



Politechnika Wroclawska

Wydział Inżynierii Środowiska

Katedra Inżynierii Ochrony Środowiska

ROZPRAWA DOKTORSKA

**MODELOWANIE PROCESU OSADU CZYNNEGO
W KONTEKŚCIE OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW POGODY
DESZCZOWEJ**

mgr inż. Natalia Gemza

Promotor : dr hab. inż. Ryszard Szetela

*Pracę tę dedykuję mgr inż. Tadeuszowi Stachurze,
który zawsze będzie dla mnie wzorem siły,
wytrwałości i uczciwości*

*oraz Tymoteuszowi i Kalinie,
których radość i ciekawość świata każdego dnia
przypominają mi o tym co jest ważne.*

STRESZCZENIE

Niniejsza rozprawa dotyczy zagadnienia technologicznej optymalizacji procesu oczyszczania ścieków w warunkach przeciążenia hydraulicznego układu w oparciu o model matematyczny procesu osadu czynnego na przykładzie Wrocławskiej Oczyszczalni Ścieków. Praca ta jest częścią szerszego zakresu działań prowadzonych przez wrocławskie przedsiębiorstwo wodociągowo-kanalizacyjne, będących odpowiedzią na obserwowane zmiany klimatu oraz nadchodzące zmiany legislacyjne. Przedstawione badania mają głęboko praktyczny wymiar, a zostały zrealizowane w ramach programu Ministerstwa Nauki „Doktorat Wdrożeniowy”.

Praca składa się z sześciu głównych części. Pierwsza z nich stanowi wprowadzenie (rozdział 1.) do problematyki zagospodarowania wód opadowych na terenach miejskich, którego zwieńczeniem jest uzasadnienie celowości pojętego tematu.

Przegląd literatury (rozdział 2.) obejmuje analizę wpływu opadów na pracę oczyszczalni ścieków, skupiającą się na węzłach oczyszczania mechanicznego i biologicznego. Omówiono szczegółowo proces sedymentacji osadu czynnego – poszczególne reżimy sedymentacji, oraz przedstawiono czynniki, które wpływają na właściwości sedymentacyjne osadu. Zaprezentowano teoretyczne i empiryczne modele matematyczne, opisujące proces sedymentacji oraz sposób ich wykorzystania w 1-wymiarowych modelach osadników wtórnych, będących kluczowym elementem modelu całego układu oczyszczania na potrzeby symulacji pracy w warunkach przeciążenia hydraulicznego. Przedstawiono problematykę doboru funkcji składowych modelu osadnika wtórnego oraz kalibracji ich parametrów, której poświęcono szczególną uwagę w części badawczej pracy,

Na podstawie przeprowadzonego przeglądu literatury oraz przedstawionego uzasadnienia celowości podjęcia tematu sformułowano cel i zakres pracy (rozdział 3.).

Czwarty rozdział zawiera opis metodyki badań, która obejmuje zarówno badania laboratoryjne, jak i symulacyjne oraz charakterystykę obiektu badawczego (Wrocławską Oczyszczalnię Ścieków). Zaprezentowane modele składowe wykorzystano do budowy oraz parametryzacji modelu matematycznego układu technologicznego WOS, będącego przedmiotem badań.

Przedstawione w rozdziale 5. wyniki badań obejmują:

- badania zmienności składu ścieków, służące do przygotowania reprezentatywnego zestawu danych wejściowych do symulacji stanu ustalonego oraz symulacji dynamicznych,
- badania kinetyczne oraz długoterminowe badania zmienności właściwości sedymentacyjnych, obrazujące wpływ grawimetrycznej selekcji osadu czynnego na proces oczyszczania ścieków,
- kalibrację oraz walidację trzech rozpatrywanych modeli osadnika wtórnego, które pozwoliły na:

-
- wskazanie modelu w najlepszym stopniu oddającego rzeczywistą dynamikę zmian w osadniku pełnoskalowym,
 - potwierdzenie skuteczności zastosowania zaproponowanej metodyki kalibracji wybranego modelu.
 - badania symulacje, które wykazały, że:
 - grawimetryczna selekcja osadu czynnego pozwala na bezpieczną pracę przy przepływach prawie dwukrotnie większych od maksymalnego aktualnie obciążenia układu oczyszczania biologicznego, ale wadą tego rozwiązania jest jego sezonowość, czyli brak utrzymania bardzo korzystnych właściwości sedymentacyjnych w okresie zimowym,
 - strategię obniżania obciążenia pojedynczego osadnika ładunkiem zawiesin, przynoszące zadowalające efekty zarówno w okresie letnim jak i zimowym, to układ step-feed oraz zwiększenie liczby osadników wtórnych. Oba te rozwiązania cechują się porównywanym efektem technologicznym a różnią kosztami inwestycyjnymi związanymi z ich wdrożeniem.

Podsumowanie i wnioski końcowe zamieszczono w rozdziale szóstym.

Słowa kluczowe: optymalizacja oczyszczalni ścieków,
modelowanie matematyczne,
badania symulacyjne,
sedymentacja osadu czynnego,
kalibracja modeli osadnika wtórnego.

SUMMARY

This dissertation addresses the issue of technological optimization of the wastewater treatment process under conditions of hydraulic overload, based on a mathematical model of the activated sludge process using the Wrocław Wastewater Treatment Plant as a case study. This work is part of a broader range of activities conducted by the Wrocław Water and Sewage Company in response to observed climate changes and upcoming legislative changes. The presented research has a deeply practical dimension and was carried out under the Ministry of Science's "Implementation Doctorate" program.

The dissertation consists of six main parts. The first part provides an introduction (Chapter 1) to the issue of stormwater management in urban areas, concluding with a justification for the chosen topic.

The literature review (Chapter 2) includes an analysis of the impact of rainfall on the operation of wastewater treatment plants, focusing on the mechanical and biological treatment units. The process of activated sludge sedimentation is discussed in detail, covering the various sedimentation regimes, and the factors influencing sludge sedimentation properties are presented. Theoretical and empirical mathematical models describing the sedimentation process are introduced, along with their application in one-dimensional secondary clarifier models, which are a key component of the whole plant model used for simulating operation under hydraulic overload conditions. The issues of selecting the constitutive functions of the secondary clarifier model and calibrating their parameters are given particular attention in the research section of the dissertation.

Based on the literature review and the justification for the chosen topic, the objective and scope of the study are defined (Chapter 3).

Chapter 4 describes the research methodology, which includes both laboratory and simulation studies, as well as a characterization of the research object (the Wrocław Wastewater Treatment Plant). The component models used to build and parameterize the mathematical model of the WOŚ technological system, which is the subject of the research, are presented.

The results presented in Chapter 5 include:

- studies on the variability of wastewater composition, used to prepare a representative dataset for steady-state and dynamic simulations,
- kinetic studies and long-term studies on the variability of sedimentation properties, illustrating the impact of gravimetric selection of activated sludge on the wastewater treatment process,
- calibration and validation of the three considered secondary clarifier models, which enabled:

-
- identification of the model that best reflects the actual dynamics of changes in the full-scale clarifier,
 - confirmation of the effectiveness of the proposed calibration methodology for the selected model,
 - simulation studies, which showed that:
 - gravimetric selection of activated sludge allows for safe operation at flow rates nearly twice the maximum current load of the biological treatment system, but the downside of this solution is its seasonality, meaning it does not maintain highly favorable sedimentation properties during the winter period,
 - strategies for reducing the load of suspended solids on individual clarifiers, which produce satisfactory results in both summer and winter, are the step-feed system and increasing the number of secondary clarifiers. Both solutions offer comparable technological effects but differ in the investment costs associated with their implementation.

The summary and final conclusions are presented in Chapter 6.

Key words: wastewater treatment optimisation,
mathematical modelling,
simulation studies,
activated sludge sedimentation,
secondary settling tank model calibration.

SPIS TREŚCI

| | |
|---|----|
| STRESZCZENIE | IV |
| SUMMARY | VI |
| SPIS TREŚCI | 1 |
| SPIS NAJWAŻNIEJSZYCH SYMBOLI I SKRÓTÓW WYKORZYSTANYCH W PRACY | 4 |
| 1. WPROWADZENIE I UZASADNIENIE CELOWOŚCI PODJĘTEGO TEMATU | 5 |
| 2. PRZEGLĄD LITERATURY | 11 |
| 2.1. WPŁYW OPADÓW DESZCZU NA PRACĘ OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW | 11 |
| 2.1.1. JAKOŚĆ ŚCIEKÓW SUROWYCH | 11 |
| 2.1.2. OCZYSZCZANIE MECHANICZNIE | 13 |
| 2.1.3. OCZYSZCZANIE BIOLOGICZNE | 14 |
| 2.2. SEDYMENTACJA OSADU CZYNNEGO | 17 |
| 2.2.1. REŻIMY SEDYMENTACJI | 17 |
| 2.2.2. CZYNNIKI WPŁYWAJĄCE NA WŁAŚCIWOŚCI SEDYMENTACYJNE OSADU CZYNNEGO | 20 |
| 2.2.3. MODELE SEDYMENTACJI OSADU CZYNNEGO | 24 |
| 2.2.3.1. MODELE TEORETYCZNE | 24 |
| 2.2.3.2. MODELE EMPIRYCZNE | 26 |
| 2.2.3.2.1. SEDYMENTACJA STREFOWA | 26 |
| 2.2.3.2.2. MODELE KOMPRESJI | 29 |
| 2.2.3.2.3. MODELE ŁĄCZĄCE SEDYMENTACJĘ STREFOWĄ I KOMPRESJĘ | 31 |
| 2.3. MODELE OSADNIKÓW WTÓRNYCH W SYMULACJACH PROCESU OSADU CZYNNEGO | 33 |
| 2.3.1. MODEL PIERWSZEGO RZĘDU | 34 |
| 2.3.2. MODEL DRUGIEGO RZĘDU | 37 |
| 2.3.2.1. MODEL BURGER'A -DIEHL'A | 37 |
| 2.3.2.2. MODEL PLOSZ'A | 41 |
| 2.3.3. KALIBRACJA MODELI OSADNIKA WTÓRNEGO | 43 |
| 2.3.3.1. DOBÓR FUNKCJI SKŁADOWYCH | 43 |
| 2.3.3.1. KALIBRACJA PARAMETRÓW FUNKCJI SKŁADOWYCH | 46 |

| | | |
|----------|--|-----|
| 2.4. | STRATEGIE PROWADZENIA PROCESU OSADU CZYNNEGO PRZY NAPŁYWIE ŚCIEKÓW POGODY DESZCZOWEJ | 48 |
| 2.4.1. | STRATEGIE ODCIĄŻAJĄCE UKŁAD BIOLOGICZNEGO OCZYSZCZANIA... | 49 |
| 2.4.2. | STRATEGIE ODCIĄŻAJĄCE OSADNIK WTÓRNY..... | 52 |
| 2.4.3. | STRATEGIE POPRAWIAJĄCE WŁAŚCIWOŚCI SEDYMENTACYJNE OSADU CZYNNEGO | 57 |
| 3. | CEL I ZAKRES PRACY | 59 |
| 4. | METODYKA BADAŃ..... | 62 |
| 4.1. | OBIEKT BADAWCZY | 62 |
| 4.2. | METODY BADAWCZE | 68 |
| 4.2.1. | BADANIA WŁAŚCIWOŚCI ŚCIEKÓW..... | 68 |
| 4.2.2. | BADANIA KINETYCZNE OSADU CZYNNEGO | 71 |
| 4.2.3. | BADANIA WŁAŚCIWOŚCI SEDYMENTACYJNYCH OSADU CZYNNEGO .. | 73 |
| 4.2.4. | TESTY PRZECIĄŻANIA OSADNIKA WTÓRNEGO | 76 |
| 4.2.5. | MODEL PROCESU OSADU CZYNNEGO WOŚ..... | 77 |
| 4.2.5.1. | MODELE UKŁADU TECHNOLOGICZNEGO | 78 |
| 4.2.5.2. | MODELE SKŁADOWE..... | 80 |
| 5. | WYNIKI BADAŃ | 88 |
| 5.1. | BADANIA WŁAŚCIWOŚCI SEDYMENTACYJNYCH OSADU CZYNNEGO | 88 |
| 5.1.1. | INDEKS OSADU JAKO MIARA WŁAŚCIWOŚCI SEDYMENTACYJNYCH OSADU | 88 |
| 5.1.2. | SEZONOWA ZMIENNOŚĆ WŁAŚCIWOŚCI SEDYMENTACYJNYCH..... | 92 |
| 5.2. | BADANIA ZMIENNOŚCI SKŁADU ŚCIEKÓW | 95 |
| 5.2.1. | ZMIENNOŚĆ PRZEPŁYWU | 96 |
| 5.2.2. | CHARAKTERYSTYKA ŚCIEKÓW POGODY MOKREJ..... | 99 |
| 5.2.2.1. | ANALIZA SPÓJNOŚCI DANYCH LABORATORYJNYCH..... | 99 |
| 5.2.2.2. | ANALIZA PORÓWNAWCZA ŁADUNKÓW I STĘŻEŃ ŚCIEKÓW POGODY SUCHEJ I DESZCZOWEJ | 101 |
| 5.2.3. | ZMIENNOŚĆ GODZINOWA SKŁADU ŚCIEKÓW MECHANICZNIE OCZYSZCZONYCH W CZASIE DOPŁYWU ŚCIEKÓW POGODY MOKREJ | 103 |

| | | |
|----------|--|-----|
| 5.2.4. | BADANIA PODZIAŁU FRAKCYJNEGO W ŚCIEKACH MECHANICZNIE OCZYSZCZONYCH | 108 |
| 5.2.4.1. | PODZIAŁ FRAKCYJNY ZE WZGLĘDU NA STOPIEŃ ZDYSPERGOWANIA 108 | |
| 5.2.4.2. | PODZIAŁ NA FRAKCJE MODELU ASM2d | 112 |
| 5.3. | BADANIA KINETYCZNE OSADU CZYNNEGO | 113 |
| 5.3.1. | BADANIA SZYBKOŚCI NITRYFIKACJI..... | 114 |
| 5.3.2. | BADANIA UWALNIANIA FOSFORANÓW..... | 116 |
| 5.4. | KALIBRACJA I WALIDACJA MODELI OSADNIKA WTÓRNEGO | 118 |
| 5.4.1. | MODEL TAKACS'A..... | 118 |
| 5.4.2. | MODEL BURGER'A – DIEHL'A | 120 |
| 5.4.2.1. | KALIBRACJA PARAMETRÓW FUNKCJI SEDYMENTACJI STREFOWEJ .. | 120 |
| 5.4.2.2. | KALIBRACJA PARAMETRÓW FUNKCJI KOMPRESJI | 121 |
| 5.4.2.3. | KALIBRACJA PARAMETRÓW FUNKCJI DYSERSJI I KOMPRESJI | 126 |
| 5.4.3. | MODEL PLOSZ'A..... | 130 |
| 5.4.4. | WALIDACJA MODELI | 134 |
| 5.5. | BADANIA SYMULACYJNE | 140 |
| 5.5.1. | ZAŁOŻENIA I DANE DO BADAŃ SYMULACYJNYCH | 141 |
| 5.5.2. | UKŁAD REFERENCYJNY | 144 |
| 5.5.3. | STEP-FEED..... | 151 |
| 5.5.4. | RETENCJA OSADU CZYNNEGO | 156 |
| 5.5.5. | DODATKOWY OSADNIK WTÓRNY | 161 |
| 5.5.6. | GRAWIMETRYCZNA SELEKCJA OSADU CZYNNEGO | 163 |
| 5.5.7. | PORÓWNANIE STRATEGII PROWADZENIA PROCESU..... | 167 |
| 6. | WNIOSKI KOŃCOWE I PODSUMOWANIE | 174 |
| 7. | SPIS TABEL | 177 |
| 8. | SPIS RYSUNKÓW..... | 179 |
| 9. | LITERATURA..... | 190 |
| 10. | ZAŁĄCZNIKI | 204 |

SPIS NAJWAŻNIEJSZYCH SYMBOLI I SKRÓTÓW WYKORZYSTACH W PRACY

- ASM – model osadu czynnego (Activated Sludge Model)
- ADM – model stabilizacji beztlenowej (Anaerobic Digestion Model)
- BZT₅ – 5-dobowe biochemiczne zapotrzebowanie na tlen
- BZT_C – całkowite biochemiczne zapotrzebowanie na tlen
- ChZT – chemiczne zapotrzebowanie na tlen
- CMF – filtracja na złożu ściśliwym (Compressible Media Filtration)
- EPS – zewnątrzkomórkowe substancje polimerowe (Extracellular Polymeric Substances)
- GSOC – grawimetryczna selekcja osadu czynnego
- IWA – Międzynarodowe Stowarzyszenie Wody
- KB – komora beztlenowa (anaerobowa)
- KD – komora denitryfikacji (anoksyczna)
- KDN – komora zmiennej funkcji (denitryfikacji/nitryfikacji)
- KN – komora nitryfikacji (tlenowa, aerobowa)
- LKT – lotne kwasy tłuszczowe
- PAO – bakterie akumulujące fosforany (*Phosphate Accumulating Organisms*)
- PHA – polihydroksyalkaniany
- RLM – Równoważna Liczba Mieszkańców
- SBH – wysokość warstwy osadu (sludge blanket height)
- sChZT – rozpuszczone chemiczne zapotrzebowanie na tlen
- WOŚ – Wrocławska Oczyszczalnia Ścieków

1. WPROWADZENIE I UZASADNIENIE CELOWOŚCI PODJĘTEGO TEMATU

W ciągu ostatnich kilkudziesięciu lat, motorem rozwoju w obszarze gospodarki ściekowej były głównie bezpieczeństwo sanitarne ludności oraz ochrona środowiska. W ujęciu globalnym czynniki te nadal niewątpliwie są kluczowe. Z raportowanej przez Organizację Narodów Zjednoczonych całkowitej produkcji ścieków z 42 krajów w 2015 roku, tylko 32% zostało poddanych jakimkolwiek procesowi oczyszczenia (Alabaster et al., 2021). W Unii Europejskiej wskaźnik ten jest znacząco wyższy - w 2018 roku aż 82% ładunku zanieczyszczeń generowanego w europejskich aglomeracjach miejskich zostało oczyszczane zgodnie z obowiązującym prawem (EEA, 2020). Stało się tak w związku z systematycznym wdrażaniem wymogów Dyrektywy Rady 91/271/EWG dotyczącej oczyszczania ścieków komunalnych. Dyrektywa ta koncentruje się na zmniejszeniu ładunku materii organicznej oraz substancji biogennej odprowadzanej do rzek, jezior i mórz w celu ograniczenia zjawiska eutrofizacji oraz deficytów tlenu. Ciągłe poszerzanie wiedzy na temat środowiska spowodowało jednak, że grupa czynników skłaniających do dalszych zmian w obszarze gospodarki ściekowej znacznie się poszerzyła (Rysunek 1.1). W naszej świadomości pojawiają się nowe kategorie zanieczyszczeń, a postępująca zmiana klimatu czyni zarządzanie wodami opadowymi coraz trudniejszym zadaniem.

| | | | |
|---|---|---|--|
|  | Zarządzanie wodami opadowymi oraz adaptacja do zmian klimatu |  | Identyfikacja nowych antropogenicznych zanieczyszczeń tzw. <i>emerging contaminants</i> |
|  | Wzrost efektywności energetycznej oraz odzysku surowców |  | Pozyskiwanie funduszy |
|  | Zgodność z Dyrektywą Rady 91/271/EWG oraz Ramową Dyrektywą Wodną |  | Oczyszczanie ścieków zarówno na obszarach miejskich jak i wiejskich |

Rysunek 1.1 Aktualne wyzwania dla miejskich oczyszczalni ścieków komunalnych (Whalley et al., 2019)

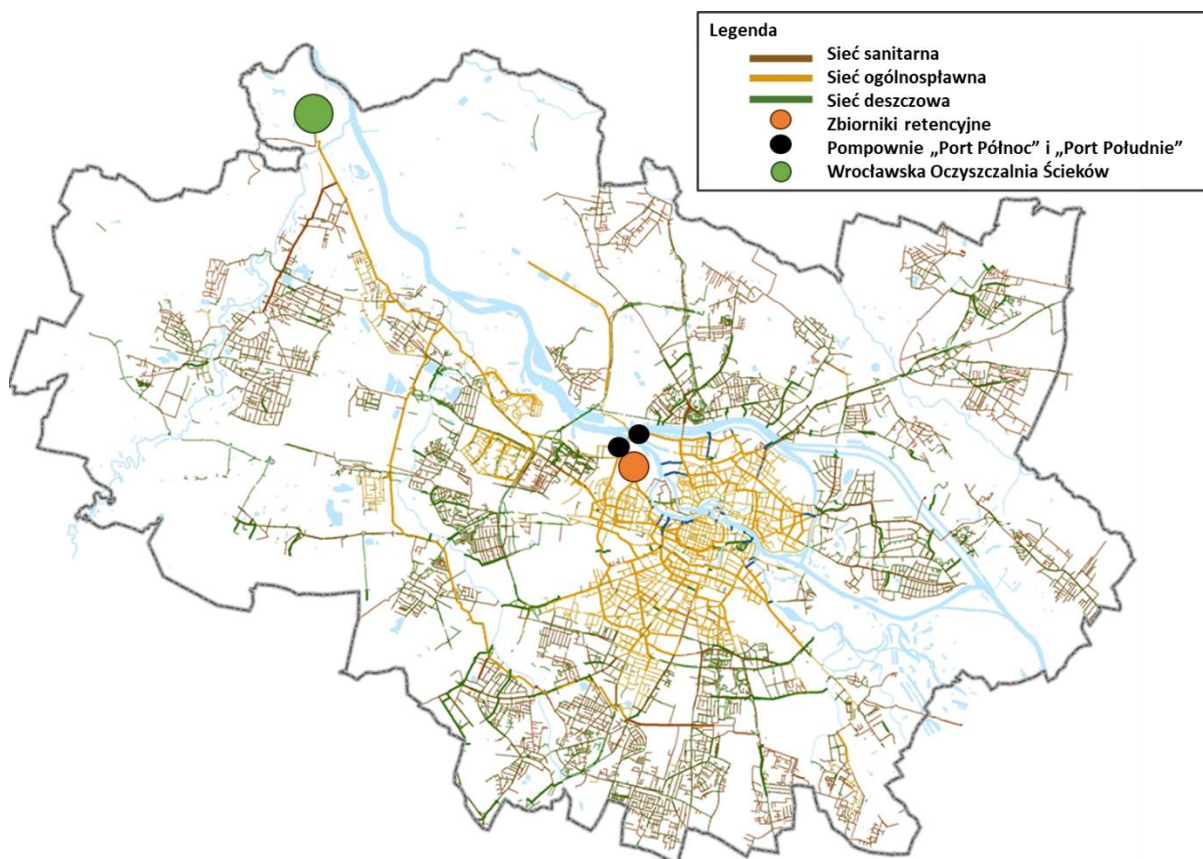
Globalny wzrost średniej światowej temperatury przy powierzchni ziemi przekłada się na większą intensywność wstępujących opadów atmosferycznych (Allen & Ingram, 2002; Berg et al., 2013; Fischer & Knutti, 2016; Kharin et al., 2013). Obserwowany jest również wzrost częstotliwości występowania ekstremalnie wysokich opadów (Myhre et al., 2019) i przewiduje się, że ten trend wzrostowy będzie tym silniejszy im większa będzie emisja

gazów cieplarnianych (EEA, 2022). Dla przedsiębiorstw wodociągowych operujących na obszarach dużych aglomeracji miejskich, spośród przedstawionych powyżej wyzwań, jednym z najważniejszych jest niewątpliwie zarządzanie wodami opadowymi. Przestrzeń miejska charakteryzuje się bowiem wysokim stopniem uszczelnieniem powierzchni, a sieć kanalizacyjna zlokalizowana w historycznych centrach miast to najczęściej sieć ogólnospławna. Na takim terenie większość wód opadowych trafia do sieci kanalizacyjnej, zwiększając ryzyko zadziałania przelewów burzowych i przeciążenia hydraulicznego znajdującej się na końcu sieci oczyszczalni ścieków.

Główny akt prawny regulujący obecnie gospodarkę ściekową w Polsce to ustawa Prawo Wodne z dnia 20 lipca 2017 roku (Dz. U. 2017 poz. 1566, z późn.zm.), będąca transpozycją Dyrektywy Rady 91/271/EWG z dnia 21 maja 1991 roku. Powyższa ustawa oraz rozporządzenie wykonawcze Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 15 lipca 2019 roku (Dz.U. 2019 poz. 1311) w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego oraz warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, a także przy odprowadzaniu wód opadowych lub roztopowych do wód lub do urządzeń wodnych, dopuszczają możliwość odprowadzania do śródlądowych wód płynących ścieków z przelewów burzowych kanalizacji ogólnospławnej, jeżeli średnia roczna liczba zrzutów z poszczególnych przelewów nie jest większa niż 10. Zapis ten obliuguje operatorów sieci kanalizacyjnej do eksploatacji układu w sposób minimalizujący ryzyko zadziałania przelewów burzowych, a co za tym idzie, skierowania do oczyszczalni ścieków gwałtownie zwiększającego się podczas opadów strumienia ścieków o zmiennym stężeniu zanieczyszczeń, co może prowadzić do zaburzenia procesu oczyszczania. Warto zauważyć jednak, że tak sformułowany przepis nie reguluje wprost wielkości ładunku zanieczyszczeń jaki może zostać odprowadzony do środowiska przez działający przelew burzowy. Zostało to odnotowane w zakończonej w 2019 roku ocenie Dyrektywy 91/271/EWG, w której zidentyfikowano przelewy wód burzowych jako jedno z trzech głównych źródeł pozostałego ładunku zanieczyszczeń ze ścieków komunalnych, który nadal trafia do środowiska (Pistocchi et al., 2019). Przełożyło się to na znaczne zmiany w klauzulach dotyczących działania przelewów burzowych w opublikowanej przez Komisję Europejską w 2022 roku propozycji aktualizacji Dyrektywy. Zaproponowano obowiązek sporządzenia planu zintegrowanego zarządzania ściekami komunalnymi dla wszystkich aglomeracji powyżej 100 000 RLM. Treść planu ma zawierać m.in. cele w zakresie ograniczenia zanieczyszczenia powodowanego przelewami burzowymi, w tym orientacyjny cel ograniczenia sumarycznego ładunku odprowadzanego przelewami burzowymi do 1% całkowitego rocznego ładunku odbieranych ścieków komunalnych w pogodzie suchej (European Commission. Directorate-General for Environment, 2022). Zachodzące jednocześnie zmiany legislacyjne oraz postępujące zmiany w charakterystykach opadów

powodują, że świadoma eksploatacja systemu kanalizacyjnego w warunkach przeciążenia hydraulicznego staje się priorytetem.

W systemie kanalizacyjnym aglomeracji wrocławskiej, będącym obiektem badań niniejszej rozprawy, na przestrzeni ostatnich dwóch dekad zaszły znaczące zmiany. System ten składa się z sieci kanałów sanitarnych, ogólnospławnych i deszczowych, ponad 60 pompowni ścieków oraz mechaniczno-biologicznej oczyszczalni ścieków.



Rysunek 1.2 Schemat systemu kanalizacyjnego w m. Wrocław

Sumaryczna długość sanitarnej i ogólnospławnej sieci kanalizacyjnej wzrosła z 793,1 km w 2003 roku do 1300,3 km w roku 2022. Do 2014 roku, strumień ścieków z północnej zlewni sieci kanalizacyjnej, obsługiwanej przez jedną z dwóch głównych pompowni (pompownia Port Północ), mógł być kierowany zarówno do pracującej od 2001 roku Wrocławskiej Oczyszczalni Ścieków (WOŚ) jak i na Pola Irygacyjne (naturalną mechaniczno-biologiczną oczyszczalnię ścieków zajmującą obszar ponad 1000 ha). Od 2014 roku cały strumień ścieków z aglomeracji wrocławskiej trafia tylko do WOŚ, a Pola Irygacyjne zostały wyłączone z eksploatacji. W 2022 roku do wrocławskiego systemu kanalizacji zostały włączone cztery zbiorniki retencyjne o sumarycznej objętości 60 000 m³, odpowiadającej prawie połowie projektowej dobowej przepustowości WOŚ. Zbiorniki te mają za zadanie retencjonować strumień ścieków mokrej pogody, który zostałby odprowadzony do Odry jednym z największych przelewów burzowych znajdującym się przy pompowni „Port Południe”. Każda w wymienionych powyżej zmian

wiązała się z koniecznością odpowiedniej reorganizacji współpracy poszczególnych elementów wrocławskiego systemu kanalizacyjnego. Ograniczenie zarzutów burzowych skutkuje wzrostem ilości ścieków i ładunków zanieczyszczeń doprowadzanych do oczyszczalni, co potęguje już istniejące wyzwania eksploatacyjne.

Do przeprowadzenia działań optymalizujących współdziałanie sieci kanalizacyjnej z oczyszczalnią ścieków, ukierunkowanych na minimalizację ładunku zanieczyszczeń odprowadzanych do odbiornika przez przelewy burzowe, niezbędne jest określenie wartości maksymalnej i bezpiecznej technologicznie przepustowości oczyszczalni ścieków w okresach mokrej pogody. Wartość ta przekłada się wprost na sposób eksploatacji zbiorników retencyjnych – częstotliwość ich napełniania oraz szybkość opróżniania - w celu przygotowania na kolejny epizod mokrej pogody. Zdarzenia opadowe charakteryzują się bardzo dużą dynamiką, która wpływa na zmianę ilości oraz jakości transportowanego siecią kanalizacyjną strumienia ścieków (Borzooei et al., 2022; Di Modugno et al., 2015; Lee & Bang, 2000; D. Li et al., 2015). Jedynym narzędziem pozwalającym na predykcję odpowiedzi oczyszczalni na gwałtowną zmianę dopływającego strumienia a także ilościową analizę różnych wariantów jej eksploatacji jest dynamiczny model matematyczny kluczowych procesów oczyszczania ścieków. W tym kontekście, kluczowy jest model osadu czynnego sprzężony z modelem jego zagęszczania w osadnikach wtórnych.

Opracowany w latach osiemdziesiątych dwudziestego wieku model osadu czynnego (Activated Sludge Model No 1 – ASM1) (Henze et al., 1987) po ponad trzech dekadach ciągłego rozwoju i trzech kluczowych rozszerzeniach - ASM2, ASM2d oraz AMS3 - (Henze et al., 2000) jest obecnie dojrzałym, dobrze ugruntowanym narzędziem, które standardowo wykorzystywane jest w badaniach, pracach optymalizacyjnych czy projektowych (Hauduc et al., 2009; Van Loosdrecht et al., 2015). Wypracowane, w okresie kilkudziesięciu lat doświadczeń, domyślnie wartości współczynników stechiometrycznych oraz kinetycznych są w dużym stopniu uniwersalne (Regmi et al., 2019). Zwykle, zróżnicowanie ich wartości pomiędzy poszczególnymi oczyszczalniami komunalnymi jest nieznaczne (Balbierz, 2016; Petersen et al., 2002; Tiar et al., 2024).

Jednocześnie jedną z głównych wad modeli ASM, wynikającą z samej ich struktury, jest brak możliwości predykcji właściwości sedymentacyjnych osadu czynnego. Zdolność osadu do szybkiego i efektywnego zagęszczenia w osadniku wtórnym jest kluczowa dla pracy układu oczyszczania w warunkach pogody deszczowej. Zwiększenie strumienia osadu czynnego zasilającego osadnik wtórny w okresach przeciążenia hydraulicznego, przy gorszych właściwościach sedymentacyjnych, może spowodować akumulację osadu w osadniku, wzrost warstwy osadu a następnie jego wymycie ze strumieniem ścieków oczyszczonych. Niestety, obecny stan wiedzy na temat mechanizmów formowania się kłaczków osadu czynnego nie pozwala na estymację jego właściwości

sedymenacyjnych na podstawie składu frakcyjnego biomasy modelu ASM. Proces rozdziału osadu oraz ścieków oczyszczonych w symulacjach układów osadu czynnego jest opisywany z wykorzystaniem wybranej funkcji sedimentacji. Funkcje te są empirycznymi zależnościami prędkości sedimentacji od stężenia osadu, a ich parametry powinny być każdorazowo wyznaczone eksperymentalnie. Jest to szczególnie ważne w kontekście niniejszej rozprawy, ponieważ w badanym układzie (WOŚ) występuje sezonowa zmienność charakterystyki sedimentacyjnej osadu. W celu określenia zakresu zmienności parametrów funkcji sedimentacji konieczne jest przeprowadzenie długoterminowych (obejmujących charakterystyczne sezony w cyklu rocznym) badań właściwości sedimentacyjnych.

Najpopularniejszy obecnie model osadnika wtórnego to 1-wymiarowy 10-warstwowy model wykorzystujący podwójnie wykładniczą funkcję sedimentacji (Takács et al., 1991). Ma on trzy podstawowe zalety, które czynią go pierwszym wyborem naukowców i inżynierów w symulacjach układów osadu czynnego w pogodzie suchej. Wymaga on kalibracji jedynie trzech parametrów funkcji sedimentacji, z zadowalającą dokładnością przewiduje wysokość warstwy osadu oraz jego stężenie w recyrkulacji i ściekach oczyszczonych w trakcie normalnej pracy układu, a ponadto charakteryzuje się satysfakcjonującą szybkością symulacji. Powyższa publikacja została uznana w 2006 roku za jedną z najbardziej przełomowych w 40-letniej historii czasopisma *Water Research* (Morgenroth & Shin, 2006), jednak już kilka lat później pojawiły się doniesienia o niedostatkach modelu uwidaczniających się szczególnie przy symulacjach przeciążenia hydraulicznego osadnika i skutkujących niedoszacowaniem wysokości warstwy osadu (B. Li & Stenstrom, 2014). Przyczyny tych błędów zostaną omówione szczegółowo w dalszej części niniejszej pracy. W ciągu ostatniej dekady zostały opracowane nowe modele osadnika wtórnego oraz wykorzystywane w nim funkcje sedimentacji, które według doniesień literaturowych wykazują się większą trafnością przewidywań w nietypowych warunkach pracy (Bürger et al., 2011; Plósz et al., 2011).

