaniny ścieków z 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach (A), oraz z ZU w Gdańsku Szadółkach (B) w układzie A2/O..... | 268 |
| Rys. 9.2. Średnia wartość procentowej redukcji stężenia TN, TP, BZT ₅ , ChZT _{Cr} , zaw. ogólna uzyskana podczas oczyszczania ścieków surowych i mieszaniny ścieków z 1%, 2%, 5% i 10% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach (A), oraz z ZU w Gdańsku Szadółkach (B) w układzie SBR..... | 269 |
| Rys. 9.3. Średnia zawartość frakcji ChZT _{RRB} , ChZT _{RNB} , ChZT _{CRB} i ChZT _{CNB} w ściekach surowych i mieszaninie ścieków z 0,5%, 1%, 3% i 5% dodatkiem odcieków z Eko Doliny w Łężycach (A) i ZU w Gdańsku Szadółkach (B)..... | 272 |

Spis tabel

| | |
|--|------------|
| Tabela 2.1. Wartości średnie wybranych parametrów fazy kwaśnej i fazy metanogennej. | 13 |
| Tabela 4.1. Stałe kinetyki wzrostu czystych kultur bakterii nityfikacyjnych (Klimiuk i Łebkowska, 2008). | 41 |
| Tabela 4.2. Stałe szybkości wzrostu bakterii denityfikacyjnych w ściekach miejskich (Klimiuk i Łebkowska, 2008). | 46 |
| Tabela 5.1. Udział poszczególnych frakcji ChZT w ściekach dopływających do oczyszczalni, wartości podano jako procent ChZT _{OG} (Dymaczewski, 2008; Klimiuk i Łebkowska, 2008; Sadecka, 2010). | 60 |
| Tabela 7.1. Szybkość procesów poboru/uwalniania fosforu, denityfikacji i nityfikacji oraz stosunek $\Delta P_{uw}:\Delta ChZT, \Delta ChZT:\Delta N$ w ściekach surowych pobranych z OŚ Gdańsk „Wschód”..... | 156 |
| Tabela 7.2. Szybkość procesów poboru/uwalniania fosforu, denityfikacji i nityfikacji oraz stosunek $\Delta P_{uw}:\Delta ChZT, \Delta ChZT:\Delta N$ w mieszaninie ścieków i odcieków z Eko Doliny w Łężycach. | 161 |
| Tabela 7.3. Szybkość procesów poboru/uwalniania fosforu, denityfikacji i nityfikacji oraz stosunek $\Delta P_{uw}:\Delta ChZT, \Delta ChZT:\Delta N$ w mieszaninie ścieków i odcieków z Zakładu Utylizacyjnego w Gdańsku Szadółkach. | 170 |
| Tabela 8.1. Stosunek ChZT _C /BZT ₅ w ściekach surowych z OŚ Gdańsk „Wschód” oraz w mieszaninach ścieków i odcieków pochodzących ze składowisk Eko Dolina w Łężycach oraz z ZU w Gdańsku Szadółkach. | 208 |
| Tabela 8.2. Udział procentowy poszczególnych frakcji ChZT w ściekach surowych, określony przez różnych autorów. ... | 264 |

Spis fotografii

| | |
|---|-----------|
| Fot. 6.1a,b. Miejsce poboru próbek odcieków do badań ZU Sp. z o.o. Gdańsk Szadółki (fot. Justyna Galińska). | 73 |
| Fot. 6.2. Pompownia odcieków P2 z kwatery B1 (w tle) (fot. Mateusz Wittbrodt). | 74 |
| Fot. 6.3a,b. Rurociąg tłoczny z pompowni P2 (6.3a), króciec do poboru odcieków na rurociągu tłocznym (6.3b.) (fot. Mateusz Wittbrodt). | 74 |
| Fot. 6.4. Laboratoryjny model układu A2/O (fot. własna). | 77 |
| Fot. 6.5. Laboratoryjny model układu SBR (fot. własna). | 79 |
| Fot. 6.6. Stanowisko laboratoryjne do pomiaru szybkości procesów biochemicznych w komorach osadu czynnego. 1-reaktory osadu czynnego, 2-naczynia pomiarowe OUR, 3-pompy perystaltyczne, 4- łaźnia wodna z chłodziarką, 5- mieszadła mechaniczne, 6- szafa sterownicza wraz z miernikami wieloparametrowymi. | 83 |