Pomimo znacznego postępu w obszarze 1-wymiarowych modeli osadnika wtórnego, wypracowane przez naukowców nowe rozwiązania nie weszły jeszcze do praktyki inżynierskiej. Konieczna jest ich badawcza weryfikacja w warunkach rzeczywistych, z myślą o identyfikacji aspektów wskazujących kierunki ewentualnych dalszych prac naukowych (Van Loosdrecht et al., 2015). Sprawne poruszanie się wśród licznych modeli osadnika wtórnego, równań opisujących sedimentację osadu czynnego oraz stosowanych w ich kalibracji metod eksperymentalnych wymaga jasnych wytycznych. Problem ten został zidentyfikowany, ale luka w postaci protokołu wyboru modelu odpowiedniego dla celu, symulacji wraz z zakresem wymaganych do kalibracji danych, nie została jeszcze wypełniona (Plósz et al., 2012). W raporcie opublikowanym w 2012 przez Grupę Roboczą IWA ds. Dobrych Praktyk Modelowania przedstawiono ogólny

protokół symulacyjny zawierający wskazówki dotyczące wyboru odpowiedniego modelu, jego konfiguracji, kalibracji oraz interpretacji otrzymanych wyników (Rieger, 2012). Jednak, pomimo ważnej roli jaką osadnik wtórny pełni w układach osadu czynnego, tylko mały fragment tego raportu dotyczy modelu osadnika wtórnego.

Zwiększenie poziomu złożoności modeli wiąże się zwykle z koniecznością stosowania bardziej zaawansowanych metod eksperymentalnych oraz kalibracją większej liczby parametrów, co, przy ograniczonej ilości danych wejściowych, skutkuje zwiększeniem stopnia niepewności odpowiednich wyników symulacji. Jednocześnie protokół kalibracyjny modelu osadnika, by zostać powszechnie zaakceptowany przez praktyków, powinien bazować na zbiorze danych zbieranych rutynowo przez operatorów lub mierzalnych w prosty sposób. Eliminuje to metodyki kalibracji bazujące na pomiarach, które np. ze względu na gabaryty wykorzystywanej aparatury, nie mogą zostać wykonane na obiekcie tj. testy sedymentacji z wykorzystaniem radioizotopów i kamery gamma (J. De Clercq et al., 2005). Znalezienie „złotego środka” pomiędzy prostotą i wygodą kalibracji modelu, a jego zdolnością do precyzyjnego odwzorowania rzeczywistego stanu obiektu jest kluczem do upowszechnienia osiągnięć w dziedzinie modelowania w praktyce inżynierskiej.

Ważnym kontekstem niniejszej pracy jest próba zmniejszenia rozziwu pomiędzy nauką a praktyką. Została ona przeprowadzona w ramach programu „Doktorat Wdrożeniowy”, którego założeniem jest wykorzystanie badań naukowych do rozwiązania rzeczywistych problemów technicznych i technologicznych polskich przedsiębiorców. Z założenia więc wykonane badania miały charakter głęboko użyteczny. Koncentrowały się na praktycznej weryfikacji możliwości implementacji zaawansowanych modeli osadnika wtórnego w projekcie naceLOWanym na rozpoznanie możliwości bezpiecznego zwiększenia przepustowości układu biologicznego oczyszczania ścieków. Ich wyniki posłużą jako ważny element doradczy przy podejmowaniu kluczowych decyzji operacyjnych i inwestycyjnych jednej z największych oczyszczalni komunalnych w Polsce, a zaproponowana metodyka kalibracji osadnika wtórnego ma duży potencjał aplikacyjny – zarówno dla praktyków jak i środowiska naukowego.

2. PRZEGLĄD LITERATURY

2.1. WPŁYW OPADÓW DESZCZU NA PRACĘ OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW

Każdy system kanalizacyjny posiadający zlewnię ogólnospławną doznaje istotnych zmian w warunkach pracy w związku z opadami deszczu i intensywnymi roztopami - począwszy od pompowni ścieków i przelewów burzowych, na kolektorach i oczyszczalniach ścieków kończąc. Zmiany w charakterystyce strumienia doprowadzanego do oczyszczalni ścieków są wypadkową unikalnego charakteru każdego opadu oraz konfiguracji wzajemnej współpracy poszczególnych, poprzedzających oczyszczalnię, elementów systemu kanalizacyjnego. W poniższym rozdziale przedstawiono specyfikę tych zmian oraz to w jaki sposób wpływają one na najważniejsze etapy procesu oczyszczania ścieków i gospodarki osadowej.

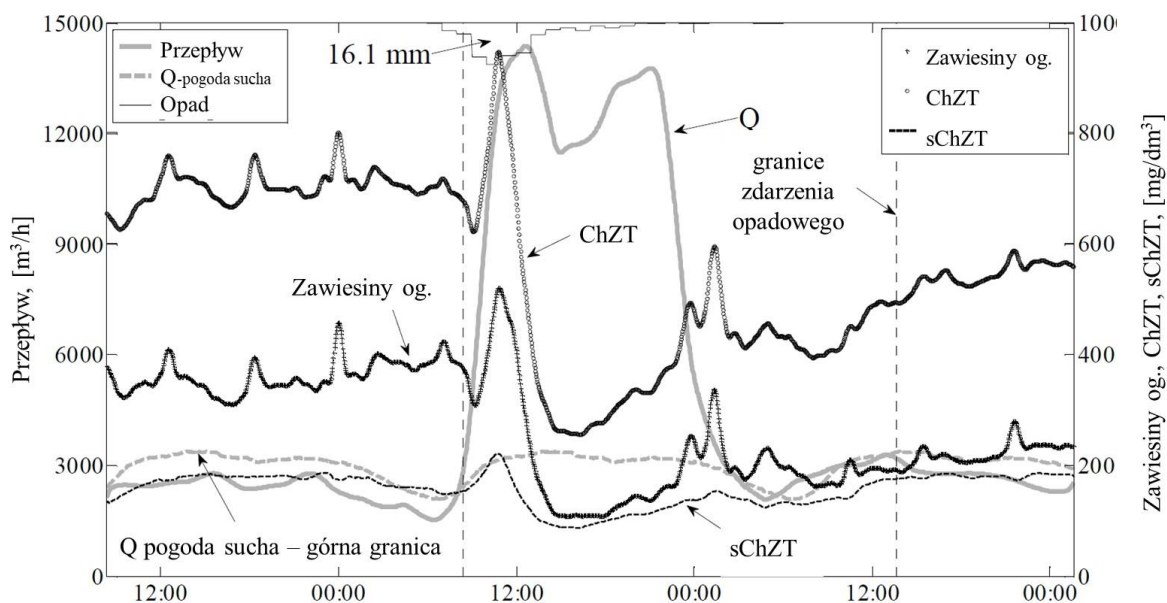
2.1.1. JAKOŚĆ ŚCIEKÓW SUROWYCH

Ilość i jakość strumienia ścieków dopływającego do oczyszczalni w trakcie i po zdarzeniu opadowym jest warunkowana głównie intensywnością oraz zasięgiem obszarowym takiego zdarzenia. Poza strumieniem ścieków komunalnych i wód deszczowych do sieci dostaje się jednak również tzw. spływ powierzchniowy, czyli wody opadowe, które porwały ze sobą materię organiczną i nieorganiczną z powierzchni dróg, parkingów i dachów. Dodatkowo, gwałtowne zwiększenie prędkości przepływu w przewodach kanalizacyjnych powoduje wzburzenie i przetransportowanie w kierunku oczyszczalni dużej masy osadów kumulujących się w sieci w trakcie pogody suchej (tzw. efekt „first flush”) (Larsen et al., 1998). Skrócony czas przetrzymania strumienia ścieków w sieci kanalizacyjnej wpływa również na stopień wstępnego rozkładu materii organicznej, a więc na zmniejszenie ilości łatwo dostępnego węgla organicznego (Bixio et al., 2001). Jak widać istnieje również cały szereg innych czynników, poza wielkością opadu, wpływających na zmienność wielkości dopływającego strumienia ścieków surowych jak i stężeń zawartych w nim zanieczyszczeń. Są wśród nich np.: wielkość i topografia sieci kanalizacyjnej, stopień uszczelnienia powierzchni poszczególnych zlewni czy długość okresu suchej pogody poprzedzającego opad (Gooré Bi et al., 2015; Kothandaraman, 1972).

Przeprowadzone badania wykazały, że pomimo zauważalnego spadku stężenia zanieczyszczeń (Borzooui, Miranda, et al., 2019; Borzooui, Teegavarapu, et al., 2019), podczas zdarzeń opadowych, układ oczyszczania jest obciążony zwiększonym, w porównaniu do pogody suchej, ładunkiem ChZT, zawiesin ogólnych, BZT₅, azotu amonowego czy azotu Kjeldahla (Bertrand-Krajewski et al., 1995; McMahan, 2006;

Schilperoort, 2011; Stricker et al., 2003). Określenie, charakterystycznego dla danego obiektu, stopnia rozcieńczenia podczas opadów czy wyznaczenie jego zależności od wielkości opadów wymaga analizy dużego zbioru historycznych danych eksploatacyjnych. Zaproponowane w literaturze metodyki wyznaczania charakterystycznych parametrów wykorzystują analizę regresji liniowej, algorytmy przesuwne okna (Borzooei, Teegavarapu, et al., 2019), algorytmy regresji nieparametrycznej tj. k-najbliższych sąsiadów (Kim et al., 2016) czy algorytmy analizy skupień tj. metoda k-średnich (Borzooei, Miranda, et al., 2019) do zdefiniowania reprezentatywnego składu ścieków pogody deszczowej. Zbiorem wejściowym dla tych algorytmów są dane jakościowe uśrednionych próbek średniodobowych, wartości dobowe przepływu oraz dobową sumę opadów. Analiza takiej bazy danych, niezależnie od zastosowanej metodyki, może prowadzić do uzyskania zaniżonych współczynników korelacji lub całkowitego ich braku, a co za tym idzie utratę informacji, ze względu na:

- sposób pobierania próbek – próbki średniodobowe nie niosą ze sobą informacji o krótkoterminowej zmianie składu ścieków po opadach deszczu (Langeveld et al., 2017; Schilperoort, 2011). Skalę dynamiki zmienności jakości ścieków surowych po opadach deszczu można zaobserwować na danych z przykładowej szarży pomiarowej w Eindhoven na rysunku 2.1. Jest to szczególnie znaczące, gdy próbki te nie są pobierane proporcjonalnie do przepływu co, w doświadczeniu autorki, jest powszechną praktyką.
- przesunięcie czasowe pomiędzy wystąpieniem opadu a zwiększonym dopływem ścieków na wlocie do oczyszczalni (Schilperoort, 2011), szczególnie dla dużych zlewni posiadających liczne pompownie ścieków i korzystające z retencji kanałowej, lub wyposażone w dedykowane zbiorniki retencyjne.
- miarodajność pomiarów wysokości opadów ze względu na zmienność przestrzenną pola opadowego nakładającą się na liczbę i lokalizację deszczomierzy w danej zlewni. Nieodpowiednia lokalizacja punktów pomiarowych, np. zbyt małe ich zagęszczenie na obszarach zlewni ogólnospławnych lub nawet całkowity ich brak, znacznie zmniejsza celowość wykorzystania zbieranych w ten sposób danych do definiowania charakterystycznych parametrów ścieków pogody deszczowej.



Rysunek 2.1 Przebieg zmienności wielkości przepływu, stężenia zawiesin ogólnych i wartości ChZT dla zdarzenia opadowego 12 i 13 czerwca 2008 roku dla zlewni Eindhoven Stad (Schilperoord, 2011)

Mając powyższe na uwadze oraz niepowtarzalny charakter każdego zdarzenia opadowego, zasadne wydaje się, by, w badaniach symulacyjnych skupiających się wyłącznie na warunkach pracy układu biologicznego oczyszczania ścieków, zrezygnować z bazowania na danych pluwiograficznych, a poddać analizie wyłącznie rzeczywistą bazę danych laboratoryjnych oraz operacyjnych i na tej podstawie tworzyć odpowiednie zbiory danych wejściowych do symulacji.

2.1.2. OCZYSZCZANIE MECHANICZNIE

Na stopień mechanicznego oczyszczania ścieków składają się procesy cedzenia oraz sedymentacji największych frakcji zanieczyszczeń obecnych w strumieniu ścieków surowych. Z punktu widzenia prowadzenia tych procesów, najważniejszymi aspektami związanymi z mokrą pogodą jest zwiększenie prędkości przepływu oraz pierwsza fala spływu powierzchniowego, tzw. „first flush”, niosąca ze sobą duże ilości zawiesin organicznych i dużych cząstek mineralnych. Efektywność pierwszego procesu odseparowywania zanieczyszczeń, cedzenia, może zostać obniżona przy znacznym wzroście przepływu. Większa prędkość napływającego strumienia jest równoznaczna z większą siłą napierającą na cząstki zatrzymywane przez przegrodę (np. kraty gęste), co może skutkować „przepychaniem” zanieczyszczeń na jej drugą stronę. Przy bardzo dużych ładunkach niesionego w strumieniu ścieków surowych żwiru i innych dużych elementów istnieje również ryzyko zablokowania, przez gromadzące się złoże, mechanizmu odbierającego skratki (Tebbutt, 1998).

Napływ ścieków pogody deszczowej do obiektów procesu sedymentacji (piaskowniki i osadniki wstępne) oznacza ich większe obciążenie ładunkiem zanieczyszczeń oraz krótszy czas sedymentacji. Oba te czynniki mogą prowadzić do spadku efektywności separacji i przedostania się nadmiarowego ładunku materii organicznej i nieorganicznej do kolejnych obiektów. Piasek i inne stałe frakcje zanieczyszczeń nieorganicznych, które w warunkach normalnego obciążenia hydraulicznego byłyby usuwane w piaskowniku, po przedostaniu się do osadnika wstępnego opadają w nim na dno i są odprowadzane jako osad wstępny. Jeżeli w oczyszczalni prowadzony jest proces fermentacji metanowej, zwiększenie udziału frakcji nieorganicznej w osadzie wstępnym przyczynia się do spadku ilości produkowanego gazu fermentacyjnego i potęguje problemy ruchowe w wyniku gromadzenia się piasku na dnie komór fermentacji. W przypadku zawiesin organicznych, sumaryczny efekt napływu ścieków pogody deszczowej na efektywność pracy osadnika wstępnego jest zależny nie tylko od stopnia zwiększenia ładunku tej frakcji zanieczyszczeń, ale również jej charakterystyki. Ścieki pogody suchej charakteryzują się relatywnie stałą proporcją zawiesin łatwoopadających do cząstek drobnych i koloidalnych, które praktycznie nie są zatrzymywane w osadniku wstępnym. Proporcje te są inne w strumieniu ścieków pogody mokrej i mogą ulegać dynamicznym zmianom w trakcie pojedynczego zdarzenia opadowego. Z jednej strony strumień doptywający do osadnika może zawierać więcej łatwoopadającej materii organicznej w pierwszej fali spływu powierzchniowego, która nawet przy krótszym czasie sedymentacji opadnie i zostanie odebrana jako osad wstępny. Z drugiej strony jednak, zwiększony przepływ i ładunek zanieczyszczeń powodują wzrost wysokości warstwy osadu i ryzyko wymywania zawiesin ze względu na większe prędkości przepływu (Water Environment Federation, 2015).

Biorąc pod uwagę trudny do ilościowego zamodelowania efekt napływu ścieków pogody deszczowej na efektywność separacji w obiektach węzła oczyszczania mechanicznego (szczególnie osadników wstępnych) racjonalnym wydaje się tworzenie zbiorów danych wejściowych do analizy symulacyjnej procesów biologicznego oczyszczania ścieków na bazie rzeczywistych charakterystyk pomiarowych (jakościowych i ilościowych) ścieków już mechanicznie oczyszczonych.

2.1.3. OCZYSZCZANIE BIOLOGICZNE

Efekt napływu ścieków pogody deszczowej na proces oczyszczania biologicznego jest konsekwencją zmian opisanych w powyższych rozdziałach. Strumień ścieków doptywający do bloków biologicznych po intensywnych opadach deszczu, poza zwiększoną wartością przepływu objętościowego, charakteryzuje się również dynamicznie zmieniającymi się stężeniami zanieczyszczeń. W początkowym okresie

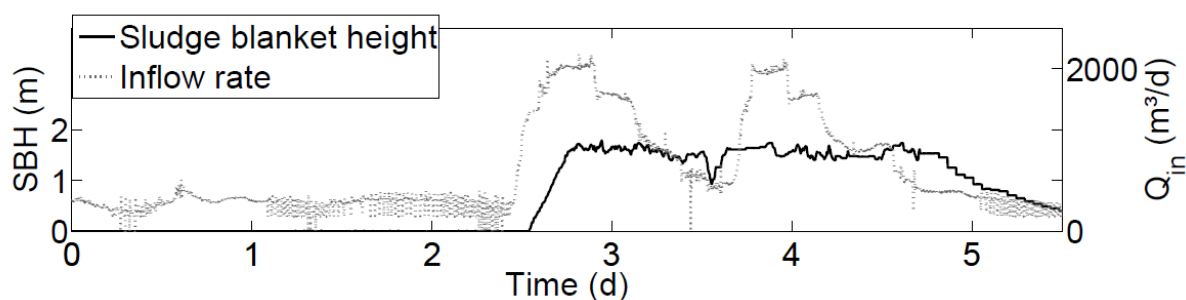
zdarzenia opadowego rosną one zwykle na skutek doptywu pierwszej fali spływu powierzchniowego i zmniejszonej efektywności sedymentacji w osadniku wstępnym, by potem spaść poniżej wartości charakterystycznych dla pogody suchej.

Zmiany te mają wpływ głównie na efektywność usuwania zanieczyszczeń biogennych:

- Nityfikacja – skrócenie czasu hydraulicznego przetrzymania strumienia ścieków w komorach tlenowych zmniejsza możliwy do osiągnięcia stopień nityfikacji. Część stosowanych strategii ochrony osadników wtórnych przed przeciążeniem ładunkiem zawieszin po opadach deszczu polega na zmniejszeniu stężenia osadu czynnego w części lub całości bloku biologicznego (patrz rozdział 2.4), co prowadzi do dalszego obniżenia efektywności nityfikacji. Spadek skuteczności utleniania azotu amonowego jest jednak często maskowany poprzez jego niższe stężenia (a nie ładunek) w doptywających ściekach. W pewnych warunkach ścieki te mogą charakteryzować się również znaczącym, z procesowego punktu widzenia, stężeniem tlenu.
- Denityfikacja – analogicznie do nityfikacji, efektywność procesu denityfikacji jest również zależna od hydraulicznego czasu przetrzymania ścieków oraz ilości aktywnej biomasy w odpowiedniej komorze bloku biologicznego. Znaczne zwiększenie przepływu oraz celowe zmniejszanie stężenia osadu w bloku, będące elementem strategii prowadzenia procesu przy przeciążeniu hydraulicznym układu (opisane w rozdziale 2.4), prowadzą więc do obniżenia efektywności denityfikacji. Ponadto, mogą występować trzy dodatkowe czynniki limitujące szybkość denityfikacji. Po pierwsze, w przypadku niepełnej nityfikacji lub braku możliwości zwiększenia recyrkulacji wewnętrznej, do komory anoksydacyjnej dostarczany jest zmniejszony ładunek azotanów. Kolejnym czynnikiem jest zmiana charakteru frakcji organicznej doptywającej do bloku biologicznego. Mniejszy udział frakcji łatwobiodegradowalnej, będący skutkiem spadku efektywności rozkładu materii organicznej w sieci kanalizacyjnej, zmniejsza dostępność węgla organicznego dla bakterii denityfikacyjnych. Na końcu, wzburzony przepływ ścieków przez system kanalizacyjny i znaczny udział wód opadowych w sumarycznym strumieniu może skutkować podwyższonym stężeniem tlenu w ściekach surowych. Doniesienia literaturowe mówią, że obecność tlenu rozpuszczonego w stężeniu $0,2 \text{ g O}_2/\text{m}^3$ w komorze denityfikacji potrafi zmniejszyć szybkość denityfikacji do 50% wartości maksymalnej (Plósz et al., 2003), a przy stężeniu $0,09 \text{ g O}_2/\text{m}^3$ zaobserwowano spadek szybkości denityfikacji powyżej 35% (Oh & Silverstein, 1999).
- Biologiczne wzmożone usuwanie fosforu – prowadzenie procesu biologicznego wzmożonego usuwania fosforu wymaga utrzymania anaerobowych warunków

w jednej z komór bloku biologicznego. Sptyw nasyconych tlenem wód opadowych do sieci kanalizacyjnej, a następnie burzliwy przepływ i wysokie prędkości dalszego transportu wspierają utrzymanie relatywnie wysokiego stężenia tlenu i utlenianie azotu amonowego do azotanów. Jeżeli procesy te zachodzą w sieci kanalizacyjnej w zauważalnym stopniu, obecność tlenu rozpuszczonego lub azotanów w ściekach mechanicznie oczyszczonych, zaburzy proces akumulowania węgla organicznego przez bakterie PAO i zmniejszy efektywność prowadzonej w warunkach tlenowych akumulacji fosforanów (Henze et al., 2008). Efekt ten jest potęgowany dodatkowo, jeżeli ścieki mechanicznie oczyszczone charakteryzują się mniejszą zawartością łatwobiodegradowalnego węgla, który w warunkach suchej pogody jest po części produktem beztlenowych przemian zachodzących w sieci kanalizacyjnej.

Ostatnim procesem w układzie biologicznego oczyszczania, który może zostać zaburzony doptywem ścieków pogody deszczowej jest sedymentacja w osadniku wtórnym. Osadniki wtórne mają w układzie oczyszczania kilka funkcji: klarowanie ścieków, zagęszczanie osadu czynnego oraz okresowa retencja osadu w warunkach zwiększonego obciążenia hydraulicznego (Ekama et al., 1997). Większość masy osadu czynnego, w normalnych warunkach pracy, znajduje się w blokach biologicznych. Nagłe zwiększenie przepływu, szczególnie w okresach pogorszonych właściwości sedymentacyjnych osadu, powoduje przeniesienie znacznej części masy osadu z reaktora do osadnika i wzrost w nim wysokości warstwy osadu (Rysunek 2.2).



Rysunek 2.2 Przebieg zmienności wysokości warstwy osadu (SBH – Sludge Blanket Height) oraz wielkości przepływu (Q_{in} – Inflow rate) w okresie 1-6.06.2013 w oczyszczalni w Eindhoven (Holandia). Zaobserwować można dwa zdarzenia opadowe w drugiej i trzeciej dobie (Torfs, Maere, et al., 2015)

Jeżeli wysokość warstwy osadu zbliży się do poziomu przelewu ścieków oczyszczonych, zaburzeniu może ulec efektywność klarowania ze względu na zmniejszenie dostępnej strefy klarowania. Występujące lokalnie w tej strefie prądy, intensywniejsze przy wysokich prędkościach przepływu, odpowiedzialne są za unoszenie osadu przy przelewach pilastych i korycie odpływowym, co wiąże się ze wzrostem stężenia zawieszin w strumieniu odprowadzanym z osadnika i pogorszenia jakości ścieków oczyszczonych (Ekama et al., 1997; Wilén et al., 2006). Dalsze utrzymywanie się warunków wysokiego

obciążenia osadnika ładunkiem zawieszin, może doprowadzić do całkowitego zaniku strefy klarowania i ucieczkę osadu czynnego wraz ze strumieniem ścieków oczyszczonych. W sytuacji tej osadnik wtórny przestaje pełnić funkcję klarowania ścieków, a jego funkcja retencjonowania osadu czynnego jest zauważalnie ograniczona.

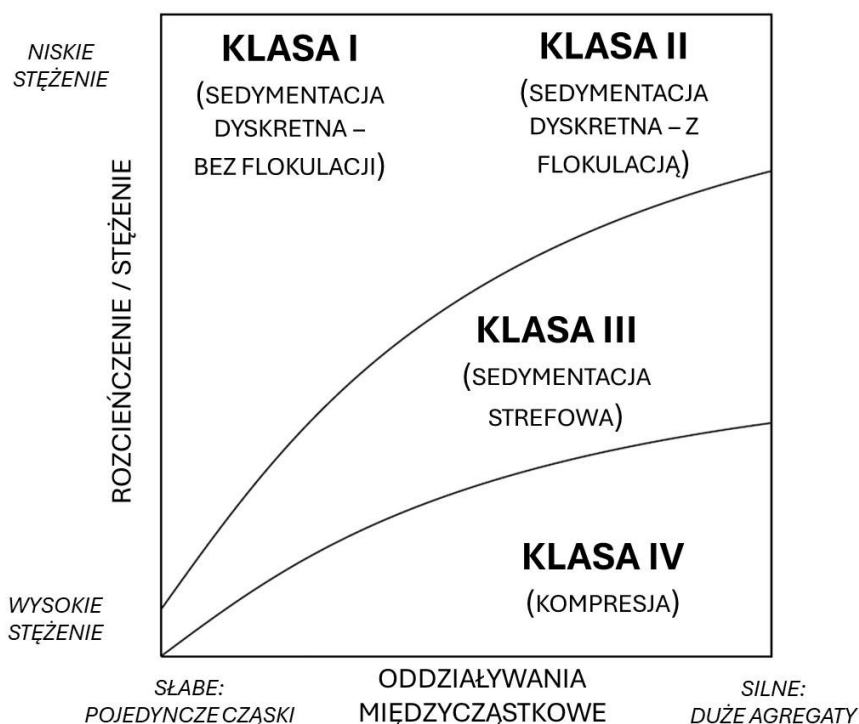
Ze względu na funkcje jakie pełni, osadnik wtórny wskazywany jest jako kluczowy obiekt z punktu widzenia prowadzenia procesu biologicznego oczyszczania ścieków w warunkach zwiększonego obciążenia hydraulicznego. W badaniach symulacyjnych na bazie modelu osadu czynnego (ASM1) wykazano (Ramin et al., 2012), że spośród parametrów stechiometrycznych i kinetycznych modelu ASM1, udziałów frakcyjnych zanieczyszczeń ścieków oraz parametrów modelu osadnika wtórnego, to właśnie te ostatnie w największym stopniu wpływały na jakość ścieków oczyszczonych. Oznacza to, że planując badania symulacyjne biologicznego układu oczyszczania ścieków, w szczególności w warunkach dużego obciążenia hydraulicznego, należy skupić się na możliwie dokładnym odwzorowaniu przez model pracy osadnika wtórnego.

2.2. SEDYMENTACJA OSADU CZYNNEGO

Osad czynny jest mieszaniną mikroorganizmów wodnych (bakterii i pierwotniaków), które, dzięki produkcji zewnątrzkomórkowych substancji polimerowych (EPS) w warunkach panujących w układzie oczyszczania, tworzą aglomeraty zwane „kłaczkami osadu” (Sutherland, 2001). W skład kłaczków wchodzi, poza aktywnymi mikroorganizmami, także organiczne i nieorganiczne cząstki oraz martwe komórki. Jest to więc układ w wysokim stopniu niejednorodny, trudny do scharakteryzowania w kontekście opadania kłaczków osadu w cieczy. Dodatkowo, osad czynny jest podatny na sezonowe lub wywołane przez operatora oczyszczalni zmiany warunków pracy. Reakcją na powyższe zmiany są przekształcenia w mikrobiologicznej populacji oraz morfologii tworzonych aglomeratów, które bardzo silnie wpływają na właściwości sedymentacyjne osadu (Wilén et al., 2008). W poniższym rozdziale przedstawiono, wypracowane przez ostatnie dekady, podejście do zagadnienia opisu sedymentacji osadu czynnego pozwalającego zamodelować ten proces.

2.2.1. REŻIMY SEDYMENTACJI

Początek teorii opisującej opadanie osadu czynnego dały badania sedymentacji wsadowej osadów metalurgicznych w szerokim zakresie stężeń i stanów flokulacji (Coe et al., 1916). Zidentyfikowano cztery różne reżimy sedymentacji, które następnie sklasyfikowano w odniesieniu do stężenia zawiesiny oraz zdolności cząstek do flokulacji (Rysunek 2.3).

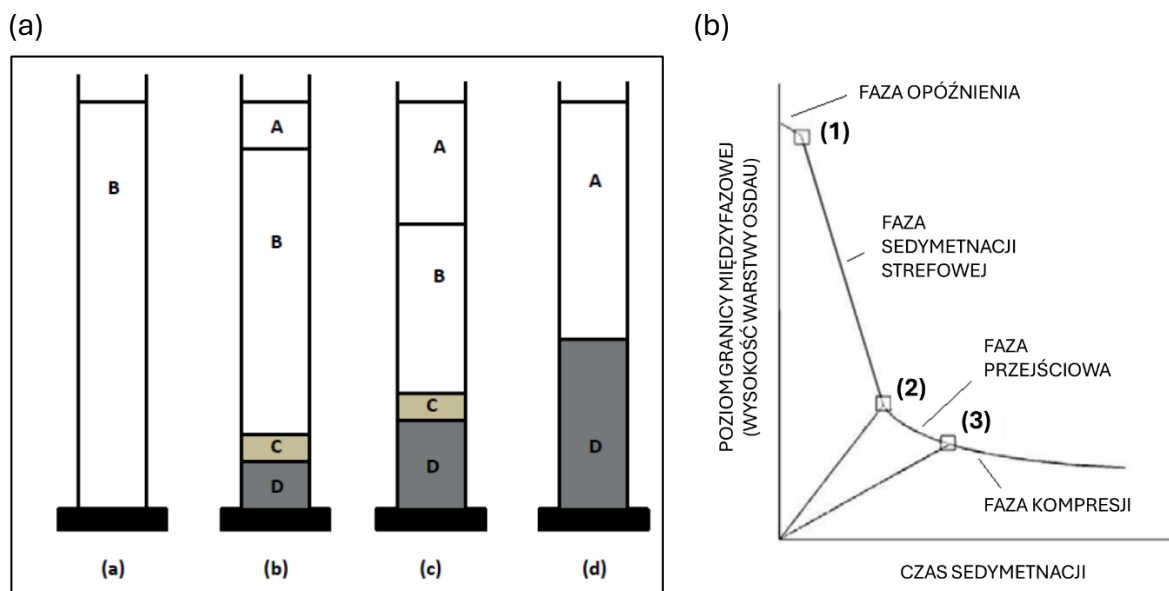


Rysunek 2.3 Klasyfikacja reżimów sedymentacji w odniesieniu do stężenia osadu (oś pionowa) oraz zdolności do flokulacji (oś pozioma) (Ekama et al., 1997)

W górnym lewym obszarze wykresu (**Klasa I** – sedymentacja dyskretna, bez flokulacji) znajdują się układy o niskim stężeniu cząstek, które całkowicie zdyspergowane i nie mają tendencji do flokulacji. Każda z cząstek opada ze specyficzną dla siebie prędkością swobodnego opadania, zależną m.in. od jej rozmiarów i różnicy gęstości pomiędzy cząstką a otaczającym ją płynem. Gdy cząstki zderzając się łączą się, tworząc agregaty, mamy do czynienia z obszarem warunków sedymentacji dyskretnej z flokulacją (**Klasa II**). Oba powyższe reżimy tworzą wspólnie obszar warunków klarowania, który charakteryzuje się tym, że pojedyncze lub zagregowane cząstki opadają z różną szybkością – większe i/lub cięższe szybciej, a mniejsze i/lub lżejsze wolniej. Wraz ze wzrostem stężenia, szczególnie w układach z łatwo flokującymi cząstkami, sedymentacja przechodzi w obszar reżimu opadania strefowego (**Klasa III**). Obserwujemy wtedy tworząca się wyraźną granicę międzyfazową, przemieszczającą się ze stałą prędkością w dół, oraz przemieszczającą się w górę granicę pomiędzy zawiesiną i nieruchomym już osadem (Probstein, 1994). Zbliżające się do siebie cząstki lub agregaty formują przypominającą sieć strukturę, utrzymywaną głównie dzięki oddziaływaniom hydraulicznym. Jest ona wystarczająco wytrzymała, by wszystkie znajdujące się w niej cząstki przemieszczały się w tym samym kierunku i z taką samą prędkością – niezależnie od ich indywidualnych rozmiarów i gęstości. Dzięki temu opadające cząstki nie przemieszczają się względem siebie, tak jak dzieje się to w obszarze klarowania, a mniejsze i lżejsze cząstki są „zgarbione” przez przemieszczającą się warstwę (Ekama et

al., 1997). Zjawisko to było w szczególności analizowane przez Kynch'a, który sformułował bardzo ważne, z punktu widzenia modelowania sedymentacji osadu czynnego, założenie, że prędkość opadania w reżimie sedymentacji strefowej jest zależna wyłącznie od lokalnego stężenia zawiesiny (Kynch, 1952). Dalszy wzrost stężenia powoduje, że sąsiadujące ze sobą w pinie cząstki wchodzi w bezpośredni, fizyczny kontakt i pojawia się zjawisko kompresji (**Klasa IV**). W reżimie tym opadające cząstki są hamowane przez znajdującą się niżej warstwę osadu, a jednocześnie zachodzi zjawisko dalszego zagęszczania i kompresji, gdy, na skutek nacisku górnej warstwy osadu, pomiędzy cząstek wypierana jest woda.

Badania charakterystyki opadania osadu czynnego odbywają się najczęściej poprzez wykonywanie wsadowych testów sedymentacji, podczas których mierzony jest przebieg wysokości granicy międzyfazowej. W trakcie testu zaobserwować można wszystkie 4 reżimy sedymentacji (Rysunek 2.4a).



Rysunek 2.4 (a) przebieg wsadowego testu sedymentacji w wyszczególnionych reżimach sedymentacji (opis zastosowanych symboli w tekście) (Ekama et al., 1997), (b) poszczególne fazy opadania podczas wsadowego testu sedymentacji (Rushton et al., 2008)

Na początku badania cała objętość naczynia (kolumny sedymentacyjnej lub cylindra) wypełniona jest zawiesiną o wyrównanym na całej wysokości stężeniu. Rozpoczyna się faza opóźnienia, w trakcie której wygaszają się turbulencje związane z napętnieniem naczynia, i trwa ona aż do wytworzenia się wyraźnej granicy międzyfazowej pomiędzy klarownym słupem cieczy (**obszar A**) i jednorodnej warstwy osadu (**obszar B**). W objętości cieczy nadosadowej zachodzi klarowanie – pojedyncze kłaczkę opadają lub flotują, każdy z charakterystyczną dla siebie szybkością, natomiast w obszarze B obserwujemy sedymentację strefową. Równocześnie, ze względu na brak odbioru osadu, kłaczkę wchodzi ze sobą w bezpośredni kontakt tworząc obszar kompresji (**obszar D**)

oraz obszar przejściowy (**obszar C**). Uważa się, że w obszarze przejściowym specyfika opadania przypomina tą obserwowaną w obszarze sedymentacji strefowej, przy czym występuje jednocześnie gradacja stężenia osadu na wysokości tej warstwy. Po wytworzeniu się wyraźnej warstwy międzyfazowej (faza opóźnienia) rozpoczyna się faza sedymentacji strefowej, w trakcie której warstwa ta opada ze stałą predkością (Rysunek 2.4b). Faza ta trwa relatywnie krótko, ze względu na powstrzymującą swobodne opadanie warstwą skompresowanego osadu na dnie naczynia. Gdy początkowa maksymalna predkość opadania maleje, rozpoczyna się faza przejściowa, która trwa aż do czasu całkowitego zaniku obszaru sedymentacji strefowej i obszaru przejściowego. Kontynuowanie testu pozwala zaobserwować dalszy, nieduży spadek wysokości warstwy osadu i jego zagęszczenie. Talmage i Fitch (1955) zaproponowali prowadzenie testu sedymentacji nawet do 24 godzin, w celu zbadania maksymalnego, możliwego do uzyskania stopnia zagęszczenia, jednak w przypadku osadu czynnego (aktywnego biologicznie) wyniki takiego badania będą zakłócone m.in. poprzez wydzielające się w procesie denitryfikacji i unoszące kłaczkami pęcherzyki azotu.

2.2.2. CZYNNIKI WPŁYWAJĄCE NA WŁAŚCIWOŚCI SEDYMENTACYJNE OSADU CZYNNEGO

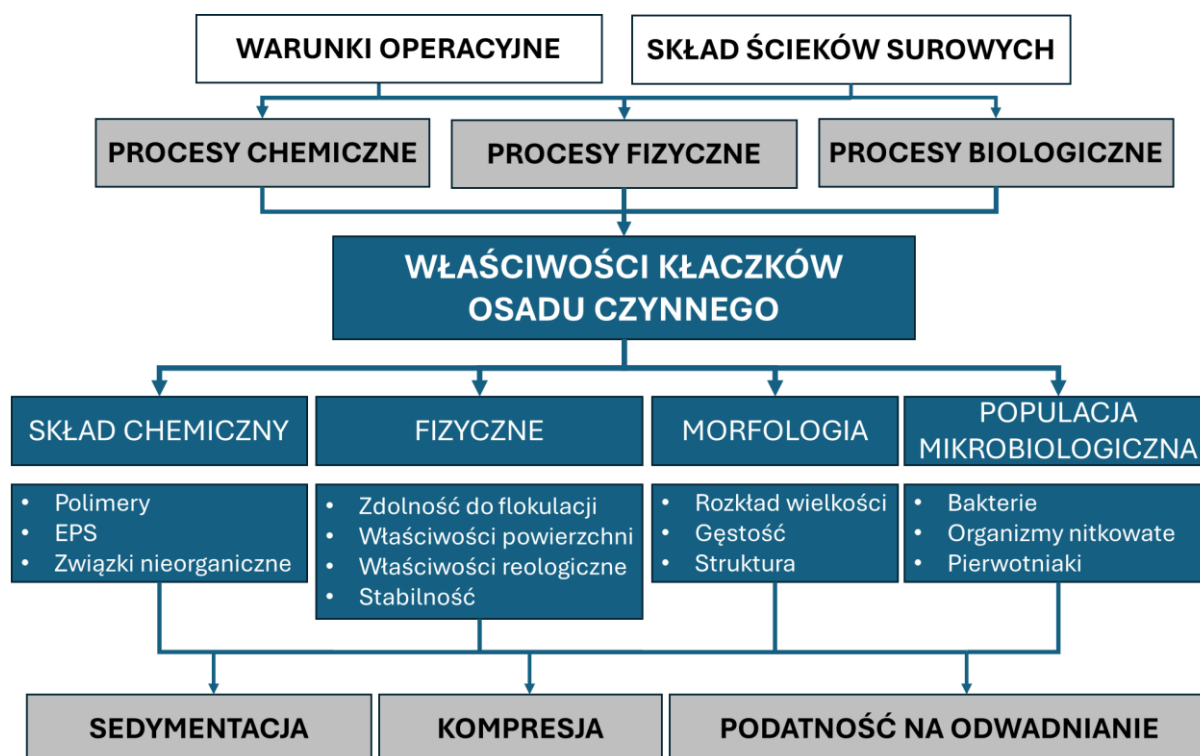
Na skuteczność separacji osadu czynnego od ścieków oczyszczonych wpływają panujące w osadniku wtórnym warunki hydrodynamiczne oraz stan flokulacji osadu. Niekorzystne zjawiska hydrodynamiczne tj. „krótkie spięcia”, prądy gęstościowe czy zmiany w rozplywie ścieków spowodowane silnym wiatrem przekładają się na zakłócenia procesu sedymentacji (Ekama et al., 1997). Zdolność osadu do flokulacji w wysokim stopniu przekłada się na korzystne właściwości sedymentacyjne, dzięki formowaniu dużych, kompaktowych kłaczek, które opadają szybciej i są w stanie „usidlić” w swej strukturze małe zdyspergowane cząstki. Jako siły spajające elementy tworzące kłaczkami osadu wskazuje się m.in. oddziaływania hydrofobowe (Urbain et al., 1993), tworzenie mostków EPS z pomocą dwuwartościowych i trójwartościowych kationów (Eriksson et al., 1992; Keiding & Nielsen, 1997) czy siły adhezyjne zgodne z modelem DLVO (Zita & Hermansson, 1994). Dotychczasowy stan wiedzy nie pozwala jednak na jednoznaczne wskazanie jednoznacznie spójnego mechanizmu wyjaśniającego proces flokulacji i rozpadu kłaczek. Wykazano natomiast, że zanim układ osiągnie równowagę pomiędzy agregacją a rozpadem, zachodzi kilka etapów tworzenia się kłaczek. Na początku dominuje koagulacja poszczególnych cząstek w obecności polimerów, dzięki czemu masa kłaczka zwiększa się - co umożliwia sedymentację. Jeżeli jednak proces ten postępuje i tworzy się rozbudowana, porowata struktura, to kłaczkami takie są bardziej podatne na rozpad pod wpływem sił ścinających (Spicer & Pratsinis, 1996). Wskazano również, że proces flokulacji składa się z dwóch etapów: transportu cząstek oraz ich

połączenia (Thomas et al., 1999), przy czym istnieją trzy różne typy flokulacji w zależności od mechanizmu przemieszczania się cząstek względem siebie (B. De Clercq, 2003):

- flokulacja perikinetyczna (tzw. mikroflokulacja charakterystyczna dla bardzo małych cząstek; cząstki zbliżają się do siebie na skutek przypadkowych ruchów Brown'a)
- flokulacja ortokinetyczna (cząstki zbliżają się do siebie na skutek różnic prędkości a ich ruch wywołany jest mieszaniem)
- sedymentacja różnicowa (cząstki zbliżają się do siebie na skutek różnic prędkości swobodnego opadania pojedynczych cząstek)

Połączenie lub jego brak po zderzeniu cząstek zależy natomiast od współdziałania kilku sił o krótkim zasięgu tj. siły van der Waalsa, odpychanie elektrostatyczne czy siły hydrodynamiczne (Thomas et al., 1999).

Mnogość mechanizmów flokulacji kłaczków, niejednorodny skład i skomplikowana struktura agregatów powodują, że liczba czynników wpływających na właściwości sedymentacyjne jest obszerna. Można wśród nich wydzielić czynniki biologiczne, chemiczne oraz fizyczne (Rysunek 2.5), które często są ze sobą powiązane. Wybrane z nich przedstawiono poniżej.

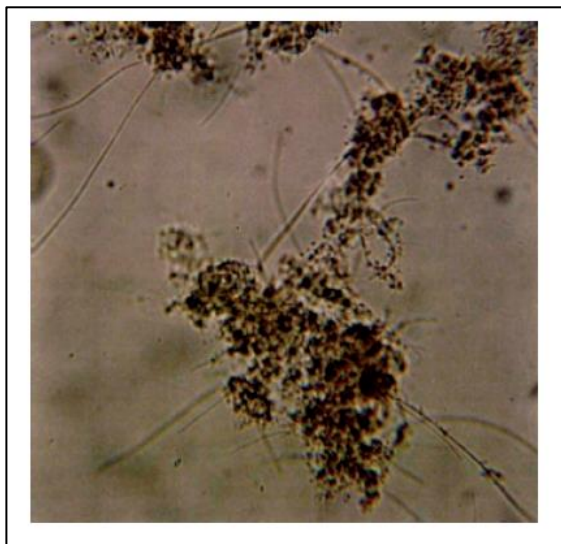


Rysunek 2.5 Sieć czynników wpływających na właściwości kłaczków osadu czynnego (Jin et al., 2003)

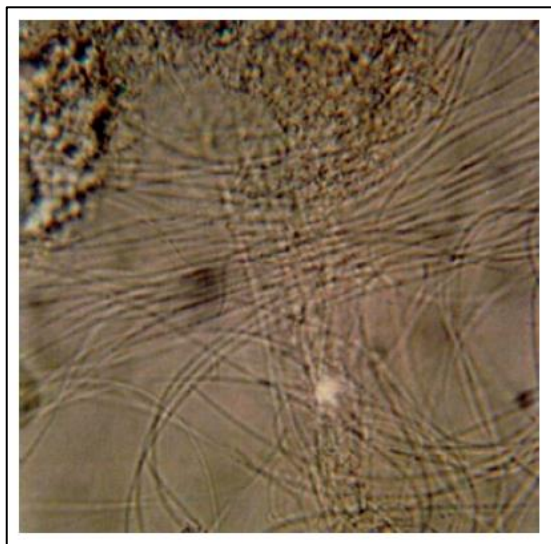
Powszechnie uważa się, że zawartość zewnątrzkomórkowych substancji polimerowych (EPS) sprzyja efektywniejszej flokulacji a w efekcie również szybszej sedymentacji

i skuteczniejszemu odwadnianiu (Goodwin & Forster, 1985; Houghton & Quarmby, 1999; Jorand et al., 1994; Keiding et al., 2001; Urbain et al., 1993). Pomagają one budować mikrostrukturę kłaczków poprzez tworzenie połączeń pomiędzy sąsiadującymi ze sobą komórkami (Jenkins et al., 2003; Parker et al., 1971). Jednak osad czynny charakteryzujący się wyłącznie taką mikrostrukturą posiada małe, kompaktowe kłaczkiki, które łatwo ulegają rozbiciu w warunkach dużej turbulencji (Jenkins et al., 2003). Odpowiedni skład microbiologiczny osadu pozwala stworzyć makrostrukturę kłaczków poprzez ustabilizowanie agregaty mikroorganizmów z dużą zawartością EPS. Bakterie nitkowate, ze względu na swój kształt tworzą szkielet umożliwiający agregację dużej liczby bakterii zooglealnych i materii nieograniczonej (Sezgin et al., 1978). Kłaczkiki takie są z reguły większe (100-2000 μm) i nie ulegają łatwemu rozpadowi przy dużych turbulencjach. Nadmierne namnażanie się organizmów nitkowatych jest już jednak jednoznacznie korelowany z rozbudowaną, otwartą strukturą kłaczków, która uniemożliwia skuteczną sedymentację i kompresję osadu (Burger et al., 2017; Takács, 2008; Wágner et al., 2014). W układach z przerostem populacji bakterii nitkowatych, ich wystające z kłaczków komórki tworzą przypominające mostki struktury ograniczając możliwość flokulacji (Rysunek 2.6) (Burger et al., 2017; Ekama et al., 1997; Wágner et al., 2015). Utrzymanie odpowiedniej równowagi pomiędzy poszczególnymi kategoriami mikroorganizmów jest więc kluczowe dla stabilnej struktury kłaczków osadu.

(a)



(b)



Rysunek 2.6 Struktura kompaktowego, stabilnego kłaczków o dobrych właściwościach sedymentacyjnych (a) oraz nadmierna ilość bakterii nitkowatych (b) (Ramin, Plósz, et al., 2014)

Zewnątrzkomórkowe substancje polimerowe tj. polisacharydy, białka, węglowodany, lipidy czy kwasy humusowe charakteryzują się wysoką gęstością ujemnego ładunku elektrostatycznego (Liao et al., 2001; Mikkelsen & Keiding, 2002). Zgodnie z teorią DLVO wzajemne odpychanie się powierzchni wzrasta wraz ze wzrostem ładunku powierzchniowego. Wysokie stężenie EPS w osadzie czynnym zwiększa więc ujemny

ładunek powierzchni kłaczków oraz siły elektrostatycznego odpychania (Jin et al., 2003). Może to tłumaczyć otrzymaną w niektórych badaniach pozytywną korelację pomiędzy zawartością białek w EPS a wartością indeksu osadu (Goodwin & Forster, 1985; Jin et al., 2003). Jeżeli jednak jednocześnie układ zawiera wystarczającą ilość dwu- i trójwartościowych kationów, zdolność do flokulacji znacznie wzrasta. Dodatnio naładowane kationy pełnią funkcję mostków łączących ujemnie naładowane powierzchnie kłaczków w większe, stabilniejsze agregaty (Keiding & Nielsen, 1997). Warto zaznaczyć, że ze względu na rodzaj opisanych powyżej oddziaływań, zmiany parametrów fizykochemicznych w otaczającej kłaczek cieczy, takich jak siła jonowa, rodzaj występujących jonów, pH czy obecność surfaktantów wpływa na zmianę siły tych oddziaływań (Liwarska-Bizukojc & Bizukojc, 2005; Nielsen & Keiding, 1998).

Na intensywność procesów chemicznych, fizycznych czy przemian biologicznych zachodzących w układzie oczyszczania, które przekładają się na właściwości fizykochemiczne, morfologiczne oraz mikrobiologiczne kłaczków osadu (Rysunek 2.5) wpływają warunki operacyjne oraz skład ścieków zasilających układ (Tabela 2.1).

Tabela 2.1 Czynniki wpływające na właściwości kłaczków osadu czynnego (Ekama et al., 1997)

| Warunki | Czynniki |
|------------------------|--|
| Warunki operacyjne | <ul style="list-style-type: none"> • Konfiguracja układu oczyszczania; • Temperatura; • Intensywność mieszania; • pH; • Rodzaj systemu napowietrzania; • Obecność i rozmiar stref anoksydacyjnych i anaerobowych; • Wiek osadu; • Stężenie osadu w bloku biologicznym; • Stężenie tlenu rozpuszczonego; |
| Skład ścieków surowych | <ul style="list-style-type: none"> • Udział ścieków przemysłowych; • Zawartość rozpuszczonych, łatwo przyswajalnych związków organicznych; • Zawartość substancji biogennej; • Temperatura; • pH; • Stężenie substancji rozpuszczonych; • Zawartość olejów i tłuszczów |

Na część przedstawionych powyżej czynników operatorzy oczyszczalni ścieków nie mają wpływu (np. skład ścieków surowych czy temperatura), wartość innych natomiast (np. wiek osadu czy stężenie tlenu rozpuszczonego) jest podyktowana utrzymaniem wymaganej efektywności procesów biochemicznych w bloku biologicznym. Możliwości wprowadzenia zmian operacyjnych mających na celu poprawę właściwości sedymentacyjnych są więc ograniczone. Wspomaganie flokulacji kłaczków osadu czynnego można prowadzić poprzez dozowanie substancji chemicznych co wiąże się jednak ze wzrostem kosztów operacyjnych. Dostępne są również nowe rozwiązania technologiczne wspomagające naturalny proces flokulacji, nie ingerujące jednocześnie w proces biologicznego oczyszczania prowadzony w komorach reaktora biologicznego. Zostały one przedstawione w rozdziale 2.4.3.

2.2.3. MODELE SEDYMENTACJI OSADU CZYNNEGO

Obserwacje charakterystyki procesu opadania osadu czynnego pozwoliły na opracowanie szeregu modeli sedymentacji – wyrażeń opisujących prędkość sedymentacji osadu czynnego. Wśród nich można wyróżnić modele empiryczne bazujące na wynikach wsadowych testów sedymentacji oraz modele teoretyczne.

2.2.3.1. MODELE TEORETYCZNE

Punktem wyjścia do opracowania modeli w tej grupie są fundamentalne bilanse masy zarówno dla fazy stałej jak i płynu. Przy założeniu, że warunki sedymentacji pozwalają cząstkom opadać w płynie zgodnie z prawem Stokes'a (liczba Reynolds'a <1), a same cząstki mają jednorodny rozmiar i gęstość, prędkość opadania można opisać za pomocą równania Stokes'a pomnożonego przez współczynnik zależny wyłącznie od stężenia opadającej zawiesiny, wyrażonego za pomocą funkcji porowatości i średnicy zastępczej (Steinour, 1944).

$$v_s = \frac{(\rho_s - \rho_l) \cdot d^2 \cdot g \cdot \phi(\epsilon)}{18\eta} \quad (2.1)$$

gdzie ρ_s, ρ_l – gęstość cząstek i cieczy, [kg/m³]

d – średnica zastępcza cząstek, [m]

g – przyspieszenie ziemskie, [m/s²]

$\phi(\epsilon)$ – funkcja porowatości, [-]

η – lepkość osadu, [kg/(m·s)]

Do analogicznego wniosku można dojść wychodząc od formuły Kozeny-Carmana (Carman, 1937) i potraktować sedymentację zawiesin jako przepływ cieczy przez porowate medium (Scott, 1966). Cho et al. (1993) rozwinął tak otrzymane równanie uwzględniając dodatkowo zależność siły wyporu od lepkości osadu (równanie (2.2)).

$$v_s = \frac{\epsilon^4 (\rho_s - \rho_l) \cdot g}{(1-\epsilon) K \cdot \eta \cdot a^2} \quad (2.2)$$

gdzie ϵ – porowatość, [-]

ρ_s, ρ_l – gęstość cząstek i cieczy, [kg/m³]

g – przyspieszenie ziemskie, [m/s²]

K – stała (=4,167 (Bird et al., 2002; McCabe, 1985))

η – lepkość osadu, [kg/(m·s)]

a – powierzchnia właściwa, [m⁻¹]

Wykorzystując teorię układów mieszanych klasycznej mechaniki ośrodków ciągłych, możliwe jest wyprowadzenie fenomenologicznej teorii sedymentacji zawiesin (Bürger, Evje, et al., 2000). W tak wyprowadzonym modelu zostały wykorzystane podstawowe własności osadu czynnego tj. gęstość fazy stałej, gęstość kłaczków, przepuszczalność oraz odporność na ściskanie (Kinneer, 2002). Uwzględniono fakt, że w mieszaninie osadu czynnego woda obecna jest w różnych formach: wolnej oraz związanej. Woda związana (czyli woda usidlona w strukturze kłaczków, woda w komórkach mikroorganizmów oraz woda zaadsorbowana i zaabsorbowana przez nieorganiczne cząstki w kłaczkach) przemieszcza się wraz z warstwą osadu i powinna być rozpatrywana jako część fazy stałej. W podejściu tym dokonano rozróżnienia pomiędzy fazą stałą, rozumianą jako kłaczkami osadu (substancje stałe oraz woda związana), a substancjami stałymi mierzonymi ilością suchej masy. Wyprowadzono zależność pomiędzy stężeniem i porowatością z parametrami określającymi gęstość kłaczków, cieczy oraz gęstości substancji stałych:

$$\epsilon(X) = 1 - \left(1 + \frac{\rho_s - \rho_f}{\rho_f - \rho_l}\right) \frac{X}{\rho_s} \quad (2.3)$$

gdzie ϵ – porowatość, [-]

ρ_s, ρ_l, ρ_f – gęstość cząstek stałych, cieczy i kłaczków [kg/m³]

X - stężenie osadu, [kg/m³]

Ostatecznie szybkość sedymentacji można wyrazić następującym układem równań:

$$v_s = \frac{\epsilon^3 (\rho_f - \rho_l) \cdot g}{(1-\epsilon) 5 \cdot \eta \cdot a^2} \quad \text{dla } X < X_c \quad (2.4)$$

$$v_s = \frac{\left[(1-\epsilon)(\rho_l - \rho_f) \cdot g + P_0 \left(\frac{1-\epsilon}{1-\epsilon_c} \right)^m \frac{\partial \epsilon}{\partial z} \right] \epsilon^3}{5 \cdot \eta \cdot a^2 \cdot (1-\epsilon)^2} \quad \text{dla } X \geq X_c \quad (2.5)$$

gdzie ϵ – porowatość obliczona z wykorzystaniem równania 2.3, [-]

ϵ_c – porowatość przy stężeniu krytycznym (stężeniu, przy którym niższa warstwa osadu zapewniają mechaniczne wsparcie dla warstwy powyżej) [-]

g – przyspieszenie ziemskie, [m/s²]

η – lepkość osadu, [kg/(m·s)]

a – powierzchnia właściwa, [m⁻¹]

$P_{o,m}$ – parametry do kalibracji

X_c - stężenie krytyczne (najniższe stężenie przy którym występuje kompresja), [kg/m³]

Kalibracja powyższego modelu wymagałaby określenia gęstości zarówno kłaczków jak i gęstości cząstek stałych, wyznaczenia powierzchni właściwej oraz wyznaczenia parametrów naprężenia efektywnego wykorzystując profil stężenia warstwy osadu w stanie ustalonym. Byłby to więc pracochłonny, wieloetapowy proces wymagający dostępu do zaawansowanej aparatury, co ogranicza możliwość rozpowszechnienia takich modeli w praktyce inżynierskiej. Ponadto, wykazano, że powyższy model (równania 2.3 - 2.5) nie jest w stanie opisać z zadowalającą dokładnością fazy przejściowej sedymentacji wsadowej (J. De Clercq, 2006).

2.2.3.2. MODELE EMPIRYCZNE

Empiryczne modele sedymentacji osadu czynnego bazują na teorii strumienia masowego (Kynch, 1952), mówiącej między innymi o tym, że prędkość opadania strefowego jest funkcją wyłącznie lokalnego stężenia zawiesin. Postać każdego z nich została opracowana poprzez dopasowywanie krzywej funkcji sedymentacji do rzeczywistego przebiegu wysokości warstwy osadu, obserwowanego podczas wsadowych testów sedymentacji (Zeidan et al., 2004).

2.2.3.2.1. SEDYMENTACJA STREFOWA

Na przestrzeni ostatnich sześciu dekad przedstawiono wiele postaci funkcji prędkości sedymentacji strefowej. Wybrane z nich zestawiono w tabeli 2.2.

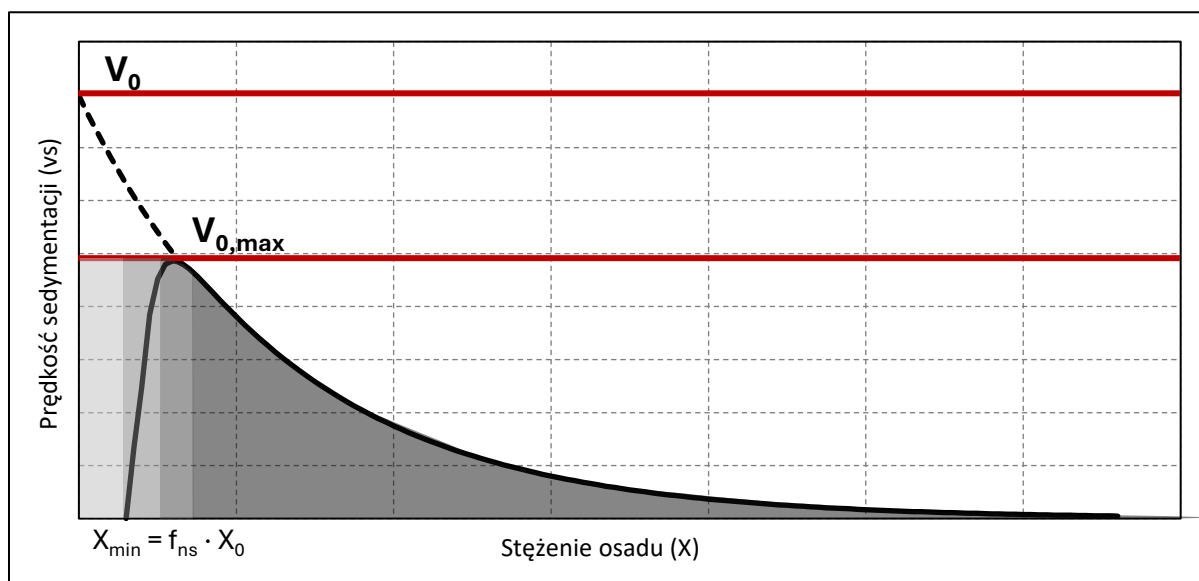
Tabela 2.2 Postacie wybranych funkcji prędkości sedymentacji strefowej

| Postać funkcji | Źródło | Numer równania |
|--|-----------------------|----------------|
| $v_s = V_0 e^{-r_V \cdot X}$ | (Vesilind, 1968) | (2.6) |
| $v_s = \min(V_0 e^{-r_H(X - f_{ns} X_0)} - V_0 e^{-r_P(X - f_{ns} X_0)}, V_{0,max})$ | (Takács et al., 1991) | (2.7) |
| $v_s = k \frac{(1 - nX)^3}{X}$ | (Cho et al., 1993) | (2.8) |
| $v_s = k \frac{\exp(-n \cdot X)}{X}$ | (Cho et al., 1993) | (2.9) |
| $v_s = \frac{V_0}{1 + \left(\frac{X}{X_0}\right)^q}$ | (Diehl, 2014) | (2.10) |
| $v_s = k X^{-n}$ | (Dick & Young, 1972) | (2.11) |

Do dzisiaj najczęściej stosowana jest funkcja Vesilind'a (równanie (2.6)). Jej kalibracja wymaga wskazania wartości tylko dwóch parametrów: maksymalnej prędkości sedymentacji (V_0) i parametru sedymentacji strefowej (r_V). Ich wartości można wyznaczyć na podstawie wyników pomiaru prędkości sedymentacji strefowej (v_s) w serii testów wsadowych przy różnych stężeniach początkowych osadu (X). Do uzyskanych wyników ($v_s(X)$) dopasowuje się (nieliniową metodą najmniejszych kwadratów) parametry V_0 i r_V równania (2.6). Plósz et al.(2020) postuluje ponadto, że dla każdego osadu czynnego maksymalna prędkość sedymentacji jest stała ($V_0 = 9$ m/h), co pozwala na sprowadzenie tego modelu do postaci jednoparametrowej. Według tego modelu, gdy stężenie osadu zbliża się do zera, prędkość sedymentacji dąży do wartości V_0 . Analiza zakresów obowiązywania poszczególnych reżimów sedymentacji (Rysunek 2.3) jasno wskazuje, że sedymentacja osadu o niskim stężeniu znajduje się w obszarze klarowania. Model Vesilind'a obejmuje natomiast wyłącznie obszar sedymentacji strefowej i, w konsekwencji, przeszacowuje rzeczywiste prędkości opadania poszczególnych kłaczków w strefie klarowania (Takács, 2008). W związku z powyższym zaproponowano rozszerzenie wykładniczego modelu Vesilind'a o drugi człon wykładniczy obniżający prędkość sedymentacji w zakresie niskich stężeń – tzw. model Takacs'a (równanie 2.7) (Takács et al., 1991). Wykazano bowiem, że, pomimo teoretycznie specyficznej dla każdego indywidualnego kłaczków prędkości opadania w strefie klarowania, średnia prędkość sedymentacji kłaczków w górnej partii osadnika wtórnego jest funkcją stężenia osadu (Patry & Takács, 1992). Pierwszy wykładniczy człon modelu odzwierciedla prędkość sedymentacji dużych, dobrze sflokulowanych cząstek, drugi natomiast jest czynnikiem korekcyjnym, uwzględniającym spadek prędkości opadania dla mniejszych kłaczków. W modelu tym wyodrębnić można cztery obszary (Rysunek 2.7):

- W obszarze najniższych stężeń prędkość opadania jest równa zero, ponieważ osad osiągnął minimalne możliwe stężenie i w cieczy znajdują się wyłącznie zawiesiny nieopadające;
- W kolejnym obszarze wartość v_s jest podyktowana głównie dynamiką opadania małych, wolno sedymentujących kłaczków, w tym zakresie stężeń v_s jest najbardziej wrażliwe na wartość r_P ;
- W wąskim zakresie stężeń, kłaczki osiągają swoje maksymalne, możliwe do osiągnięcia rozmiary i sedymentują z maksymalną prędkością. Według Takács et al.(1991) w tym obszarze prędkość sedymentacji jest w mniejszym lub większym stopniu niezależna od stężenia;
- W ostatnim obszarze, wpływ współczynnika korygującego dla małych, wolnoopadających kłaczków na wartość v_s jest pomijany, a model *de facto* sprowadza się do modelu Vesilind'a.

Zastosowanie podwójnie wykładniczego modelu sedymentacji Takacs'a wymaga skalibrowania 5 parametrów: V_0 – maksymalnej szybkości sedymentacji [m/d], $V_{0,max}$ – maksymalnej, praktycznej prędkości sedymentacji [m/d], r_H , r_P – parametrów sedymentacji strefowej i dyskretnej [g/m³], f_{ns} - udziału frakcji nieopadającej w strumieniu zasilającym osadnik (X_0). Przy czym zapostulowano, że, ze względu na bardzo małą wrażliwość wyników symulacji sedymentacji z wykorzystaniem modelu Takacs'a na wartość maksymalnej, praktycznej prędkości sedymentacji ($V_{0,max}$), parametr ten może zostać pominięty. Wartości V_0 , r_H i r_P są zwyczajowo wyznaczone na podstawie serii wsadowych testów sedymentacji, analogicznie do kalibracji modelu Vesilind'a. Udział frakcji nieopadającej może zostać określony na podstawie stężenia zawiesin w ściekach oczyszczonych lub w próbce cieczy nadosadowej pobranej pod koniec wsadowego testu sedymentacji znając stężenie osadu zasilającego osadnik lub początkowe stężenie w kolumnie sedymentacyjnej. Wartość maksymalnej praktycznej prędkości sedymentacji może zostać wyznaczona wprost na podstawie przebiegu krzywej funkcji Takacs'a po wyznaczeniu wszystkich powyższych parametrów lub, alternatywnie, poprzez pomiar prędkości opadania pojedynczych, dużych kłaczków podczas wsadowego testu sedymentacji przy stężeniu osadu w zakresie 1000 - 2000 g/m³ (Takács et al., 1991).



Rysunek 2.7 Podwójnie wykładniczy model sedymentacji (Takács et al., 1991)

Przeprowadzona identyfikacja funkcji sedymentacji strefowej, bez żadnych wcześniejszych założeń co do jej matematycznej postaci, wskazała, że wyniki testów sedymentacji przeprowadzonych przez J. De Clercq et al.(2005) były najlepiej opisane z wykorzystaniem funkcji potęgowej (równanie (2.10). Kalibracja tej funkcji wymaga określenia wartości trzech parametrów: V_0 – maksymalnej prędkości sedymentacji [m/d], \bar{X} – parametru normalizującego stężenie osadu [g/m³] oraz q – parametru

potęgowego [-]. Kalibracja powyższej funkcji, podobnie jak kalibracja przedstawionych modeli wykładniczych, polega na dopasowaniu przebiegu krzywej funkcji do otrzymanych, po wykonaniu serii wsadowych testów sedymentacji, rzeczywistych prędkości sedymentacji dla poszczególnych stężeń osadu.

2.2.3.2.2. MODELE KOMPRESJI

Przedstawione powyżej modele opisują zależność prędkości opadania osadu od jego stężenia w reżimie sedymentacji strefowej. W reżimie kompresji, prędkość sedymentacji nie jest już funkcją wyłącznie stężenia osadu. W warstwie osadu obserwowany jest gradient stężenia, a prędkość opadania zmniejsza się ze względu na fizyczne stykanie się kłaczków i występujące siły naprężenia efektywnego. Z punktu widzenia eksploatacji pełnoskalowego obiektu, zjawisko kompresji wpływa na bardzo ważne parametry operacyjne tj. wysokość warstwy osadu czy stężenie osadu recyrkulowanego. Podstawowym założeniem przy modelowaniu kompresji osadu czynnego jest przyjęcie, że zjawisko to pojawia się w układzie, gdy stężenie osadu przekroczy graniczną wartość tzw. stężenie krytyczne kompresji (X_c). Jest to wartość stężenia, przy którym kłaczkosady znajdują się w ciągłym kontakcie fizycznym i tworzą strukturę zdolną do przenoszenia naprężeń ściskających.

Wśród opracowanych modeli prędkości sedymentacji w reżimie kompresji wyróżnić można modele będące empirycznym rozszerzeniem lub modyfikacją modeli sedymentacji strefowej. Modyfikacje takie polegają między innymi na zastosowaniu formuły analogicznej do modelu sedymentacji strefowej, lecz z innym niż w obszarze sedymentacji strefowej zestawem parametrów (D. Zhang et al., 2006) lub uzupełnieniu modelu sedymentacji strefowej o dodatkowy współczynnik korekcyjny (Strieker et al., 2007). Podejście takie nie zakłada jednak uwzględnienia zależności wartości współczynnika zmniejszającego prędkość sedymentacji strefowej w obszarze kompresji od wartości gradientu stężeń, a więc nie jest w stanie opisać rzeczywistej dynamiki kompresji.

Kinnear (2002), opierając się na bilansach pędu oraz równaniach ciągłości fazy ciekłej i stałej, wyprowadził równanie opisujące prędkość sedymentacji kłaczkosady, uwzględniające jego wytrzymałość na ściskanie – właściwość kłaczkosady odpowiadająca ciśnieniu, które struktura kłaczkosady jest w stanie wytrzymać bez zapadnięcia się. Zaproponowano wyznaczenie tej wartości poprzez serię tzw. statycznych testów wsadowych, w trakcie których określa się, przy jakim początkowym stężeniu osadu nie zostanie zaobserwowany spadek stężenia w górnej jego warstwie. Niestety, tak skalibrowany model nie był w stanie w zadowalającym stopniu oddać rzeczywistego przebiegu krzywej sedymentacji.

Sformułowana fenomenologiczna teoria sedymentacji-flokulacji osadu czynnego bazująca na bilansach masy i pędu fazy ciekłej i stałej (Bürger, Concha, et al., 2000) pozwoliła na opisanie prędkości sedymentacji w zakresie sedymentacji strefowej i kompresji następującym wyrażeniem:

$$v_s = \begin{cases} v_s(X) & 0 \leq X \leq X_C \\ v_s(X) \cdot \left(1 - \frac{\rho_s}{(\rho_s - \rho_f)gX} \frac{\partial \sigma}{\partial X} \frac{\partial X}{\partial z}\right) & X > X_C \end{cases} \quad (2.12)$$

gdzie $v_s(X)$ - wybrana funkcji sedymentacji strefowej, [m/h],

ρ_s, ρ_f - gęstość fazy stałej i ciekłej [kg/m³],

g - przyspieszenie ziemskie [m/s²],

X_C - krytyczne stężenie kompresji [kg/m³],

$\partial\sigma/\partial X$ - pochodna funkcji naprężenia efektywnego [Pa/(kg/m³)]

$\partial X/\partial z$ - pionowy gradient stężenia osadu [kg/m²]

Zakłada się, że funkcja naprężenia efektywnego przyjmuje wartość zero w zakresie stężeń osadu od 0 do X_C i jest funkcją niemalejącą dla wartości X powyżej X_C (Bürger et al., 2011). W tabeli 2.3 przedstawiono postulowane w literaturze pochodne wybranych funkcji naprężenia efektywnego.

Tabela 2.3 Pochodne wybranych funkcji naprężenia efektywnego

| Pochodna funkcji naprężenia efektywnego | Źródło | Numer równania |
|---|-------------------------------|----------------|
| $\frac{\partial \sigma}{\partial X} = v_c \exp\left(r_c \cdot \frac{X}{X_{inf}}\right)$ | (Plósz et al., 2020) | (2.13) |
| $\frac{\partial \sigma}{\partial X} = \frac{\alpha}{X - X_C + \beta}$ | (J. De Clercq et al., 2008) | (2.14) |
| $\frac{\partial \sigma}{\partial X} = \left(\frac{X - X_C}{C_1}\right)^{C_2}$ | (Ramin, Wágner, et al., 2014) | (2.15) |

Zagadnienie doboru i kalibracji parametrów funkcji naprężenia efektywnego, między innymi ze względu na sumaryczną liczbę parametrów do kalibracji oraz ograniczony zakres informacji pozyskiwanych w trakcie typowego testu sedymentacji wsadowej, nie jest zagadnieniem trywialnym. Możliwość jednoznacznego określenia wartości funkcji naprężenia efektywnego należy rozpatrywać kompleksowo, łącznie z zagadnieniem doboru funkcji sedymentacji strefowej oraz wyborem typu osadnika wtórego, do którego zaimplementowane są powyższe funkcje składowe. Problematyka doboru i kalibracji parametrów funkcji naprężenia efektywnego została więc omówiona w rozdziale dotyczącym kalibracji modelu osadnika wtórego (rozdział 2.3.2).

2.2.3.2.3. MODELE ŁĄCZĄCE SEDYMENTACJĘ STREFOWĄ I KOMPRESJĘ

Podjęto również próby bardziej kompleksowego opisu przebiegu sedymentacji, łącząc obszar sedymentacji strefowej i obszar kompresji wyrażeniem opisującym prędkość opadania osadu w obszarze przejściowym (Ramin, Wágner, et al., 2014). Na podstawie serii badań sedymentacji osadu w kolumnie z ciągłym pomiarem wysokości warstwy osadu i jego stężenia na dnie kolumny opracowano poniższe wyrażenie, opisujące trzy różne etapy opadania osadu podczas testów wsadowych:

$$v_s(X) = \begin{cases} V_0 e^{-r_H X} - V_{0,T} e^{-r_P X} & X \leq X_0 \\ V_{0,T} e^{-r_T X} & X_0 < X < X_C \\ V_{0,T} e^{-r_T X} \left(1 - f_C \frac{dX}{dz}\right) & X_C \leq X \end{cases} \quad (2.16)$$

Gdy stężenie osadu (X) jest mniejsze od stężenia początkowego w kolumnie (X_0), prędkość sedymentacji jest opisana równaniem Takacs'a (równanie 2.7). Pomiędzy stężeniem X_0 , a stężeniem krytycznym kompresji (X_C) układ przechodzi w reżim przejściowy opisany funkcją wykładniczą, analogiczną do funkcji Vesilind'a, z odrębnym zestawem parametrów $V_{0,T}$ oraz r_T . W celu zapewnienia ciągłości funkcji przy przejściu z reżimu sedymentacji strefowej do reżimu przejściowego, wprowadzono warunek, że w punkcie $X=X_0$ prędkości obliczone wyrażeniem dla sedymentacji strefowej oraz przejściowej muszą być sobie równe. Jednocześnie, wartość drugiego członu funkcji Takacs'a, przy stężeniach osadu bliskich górnej granicy reżimu strefowego, jest pomijanie mała, co pozwala na wyprowadzenie z powyższego warunku zależności parametru $V_{0,T}$ od innych parametrów funkcji sedymentacji:

$$V_{0,T} = \frac{V_0 e^{-r_H X_0}}{e^{-r_T X_0}} \quad (2.17)$$

Współczynnik kompresji (f_C) w równaniu 2.16 można rozwinąć do następującej postaci:

$$f_C(X) = \frac{\rho_s}{(\rho_s - \rho_f) g X} \left(\frac{X - X_C}{C_1} \right)^{C_2} \quad (2.18)$$

gdzie $\rho_{s,f}$ – gęstość fazy stałej i ciekłej,

g – przyspieszenie ziemskie,

X – stężenie osadu

X_C - stężenie krytyczne kompresji

C_1, C_2 – parametry modelu

Sumarycznie, model ten wymaga kalibracji parametrów wybranej funkcji sedymentacji strefowej, w tym przypadku 3 parametrów funkcji Takacs'a oraz łącznie 4 parametrów funkcji przejściowej oraz funkcji kompresji. Zamiast funkcji Takacs'a w równaniu 2.16

można wykorzystać dowolną funkcję sedymentacji strefowej, co może wpłynąć na zmianę sumarycznej ilości parametrów do kalibracji. Przeprowadzona estymacja parametrów wykazała, że wartość X_C jest bardzo bliska X_0 , natomiast parametr C_2 silnie wykładniczo zależy od X_0 . Pociągnęło to za sobą postulat, by zmniejszyć liczbę estymowanych parametrów, przyjmując arbitralnie $X_C = 1,1 \cdot X_0$ oraz $C_2 = 1,6 \cdot \exp(-0,4 \cdot X_0)$ (Ramin, Wágner, et al., 2014).

Dalsze badania (obejmujące 8 konfiguracji modelu z zastosowaniem różnych funkcji sedymentacji strefowej i kompresji), z układem pomiarowym doposażonym w dodatkowy pomiar stężenia osadu w połowie wysokości kolumny sedymentacyjnej, wykazały, że poniższa kombinacja opisana równaniem 2.19 najlepiej opisuje proces opadania osadu (Plósz et al., 2020):

$$v_s(X) = \begin{cases} V_0 e^{-r_H X} & X < X_C \\ V_0 e^{-r_H X} \left(1 - \frac{\rho_s}{(\rho_s - \rho_f) g X} v_C e^{\left(r_C \frac{X}{X_{infi}} \right)} \frac{dX}{dz} \right) & X \geq X_C \end{cases} \quad (2.19)$$

gdzie V_0, r_H – parametry funkcji sedymentacji strefowej,

v_C, r_C, X_{infi} – parametry funkcji kompresji,

X_C – stężenie krytyczne kompresji.

Parametr X_{infi} został zdefiniowany jako maksymalne stężenie osadu na dnie kolumny sedymentacyjnej - przy nieskończonej długości czasu prowadzenia testu (w stanie ustalonym). Jego wartość można oszacować na podstawie danych o zmienności stężenia osadu na dnie kolumny w trakcie prowadzonego testu, korzystając w poniższego równania i metody regresji nieliniowej:

$$X_u(t) = f_X + (X_{infi} - f_X) \cdot (1 - e^{-k_X \cdot t}) \quad (2.20)$$

gdzie X_u – stężenie osadu na dnie kolumny,

f_X, k_X – dodatkowe parametry równania,

X_{infi} – stężenie osadu w stanie ustalonym.

Za wartość stężenia krytycznego X_C w podejściu tym przyjęto wartość początkowego stężenia X_0 dla symulacji sedymentacji wsadowej, natomiast dla symulacji sedymentacji ciągłej w osadniku – stężenie w pierwszej warstwie poniżej warstwy, do której doptywa (Guyonvarch et al., 2015). Plósz et al. (2020) postuluje również, że maksymalna prędkość sedymentacji (V_0) ma stałą wartość równą 9,0 m/h, co w podsumowaniu zmniejszyłoby całkowitą liczbę parametrów do kalibracji do trzech (r_H, v_C, r_C).

2.3. MODELE OSADNIKÓW WTÓRNYCH W SYMULACJACH PROCESU OSADU CZYNNEGO

Opisanie procesu opadania osadu czynnego, za pomocą przedstawionych w poprzednim rozdziale funkcji sedymentacji, dało podstawy do stworzenia modelu matematycznego osadnika wtórnego, uwzględniającego specyficzne dla każdego osadu czynnego właściwości sedymentacyjne. Stosowane w praktyce inżynierskiej i pracach naukowych modele osadników wtórnych można zaklasyfikować do czterech podstawowych grup, w oparciu o zastosowane uproszczenia dotyczące ograniczenia rozpatrywanych w modelu wymiarów przestrzeni.

- Modele bezwymiarowe – tzw. osadniki idealne, które działają jako węzeł rozdzielający doprowadzany strumień zawiesin na ścieki oczyszczone oraz osad zagęszczony na podstawie jednopunktowego bilansu masy oraz podaniu udziału frakcji nieopadającej w doptywie. Tak zamodelowany osadnik ma zerową objętość (hipotetyczny hydrauliczny czas przetrzymania wynosi zero) i nie pełni żadnej funkcji retencyjnej. Pełni natomiast funkcję klarowania, ze stałą w czasie efektywnością.
- Modele 1-wymiarowe – w modelach tych zakłada się ruch osadu i cieczy tylko wzdłuż osi pionowej. Uwzględniony jest ruch cząstek stałych związany z sedymentacją oraz ruch będący skutkiem przepływu mieszaniny osadu i ścieków oczyszczonych w związku z odbiorem zagęszczonego osadu z dna osadnika oraz ścieków oczyszczonych przy koronie osadnika. Na potrzeby obliczeń numerycznych, całkowita wysokość osadnika zostaje zdyskretyzowana poprzez wydzielenie skończonej liczby warstw, gdzie każda z nich cechuje się jednorodnym stężeniem w całej swojej objętości, a geometrię osadnika upraszcza się zakładając płaskie dno. Z wykorzystaniem takiego modelu możliwe jest symulowanie zmian wysokości warstwy osadu oraz stężenia zawiesin na odpływie w funkcji zmieniających się warunków operacyjnych - w tym w sytuacji gdy warstwa osadu osiągnie poziom przelewu ścieków oczyszczonych.
- Modele 2- i 3-wymiarowe – tzw. modele CFD (Computational Fluid Dynamics) pozwalają na symulację przepływu fazy ciekłej i stałej w więcej niż jednym wymiarze. Punktem wyjścia dla tych modeli są równania różniczkowe cząstkowe opisujące zasadę zachowania masy i pędu (równania Naviera-Stokesa) oraz równań ruchu turbulentnego, które są rozwiązywane z wykorzystaniem algorytmów numerycznych (Ferziger & Perić, 2002). Dzięki temu możliwe jest dokładne zamodelowanie nierównomierności wysokości warstwy osadu w przekroju pionowym osadnika, jak również takich zjawisk jak tzw. „krótkie spięcia” czy martwe strefy. Modele te wymagają jednak zdecydowanie większej

mocy obliczeniowej niż dwie poprzednie grupy, co uniemożliwia, na dzień dzisiejszy, ich powszechne stosowanie w symulacjach układów biologicznego oczyszczania ścieków, składających się z reaktora biologicznego i osadnika wtórnego.

W pracach symulacyjnych wykorzystywane są modele z każdej z powyższych grup, a wybór odpowiedniego typu modelu jest podyktowany głównie celem badań. Jeżeli modelowana jest praca całego układu biologicznego oczyszczania z naciskiem na efektywność procesów w bloku biologicznym, uzasadnione może być zastosowanie bezwymiarowego modelu osadnika idealnego. Natomiast, w przypadku badania wpływu różnego rodzaju rozwiązań konstrukcyjnych tj. modyfikacje układu doprowadzającego osad, systemu odbierania zagęszczonego osadu czy zmiany w geometrii dna osadnika i leja osadowego, zastosowanie mają prawie tylko i wyłącznie modele CFD (Gao & Stenstrom, 2020).

W niniejszej pracy, której celem było określenie wpływu poszczególnych strategii prowadzenia procesu osadu czynnego w trakcie przeciążenia hydraulicznego, ważna jest zarówno poprawna symulacja procesów zachodzących w blokach biologicznych jak i uwzględnienie warunków panujących w osadniku wtórnym, ze względu na duże prawdopodobieństwo wymycia osadu. W związku z powyższym, w przeprowadzonych badaniach wykorzystano 1-wymiarowe modele osadnika wtórnego, które bardziej szczegółowo przedstawiono w kolejnych rozdziałach.

2.3.1. MODEL PIERWSZEGO RZĘDU

Bazując na teorii strumienia masowego (Kynch, 1952), stworzono bilans masowy osadnika wtórnego, będący cząstkowym równaniem różniczkowym pierwszego rzędu:

$$\frac{\partial X}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial z} (F(X, z, t)) + \frac{Q_f(t)X_f(t)}{A} \delta(z-z_f) \quad (2.21)$$

w którym:

X – stężenie osadu będące funkcją współrzędnej pionowej (z) i czasu (t): $X=X(t,z)$,

t – czas,

z – współrzędna pionowa (na głębokości osadnika),

$F(X, z, t)$ - strumień masowy osadu,

$Q_f(t)$ - przepływ objętościowy strumienia zasilającego osadnik,

$X_f(t)$ – stężenie osadu w strumieniu zasilającym osadnik,

A – powierzchnia osadnika,

$\delta(z-z_f)$ – delta Dirac'a,

z_f – wysokość położenia wlotu do osadnika.

Strumień masowy $F(X, z, t)$ jest sumą strumienia grawitacyjnego, czyli przemieszczania się kłaczków osadu pod wpływem siły grawitacji, oraz strumienia konwekcyjnego, czyli ruchem kłaczków osadu wraz z otaczającą je cieczą, wywołanym ciągłym odbiorem osadu i ścieków oczyszczonych:

$$F(X,z,t)=v_s(X) \cdot X + v_c(z,t) \cdot X \quad (2.22)$$

gdzie $v_s(x)$ jest prędkością sedymentacji, natomiast $v_c(z,t)$ to prędkość przepływu konwekcyjnego (przepływ w dół, poniżej poziomu zasilania osadnika, związany z odbiorem osadu recykulowanego, oraz w górę, powyżej poziomu zasilania osadnika, związany z przelewaniem się sklarowanego strumienia do koryta odprowadzającego ścieki oczyszczone. Wartość v_c jest odpowiednio proporcjonalna do wielkości strumienia osadu zagęszczonego odbieranego z dna, lub wielkości strumienia ścieków oczyszczonych odbieranych przez przelewy osadnika.

Wykorzystanie tak zdefiniowanego modelu w numerycznych programach symulacyjnych procesu oczyszczania ścieków wymaga jego dyskretyzacji. Pierwotna postać modelu jest równaniem różniczkowym cząstkowym, którego szukany rozwiązaniem jest funkcja dwóch zmiennych niezależnych – $X(z,t)$. Natomiast modele reaktorów osadu czynnego z rodziny ASM, z którymi należy sprzęgnąć model osadnika wtórnego, są przetwarzane w układy równań (różniczkowych zwyczajnych) bilansu masy poszczególnych frakcji zanieczyszczeń, w których jedyną zmienną niezależną jest czas (t). Istotą wymaganej dyskretyzacji pojedynczego równania różniczkowego cząstkowego (2.21) jest jego zamiana na równoważny (w przybliżeniu) układ n (zwykle $n=10$) równań różniczkowych zwyczajnych bilansu masy osadu w poszczególnych (od 1 do n) hipotetycznych warstwach na głębokości osadnika. Tym sposobem z modelu osadnika formalnie znika zmienna niezależna „ z ”. Do rozwiązywania takich właśnie układów równań są dostosowane numeryczne algorytmy w stosowanych powszechnie środowiskach symulacyjnych. Dyskretyzacja (względem zmiennej „ z ”) odbywa się poprzez podział sumarycznej głębokości osadnika na skończoną liczbę poziomych warstw, każda o jednorodnym stężeniu w całej swojej objętości, a bilanse masy osadu zapisuje się osobno dla każdej z warstw (Stenstrom, 1976; Vitasovic & Andrews, 1989).

Najpopularniejszym 1-wymiarowym modelem pierwszego rzędu jest tzw. model Takacs'a (Takács et al., 1991). W modelu tym zastosowano warunek ograniczający wielkość strumienia masowego zaproponowany przez Stenstrom'a (1976), mówiący o tym, że strumień grawitacyjny osadu w danej warstwie ($F_{s,i}$) nie może być większy niż ten, który może być przeniesiony przez warstwę poniżej oraz jego uaktywnienie wyłącznie powyżej granicznego stężenia - w celu uniknięcia niefizycznych wyników w pewnych warunkach symulacji (Vitasovic, 1986) (równanie 2.23). Prędkość sedymentacji (v_s) opisana jest równaniem Takacs'a (równanie 2.7).

$$F_{S,j} = \begin{cases} \min(v_{S,j}X_j, v_{S,j+1}X_{j+1}) & X_{j+1} > X_T \\ v_{S,j}X_j & X_T \leq X_{j+1} \end{cases} \quad (2.23)$$

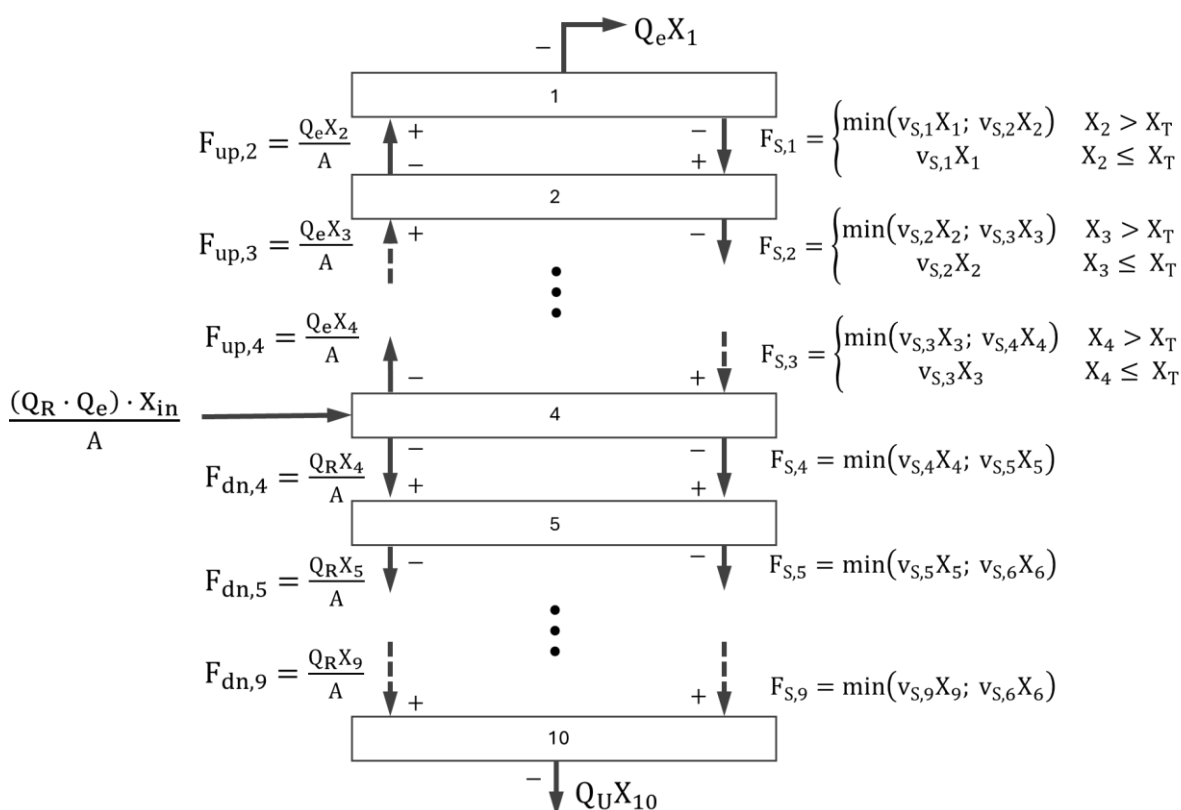
gdzie j - indeks warstwy

X_T – graniczne stężenie powyżej którego stosowany jest warunek ograniczenia grawitacyjnego strumienia masowego osadu,

$v_{S,j}, v_{S,j+1}$ – prędkość sedymentacji w warstwie j oraz $j+1$

$X_{S,j}, X_{S,j+1}$ – stężenie osadu w warstwie j oraz $j+1$

Rysunek 2.8 przedstawia schematyczny bilans strumieni masowych po dyskretyzacji, dla poszczególnych warstw modelu osadnika wtórnego Takacs'a, z zaimplementowanym warunkiem ograniczającym wielkość grawitacyjnego strumienia masowego osadu.



Rysunek 2.8 Przepływ strumieni masy pomiędzy warstwami modelu Takacs'a (Takács et al., 1991)

Model Takacs'a, od momentu opublikowania, stał się jednym z najpopularniejszych modeli osadnika wtórnego, będąc często domyślnym wyborem w wielu programach przeznaczonych do symulacji pracy układów oczyszczania ścieków. Pojawiły się jednak doniesienia wskazujące na niedoskonałości tego rozwiązania. Stwierdzono, że optymalna liczba wydzielonych warstw wynosi 10, a jej zwiększenie pogarsza przewidywania modelu (Jeppsson & Diehl, 1996; Watts et al., 1996). Jest to związane z zastosowaną zgrubną 10-cio warstwową dyskretyzacją, którą wprowadza zauważalną dyspersję numeryczną, sztucznie oddającą efekt takich zjawisk jak kompresja w leju

osadnika czy dyspersja (fizyczna) przy wprowadzaniu strumienia osadu do osadnika. W związku z tym, liczba warstw w modelu osadnika staje się *de facto* jednym z parametrów tego modelu. Wskazano również, że zwiększanie stopnia dyskretyzacji nie zbliżało otrzymanego rozwiązania numerycznego do rozwiązania analitycznego (Jeppsson & Diehl, 1996). Przyczyną takiego zachowania modelu Takacs'a jest m.in. wprowadzenie do wyrażenia opisującego strumień masowy (równanie 2.23) empirycznego parametru X_T , który nie jest obecny w bazowym równaniu modelu (równanie 2.21), co jest wbrew jednej z podstawowych zasad spójnej metodologii modelowania (Bürger et al., 2011), która mówi, że żaden z parametrów modelu nie powinien być wprowadzany na etapie tworzenia numerycznego algorytmu rozwiązującego układ równań. Parametr X_T nie reprezentuje rzeczywistej cechy modelowanego układu, a został wprowadzony, jak opisano to wyżej, by uniknąć niefizycznych oscylacji symulacji (Vitasovic, 1986). Zastosowany w modelu warunek ograniczający wielkość strumienia masowego (równanie 2.23) uniemożliwia natomiast uzyskanie w pewnych warunkach realnych wyników symulacji (Bürger et al., 2011). Jeżeli warstwa o większym stężeniu znajdzie się powyżej warstwy o mniejszym stężeniu osadu (np. symulacja napełniania osadem osadnika wypelnionego ściekami oczyszczonymi lub wprowadzenia osadu do kolumny sedymentacyjnej z wodą), doprowadzona warstwa osadu zostanie „uwięziona” i model nie zasymuluje jej sedymentacji.

Opisane powyżej niedoskonałości modelu Takacs'a oraz fakt, że model ten nie uwzględnia takich zjawisk jak kompresja osadu czy turbulencje wokół punktu jego wprowadzenia, były motywacją do dalszych badań nad rozwojem 1-wymiarowych modeli osadników wtórnych, których rezultaty przedstawiono w poniższym rozdziale.

2.3.2. MODEL DRUGIEGO RZĘDU

Wypracowane rozwinięcie przedstawionego powyżej modelu polega włączeniu do bazowego bilansu masy (równanie 2.21) dodatkowego członu, czyniąc z modelu równanie różniczkowe cząstkowe drugiego rzędu. W poniższym rozdziale przedstawiono szczegółowo dwa modele, realizujące koncept modelowania dyspersji w modelach 1-wymiarowych, różniące się od siebie sposobem jej opisu oraz podejściem do kompresji osadu.

2.3.2.1. MODEL BURGER'A -DIEHL'A

W modelu Burger'a-Diehl'a nowy człon równania ma dwie składowe - funkcję kompresji ($d_{comp}(X)$) oraz funkcję dyspersji $d_{disp}(z, Q_f(t))$ (Bürger et al., 2011; Bürger, Diehl, Farås, et al., 2012):

$$\frac{\partial X}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial z}(F(X, z, t)) + \frac{\partial}{\partial z} \left((d_{\text{comp}}(X) + d_{\text{disp}}(z, Q_f(t))) \frac{\partial X}{\partial z} \right) + \frac{Q_f(t)X_f(t)}{A} \delta(z-z_f) \quad (2.24)$$

Dzięki modułowej budowie całego członu, istnieje możliwość niezależnego załączania oraz wyłączenia kompresji i/lub dyspersji w konkretnym modelu w zależności od specyfiki danej symulacji (np. wyłączenie dyspersji podczas symulacji sedymentacji wsadowej). Taka konstrukcja modelu umożliwia również prostą implementację nowych postaci d_{comp} i d_{disp} w miarę lepszego zrozumienia i opisanie kompresji i dyspersji.

Analogicznie do tego co powiedziano w kontekście dyskretyzacji modelu 2.21, numeryczne symulacje z wykorzystaniem modelu 2.24 wymagają jego dyskretyzacji. W modelu tym do opisanie wielkości strumienia masowego wykorzystano algorytm numeryczny Godunov'a (Godunov & Bohachevsky, 1959), który uogólniono dla całej objętości osadnika (Diehl & Jeppsson, 1998) otrzymując następujące wyrażenie:

$$F_{S,j} = \begin{cases} \min_{X_j < X \leq X_{j+1}} v_S(X)X & X_j \leq X_{j+1} \\ \max_{X_{j+1} < X \leq X_j} v_S(X)X & X_j > X_{j+1} \end{cases} \quad (2.25)$$

W równaniu tym, w przeciwieństwie do równania 2.23 nie wprowadzono empirycznego parametru, co jest zgodne z opisaną w poprzednim rozdziale zasadą spójnej metodologii modelowania. Dzięki zastosowaniu algorytmu numerycznego Godunov'a, wraz ze zwiększaniem stopnia dyskretyzacji modelu (t.j. liczby warstw), wyniki symulacji zbliżają się do rozwiązania analitycznego (Jeppsson & Diehl, 1996). Cechą charakterystyczną tego modelu jest wprowadzenie czterech dodatkowych, „wirtualnych” warstw, co umożliwia wyliczenie zbliżonego do rzeczywistości stężenia zawieszin w ściekach oczyszczonych i osadzie recykulowanym. W modelu Takacs'a przyjmuje się, że stężenia te są równe stężeniom w odpowiednio pierwszej i ostatniej warstwie osadnika. Co za tym idzie, przyjmuje się, że występuje ciągłość stężenia na granicy rozpatrywanego układu. Zasada zachowania masy wskazuje jednak, że ciągłość winny zachować strumienie masowe, a nie stężenie (Bürger, Diehl, Faras, et al., 2012). Zestawienie procesów uwzględnionych w poszczególnych („rzeczywistych” i „wirtualnych”) obszarach modelu Burger'a -Diehl'a zamieszczono w tabeli 2.4.

Tabela 2.4 Procesy uwzględnione w poszczególnych warstwach modelu Burger'a-Diehl'a (Torfs, 2015)

| Strefa | Granica obszaru | Sedymentacja strefowa | Kompresja | Dyspersja | Przeptyw konwekcyjny |
|--------------------|-----------------|-----------------------|-----------|-----------|----------------------|
| Ścieki oczyszczone | $Z_1 \dots Z_2$ | - | - | - | Do góry |

| | | | | | |
|------------------------|------------------------------|---|---|---|-------------------|
| Górna granica osadnika | Z_3 | + | + | - | Do góry |
| Strefa sedimentacji | $Z_4 \dots Z_{N+1}$ | + | + | + | Do góry/ W dół |
| Dolna granica osadnika | Z_{N+2} | + | + | - | W dół |
| Osad recyrkulowany | $Z_{N+3} \dots$ Z_{N+4} | - | - | - | W dół |

Transformacja bazowego równania modelu (równanie 2.24) do postaci mogącej zostać zaimplementowanej do typowego środowiska symulacyjnego obejmuje podział na warstwy, aproksymację strumienia masowego algorytmem numerycznym Godunov'a, aproksymację strumieni dyspersji i kompresji, a następnie wykorzystanie metody linii (*method-of-lines*) do uzyskania układu równań różniczkowych zwyczajnych (David et al., 2009). Otrzymane równania dla poszczególnych stref osadnika przedstawiono poniżej:

- a) „wirtualna” warstwa ścieków oczyszczonych

$$\frac{dX_1}{dt} = \frac{Q_e}{A \Delta z} (X_2 - X_1) \quad (2.26)$$

- b) „wirtualna” warstwa ścieków sąsiadująca z pierwszą warstwą w osadniku

$$\frac{dX_2}{dt} = \frac{Q_e}{A \Delta z} (X_3 - X_2) - \frac{F_{S,2}}{\Delta z} + \frac{D_{comp,3} - D_{comp,2}}{(\Delta z)^2} \quad (2.27)$$

- c) pierwsza, górna warstwa w osadniku

$$\begin{aligned} \frac{dX_3}{dt} = & \frac{Q_e}{A \Delta z} (X_4 - X_3) - \frac{F_{S,3} - F_{S,2}}{\Delta z} \\ & + \frac{1}{\Delta z} (F_{disp,3} \\ & + D_{comp,4} - 2D_{comp,3} + D_{comp,2}) \end{aligned} \quad (2.28)$$

- d) warstwy w strefie klarowania ($j = \text{indeks warstwy}$)

$$\begin{aligned} \frac{dX_j}{dt} = & \frac{Q_e}{A \Delta z} (X_{j+1} - X_j) - \frac{F_{S,j} - F_{S,j-1}}{\Delta z} \\ & + \frac{1}{\Delta z} (F_{disp,i} - F_{disp,j-1} \\ & + D_{comp,j+1} - 2D_{comp,j} + D_{comp,j-1}) \end{aligned} \quad (2.29)$$

- e) warstwa zasilana strumieniem osadu ($f = \text{indeks zasilanej warstwy}$)

$$\begin{aligned} \frac{dX_f}{dt} = & \frac{Q_e + Q_u}{A \Delta z} (X_f) - \frac{F_{S,f} - F_{S,f-1}}{\Delta z} \\ & + \frac{1}{\Delta z} (F_{disp,f} - F_{disp,f-1}) \end{aligned} \quad (2.30)$$

$$+ D_{\text{comp},f+1} - 2D_{\text{comp},f} + D_{\text{comp},f-1}) + \frac{Q_f X_f}{A \Delta z}$$

f) warstwy w strefie zagęszczania ($j = \text{indeks warstwy}$)

$$\begin{aligned} \frac{dX_j}{dt} = & \frac{Q_u}{A \Delta z} (X_j - X_{j-1}) - \frac{F_{S,j} - F_{S,j-1}}{\Delta z} \\ & + \frac{1}{\Delta z} (F_{\text{disp},j} - F_{\text{disp},j-1} \\ & + D_{\text{comp},j+1} - 2D_{\text{comp},j} + D_{\text{comp},j-1}) \end{aligned} \quad (2.31)$$

g) ostatnia, dolna warstwa w osadniku ($n = \text{liczba warstw w osadniku}$)

$$\begin{aligned} \frac{dX_{n+2}}{dt} = & \frac{Q_u}{A \Delta z} (X_{n+2} - X_{n+1}) - \frac{F_{S,n+2} - F_{S,n+1}}{\Delta z} \\ & + \frac{1}{\Delta z} (-F_{\text{disp},n+1} \\ & + D_{\text{comp},n+3} - 2D_{\text{comp},n+2} + D_{\text{comp},n+1}) \end{aligned} \quad (2.32)$$

h) „wirtualna” warstwa osadu zagęszczonego sąsiadująca z ostatnią warstwą w osadniku

$$\frac{dX_{n+3}}{dt} = - \frac{Q_u}{A \Delta z} (X_{n+3} - X_{n+2}) - \frac{F_{S,n+2}}{\Delta z} - \frac{D_{\text{comp},n+3} - D_{\text{comp},n+2}}{(\Delta z)^2} \quad (2.33)$$

i) „wirtualna” warstwa osadu zagęszczonego

$$\frac{dX_{n+4}}{dt} = - \frac{Q_u}{A \Delta z} (X_{n+4} - X_{n+3}) \quad (2.34)$$

W powyższych równaniach strumień F_S obliczany jest według algorytmu przedstawionego w równaniu 2.25. Q_e i Q_u oznaczają kolejno przepływ objętościowy strumienia ścieków oczyszczonych oraz osadu zagęszczonego, A - powierzchnię osadnika, natomiast Δz to wysokość pojedynczej warstwy. Oszacowanie wartości strumienia kompresji zostało przeprowadzone dzięki zastosowaniu współczynnika D_{comp} , który jest zdefiniowany jako funkcja pierwotna do wybranej funkcji kompresji d_{comp} , w granicach od stężenia X do stężenia krytycznego X_C , powyżej którego zachodzi kompresja:

$$D_{\text{comp}} = \int_{X_C}^X d_{\text{comp}}(X) dx \quad (2.35)$$

Wielkość strumienia dyspersji jest natomiast wyliczana jako iloczyn wartości funkcji dyspersji d_{disp} w danej warstwie i jednostkowej różnicy stężeń pomiędzy sąsiadującymi warstwami:

$$F_{\text{disp},j} = d_{\text{disp},j} \frac{X_{j+1} - X_j}{\Delta z} \quad (2.36)$$

Domyślna postać funkcji dyspersji w modelu Burger'a-Diehl'a ma maksimum na poziomie warstwy zasilającej, a jej wartość maleje wraz z oddalaniem się od punktu doprowadzenia osadu (Bürger et al., 2013):

$$d_{\text{disp},j} = \begin{cases} \frac{a}{A} \cdot Q_f \cdot \cos^2\left(\frac{\pi \cdot z}{2 \cdot b \cdot Q_f}\right) & |z| < (b \cdot Q_f) \\ 0 & |z| \geq (b \cdot Q_f) \end{cases} \quad (2.37)$$

gdzie a, b – parametry funkcji,

A – powierzchnia osadnika,

z – odległość od warstwy zasilającej,

Q_f – wielkość strumienia zasilającego osadnik

2.3.2.2. MODEL PLOSZ'A

W modelu Plosz'a w bazowym równaniu modelu efekty takich zjawisk hydraulicznych jak turbulencje związane z doływem strumienia zasilającego, poziome prądy gęstościowe czy zakłócenia związane z pracą systemu odbierającego zagęszczony osad zostały uwzględnione poprzez wprowadzenie współczynnika dyspersji (D_c) oraz współczynnika redukcji przepływu konwekcyjnego (η_c) (Plósz et al., 2007). W przeciwieństwie do modelu Burger'a - Diehl'a, kompresja osadu nie jest uwzględniona jako osobny człon w równaniu bazowym. Może być jednak wprowadzona jako element składowy funkcji sedymentacji (v_s) o bardziej mechanistycznym charakterze (Plósz et al., 2020; Ramin, Wágner, et al., 2014)

$$\frac{\partial X}{\partial t} = - \frac{\partial}{\partial z} (\eta_c X - v_s X) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_c \frac{\partial X}{\partial z} \right) + \frac{Q_f(t) X_f(t)}{A} \delta(z - z_f) \quad (2.38)$$

Ponadto, w modelu tym wzięto pod uwagę powstające prądy gęstościowe poprzez wprowadzenie ruchomej warstwy zasilającej (Watts et al., 1996), znajdującej się tuż nad pierwszą warstwą o stężeniu większym niż stężenie osadu w strumieniu zasilającym. Stwierdzono jednak konieczność ograniczenia maksymalnej wysokości ruchomej warstwy zasilającej do 53% wysokości osadnika w celu uniknięcia niedoszacowania otrzymanych profili stężeń osadu.

Wyrażenia pozwalające oszacować wartość współczynnika dyspersji oraz wartości współczynnika redukcji przepływu konwekcyjnego opracowano wykorzystując zwalidowany model CFD (Plósz et al., 2007). Dla szerokiego zakresu warunków operacyjnych przeprowadzono serie symulacji, których celem było dobranie takich wartości D_c oraz η_c , które najbardziej zbliżyły otrzymany profil stężenia w osadniku do

profilu generowanego przez model CFD. Następnie zweryfikowano korelacje pomiędzy otrzymanymi wartościami D_C i η_C a parametrami operacyjnymi. Stwierdzono paraboliczną zależność pomiędzy współczynnikiem dyspersji a prędkością przepływu ścieków oczyszczonych jak również pomiędzy współczynnikiem redukcji przepływu konwekcyjnego a prędkością przepływu strumienia zasilającego (równania 2.39 i 2.40).

$$D_C = \begin{cases} D_{C,0} & v_{OV} < v_{OV,C} \\ D_{C,0} + \gamma(v_{OV} - v_{OV,C})^2 & v_{OV} \geq v_{OV,C} \end{cases} \quad (2.39)$$

$$\eta = \begin{cases} \eta_{C,0} & v_F < v_{F,C} \\ \min \left\{ \eta_{C,0} + \left(\frac{v_F - v_{F,C}}{v_{F,C}} \right)^2 ; 1 \right\} & v_F \geq v_{F,C} \end{cases} \quad (2.40)$$

gdzie v_{OV} i v_F – prędkość przepływu ścieków oczyszczonych i strumienia zasilającego osadnik,

$D_{C,0}$, γ , $v_{OV,C}$, $\eta_{C,0}$ – parametry do kalibracji

Układ równań różniczkowych zwyczajnych składających się na model Plosz'a otrzymuje się stosując metodykę opisaną w poprzednim rozdziale, tzn. osadnik dzielony jest na skończoną liczbę warstw, a wartość strumienia masowego jest przybliżana algorytmem Godunov'a. Ostateczną postać równań dla poszczególnych stref osadnika, zaimplementowaną do środowiska symulacyjnego, przedstawiono poniżej:

a) pierwsza warstwa – ścieki oczyszczone

$$\frac{dX_1}{dt} = \frac{Q_e}{A\Delta z} \cdot X_2 - \frac{F_{S,1}}{\Delta z} + \frac{D_C(X_2 - X_1)}{\Delta z^2} - \frac{Q_e}{\Delta V} X_1 \quad (2.41)$$

b) strefa klarowania (j = indeks warstwy)

$$\frac{dX_j}{dt} = \frac{Q_e}{A\Delta z} \cdot (X_{j+1} - X_j) + \frac{F_{S,j-1} - F_{S,j}}{\Delta z} + \frac{D_C(X_{j+1} - X_j)}{\Delta z^2} - \frac{D_C(X_j - X_{j-1})}{\Delta z^2} \quad (2.42)$$

c) warstwa zasilania

$$\frac{dX_f}{dt} = -\frac{Q_e}{A\Delta z} \cdot X_f - \frac{Q_u}{A\Delta z} \eta_C \cdot X_f + \frac{F_{S,j-1} - F_{S,j}}{\Delta z} + \frac{D_C(X_{j+1} - X_j)}{\Delta z^2} - \frac{D_C(X_j - X_{j-1})}{\Delta z^2} + \frac{Q_f}{\Delta V} X_f \quad (2.43)$$

d) strefa zagęszczania

$$\frac{dX_j}{dt} = \frac{Q_u}{A\Delta z} \eta_C \cdot (X_{j-1} - X_j) + \frac{F_{S,j-1} - F_{S,j}}{\Delta z} + \frac{D_C(X_{j+1} - X_j)}{\Delta z^2} - \frac{D_C(X_j - X_{j-1})}{\Delta z^2} \quad (2.44)$$

e) ostatnia warstwa - osad zagęszczony

$$\frac{dX_j}{dt} = \frac{Q_u}{A\Delta z} \eta_C \cdot X_{j-1} + \frac{F_{S,j-1}}{\Delta z} + \frac{D_C(X_{j-1} - X_j)}{\Delta z^2} - \frac{Q_u}{\Delta V} X_1 \quad (2.45)$$

W powyższych równaniach, analogicznie do modelu Burger'a-Diehl'a, strumień F_s obliczany jest według algorytmu, będącego implementacją algorytmu Godunov'a w danym środowisku symulacyjnym języka programowania. Q_e i Q_u oznaczają kolejno przepływ objętościowy strumienia ścieków oczyszczonych oraz osadu zagęszczonego, A - powierzchnię osadnika, natomiast Δz i ΔV to wysokość pojedynczej warstwy oraz jej objętość. Wartości współczynników D_c i η_c wyliczane są na podstawie równań 2.39 oraz 2.40.

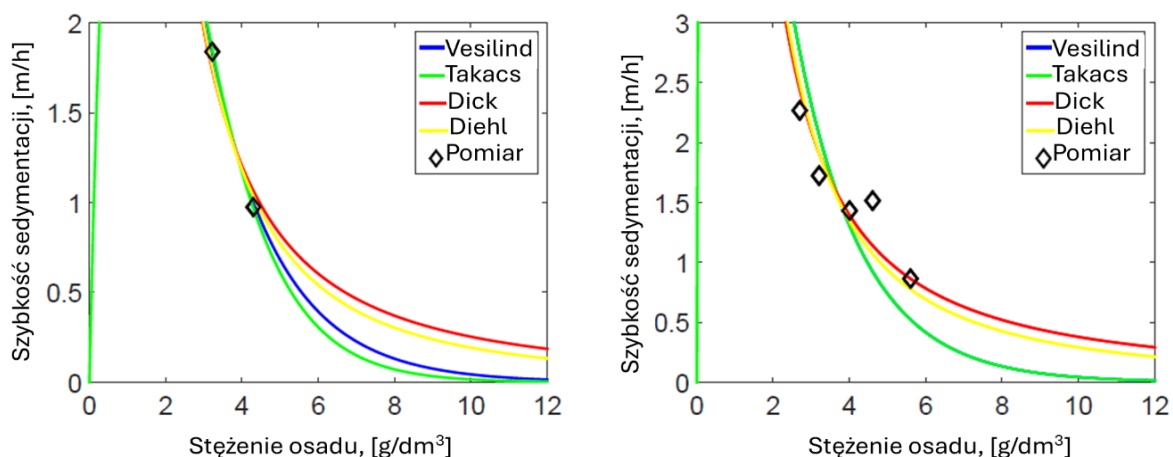
2.3.3. KALIBRACJA MODELI OSADNIKA WTÓRNEGO

Rozpoczynając prace nad budową 1-wymierowego modelu osadnika wtórnego należy podjąć nie tylko decyzję, który z przedstawionych powyżej modeli wybrać, ale również jakie funkcje składowe w nim zastosować. Zagadnienie to stanowi złożony problem ze względu na specyfikę budowy poszczególnych funkcji składowych oraz informacje niezbędne do ich kalibracji, co szczegółowo opisano w kolejnych podrozdziałach.

2.3.3.1. DOBÓR FUNKCJI SKŁADOWYCH

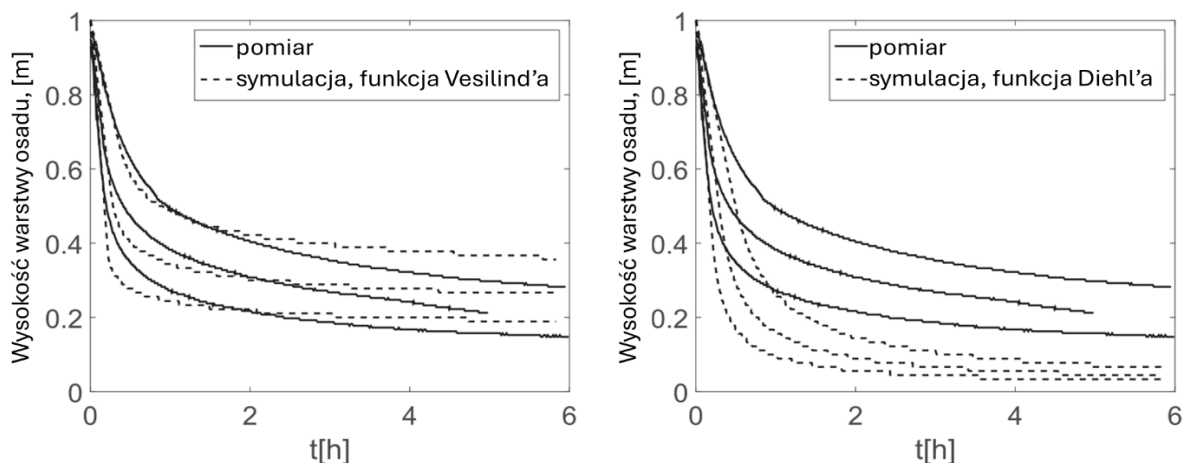
Przedstawione w rozdziałach 2.3.1 oraz 2.3.2 różnice budowy modeli pierwszego i drugiego rzędu powodują, że wybór jednego z nich wiąże się z koniecznością zastosowania różnej liczby funkcji składowych i parametrów samego modelu.

W przypadku pierwszorzędowego modelu Takacs'a, dobierana jest wyłącznie funkcja sedymentacji strefowej, której przykładowej postaci przedstawiono w tabeli 2.2. W bazowym równaniu modelu nie uwzględniono zjawiska kompresji, która odpowiada za zmniejszenie prędkości sedymentacji w obszarze wyższych stężeń osadu. Wykładnicze funkcje sedymentacji strefowej charakteryzują się niższymi prędkościami sedymentacji w obszarze wyższych stężeń (Rysunek 2.9). W trakcie symulacji przekłada się to na wyższe, niż w przypadku funkcji potęgowych, wysokości warstwy osadu. Warto podkreślić jednak, że funkcje sedymentacji strefowej przedstawione w tabeli 2.2, nie są w stanie poprawnie opisać procesu kompresji, ze względu na brak odniesienia do gradientu stężeń osadu pomiędzy warstwami. Zastosowanie w modelu pierwszego rzędu wykładniczej funkcji sedymentacji może być tylko pewnego rodzaju kompensacją braku członu opisującego kompresję w bazowym równaniu modelu. Analogicznie, brak członu opisującego dyspersję jest kompensowany poprzez ograniczenie liczby warstw na etapie dyskretyzacji modelu. Suma obu tych elementów może dać w rezultacie zadowalające (do pewnego stopnia) przybliżenie wartości rzeczywistych, obserwowanych w trakcie symulacji walidacyjnych. Warto jednak podkreślić, że świadomość powyższych zależności jest konieczna, by poprawnie interpretować wyniki symulacji wykonanych z wykorzystaniem tak przygotowanego modelu.



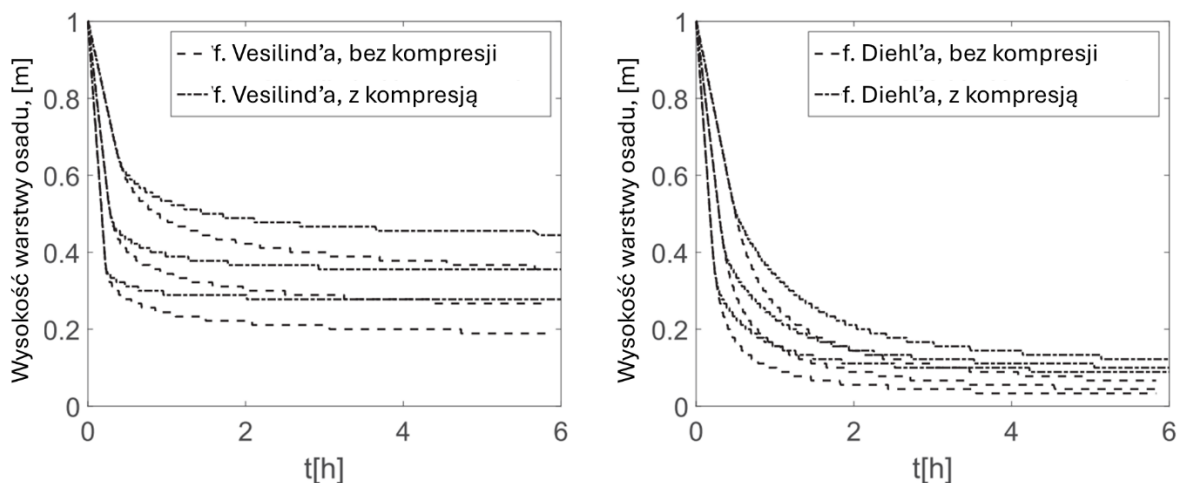
Rysunek 2.9 Przebieg skalibrowanych krzywych sedymentacji dla funkcji wykładniczych (Vesilind, Takacs) oraz potęgowych (Dick, Diehl) w obszarze wyższych stężeń (Torfs, 2015)

Wprowadzenie do modelu osadnika funkcji d_{comp} (model Burger'a -Diehl'a) umożliwia bardziej mechanistyczne zamodelowanie zjawiska kompresji. W związku z tym, te same powody, dla których pewne funkcje sedymentacji strefowej niekoniecznie sprawdzają się w modelach pierwszego rzędu, mogą predysponować je do zastosowania w modelach drugiego rzędu. Wykazano, że potęgowa funkcja sedymentacji strefowej jest w stanie w lepszym stopniu oddać specyfikę przebiegu procesu sedymentacji, gdy jest zaimplementowana w modelu uwzględniającym kompresję (J. De Clercq, 2006; Torfs et al., 2017). Symulacje przebiegu długotrwałych (6h) wsadowych testów sedymentacji z wykorzystaniem modelu Burger'a-Diehl'a z nieaktywną funkcją kompresji wskazują, że stosując funkcję wykładniczą jesteśmy w stanie w lepszym stopniu oddać rzeczywisty przebieg wysokości warstwy osadu (Rysunek 2.10). Należy jednak zauważyć, że w początkowym okresie sedymentacji (pierwsze 2h), model przeszacowuje rzeczywistą prędkość sedymentacji, co skutkuje niższą niż obserwowana wysokością warstwy osadu. Jednak w dalszym etapie, ze względu na, charakterystyczny dla funkcji wykładniczej, szybki spadek prędkości sedymentacji, model przeszacowuje wysokość warstwy osadu. Próby dokalibrowania wartości parametrów funkcji sedymentacji, tak by uzyskać lepszą zgodność wyników symulacji w końcowym etapie testu, będzie się wiązać z pogorszeniem tej zgodności w pierwszych dwóch jego godzinach. Aktywacja funkcji kompresji, która w założeniu ma na celu poprawę dokładności przewidywań modelu, będzie skutkować jeszcze większym przeszacowaniem wysokości warstwy osadu w końcowym etapie testu (Rysunek 2.11).



Rysunek 2.10 Przebieg rzeczywistej oraz symulowanej warstwy międzyfazowej podczas testów sedymentacji dla modelu drugiego rzędu (bez uwzględnienia kompresji) z wykładniczą (lewa strona) oraz potęgową (prawa strona) funkcją sedymentacji strefowej (Torfs et al., 2017)

Zastosowanie funkcji potęgowej w modelu bez aktywnej kompresji skutkuje przeszacowaniem prędkości sedymentacji oraz niedoszacowaniem wysokości warstwy osadu w całym okresie prowadzenia testu. Oznacza to, że aktywacja funkcji kompresji, czyli zmniejszenie, względem funkcji sedymentacji strefowej, prędkości sedymentacji pomoże zbliżyć wyniki symulacji do rzeczywistych obserwacji na całej długości osi czasu (Rysunek 2.11).



Rysunek 2.11 Przebieg symulowanej wysokości warstwy osadu dla modelu Burger'a-Diehl'a z kompresją oraz bez dla wykładniczej funkcji sedymentacji strefowej (lewa strona) oraz potęgowej funkcji sedymentacji strefowej (prawa strona) (Torfs et al., 2017)

Drugi z analizowanych modeli drugiego rzędu (model Plosz'a) odróżnia od modelu Burger'a-Diehl'a brak wydzielonego w bazowym równaniu członu kompresji. Uwzględnienie tego zjawiska w symulacjach jest jednak możliwe pod warunkiem wyboru jednej z dwóch przedstawionych w pkt. 2.2.3.2.3 funkcji sedymentacji. Zastosowanie typowej funkcji sedymentacji (Vesilind'a lub Takacs'a) będzie skutkowało

niedoszacowaniem wysokości warstwy osadu oraz przeszacowaniem stężenia osadu zagęszczonego w trakcie symulacji (Ramin, Wágner, et al., 2014).

2.3.3.1. KALIBRACJA PARAMETRÓW FUNKCJI SKŁADOWYCH

Wybór zaawansowanych modeli osadnika wtórnego z jednej strony daje możliwość uwzględnienia większej gamy zjawisk niż w modelu pierwszego rzędu, jednak ich zastosowanie wiąże się z koniecznością kalibracji większej liczby parametrów. Jednocześnie, standardowe wsadowe testy sedymentacji, w trakcie których monitorowana jest wyłącznie wysokość warstwy osadu, niosą ze sobą ograniczoną ilość informacji i mogą nie być wystarczające do jednoznacznego określenia wartości wszystkich wymaganych parametrów. Przeprowadzona za pomocą metody Monte Carlo globalna analiza wrażliwości wykazała, że nie ma możliwości wskazania jednoznacznego, optymalnego zestawu wartości parametrów funkcji sedymentacji i funkcji kompresji, który byłby w stanie opisać przebieg zmienności wysokości warstwy osadu (Torfs et al., 2014). Zaproponowano dwa potencjalne wytłumaczenia takiego stanu. Po pierwsze, stosowane obecnie funkcje kompresji nie są w stanie poprawnie oddać prawdziwego mechanizmu tego zjawiska. J. De Clercq et al. (2008) wskazała, że obecnie stosowane modele, ze stałą wartością stężenia krytycznego kompresji X_c , nie potrafią poprawnie przewidzieć przebiegu zjawiska kompresji i zasugerowała zależność X_c od czasu. Drugie wytłumaczenie związane jest ze, wspomnianym powyżej, ograniczeniem ilości informacji jakie niosą ze sobą dane o zmienności wysokości warstwy osadu. Zastosowanie układu pomiarowego z pomiarem dodatkowych parametrów w trakcie testu wsadowego takich jak stężenie osadu na dnie kolumny oraz w połowie jej wysokości (Plósz et al., 2020; Ramin, Wágner, et al., 2014) pozwalają na częściowe wyeliminowanie tego czynnika ograniczającego jednoznaczność oszacowanych wartości parametrów modelu.

Przeprowadzenie procesu kalibracji parametrów wobec nie jednej, a wielu serii danych pomiarowych wymaga niestandardowego podejścia. Zaprezentowane w literaturze metodyki kalibracji parametrów kompresji, na bazie danych o przebiegu zmienności wysokości warstwy osadu oraz stężenia na dnie kolumny w trakcie testów wsadowych, wykorzystują bayesowską estymację parametrów (Plósz et al., 2020; Ramin, Wágner, et al., 2014). Twierdzenie Bayes'a opiera się na założeniu, że zarówno obserwacje (x) jak i parametry modelu (θ) są wielkościami losowymi, w przeciwieństwie do klasycznego podejścia, gdzie parametry modelu są stałymi, nieznanymi wartościami. Pierwszym etapem estymacji jest określenie dystrybucji *a priori* parametrów modelu ($p(\theta)$) i wygenerowanie losowego, skończonego zestawu parametrów, na przykład wykorzystując metodę LHS (Latin Hypercube Sampling). Następnie, dla każdego zestawu

parametrów *a priori*, określa się wartości parametrów końcowych poprzez iteracyjne przybliżanie wyników symulacji do rzeczywistych przebiegów wartości zmiennych, mierzonych w trakcie testów. Analiza dystrybucji wartości parametrów końcowych ($p(\theta | x)$) pozwala wyznaczyć wartość średnią i odchylenie standardowe każdego z parametrów i na tej podstawie przyjąć lub odrzucić hipotezę o ich istotności. Parametry o rozkładzie normalnym i z relatywnie małym odchyleniem standardowym można uznać za możliwe do identyfikacji. Metodyka ta była jednak do tej pory wykorzystana wyłącznie do kalibracji modelu Płósz'a oraz wyłącznie w zakresie kalibracji parametrów sedymentacji strefowej i kompresji.

Wsadowe testy sedymentacji, prowadzone w cylindrach laboratoryjnych lub większych kolumnach sedymentacyjnych, mają wspólną cechę – możliwość obserwacji wyłącznie niezakłóconego opadania oraz kompresji osadu. Dane z takich testów nie niosą ze sobą, niestety, żadnych informacji na temat turbulencji, pojawiających się w obiektach pracujących w układach przepływowych na skutek wprowadzania strumienia osadu. Literatura przedmiotu jest więc niezwykle uboga w wytyczne pozwalające wyznaczyć wartości parametrów funkcji dyspersji. Zaproponowany przez Guyonvarch et al.(2020) statystyczny meta-model dyspersji został skalibrowany z wykorzystaniem wyników serii symulacji modelu CFD. Samo równanie na obliczanie współczynnika dyspersji (2.39), zaproponowane przez Płósz et al.(2007), jak i wyznaczone wartości jego parametrów, bazowały również na wynikach symulacji CFD. Wykorzystanie modeli CFD z jednej strony daje możliwość uzyskania szczegółowych danych o profilu stężenia osadu w szerokim zakresie parametrów operacyjnych, z drugiej jednak, budowa i walidacja modelu CFD wymaga bardzo specjalistycznej wiedzy, dodatkowego oprogramowania i aparatury pomiarowej. Na dzień dzisiejszy więc, zastosowanie powyższej metodyki wyznaczania parametrów dyspersji modeli 1-wymiarowych w praktyce inżynierskiej jest mało prawdopodobne.

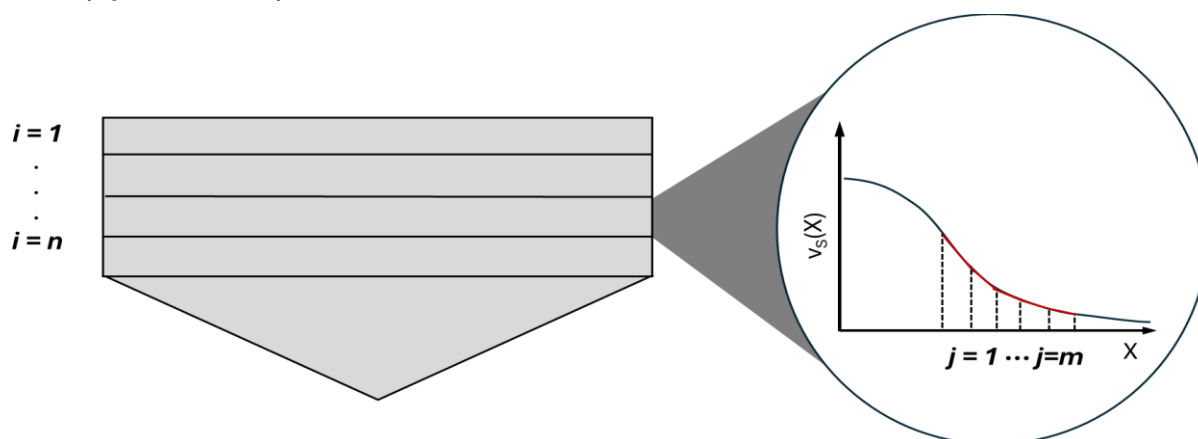
W przypadku modelu Burger'a-Diehl'a kalibracja funkcji kompresji wiąże się z dodatkowym wyzwaniem, będącym pokłosiem zastosowania w układzie równań 2.26-2.34 współczynnika kompresji zdefiniowanego równaniem 2.35. Przyjmując postać d_{comp} za Torfs et al.(2014),

$$d_{comp}(X) = \frac{\rho_s \cdot \alpha \cdot v_s(X)}{g \cdot (\rho_s - \rho_f)} \quad (2.46)$$

otrzymujemy następujące wyrażenie na współczynnik kompresji:

$$D_{comp}(X) = \int_{X_C}^X d_{comp}(X) dX = \frac{\rho_s \cdot \alpha}{g \cdot (\rho_s - \rho_f)} \int_{X_C}^X v_s(X) dX \quad (2.47)$$

W przypadku zastosowania wykładniczej funkcji sedymentacji strefowej współczynnik D_{comp} można wyrazić wprost, ponieważ jej funkcja pierwotna ($\int v_s(X)dx$) ma postać analityczną. Wybór potęgowej funkcji Diehl'a (równanie 2.10), która nie ma analitycznej postaci funkcji pierwotnej, wiąże się z koniecznością numerycznego obliczenia wartości D_{comp} , na przykład poprzez zastosowanie algorytmu wykorzystującego metodę trapezów (Bürger, Diehl, Faras, et al., 2012). Metoda ta wymaga podziału osadnika na warstwy, a następnie, w każdej warstwie, podziału funkcji sedymentacji względem osi stężenia osadu (Rysunek 2.12).

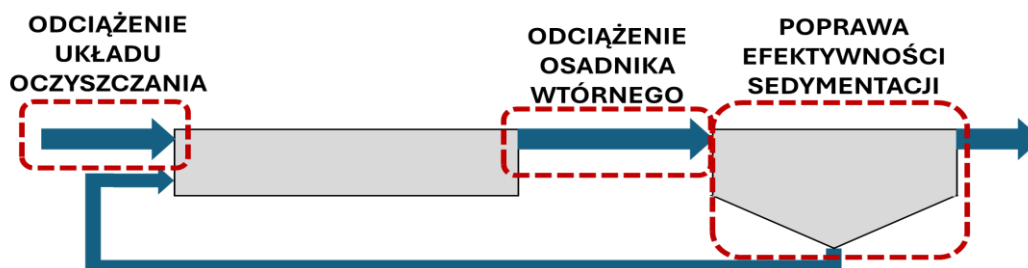


Rysunek 2.12 Schemat podwójnego podziału w trakcie numerycznego wyliczenia wartości współczynnika kompresji D_{comp} .

Metoda ta może więc zostać zastosowana tylko w środowisku symulacyjnym, które umożliwi podwójną indeksację (pracę z dwiema różnymi seriami indeksów) lub połączenie z zewnętrznym programem, w którym można wykonać numeryczne całkowanie. Trzeba mieć jednak na względzie, że takie działanie (konieczność wymiany danych pomiędzy dwoma programami) może znacznie spowolnić symulacje.

2.4. STRATEGIE PROWADZENIA PROCESU OSADU CZYNNEGO PRZY NAPŁYWIE ŚCIEKÓW POGODY DESZCZOWEJ

Osadnik wtórny, kluczowy obiekt układu oczyszczania z punktu widzenia prowadzenia pracy w warunkach przeciążenia hydraulicznego, jest ostatnim elementem układu oczyszczania. Oznacza to, że możliwości ograniczenia jego przeciążenia ładunkiem zawieszin, można szukać w kilku miejscach (Rysunek 2.13).



Rysunek 2.13 Obszary ograniczania stopnia przeciążenia osadnika wtórnego ładunkiem zawieszin.

Ograniczając wielkość strumienia ścieków trafiającego do bloków biologicznych, ograniczany jest ładunek zawieszin trafiający do osadnika wtórnego. Taki sam efekt można osiągnąć zmniejszając stężenie osadu wypływającego z bloków biologicznych. Ponadto, można zwiększyć odporność samego osadnika na przeciążenie poprzez zwiększenie jego pojemności retencyjnej osadu. Zwiększenie masy osadu czynnego, który może być bezpiecznie przetrzymywany w kubaturze osadnika, jest limitowane możliwościami poprawy zdolnością osadu do szybkiej sedimentacji oraz efektywnego zagęszczenia. Odpowiednie rozwiązania zostały opisane szczegółowo w kolejnych podrozdziałach.

2.4.1. STRATEGIE ODCIĄŻAJĄCE UKŁAD BIOLOGICZNEGO OCZYSZCZANIA

Odciążenie całego układu biologicznego oczyszczania przy napływie zwiększonego strumienia ścieków pogody deszczowej wiąże się z koniecznością retencjonowania nadmiarowej objętości ścieków lub ich przekierowania do specjalnego, wydzielonego układu podczyszczania. Oba te rozwiązania wiążą się z wysokimi kosztami inwestycyjnymi, lecz nie wymagają żadnych zmian infrastrukturalnych ani operacyjnych w układzie biologicznego oczyszczania.

ZBIORNIKI RETENCYJNE

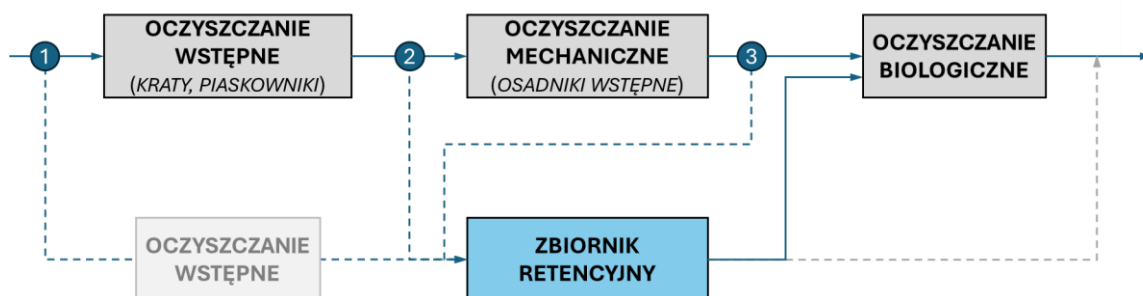
Z punktu widzenia jakości ścieków oczyszczonych, retencjonowanie ścieków pogody deszczowej w przeznaczonym do tego zbiorniku jest najbardziej efektywnym rozwiązaniem. W trakcie trwania epizodu mokrej pogody do układu biologicznego oczyszczania kierowany jest maksymalny, bezpieczny technologicznie strumień ścieków, a nadmiarowa objętość ścieków gromadzona jest w zbiorniku. Następnie, gdy przepływ w sieci kanalizacyjnej wraca do normy, zbiornik retencyjny jest opróżniany z wydajnością gwarantującą stabilność procesu biologicznego oczyszczania ścieków.

Poza wysokimi kosztami inwestycyjnymi, innym bardzo ważnym czynnikiem, ograniczającym możliwość wdrożenia takiego rozwiązania, jest dostępność terenu pod budowę nowych obiektów, co wpływa pośrednio również na wybór umiejscowienia zbiornika retencyjnego w układzie technologicznym (Rysunek 2.14). Z wyborem każdej lokalizacji wiążą się następujące możliwości, wymogi i ograniczenia:

- (1) retencja ścieków na początku układu – możliwość zlokalizowania zbiornika (zbiorników) retencyjnego poza terenem oczyszczalni, w przypadku braku terenu o wystarczającej powierzchni w granicach działki oczyszczalni ścieków. Jednocześnie, konieczne jest wstępne oczyszczenie strumienia ścieków, w celu zabezpieczenia urządzeń mechanicznych do transportu ścieków do bloków biologicznych.
- (2) retencja ścieków po oczyszczeniu wstępnym – konieczność zlokalizowania zbiornika (zbiorników) na terenie oczyszczalni. Możliwość zastosowania przy

odpowiedniej przepustowości węzła oczyszczania wstępnego, zapewniającego skuteczne usunięcie żwiru i piasku nawet przy wysokich przepływach pogody mokrej.

(3) retencja ścieków po oczyszczeniu mechanicznym – konieczność zlokalizowania zbiornika (zbiorników) na terenie oczyszczalni. Możliwość zastosowania przy odpowiedniej przepustowości węzła oczyszczania wstępnego i mechanicznego.



Rysunek 2.14 Schemat różnych wariantów umiejscowienia zbiornika retencyjnego nadmiarowego strumienia ścieków w układzie technologicznym. Opis oznaczeń znajduje się w tekście rozdziału.

Zdarza się, że na oczyszczalni znajdują się, nie będące w eksploatacji, obiekty kubaturowe (osadniki wstępne, bloki biologiczne itp.), które mogą zostać odpowiednio zmodernizowane, w celu nadania im nowej funkcji retencyjnej. Warto podkreślić jednak, że ze względu na nieciągły charakter pracy, przy analizie możliwości zastosowania istniejącej infrastruktury, należy wziąć pod uwagę następujące czynniki (Lyon, 2014):

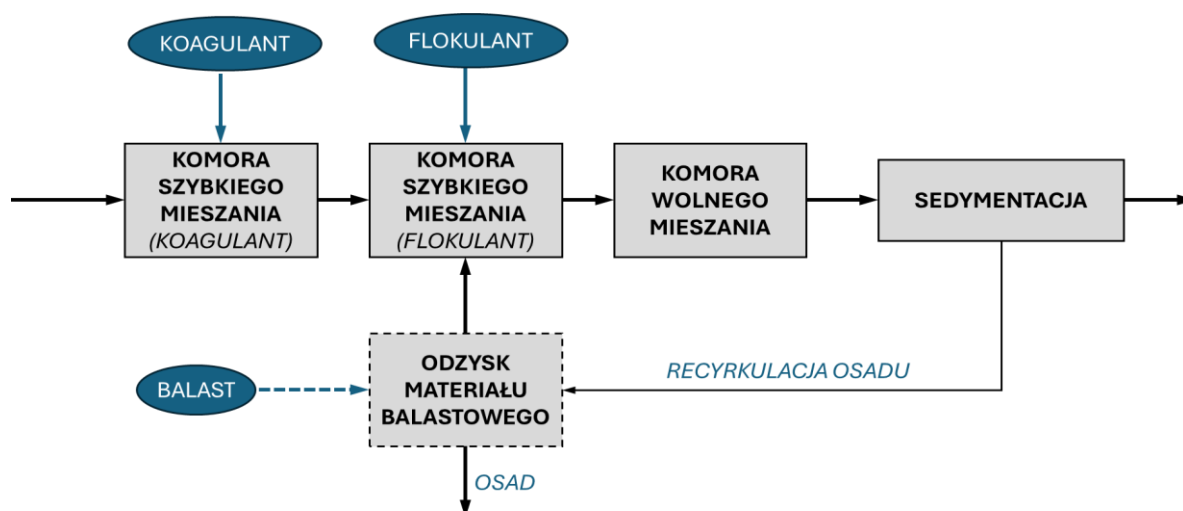
- (a) zbiorniki, studzienki, kanały i rurociągi pracują w stanie całkowitego wypełnienia tylko przez krótki czas (w przeważającej części elementy te są puste);
- (b) podatność na gromadzenie się osadów ze względu na małe prędkości przepływu ścieków lub całkowite ich zatrzymanie;
- (c) ryzyko zagniwania osadów organicznych zwiększających uciążliwość zapachową;
- (d) zmienne warunki pracy aparatury kontrolno-pomiarowej (praca w zanurzeniu, w środowisku korozyjnym, a następnie wystawienie na działanie promieniowania UV)

Niezależnie od wybranego wariantu lokalizacji, jedną z podstawowych informacji mającą bezpośrednie przełożenie na wysokość szacowanych kosztów inwestycyjnych jak i na potwierdzenie możliwości wykorzystania pojemności retencyjnej istniejącej infrastruktury, jest określenie bezpiecznej technologicznie przepustowości układu biologicznego oczyszczania. Zderzając tę wartość z wielkością projektowego strumienia ścieków pogody mokrej i założonym okresem przetrzymania w zbiorniku, możliwe jest wyznaczenie wymaganej objętości retencyjnej.

UKŁAD WSTĘPNEGO OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW POGODY MOKREJ

Utrzymanie maksymalnego, bezpiecznego technologicznie obciążenia układu biologicznego oczyszczania w okresie napływu ścieków pogody mokrej, w przypadku braku pojemności retencyjnej w układzie oczyszczania, jest możliwe poprzez przekierowanie nadmiarowej części strumienia ścieków do specjalnie to tego przeznaczonego układu oczyszczania. Układ taki, ze względu na nieregularność pracy, bazuje na procesach fizycznych i chemicznych, które, w przeciwieństwie do procesów biologicznych, nie wymagają długiego okresu rozruchu oraz ciągłości pracy. Dzięki temu proces oczyszczania nadmiarowego strumienia ścieków nie jest nadmiernie wrażliwy na nagłe zmiany przepływu oraz można go rozpocząć i zakończyć relatywnie szybko. Jednocześnie, należy mieć na uwadze, że układy te nie zapewniają oczyszczenia strumienia ścieków do jakości ścieków oczyszczonych biologicznie, ze względu na ograniczone możliwości usunięcia zanieczyszczeń w formie rozpuszczonej. Ścieki pogody mokrej charakteryzują się jednak często niższymi stężeniami zanieczyszczeń (pkt. 2.1.1). Skuteczne usunięcie zanieczyszczeń w formie zawiesin oraz koloidów w nadmiarowej części strumienia ścieków surowych oraz przeprowadzenie pełnego, niezakłóconego procesu oczyszczania biologicznego w pozostałej jego części, sumarycznie może pozwolić na uzyskanie lepszej jakości ścieków niż przeciążenie hydrauliczne układu biologicznego oczyszczania. Wspomagana chemicznie sedymentacja oraz zaawansowana, wysokosprawna filtracja to najczęściej stosowane rozwiązania technologiczne dla wydzielonych ciągów procesowych oczyszczania ścieków pogody deszczowej (Lyon & Bryan, 2014).

Chemiczne wspomaganie sedymentacji polega na zastosowaniu środków wspomagających koagulację i flokulację koloidalnej materii organicznej, która następnie jest usuwana ze strumienia na drodze sedymentacji. Proces ten odróżnia się, od stosowanego niekiedy w głównym ciągu technologicznym dawkowania koagulantu do osadników wstępnych, wykorzystaniem rozwiązań o krótszym hydraulicznym czasie przetrzymania - np. zastosowanie osadnika lamellowego czy dozowanie materiału zwiększającego prędkość sedymentacji powstających agregatów (Rysunek 2.15).



Rysunek 2.15 Schemat układu technologicznego wspomaganego chemicznie sedymentacji z wariantem dodatku materiału dociążającego (na podstawie (Lyon & Bryan, 2014)).

Stosowanie jako załączków agregacji materiałów na bazie krzemu tzw. mikropiasku przyspiesza proces powstawania kłaczków i działa jako balast zwiększając ciężar właściwy i prędkość opadania zawiesin (Crow & Coxon, 2011; Gasperi et al., 2012; Keller et al., 2005). Prowadząc recyrkulację materiału balastowego, np. dzięki wykorzystaniu hydrocyklonów, minimalizuje się jego zużycie. Alternatywnie, wykorzystanie materiału balastowego na bazie żelaza (np. magnetytu) pozwala na jego magnetyczną separację (w przeciwieństwie do grawimetrycznej w hydrocyklonie) (Booker et al., 1994). Magnetyt charakteryzuje się również większym ciężarem właściwym, zwiększającym potencjał tworzenia szybciej opadających agregatów, co następnie przekłada się na możliwość zastosowania mniejszej kubatury osadnika i/lub większą przepustowość całego układu.

Do wysokosprawnych technologii filtracji, mających zastosowanie w układach oczyszczania ścieków pogody deszczowej, zaliczają się m.in. filtry tkaninowe (Szabo et al., 2005) oraz filtry ze złożem ściśliwym (Caliskaner et al., 1999). W filtrach tkaninowych wykorzystywane są zarówno gęsto tkany materiał filtracyjny przypominający w swojej strukturze mikrosita jak i tkanina z włosiem, w której długość, grubość i gęstość włókien warunkuje efektywność filtracji. W filtrach ze złożem ściśliwym znajduje się warstwa poddających się kompresji, porowatych kul o średnicy ok. 30 mm, która jest umieszczona pomiędzy dwoma płytami. Właściwości filtracyjne takiego złoża mogą być regulowane poprzez zwiększenie lub zmniejszenie jego kompresji, w odpowiedzi na zmieniające się warunki dopływu (Caliskaner & Tchobanoglous, 2009).

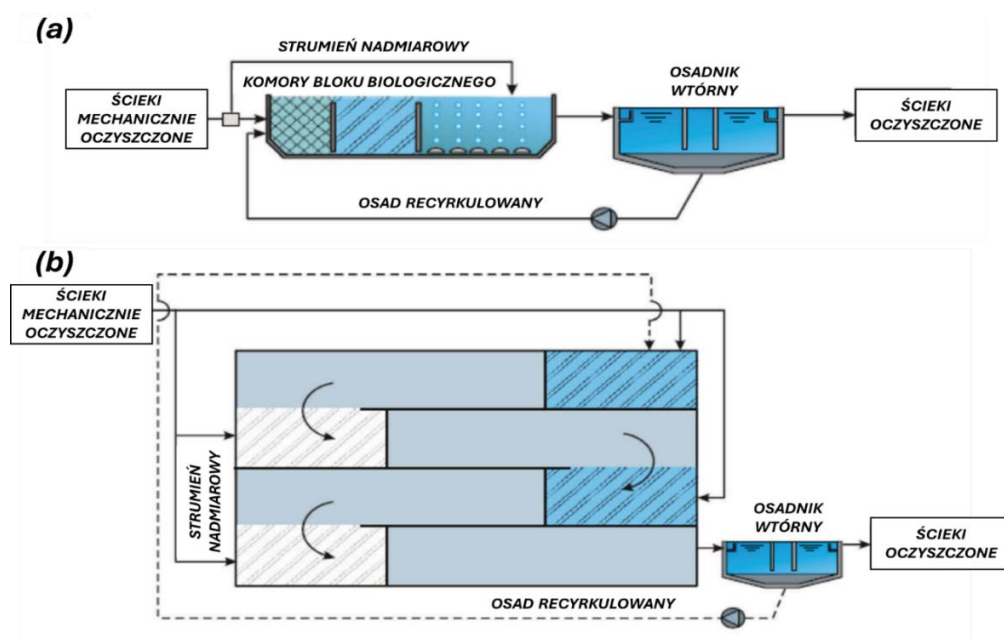
2.4.2. STRATEGIE ODCIĄŻAJĄCE OSADNIK WTÓRNY

Cechą wspólną kolejnej grupy rozwiązań, minimalizujących ryzyko ucieczki osadu czynnego z układu w trakcie epizodów pogody mokrej, jest skierowanie całości

strumienia ścieków do bloków biologicznych przy jednoczesnym ograniczeniu ładunku zawieszin trafiających do osadników wtórnych. Dzięki zastosowaniu przestawionych poniżej przejściowych zmian w konfiguracji układu technologicznego i zmian operacyjnych możliwe jest zmniejszenie stężenia osadu w strumieniu opuszczającym bloki biologiczne, co przekłada się wprost na mniejszą akumulację osadu czynnego w osadnikach wtórnych. Rozwiązania te cechują znacznie niższe koszty inwestycyjne i operacyjne niż rozwiązania odciażające cały układ biologicznego oczyszczania, ze względu na brak konieczności budowania obiektów kubaturowych oraz ograniczony zakres wymaganych robót w obszarze sieci międzyobiektowych. Należy mieć jednak na uwadze fakt, że ze względu na skierowanie całości strumienia do bloków biologicznych, hydrauliczny czas przetrzymania zmniejsza się, co może przełożyć się na spadek efektywności procesu biologicznego oczyszczenia.

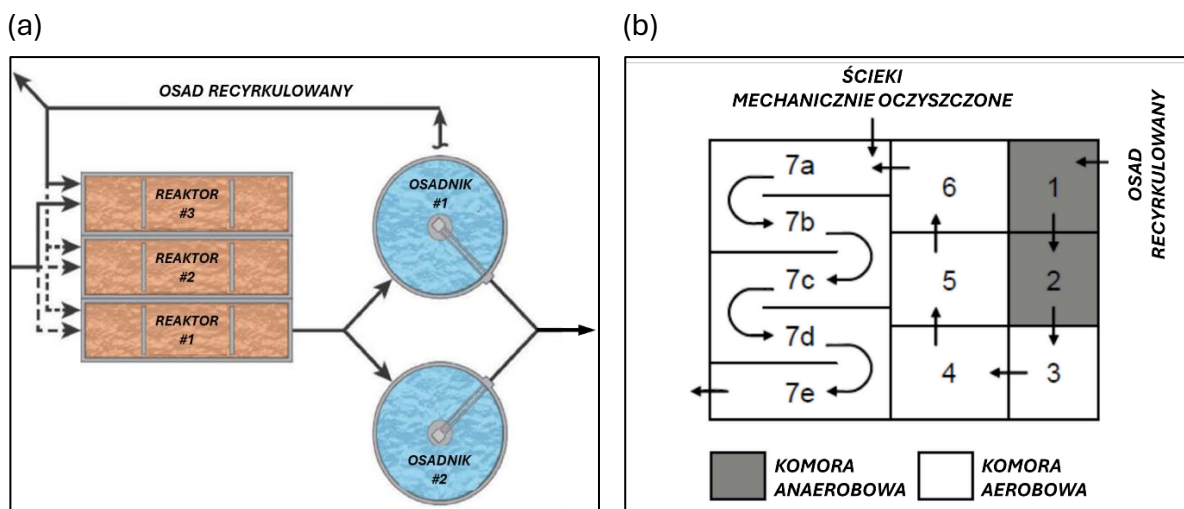
UKŁAD STEP FEED

W układzie step-feed część strumienia ścieków mechanicznie oczyszczonych jest kierowana od dalszych komór bloku biologicznego, natomiast osad recykulowany podawany jest na początek układu (Rysunek 2.16). Konfiguracja ta może być stosowana zarówno w okresie pogody suchej jak i pogody mokrej (Fortin et al., 2007). W okresach pogody suchej praca w układzie step-feed może mieć na celu równomierne rozprowadzenie ładunku zanieczyszczeń organicznych i wyrównanie zapotrzebowania na tlen na całej długości tłokowej komory tlenowej lub dostarczenie łatwobiodegradowalnego węgla do poszczególnych komór denitryfikacji (Gellner et al., 2012).



Rysunek 2.16 Przykłady konfiguracji step-feed dla (a) reaktora tłokowego i (b) reaktora tłokowego wielozłatowego (Pitt et al., 2007)

Zastosowane konfiguracji step-feed w okresach pogody mokrej ma na celu natomiast zmniejszenie stężenia strumienia osadu przepływającego do osadników wtórnych. By osiągnąć zauważalny spadek stężenia osadu na wylocie z bloku, do końcowej części reaktora przekierowywana jest czasami większość lub nawet całość strumienia ścieków mechanicznie oczyszczonych (Gellner et al., 2012; Johnson et al., 2007).

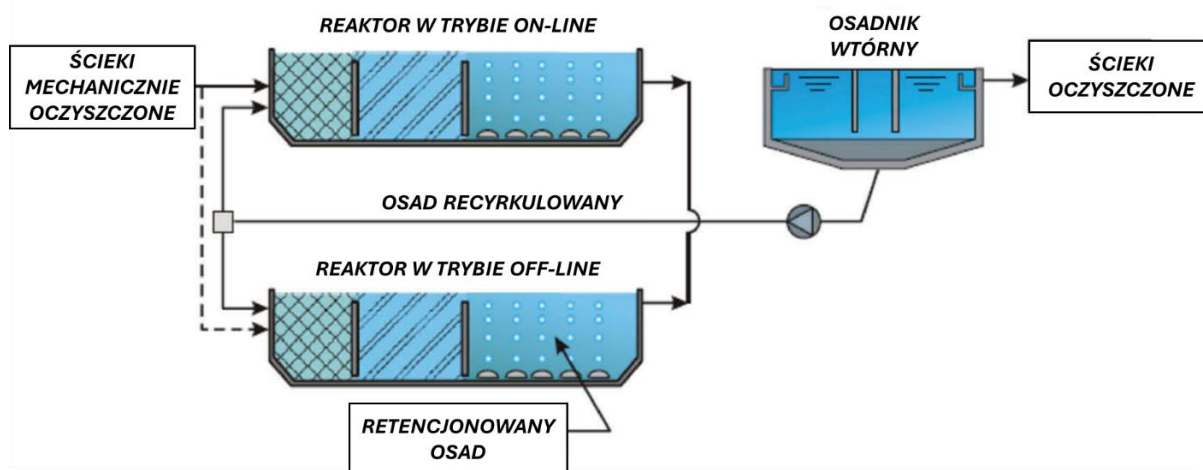


Rysunek 2.17 Przykłady konfiguracji step-feed w (a) oczyszczalni Greencastle, USA i w (b) oczyszczalni ścieków w Durham, USA.

Układy technologiczne w poszczególnych oczyszczalniach są w dużym stopniu unikatowe, co przekłada się na konieczność indywidualnego podejścia do analizy możliwości zastosowania strategii step-feed w danym obiekcie oraz określenia jej optymalnej konfiguracji. Jeżeli wzajemne ułożenie reaktorów i/lub wydzielonych w nich komór umożliwia przekierowanie ścieków mechanicznie oczyszczonych do więcej niż jednego punktu wzdłuż bloku, możliwe jest elastyczna konfiguracja step-feed. Konfiguracja taka polega na skierowaniu strumienia ścieków bliżej lub dalej od punktu doprowadzenia osadu recykulowanego w zależności od stopnia zwiększenia się przepływu. W przedstawionym na rysunku 2.17a układzie trzech pracujących szeregowo reaktorów VLR (Vertical Loop Reactors) w trakcie pogody suchej całość strumienia ścieków oraz osadu recykulowanego doprowadzana jest do reaktora 1. Wraz ze zwiększaniem się przepływu, ścieki kierowane są do reaktora 2, a utrzymanie doprowadzenia osadu recykulowanego do reaktora 1 pozwala na akumulację w nim osadu czynnego (w warunkach ciągłego mieszania i napowietrzania). Jeżeli wysoki przepływ utrzymuje się przez dłuższy okres, ścieki kierowane się do ostatniego reaktora (Gellner et al., 2012). W wielokomorowych reaktorach procesu oczyszczania ścieków z podwyższonym usuwaniem biogenów, w konfiguracji step-feed strumień ścieków mechanicznie oczyszczonych jest kierowany zwykle do ostatniej strefy reaktora (Johnson et al., 2007).

RETENCJA OSADU CZYNNEGO

W układach step-feed osad czynny jest akumulowany w części komór bloku biologicznego. Konfiguracja układu technologicznego z retencją osadu czynnego polega natomiast na wydzieleniu z układu jednego lub więcej reaktorów, które w całości będą pełniły funkcję zbiornika retencjonującego osad czynny (Rysunek 2.18).

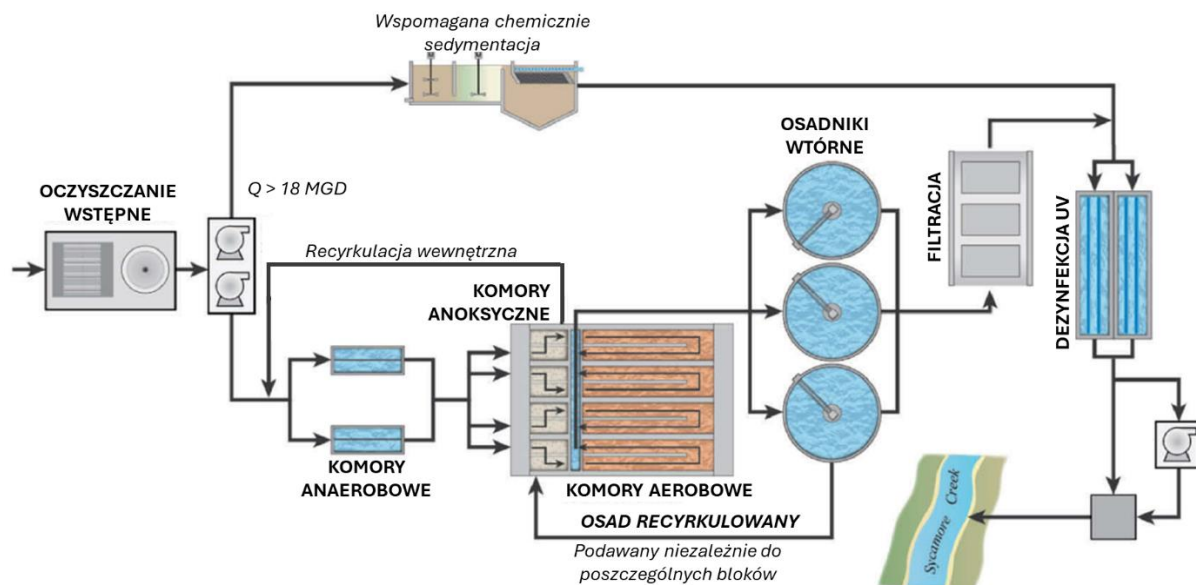


Rysunek 2.18 Przykład konfiguracji układu z retencją osadu czynnego (Pitt et al., 2007)

Strategia ta jest więc możliwa do zastosowania w obiektach mających kilka pracujących niezależnie ciągów procesowych i możliwość elastycznego przekierowania strumienia ścieków tylko do wybranych ciągów oraz osadu recykulowanego równomiernie do wszystkich bloków biologicznych.

Przykładowy schemat technologiczny obiektu stosującego retencję osadu czynnego w warunkach przeciążenia hydraulicznego przedstawiono na rysunku 2.19. Oczyszczony wstępnie strumień ścieków kierowany jest do dwóch komór anaerobowych, do których doprowadzony jest strumień recykulacji wewnętrznej z końca komór anoksydacyjnych. Odpływ z komór anaerobowych rozdzielany jest pomiędzy cztery, pracujące niezależnie, bloki biologiczne z wydzielonymi komorami anoksydacyjnymi i tlenowymi. Osad recykulowany, odbierany z pracujących zwykle dwóch osadników wtórnych podawany jest bezpośrednio do poszczególnych komór anoksydacyjnych. Gdy przewiduje się gwałtowne zwiększenie przepływu, dwa bloki biologiczne przechodzą w tryb „off-line” – odcięty zostaje do nich dopływ strumienia z komór anaerobowych oraz pobór osadu recykulacji wewnętrznej. Strumień osadu recykulowanego rozprowadzany jest nadal równomiernie pomiędzy wszystkie bloki biologiczne co pozwala na zmniejszenie stężenia w pracujących normalnie blokach biologicznych z ok. 4000 g/m³ do 2000-2500 g/m³. Proces gromadzenia osadu czynnego w wydzielonych blokach rozpoczyna się zwykle odpowiednio wcześniej, przed zwiększeniem przepływu, z zamiarem osiągnięcia w nich stężenia osadu zbliżonego do stężenia osadu recykulowanego. Dodatkowo w układzie

znajduje się instalacja wspomaganej chemicznie sedymentacji, do której kierowany jest strumień nadmiarowy, gdy przepływ przekracza 18 mgd (3 400 m³/h) (Gellner et al., 2012).



Rysunek 2.19 Schemat technologiczny oczyszczalni Sycamore Creek, USA (Gellner et al., 2012)

Pomimo częstych epizodów pogody mokrej w okresie 2011-2012 oczyszczalnia ta spełniała wymogi swojego pozwolenia wodnoprawnego. Wśród najważniejszych czynników operacyjnych układu z retencją osadu czynnego wskazano (Gellner et al., 2012):

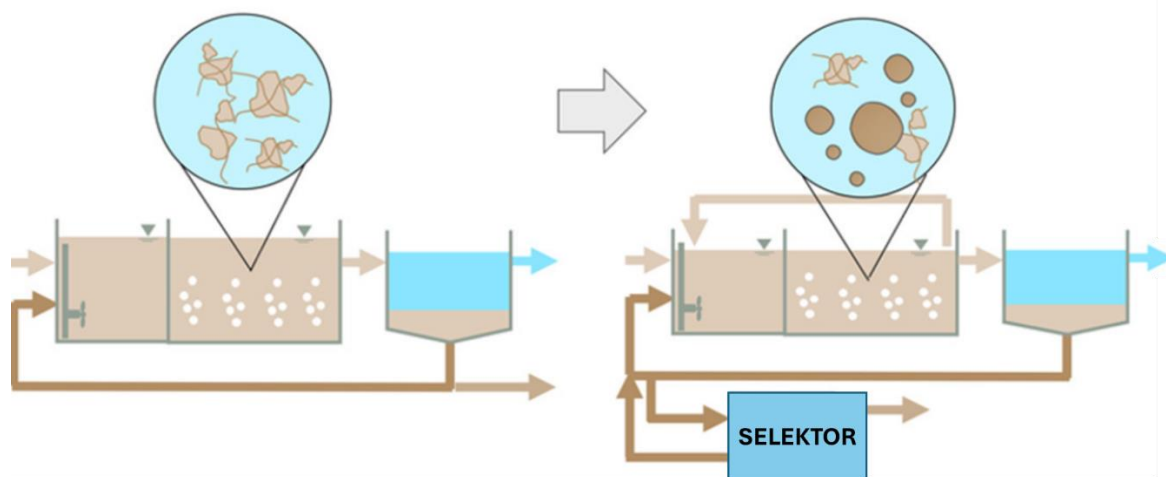
- monitorowanie prognozy pogody i rozpoczęcie odpowiednio wcześniej gromadzenia osadu w wydzielonych blokach;
- utrzymanie niskiej wysokości warstwy osadu w osadnikach wtórnych;
- minimalizacja załączania/wyłączania instalacji chemicznie wspomaganej sedymentacji (gdy nie przewiduje się długoterminowego przekroczenia wielkości przepływu 3 400 m³/h, całość strumienia ścieków kierowana jest do bloków biologicznych)

Analogicznie do konfiguracji step-feed, unikalność poszczególnych układów technologicznych wymaga każdorazowej weryfikacji możliwości zastosowania retencji osadu w bloku/blokach biologicznych na danym obiekcie. Poza analizą przebiegu istniejącej infrastruktury międzyobiektywnej i potwierdzeniem możliwości bezpiecznego załączenia osadu w wybranym bloku, a następnie powrotu do normalnej pracy, warto wyznaczyć również czas jaki jest niezbędny do przygotowania układu i zweryfikować możliwość otrzymywania odpowiednio wcześniej informacji o gwałtownym zwiększeniu dopływu ścieków.

2.4.3. STRATEGIE POPRAWIAJĄCE WŁAŚCIWOŚCI SEDYMENTACYJNE OSADU CZYNNEGO

W wyniku trwającego przeciążenia osadnika wtórnego ładunkiem zawieszin (ładunek osadu trafiającego do osadnika przekracza ładunek osadu odbieranego z jego dna) następuje gromadzenie się rosnącej w czasie warstwy osadu. Gdy przekroczona zostaje dostępna pojemność retencyjna (warstwa osadu osiąga poziom przelewu ścieków oczyszczonych), następuje masowy zrzut osadu czynnego do odbiornika. Pojemność retencyjna osadnika jest limitowana przez zdolność osadu do szybkiej sedymentacji i skutecznego zagęszczenia. Na właściwości sedymentacyjne kłaczków osadu czynnego wpływa wiele czynników, z których znaczna część jest poza kontrolą operatorów oczyszczalni (pkt. 2.2.2). Zastosowanie zewnętrznego selektora, promującego duże, łatwo flokujące agregaty, pozwala na zmianę morfologii osadu w całym układzie. Najpowszechniejszym rodzajem selektora jest hydrocyklon, w którym prowadzony jest rozdział strumienia osadu na podstawie ciężaru właściwego poszczególnych kłaczków (Avila et al., 2021; Regmi et al., 2022; Roche, Elena, et al., 2022).

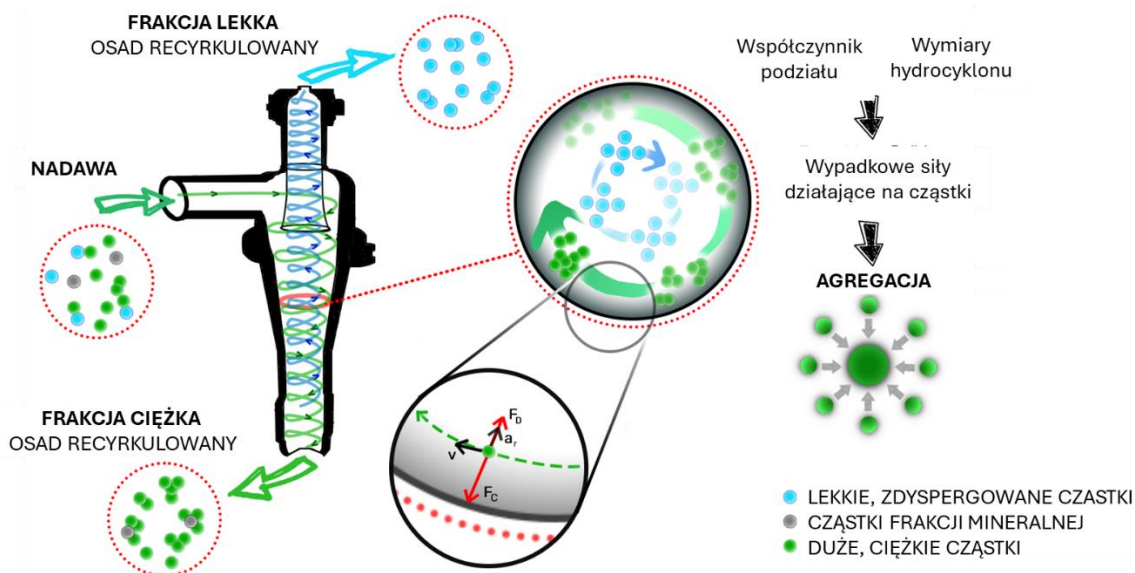
Instalacja grawimetrycznej selekcji osadu czynnego (GSOC) lokalizowana jest na nitce osadu recyrkulowanego, z którego pobierana jest część strumienia i kierowana do baterii hydrocyklonów (Rysunek 2.20). Odbierana z urządzenia frakcja ciężka zawracana jest do układu, natomiast frakcja lekka, jako osad nadmierny kierowana jest do węzła gospodarki osadowej.



Rysunek 2.20 Lokalizacja selektora osadu czynnego w układzie technologicznym (Bauhs et al., 2024).

Na pojedyncze cząstki dostające się do hydrocyklonu działa szereg sił tj. siła oporu, siła ścinająca czy siła odśrodkowa (Y. Zhang et al., 2017). Dla dużych, ciężkich cząstek siła odśrodkowa jest znacznie większa niż działające na nie siły oporu co skutkuje ich ruchem na zewnątrz i w dół w kierunku dolnego króćca. Specyfiką kłaczków osadu czynnego jest ich podatność na flokulację oraz rozpad, szczególnie w środowisku promującym częste

zderzenia cząstek, gdzie bardzo duża prędkość przepływu przekłada się na duże siły ścinające. W efekcie, poza rozdzieleniem cząstek podawanych w nadawie, w hydrocyklonie zachodzi również agregacja kłaczków, w wyniku której we frakcji ciężkiej mogą się pojawić cząstki o średnicach większych niż te obserwowane w dopływie (Gemza et al., 2022).



Rysunek 2.21 Mechanizm agregacji kłaczków osadu w hydrocyklonie (Gemza et al., 2022)

Doniesienia literaturowe o długoterminowych badaniach pełnoskalowych instalacji grawimetrycznej selekcji osadu czynnego potwierdzają skuteczność tej technologii w zakresie poprawy właściwości sedymentacyjnych (Daigger et al., 2023). Cechą wspólną układów, w których zostały zastosowane instalacje hydrocyklonów jest jednak relatywnie krótki wiek osadu (w zakresie 7-10 dób). Przy takim czasie przetrzymania osadu w układzie oczyszczania presja selekcyjna instalacji GSOC pozwala na utrzymanie korzystnej morfologii osadu przez cały rok. Biorąc pod uwagę fakt, że baterie hydrocyklonów nie przetwarzają całości strumienia odbieranego z osadników wtórnych, a tylko jego część, warta sprawdzenia jest możliwość utrzymania korzystnych właściwości sedymentacyjnych w układach wyposażonych w instalację GSOC, w których utrzymywany jest wyższy wiek osadu – jak to ma miejsce we Wrocławskiej Oczyszczalni Ścieków.

3. CEL I ZAKRES PRACY

Ogólnym celem niniejszej pracy było, zgodnie z uzasadnieniem przedstawionym w rozdziale 1., rozpoznanie możliwości i zakresu optymalizacji technologicznej pracy układu osadu czynnego Wrocławskiej Oczyszczalni Ścieków w warunkach doptywu ścieków mokrej pogody.

Takie przedsięwzięcie wymaga wykonania wachlarza różnorodnych działań badawczych. Rozpoczęto od wykonania szeregu analiz historycznych baz danych operacyjnych WOŚ (przepływy, jakość ścieków) oraz identyfikacji braków i niespójności zawartych w nich informacji. Na tej podstawie wykonano niezbędne badania uzupełniające, co pozwoliło na opracowanie scenariuszy ekstremalnych, dynamicznych obciążeń oczyszczalni w okresach letnim i zimowym, niezbędnych do wykonania badań symulacyjnych. Osobnym zagadnieniem był wybór właściwego modelu osadnika wtórnego, potrafiącego odzwierciedlać skutki silnie dynamicznych zmian obciążenia, przy różnych właściwościach sedymentacyjnych osadu. W związku z tym przeprowadzono symulacyjną analizę porównawczą wybranych modeli osadnika opisanych w literaturze, skalibrowanych i zwalidowanych z wykorzystaniem wyników własnych badań laboratoryjnych i pełnoskalowych. Kalibrację przeprowadzono z wykorzystaniem oryginalnej metodyki, bazującej na kombinacji wyników testów laboratoryjnych i rutynowych, pełnoskalowych danych operacyjnych osadnika wtórnego. Tak skalibrowane modele zwalidowano z wykorzystaniem wyników pełnoskalowych testów przeciążeniowych osadnika. Dodatkowo uwzględniono możliwości poprawy właściwości sedymentacyjnych osadu, poprzez selektywne usuwanie z układu kłaczków wolnoopadających, z wykorzystaniem hydrocyklonu. Obok tego, w celu weryfikacji doniesień literaturowych o możliwości selektywnego zagęszczenia nitryfikantów i bakterii PAO, przeprowadzono badania kinetyki nitryfikacji i uwalniania fosforanów w obu strumieniach odpływających z hydrocyklonu, zainstalowanego testowo na strumieniu osadu recyrkulowanego w jednym z ciągów procesowych WOŚ. Na potrzeby badań optymalizacyjnych zbudowano model symulacyjny układu trzech równoległych bloków biologicznych WOŚ, współpracujących z osadnikami wtórnymi w różnych konfiguracjach połączeń, odpowiadających badanym sposobom sterowania obiektu w warunkach mokrej pogody. Model implementowano w komercyjnym programie WEST, w którym niezbędne okazało się wprowadzenie szeregu poprawek ingerujących w kod źródłowy modeli osadnika wtórnego (w konsultacji z producentem programu).

Na badania optymalizacyjne składało się 470 eksperymentów symulacyjnych obejmujących 10 dób pracy obiektu w warunkach dynamicznych, poprzedzonych 100

dobami ustalonej pracy w warunkach pogody suchej. Eksperymenty dotyczyły trzech strategii sterowania/konfiguracji procesu, z podziałem na okres zimowy i letni, przy dziesięciu krokowo zwiększanych maksimach przeciążenia hydraulicznego. Dwie strategie sterowania polegały na przejściowym ograniczaniu ładunku osadu czynnego trafiającego do osadników. Obejmowały one łącznie 18 różnych nastaw parametrów sterowania. Trzecia strategia dotyczyła zwiększenia liczby osadników do 4, w związku z decyzją inwestycyjną w tym zakresie. Uzyskane wyniki pozwoliły na stwierdzenie, przy aktualnej kubaturze obiektów WOŚ (przy względnie niewielkich modyfikacjach połączeń międzyobiektowych) można kierować do części biologicznej znacznie większy niż obecnie strumień ścieków (nawet jego całość), z zachowaniem dopuszczalnych parametrów jakości odpływu z oczyszczalni. Ponadto, zaproponowano konfigurację układu, pozwalającą na utrzymanie dopuszczalnych parametrów ścieków oczyszczonych przy znacznie zwiększonych (w stosunku do obecnych) maksimach natężenia dopływu do bloku biologicznego.

W ramach tak naszkicowanego przedsięwzięcia można wyróżnić szereg szczegółowych celów pracy:

- Określenie stopnia sezonowej zmienności właściwości sedymentacyjnych osadu czynnego WOŚ;
- Określenie wpływu grawimetrycznej selekcji osadu czynnego na właściwości sedymentacyjne osadu;
- Wyznaczenie podziału frakcyjnego związków organicznych, azotu i fosforu w ściekach mechanicznie oczyszczonych pogody mokrej i suchej WOŚ;
- Określenie stopnia selektywnego rozdzielenia bakterii nitryfikacyjnych oraz bakterii akumulujących polifosforany w instalacji grawimetrycznej selekcji osadu czynnego;
- Kalibracja i walidacja modeli osadnika wtórnego w ramach kalibracji modelu matematycznego WOŚ;
- Próba wypracowania metodyki kalibracji parametrów dyspersji oraz kompresji modelu osadnika wtórnego, bazującej wyłącznie na testach laboratoryjnych oraz danych operacyjnych z okresu normalnej pracy WOŚ;
- Wskazanie modelu osadnika wtórnego oddającego w najlepszym stopniu dynamikę zmian wysokości warstwy osadu w warunkach napływu do układu ścieków mokrej pogody;
- Określenie maksymalnej, bezpiecznej technologicznie przepustowości układu biologicznego oczyszczania ścieków dla każdej badanej strategii prowadzenia procesu;

- Wybór optymalnej strategii prowadzenia procesu osadu czynnego w warunkach napływu ścieków mokrej pogody.

Zakres pracy, uwarunkowany powyższymi celami, obejmował:

1. Analizę literatury przedmiotu
2. Zbieranie i weryfikacja danych:
 - a. Analiza i weryfikacja spójności danych laboratoryjnych;
 - b. Analiza danych operacyjnych;
3. Badania laboratoryjne:
 - a. Badania zmienności godzinowej parametrów ścieków mechanicznie oczyszczonych pogody mokrej;
 - b. Badania podziału frakcyjnego związków organicznych, azotu i fosforu w ściekach mechanicznie oczyszczonych pogody suchej i mokrej;
 - c. Badania właściwości sedymentacyjnych osadu czynnego;
 - d. Badania kinetyczne osadu czynnego:
 - i. Pomiary szybkości nityfikacji;
 - ii. Pomiary szybkości uwalniania fosforu;
4. Badania przeciążenia osadnika wtórnego (stress-test)
5. Przygotowanie modelu układu osadu czynnego WOŚ
 - a. Budowę modelu układu osadu czynnego;
 - b. Kalibrację modelu biokinetycznego ASM2d;
 - c. Kalibrację i walidację modelu osadnika wtórnego;
6. Badania symulacyjne
 - a. Badania symulacyjne pracy układu osadu czynnego WOŚ na skalibrowanym modelu, dla wybranych strategii prowadzenia procesu, przy korzystnych oraz niekorzystnych właściwościach sedymentacyjnych osadu;
 - b. Wybór optymalnej strategii.

4. METODYKA BADAŃ

4.1. OBIEKT BADAWCZY

Wrocławska Oczyszczalnia Ścieków (WOŚ) jest mechaniczno-biologiczną oczyszczalnią ścieków komunalnych z możliwością chemicznego usuwania fosforu. Projektowe obciążenie równe 1 000 050 RLM czyni ją największym obiektem tego typu w regionie i jedną z największych w kraju. Przepustowość nominalna pogody suchej wynosi 140 000 m³/d, natomiast, zgodnie z aktualnym pozwoleniem wodnoprawnym, w trakcie pogody deszczowej oczyszczalnia może odprowadzać 9500 m³/h.

Charakterystyka ścieków mechanicznie oczyszczonych zasilających bloki biologiczne oraz ścieków oczyszczonych w latach 2018-2022 przedstawiono w tabeli 4.1.

Tabela 4.1 Jakość ścieków mechanicznie oraz biologicznie oczyszczonych WOŚ w latach 2018-2022

| Parametr | j.m. | Ścieki mechanicznie oczyszczone | Ścieki biologicznie oczyszczone |
|--------------------|---------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|
| Zawiesiny ogólne | g sm/m ³ | 269 ± 113,4 | 5,9 ± 3,8 |
| ChZT | gO ₂ /m ³ | 625,3 ± 168,5 | 32,7 ± 13,2 |
| BZT ₅ | gO ₂ /m ³ | 333,9 ± 90,4 | 4,8 ± 3,5 |
| Azot ogólny | gN/m ³ | 76,9 ± 10,7 | 9,5 ± 3,7 |
| Azot amonowy | gN/m ³ | 53,7 ± 7,7 | 1,5 ± 3,2 |
| Azot azotanowy | gN/m ³ | - | 5,6 ± 1,5 |
| Fosfor ogólny | gP/m ³ | 10,1 ± 2,2 | 0,3 ± 0,3 |
| Fosfor fosforanowy | gP/m ³ | 5,9 ± 1,5 | 0,1 ± 0,2 |
| Zasadowość | val/m ³ | 8,2 ± 0,9 | 3,7 ± 0,6 |

Obiekty technologiczne WOŚ podzielić można na 4 podstawowe grupy: węzeł oczyszczania mechanicznego, układ biologicznego oczyszczania, węzeł gospodarki osadowej oraz gazowej. W skład obiektów węzła mechanicznego oczyszczania wchodzi: komora wlotowa rozdzielająca strumień ścieków na 3 ciągi, każdy składający się z kraty rzadkiej, kraty gęstej oraz piaskownika z układem odbioru części flotujących. Następnie całkowity strumień ścieków jest rozdzielany na dwie komory czerpalne pompowni głównej z układem 6 pomp wynoszących strumień ścieków do komory rozdziálu oraz 4 osadniki wstępne.

Proces biologicznego oczyszczania ścieków prowadzony jest w układzie A2O rozbudowanym o komory denitryfikacji osadu recyrkulowanego. Na grupę obiektów, w których realizowany jest ten proces składa się 5 bloków biologicznych oraz 7 osadników wtórnych (Rysunek 4.1). Sposób ich eksploatacji daje w efekcie pracę 3 niezależnych ciągów technologicznych, pomiędzy którymi nie zachodzi wymiana osadu czynnego i jest możliwość utrzymywania różnych wieków osadu. Pierwszy układ, oddane

do użytku w 2001 roku tzw. *stare bloki biologiczne*, składa się z 2 bloków biologicznych (F2/1 i F2/2), komory rozdziału G1, 4 osadników wtórnych (G2/1, G2/2, G2/3 i G2/3) oraz pompowni osadu nadmiernego i recykulowanego G5. Drugi układ to również 2 bloki biologiczne (F2/3 i F2/4) jednak współpracujące już tylko z 2 osadnikami wtórnymi (G2/5 i G2/6), jedna komora rozdziału G1/2 oraz pompownia osadu nadmiernego i recykulowanego G1/1. Ostatni układ składa się z jednego bloku biologicznego (F2/5), komory rozdziału G1/2, jednego osadnika wtórnego (G2/10) oraz pompowni osadu nadmiernego i recykulowanego G5/2. Dwa ostatnie układy tworzą tzw. *nowe bloki biologiczne* pracujące od 2013 roku. Jak można zauważyć (Rysunek 4.1), istnieją nieużytkowane na co dzień połączenia pomiędzy komorami odpływowymi z bloku F2/4 i F2/5 oraz pomiędzy wszystkimi pompowniami osadu recykulowanego. Możliwość ich wykorzystania w sytuacji przeciążenia hydraulicznego układu została omówiona w dalszej części pracy.

Do badań w ramach niniejszej pracy wybrano, jako układ mniej korzystny, nową część WOŚ, w której na jeden blok biologiczny przypada tylko jeden osadnik. Wieloletnie doświadczenie w eksploatacji układu potwierdza, że, w okresie zwiększonego obciążenia hydraulicznego oczyszczalni, wzrost warstwy osadu w osadnikach i ryzyko wymycia osadu następuje zawsze najpierw w nowych osadnikach. Sytuacja ta ma miejsce nawet, gdy rozdział strumienia ścieków na bloki nie jest równomierny i stare bloki biologiczne są zasilane procentowo większym strumieniem niż bloki nowe.

W każdym z bloków biologicznych będących przedmiotem badań (F2/3, F2/4 oraz F2/5) jest 5 komór:

- cyrkulacyjna komora denitryfikacji osadu recykulowanego (KDR) zasilana całym strumieniem osadu recykulowanego oraz częścią strumienia ścieków mechanicznie oczyszczonych (ok. 37,5%),
- cyrkulacyjna komora beztlenowa (KB) do której doprowadzana jest reszta strumienia ścieków po osadnikach wstępnych (ok. 62,5%),
- komora denitryfikacji o pełnym wymieszaniu, do której doprowadzany jest cały strumień recykulacji wewnętrznej,
- cyrkulacyjna komora fakultatywna (KDN), która w zależności od potrzeby pełni funkcję komory denitryfikacji lub komory nityfikacji,
- komora nityfikacji (KN) podzielona na dwa równoległe ciągi o przepływie zbliżonym do tłokowego.

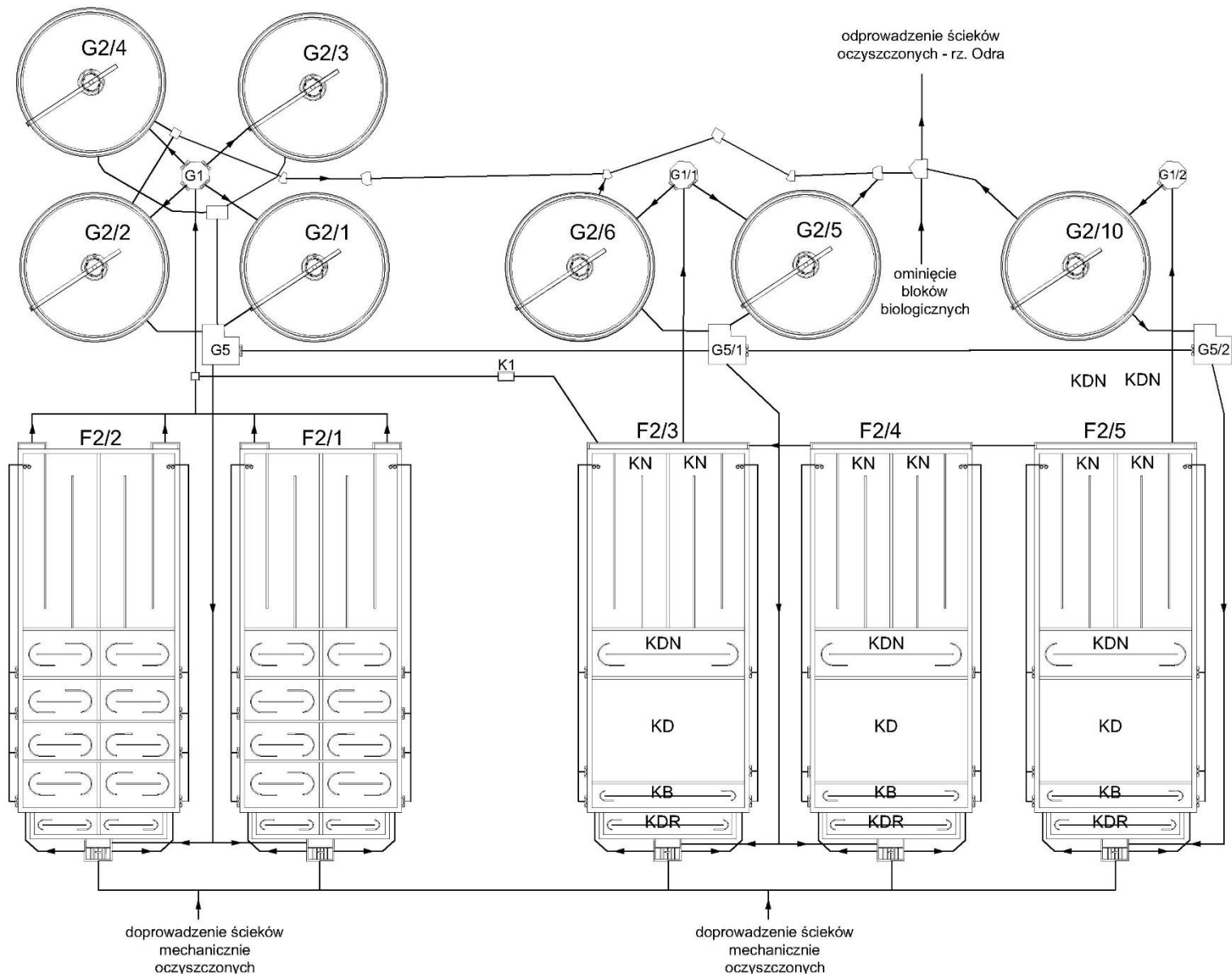
Pojedyncza komora nityfikacji podzielona jest na 3 części - do każdej z nich powietrze doprowadzone jest niezależnym rurociągiem, przy czym na jednej nitce sprężonego powietrza znajdują się 2 sekcje dyfuzorów. Komora fakultatywna w normalnych

warunkach pełni funkcję komory denitryfikacji, natomiast w sytuacji wzrostu stężenia azotu amonowego na odpływie z bloków biologicznych, jest możliwość przetączenia jej w tryb nitryfikacji. Napowietrzanie w komorze fakultatywnej nie jest sterowane automatycznie – działa w systemie „włącz/wyłącz” obsługiwany przez operatora. Typowa praktyka eksploatacji komór KDN polega na załączeniu napowietrzania w momencie, gdy stężenie azotu amonowego na odpływie z komór KN wzrasta powyżej 5 g N/m^3 , a osiągnięta wartość stężenia tlenu wynosi ok. $1 \text{ g O}_2/\text{m}^3$.

Charakterystyczne gabaryty poszczególnych komór oraz parametry pracy bloków biologicznych będących przedmiotem badań zestawiono w tabeli 4.2.

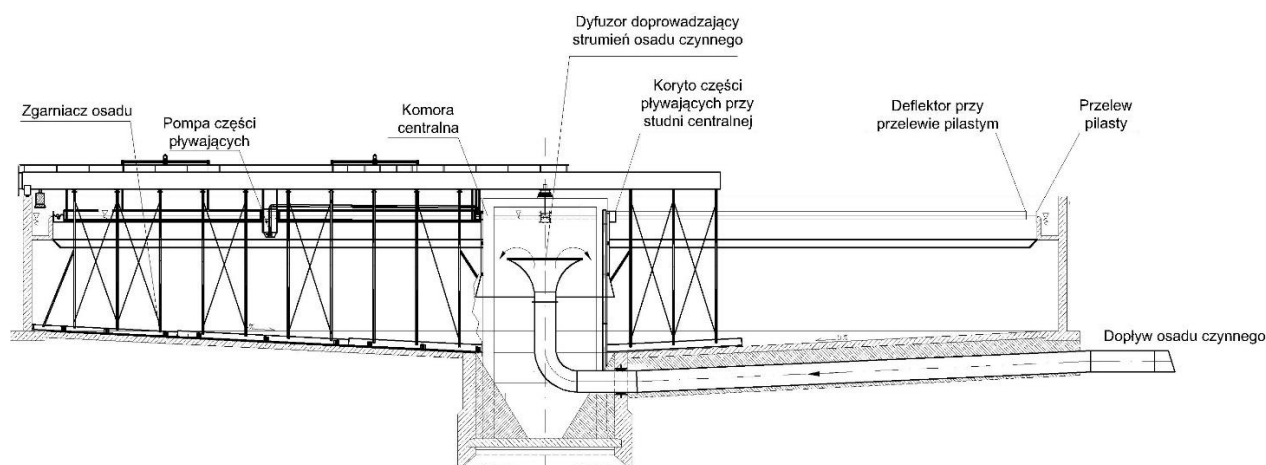
Tabela 4.2 Charakterystyczne gabaryty i parametry pracy nowych bloków biologicznych

| Obiekt | Parametr | 1 blok | 3 bloki |
|---|---|--------|---------|
| Wszystkie komory | Głębokość [m] | 5,0 | |
| Komora denitryfikacji osadu recyrkulowanego (KDR) | Objętość [m^3] | 1 200 | 3 600 |
| Komora beztlenowa (KB) | Objętość [m^3] | 2 000 | 8 000 |
| Komora denitryfikacji (KD) | Objętość [m^3] | 8 500 | 25 500 |
| Komora fakultatywna (KDN) | Objętość [m^3] | 3 500 | 10 500 |
| Komora nitryfikacji (KN) | Objętość [m^3] | 15 000 | 45 000 |
| KN - Sekcja I | Stężenie tlenu [gO_2/m^3] | 2,0 | |
| KN - Sekcja II | Stężenie tlenu [gO_2/m^3] | 2,0 | |
| KN - Sekcja III | Stężenie tlenu [gO_2/m^3] | 0,5 | |
| Recyrkulacja wewnętrzna (Q_{RW}) | Wydajność [m^3/h] | 7 500 | 22 500 |



Rysunek 4.1 Schemat układu biologicznego oczyszczania WOS

Osadniki wtórne współpracujące z nowymi blokami biologicznymi mają bliźniaczą budowę. Są to osadniki radialne, ze studnią centralną, do której doprowadzany jest strumień osadu czynnego z komory rozdziatu G1/1 lub G1/2 (Rysunek 4.2). Na ich wyposażenie składa się jednoramienny zgarniacz osadu, kierujący opadły osad do leja osadowego oraz system usuwania części pływających.



Rysunek 4.2 Schemat osadnika wtórnego WOS

Osadniki wtórne pracują przy stałej, zadanej przez operatora, wysokości warstwy osadu, która jest utrzymywana poprzez zmiany wielkości strumienia osadu kierowanego do komór pompowni osadu recykulowanego. Pompy transportujące strumień zagęszczonego osadu do komory pompowni G5/1 oraz G5/2 różnią się pomiędzy sobą minimalnymi oraz maksymalnymi wydajnościami. Różnice te są na tyle znaczące, że przekładają się na ograniczenia możliwości utrzymania zadanej wysokości warstwy osadu w osadniku G2/10 przy większym obciążeniu strumieniem osadu. Charakterystyczne gabaryty osadników oraz minimalne i maksymalne wydajności pomp odbierających osad z leja zebrane zostały w tabeli 4.3.

Tabela 4.3 Charakterystyczne gabaryty i parametry pracy osadników wtórnych nowej części WOS

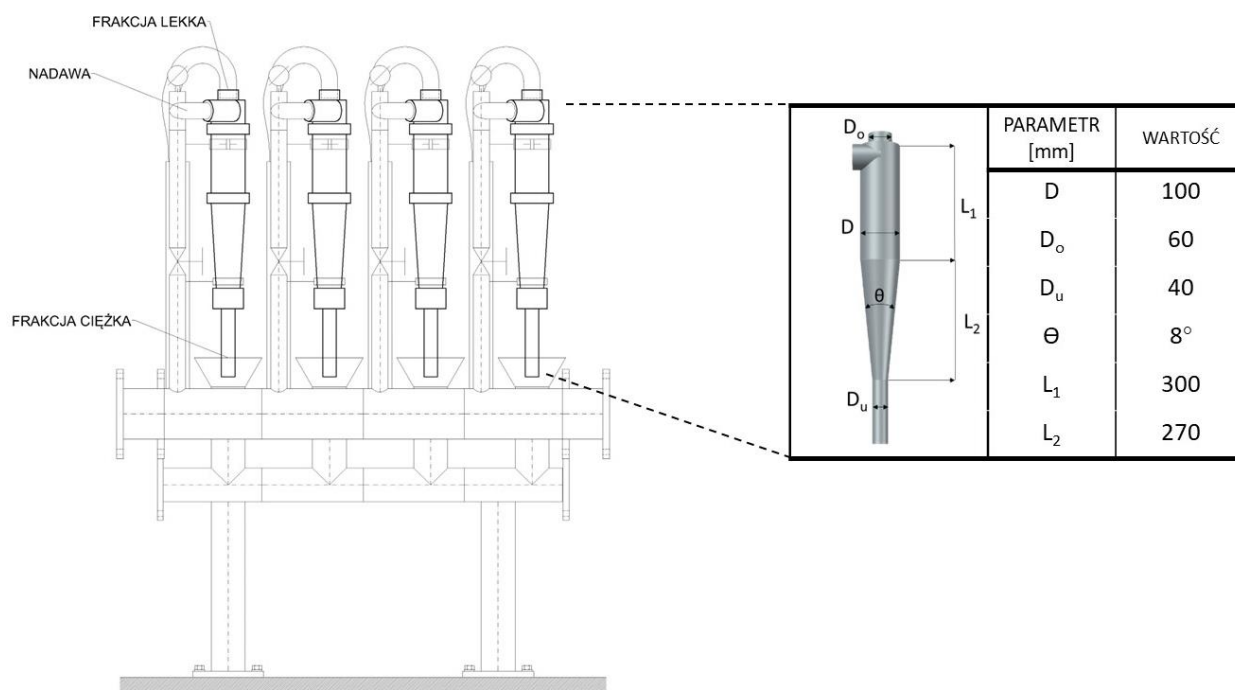
| Obiekt | Parametr | Wartość |
|---------------------------|--|---------|
| Wszystkie osadniki wtórne | Średnica [m] | 48,0 |
| | Średnica komory centralnej [m] | 4,8 |
| | Powierzchnia [m ²] | 1808,6 |
| | Głębokość przy obwodzie [m] | 5,4 |
| | Głębokość przy komorze centralnej [m] | 6,4 |
| Osadnik G2/5 | Minimalna wydajność odbioru osadu [m ³ /h] | 615 |
| | Maksymalna wydajność odbioru osadu [m ³ /h] | 2000 |
| Osadnik G2/6 | Minimalna wydajność odbioru osadu [m ³ /h] | 530 |
| | Maksymalna wydajność odbioru osadu [m ³ /h] | 1750 |
| Osadnik G2/10 | Minimalna wydajność odbioru osadu [m ³ /h] | 500 |
| | Maksymalna wydajność odbioru osadu [m ³ /h] | 1700 |

Wydajność pompowni osadu recyrkulowanego, a zatem stopień recyrkulacji zewnętrznej, nie jest zadawana przez operatora, lecz jest pochodną wartości chwilowej wydajności pomp odbierających osad z leja. Pompownie osadu recyrkulowanego oraz nadmiernego pracują przy stałej, określonej przez operatora, wysokości osadu w komorze i nie pełnią funkcji retencyjnej. W celu utrzymania stałego poziomu w komorze pompowni, regulator zwiększa więc wydajność pomp osadu recyrkulowanego, gdy zwiększa się wielkość strumienia osadu odbieranego z osadników (np. przy pogorszeniu właściwości sedymentacyjnych osadu).

W pompowni G5/1 współpracującej z blokami biologicznymi F2/3 i F2/4 oraz osadnikami wtórnymi G2/5 i G2/6 w 2019 roku zamontowana została instalacja grawimetrycznej selekcji osadu czynnego (Rysunek 4.3). Jej zadaniem jest rozdział strumienia osadu odbieranego z osadnika na dwie frakcje: frakcję ciężką, o dobrych właściwościach sedymentacyjnych oraz frakcję lekką, charakteryzującą się wysokim stopniem zdyspergowania i powolną sedymentacją. Instalacja ta składa się z 3 pomp podających część strumienia osadu odbieranego z osadników wtórnych do 4 baterii hydrocyklonów (po cztery hydrocyklony o przepustowości 10 m³/h w każdej baterii). Po rozdzieleniu, frakcja ciężka jest zawracana do bloków biologicznych wraz z osadem recyrkulowanym, natomiast frakcja lekka jest usuwana z układu jako osad nadmierny.

Grupę obiektów gospodarki osadowej stanowią 4 zagęszczacze grawitacyjne osadu wstępnego, 6 mechanicznych (taśmowych) zagęszczarek osadu nadmiernego, 6 wydzielonych komór fermentacyjnych, w których prowadzona jest fermentacja mezofilna mieszaniny zagęszczonych osadów (nadmiernego oraz wstępnego), stację mechanicznego odwadniania osadu przefermentowanego składającą się z 7 taśmowych pras filtracyjnych oraz suszarni osadu odwodnionego (4 suszarki obrotowe).

Ostatnia grupa obiektów technologicznych tworzy węzeł gospodarki gazowej. Są to: 3 polipropylenowe filtry, układ odwadniania i odsiarczania gazu fermentacyjnego (rurowy wymiennik ciepła oraz 2 reaktory odsiarczające z węglem aktywnym), dwa zbiorniki gazu, pochodnia przeznaczona do awaryjnego spalania nadmiaru produkowanego gazu oraz stacja kogeneratorów gazowych, w której znajdują się 4 urządzenia (silniki gazowe sprzężone w prądnicami) przetwarzające energię chemiczną gazu fermentacyjnego w energię elektryczną i ciepłą.



Rysunek 4.3 Schemat instalacji grawimetrycznej selekcji osadu czynnego wraz z wymiarami hydrocyklonów

4.2. METODY BADAWCZE

W poniższym rozdziale przedstawiono wykorzystane w pracy metody badania właściwości ścieków i osadu czynnego, kinetyki wybranych procesów oraz zakres i metodykę laboratoryjnych oznaczeń analitycznych. Przedstawiono również wykorzystany w badaniach model osadu czynnego oraz zastosowane metody statystyczne analizy danych.

4.2.1. BADANIA WŁAŚCIWOŚCI ŚCIEKÓW

Ścieki mechanicznie oczyszczone zostały zbadane pod kątem podziału frakcyjnego związków organicznych, azotu i fosforu w ściekach pogody deszczowej i bezdeszczowej oraz zmienności godzinowej jakości ścieków po opadach deszczu.

Zmienność godzinowa jakości ścieków po opadach deszczu została zbadana na podstawie analizy 2-godzinnych próbek zlewanych, zbieranych w trakcie doby. Automatyczny sampler wyposażony w 12 butelek umieszczonych w komorze chłodzącej pobierał próby od godz. 8.00 do 8.00 następnego dnia. Cykl jego pracy samplera na pobranie do jednej butelki próbki 2-godzinnej w czterech etapach do 30 min. Zakres analiz wykonanych w tak pobranych próbkach przedstawiono w tabeli 4.4.

Badania podziału frakcyjnego przeprowadzono na próbkach średniodobowych. Ścieki z 12 butelek, napełnionych przez automatyczny sampler w reżimie opisanym powyżej były zlewane w celu przygotowania próby dobowej. Zakres oznaczeń w próbach średniodobowych służących do wyznaczenia udziałów poszczególnych frakcji modelu ASM2d w ściekach mechanicznie oczyszczonych przedstawiono w tabeli 4.4. Określono podział frakcyjny związków organicznych, azotu i fosforu w 22 próbkach, z których 11 zostało zakwalifikowanych jako próbki ścieków pogody deszczowej, a pozostałe 11 jako próbki ścieków pogody suchej. Udziały poszczególnych frakcji wyznaczono wykorzystując metodę fizyczno-chemiczną bazującą na filtracji próbek ścieków przez sączki o coraz mniejszej wielkości porów (1,2 oraz 0,1 μ m), a następnie oznaczenie wartości ChZT oraz stężeń azotu ogólnego i fosforu ogólnego w tak przygotowanych próbkach sączonych i zhomogenizowanej próbce niesączonej. Stężenie lotnych kwasów tłuszczonych określano wprowadzając odpowiednią poprawkę do wartości zmierzonej testami kuwetowymi (Balbierz, 2016).

Tabela 4.4 Zakres oznaczeń w próbkach średniodobowych oraz 2-godzinnych

| Lp. | Parametr | j.m. | Próbki 2-godzinne | Próbki dobowe |
|-----|-------------------------------|---------------------------------|-------------------|---------------|
| 1 | BZTc | gO ₂ /m ³ | | x |
| 2 | ChZT | gO ₂ /m ³ | x | x |
| 3 | ChZT < 1,2 μ m | gO ₂ /m ³ | | x |
| 4 | ChZT < 0,1 μ m | gO ₂ /m ³ | | x |
| 5 | N _{og} | gN/m ³ | x | x |
| 6 | N _{og} < 1,2 μ | gN/m ³ | | x |
| 7 | N _{og} < 0,1 μ m | gN/m ³ | | x |
| 8 | N-NH ₄ | gN/m ³ | x | x |
| 9 | P _{og} | gP/m ³ | x | x |
| 10 | P _{og} < 1,2 μ | gP/m ³ | | x |
| 11 | P _{og} < 0,1 μ m | gP/m ³ | | x |
| 12 | P-PO ₄ | gP/m ³ | x | x |
| 13 | Zawiesiny ogólne | g sm/m ³ | x | x |
| 14 | Zawiesiny organiczne | g smo/m ³ | | x |
| 15 | LKT | g Acet/m ³ | | x |
| 16 | Zasadowość | val/m ³ | | x |

W próbkach dobowych określono wartość całkowitego biodegradowalnego ChZT wykorzystując respirometry manometryczne Oxitop firmy WTW. Metoda ta polega na wyznaczeniu przebiegu zmian BZT w czasie 12-dniowej inkubacji próbki (Roeleveld & Van Loosdrecht, 2002). Odmierzoną objętość niesączonej próby ścieków – z kilkoma kroplami inhibitora nityfikacji (N-allilotiomicznik w stężeniu 5 g/dm³), umieszczano w wyposażonej w mieszadło magnetyczne butelce zaopatrzonej w pastylkę wodorotlenku sodu zapewniającą absorpcję wydzielającego się dwutlenku węgla. Na

butelkę nakręcano szczelną głowicę pomiarową monitorującą zmiany ciśnienia gazu w przestrzeni nad cieczą, która to wartość na bieżąco była przeliczana na wartość BZT. Inkubacja trwała 12 dób i była prowadzona w szafie termostatycznej w temperaturze 20°C.

Uzyskany w ten sposób przebieg BZT aproksymowano krzywą opisaną równaniem 4.1, wykorzystując metodę optymalizacji nieliniowej (Lasdon et al., 1978):

$$BZT_c = \frac{1}{1 - e^{-k_{BZT} \cdot t}} BZT_t \quad (4.1)$$

gdzie

BZT_c – całkowite BZT, gO_2/m^3

k_{BZT} – stała szybkości reakcji, d^{-1}

BZT_t – BZT po czasie t , gO_2/m^3

t – czas inkubacji, d

W trakcie długotrwałego pomiaru BZT, ze względu na zachodzące procesy przyrostu i rozkładu biomasy, część początkowego biodegradowalnego ChZT zostaje przekształcona na frakcję inertną. W związku z tym otrzymaną wartość całkowitego BZT należy skorygować zgodnie z poniższym wyrażeniem:

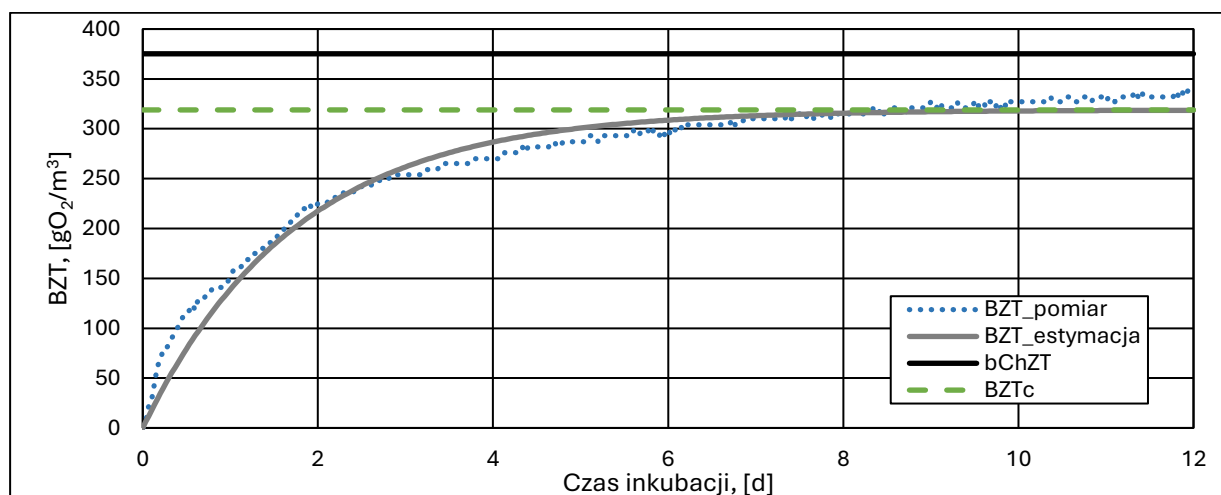
$$bChZT = \frac{1}{1 - f_{BZT}} BZT_c \quad (4.2)$$

gdzie

$bChZT$ – biodegradowalne ChZT, gO_2/m^3

f_{BZT} – współczynnik korygujący

W pracy przyjęto wartość współczynnika korygującego 0,15, która jest zbliżona do domyślnej wartości udziału frakcji X_i w produktach lizy biomasy. Przykładowe dopasowanie krzywej zmienności BZT_c w czasie do danych pomiarowych wraz z wartością skorygowaną przedstawiono na rysunku 4.4.



Rysunek 4.4 Dopasowanie krzywej zmian BZT w czasie do wyników testu

Zakres i metodykę oznaczeń analitycznych wykorzystanych w badaniach właściwości ścieków oraz badaniach kinetycznych osadu czynnego zestawiono w tabeli 4.5.

Tabela 4.5 Metodyki oznaczeń analitycznych

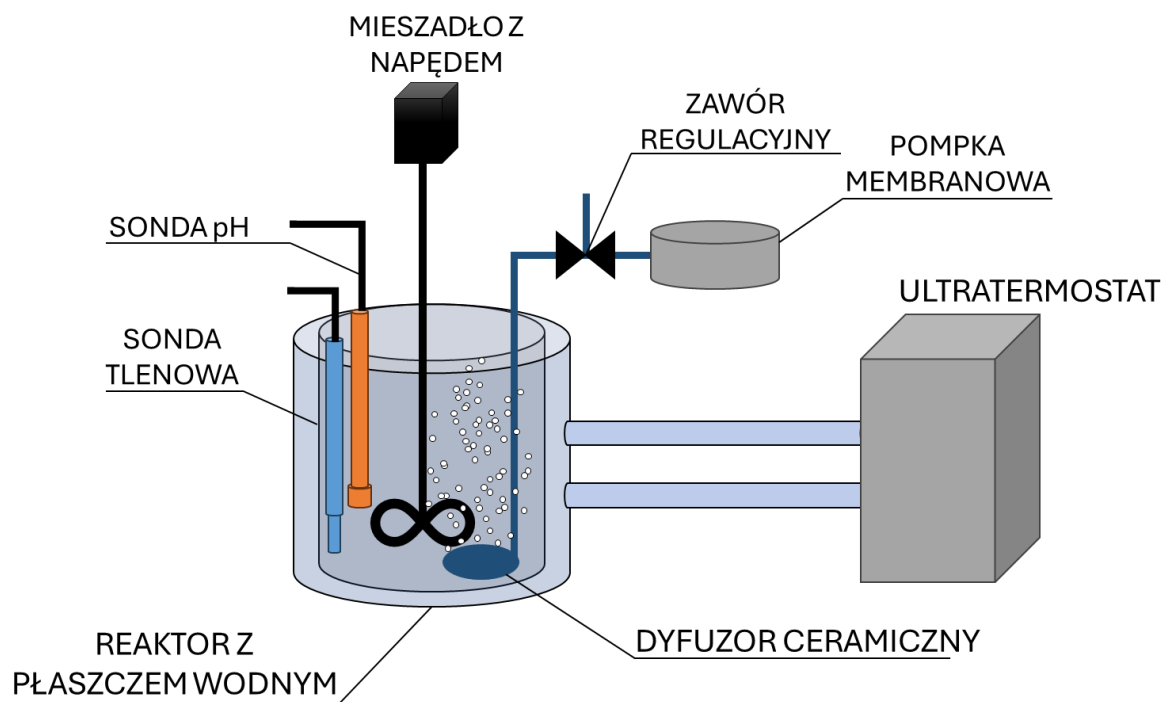
| Lp. | Parametr | Przygotowanie próbki | Metodyka/Norma |
|-----|-------------------------|----------------------|---|
| 1 | ChZT | homogen. | Hach Lange LCK514 100 - 2000 gO ₂ /m ³ |
| 2 | ChZT < 1,2µm | filtracja 1,2 µm | |
| 3 | ChZT < 0,1µm | filtracja 0,1 µm | |
| 4 | N _{og} | homogen. | Hach Lange LCK338 20 - 100 gN/m ³ |
| 5 | N _{og} < 1,2µ | filtracja 1,2 µm | |
| 6 | N _{og} < 0,1µm | filtracja 0,1 µm | |
| 7 | N-NH ₄ | filtracja 0,1 µm | Hach Lange LCK303 2 - 47 gN/m ³ |
| 8 | P _{og} | homogen. | Hach Lange LCK350 2 - 20 gP/m ³ |
| 9 | P _{og} < 1,2µ | filtracja 1,2 µm | |
| 10 | P _{og} < 0,1µm | filtracja 0,1 µm | |
| 11 | P-PO ₄ | filtracja 0,1 µm | |
| 12 | Zawiesiny ogólne | - | PN-EN 872 2007 + Ap1:2007 |
| 13 | Zawiesiny organiczne | - | |
| 14 | LKT | filtracja 0,1 µm | Hach Lange LCK365 50-2500 g octanu/m ³ |
| 15 | Zasadowość | - | PN-90/C-04576/07 |

4.2.2. BADANIA KINETYCZNE OSADU CZYNNEGO

Celem przeprowadzonych badań kinetycznych było określenie czy udziały frakcji biomasy X_{AUT} oraz X_{PAO} w strumieniach opuszczających instalację GSOC różnią się od siebie. Wykonano badania szybkości nityfikacji - jako względną miarę ilości nityfikantów oraz badania ilości uwolnionych fosforanów - jako względną miarę ilości bakterii PAO.

Badania kinetyczne przeprowadzono we wsadowych reaktorach laboratoryjnych o pojemności 5 dm³ (pojemność czynna ok. 4 dm³), posiadających płaszcz wodny podłączony do ultratermostatu w celu utrzymywania stałej, zadanej temperatury. Przy każdym teście temperatura utrzymywana w reaktorze odpowiadała temperaturze panującej w bloku biologicznym w chwili pobrania próbki osadu czynnego. Na wyposażenie reaktora składały się również: mieszadło mechaniczne (0 - 600RPM), układ napowietrzania drobnopęcherzykowego (pompka membranowa, zawór regulacyjny oraz dyfuzor ceramiczny), sonda tlenu oraz sonda pH (Rysunek 4.5). Stałe tlenowe warunki pracy w trakcie wykonywania testów zapewniała automatyczna regulacja stopnia otwarcia zaworu upustowego na przewodzie sprężonego powietrza, bazująca na odczycie wartości stężenia tlenu. Regulacja pH prowadzona była ręcznie, na podstawie

wskazań sondy pH. Korekta pH prowadzona była 0,1M roztworem NaOH i 0,1M roztworem HCl.



Rysunek 4.5 Schemat reaktora laboratoryjnego

Badania szybkości nityfikacji

Testy wykonano wg poniższej procedury (na podstawie M. van Loosdrecht et al., 2016):

1. Badany osad oraz ścieki oczyszczone mieszano w proporcji zapewniającej stężenie osadu na poziomie ok. 3,5 – 4,0 kg sm/m³, a następnie oznaczano stężenie zawiesin ogólnych oraz organicznych w tak przygotowanej mieszaninie;
2. Oczekiwano odpowiedni czas, niezbędny do ustalenia się w reaktorze zadanej temperatury oraz nielimitującego nityfikacji stężenia tlenu (> 4,0 g O₂/m³);
3. Do reaktora dodawano naważkę chlorku amonu w cel uzyskania założonego, początkowego stężenia azotu amonowego ok. 60 gN/m³;
4. W 15 min interwałach czasowych pobierano 10 próbek, które natychmiast filtrowano, a w przesączu oznaczono stężenie azotu amonowego, a dodatkowo w trzech kontrolnych próbach (pierwsza, piąta i ostatnia) oznaczono również stężenie azotu azotanowego i azotynowego;
5. W trakcie testu monitorowano pH, które w razie potrzeby korygowano ręcznie roztworem NaOH lub HCl, tak by jego wartość odpowiadała warunkom panującym w danym okresie w blokach biologicznych;
6. Po zakończeniu testu ponownie oznaczano stężenie zawiesin ogólnych oraz organicznych w reaktorze;

Wartość szybkości nityfikacji ($\text{g N/g smo}\cdot\text{h}$) była wyznaczana metodą regresji liniowej na podstawie przebiegu czasowego zebranych punktów pomiarowych opisujących spadek stężenia azotu amonowego, w odniesieniu do średniego stężenia zawiesin organicznych w danym reaktorze.

Badania szybkości uwalniania fosforanów

Procedura badania szybkości uwalniania fosforanów składała się z następujących etapów (van Loosdrecht et al., 2016):

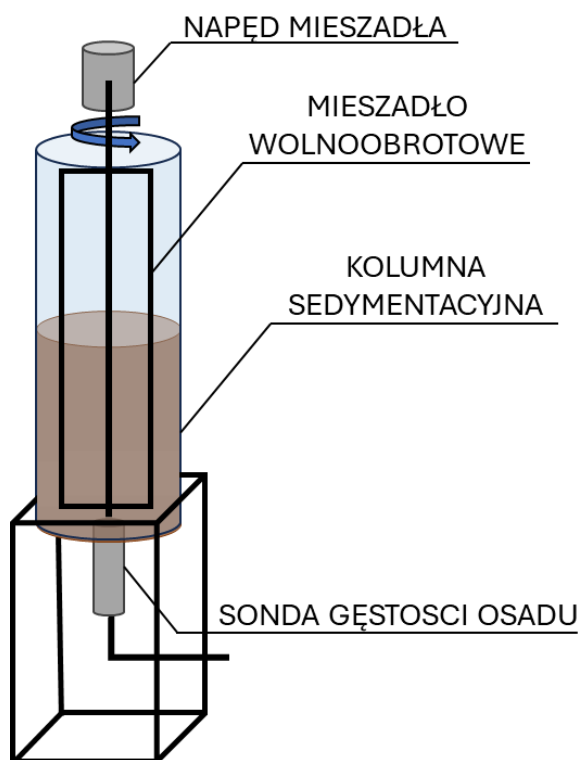
1. Badany osad oraz ścieki oczyszczone mieszano w proporcji zapewniającej stężenie osadu na poziomie ok. $3,5 - 4,5 \text{ kg sm/m}^3$, a następnie oznaczano stężenie zawiesin ogólnych oraz organicznych w tak przygotowanej mieszaninie;
2. Stabilizowano temperaturę w reaktorze przy załączonym napowietrzaniu;
3. Do reaktora dodawano kilka kropel inhibitora nityfikacji (N-allilotiomocznik o stężeniu 5 g/dm^3), wyłączano napowietrzanie oraz przykrywano zwierciadło cieczy kulkami z tworzywa sztucznego w celu minimalizacji wymiany gazowej przez powierzchnię reaktora;
4. Osad stale mieszano aż do osiągnięcia warunków beztlenowych (stężenie tlenu poniżej $0,1 \text{ gO}_2/\text{m}^3$), w razie problemów z odtlenieniem reaktor przedmuchiowano azotem;
5. Pobierano próbkę zerową, w której po przefiltrowaniu oznaczono ChZT oraz stężenia P-PO_4 , LKT oraz N-NO_3 ;
6. Do reaktora dawkowano odpowiednią naważkę octanu sodu, aby uzyskać w reaktorze początkowe ChZT ok. $350 \text{ gO}_2/\text{m}^3$ oraz pobierano od razu kolejną próbkę, w której oznaczano ChZT oraz stężenia P-PO_4 i LKT;
7. Test prowadzono aż do ustabilizowania się stężenia fosforanów pobierając próbki co $15 - 30 - 60 \text{ min}$ (w zależności od dynamiki zmian stężenia), monitorując ciągle i korygując w razie potrzeby pH;
8. W ostatniej próbie oznaczano stężenia P-PO_4 i LKT;
9. Po zakończeniu testu oznaczano ponownie stężenie zawiesin ogólnych oraz organicznych w reaktorze.

Na podstawie uzyskanych danych wyliczano masę fosforanów, które w warunkach beztlenowych zostały uwolnione – w przeliczeniu na kg suchej masy organicznej.

4.2.3. BADANIA WŁAŚCIWOŚCI SEDYMENTACYJNYCH OSADU CZYNNEGO

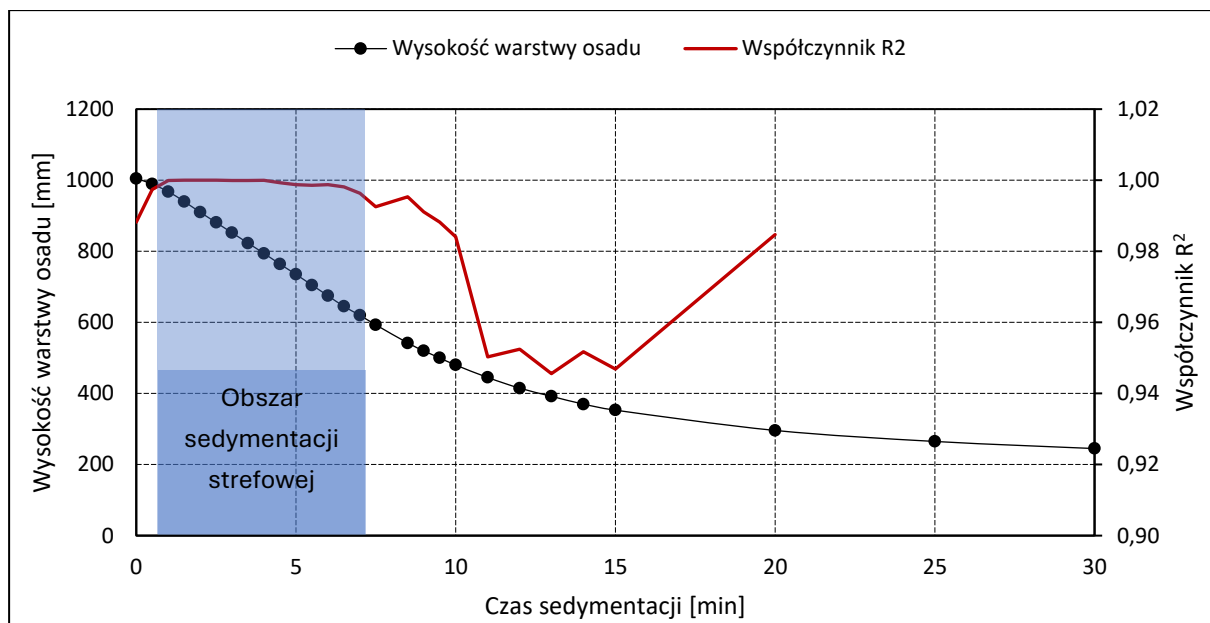
Badania właściwości sedymentacyjnych przeprowadzono w celu wyznaczenia parametrów funkcji sedymentacji wykorzystywanych w modelach osadników wtórnych. Polegały one na wykonaniu serii wsadowych testów w kolumnie sedymentacyjnej przy różnych stężeniach początkowych osadu. Aby dynamika opadania w kolumnie w jak

największym stopniu odpowiadała sedymentacji w osadniku wtórnym, należało zminimalizować wpływ kształtu oraz wielkości naczynia (tzw. efekt ścianki) (van Loosdrecht et al., 2016). W związku z powyższym na potrzeby testów skonstruowano kolumnę sedymentacyjną o średnicy 20 cm, wysokości 100 cm, wyposażoną w wolnoobrotowe mieszadło (1 RPM). Dodatkowo kolumna wyposażona została w milimetrową podziałkę, pozwalającą na monitorowanie wysokości warstwy osadu, oraz w sondę gęstości osadu Solitax sc firmy Hach Lange, w celu monitorowania stężenia osadu na dnie kolumny (Rysunek 4.6). Powolne mieszanie nie powoduje wzburzenia warstwy osadu, a jednocześnie eliminuje takie zjawiska jak przyleganie kłaczków do ścianek i tworzenie się większych łańcuchowych aglomeratów spowalniających opadanie warstwy osadu.



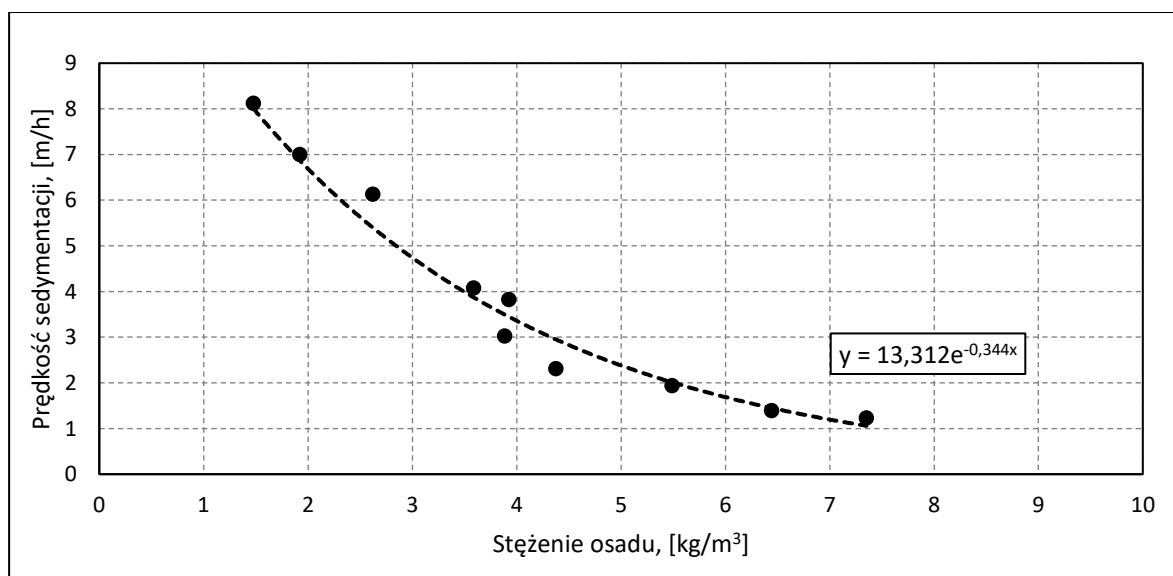
Rysunek 4.6 Schemat kolumny sedymentacyjnej

Test rozpoczynano wlewając ok. 10 dm³ dobrze wymieszanego osadu o znanym stężeniu do kolumny. Po uformowaniu się wyraźnej granicy pomiędzy warstwą osadu a cieczą nadosadową, rozpoczynano rejestrację zmiany jej wysokości w czasie oraz zmianę stężenia osadu na dnie kolumny. Test prowadzono do momentu, gdy prędkość opadania spadła poniżej 10 mm/min (0,6 m/h) lub, w przypadku wysokich stężeń osadu, gdy z upływem czasu nastąpił zauważany spadek prędkości opadania. Czas trwania poszczególnych testów wahał się od 15 min dla osadów o stężeniu ok. 3 kg/m³ do 60 min dla osadów o stężeniu powyżej 8 kg/m³. Przykładowy przebieg krzywej opadania przedstawiono na rysunku 4.7.



Rysunek 4.7 Przykładowa krzywa sedymentacji osadu czynnego

Z otrzymanej grupy punktów wydzielano te, które odpowiadają fazie opadania strefowego. Obszar ten charakteryzuje się liniowym przebiegiem krzywej sedymentacji. Dla każdego punktu wyliczono wartość współczynnika determinacji R^2 , która opisuje stopień dopasowania próby do modelu liniowego, dla kolejnych 5 punktów. Dla grupy punktów cechujących się największą, stałą wartością współczynnika R^2 określano prędkość sedymentacji poprzez wyznaczenie wartości współczynnika kierunkowego modelu regresji liniowej. Tak uzyskane wartości nanoszono na wykres zależności prędkości sedymentacji od stężenia osadu (Rysunek 4.8) oraz na potrzeby analizy w pkt. 5.2 aproksymowano równaniem wykładniczym.



Rysunek 4.8 Przykładowa krzywa prędkości sedymentacji

W celu zbadania zmienności sezonowej właściwości sedymentacyjnych, testy te były powtarzane w regularnych odstępach przez okres jednego roku. Każdorazowo badano osad z układu z instalacją grawimetrycznej selekcji osadu czynnego oraz z układu referencyjnego. Zakres stężeń dla których wyznaczano wartość prędkości sedymentacji strefowej ustalany był każdorazowo na podstawie obserwacji w trakcie testów. W kolejnych testach osad recyrkulowany rozcieńczany był ściekami oczyszczonymi do momentu, gdy w trakcie sedymentacji tworzyła się widoczna granica między cieczą, a osadem. Górna granica stężenia, dla którego prowadzono testy była uzależniona od wystąpienia zauważalnej zmiany w prędkości sedymentacji. Przy niskich stężeniach zdyspergowane kłaczkę opadają niezależnie od siebie z różną prędkością zależną od właściwości poszczególnych aglomeratów. Przy bardzo wysokich stężeniach natomiast, jeżeli krzywa sedymentacji przez cały okres prowadzenia testu nie wykazywała zmiany nachylenia, stężenie to uznawano za wysokie, z racji wystąpienia natychmiastowej kompresji osadu.

Pomiary zmienności wysokości warstwy osadu w kolumnie posłużyły również do wyznaczenia wartości indeksu osadu (IO_{kol}), czyli objętości jaką po 30-minutowej sedymentacji zajmuje osad czynny odniesionej do masy osadu w kolumnie:

$$IO_{kol} = \frac{V_{30}}{V_0 \cdot X} \quad (4.3)$$

Gdzie V_{30} – objętość osadu po 30-minutowej sedymentacji w kolumnie, [cm³]

V_0 – pojemność kolumny, [dm³]

X – początkowe stężenie osadu, [g sm/dm³]

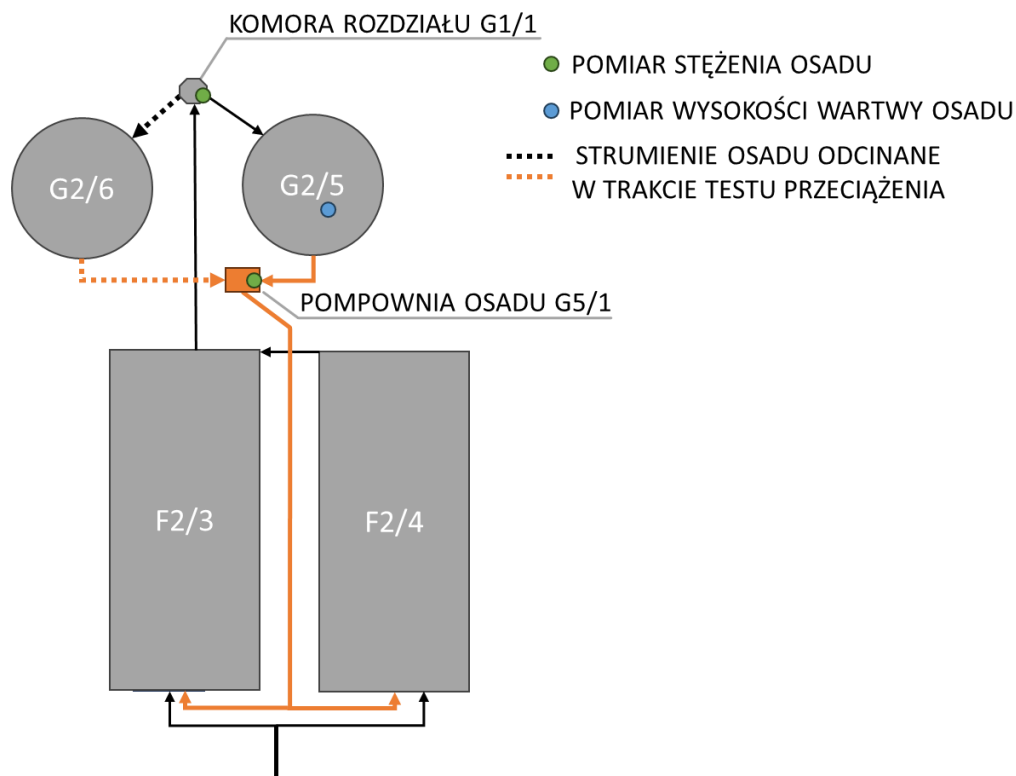
4.2.4. TESTY PRZECIĄŻANIA OSADNIKA WTÓRNEGO

W celu uzyskania danych dotyczących prowadzenia procesu sedymentacji w warunkach przeciążenia hydraulicznego, przeprowadzono testy przeciążeniowe osadnika wtórnego. Testy te przeprowadzono na ciągu technologicznym, składającym się z dwóch bloków biologicznych (F2/3 i F2/4) współpracujących z dwoma osadnikami wtórnymi (G2/5 oraz G2/6), przedstawionym na rysunku 4.9. Przeprowadzono dwa testy – pierwszy, w okresie zimowym, przy złych właściwościach sedymentacyjnych, oraz drugi, w okresie letnim, przy szybko sedymentującym osadzie czynnym.

Test rozpoczął się o godz. 7.00, kiedy to zamykano dopływ strumienia osadu z komory rozdziału G1/1 do osadnika G2/6 oraz pompowanie osadu z leja osadnika G2/6 do pompowni G5/1. W ten sposób, w krótkim okresie czasu dwukrotnie zwiększono strumień osadu kierowany do osadnika G2/5. W trakcie testu monitorowano wysokość warstwy osadu sondą SONATAX (Hach-Lange). Równolegle, w równomiernych odstępach czasu pobierano próbki osadu z komory G1/1 oraz leja osadowego

(pompownia G5/1), w celu wyznaczenia przebiegów czasowych odpowiednio stężenia osadu zasilającego i zagęszczonego. Test prowadzono do osiągnięcia jednego z 3 warunków granicznych:

- przekroczenia wysokości warstwy osadu 5,0 m – przyjętej za bezpieczną wartość graniczną;
- zwiększenia poziomu ścieków oczyszczonych w korycie odpływowym skutkującym zalaniem przelewów pilastych;
- 8 godzin trwania testu (w związku z koniecznością obecności operatora oczyszczalni, odpowiedzialnego za pracę obiektu w trakcie eksperymentu).



Rysunek 4.9 Schemat ciągu technologicznego w trakcie prowadzenia testu przeciążenia osadnika wtórnego

4.2.5. MODEL PROCESU OSADU CZYNNEGO WOŚ

Biorąc pod uwagę cel badań i charakterystykę układu biologicznego oczyszczania WOŚ (opisaną w pkt.4.1), stworzony model w swoim zakresie obejmuje wyłącznie tzw. nowe boki biologiczne, czyli 3 bloki biologiczne (F2/3, F2/4, F3/5) oraz współpracujące z nimi 3 osadniki wtórne (G2/5, G2/6, G2/10).

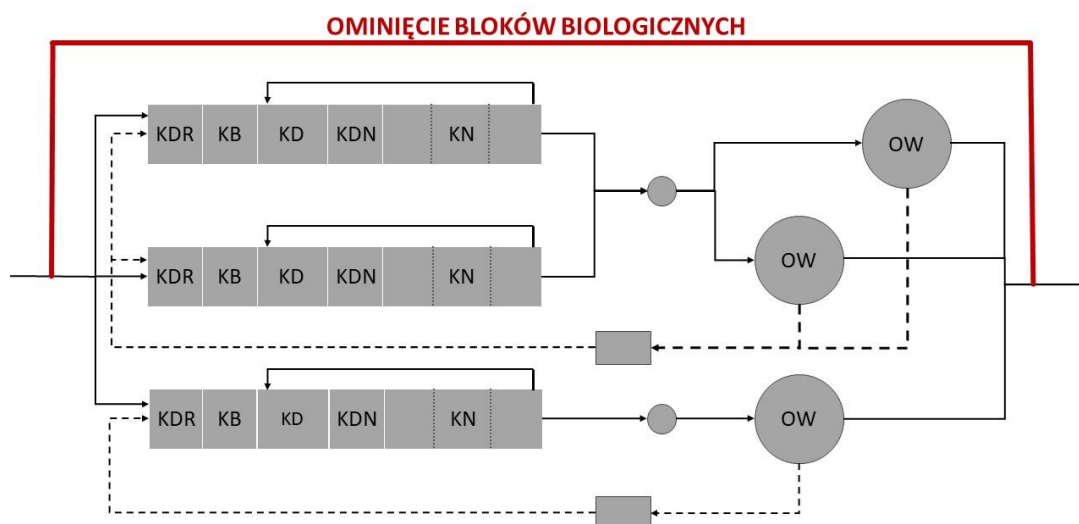
Poniżej, w kolejnych podrozdziałach, przedstawiono stworzone na potrzeby badań symulacyjnych układy technologiczne oraz krótką charakterystykę wybranych modeli składowych.

Badania symulacyjne poszczególnych strategii sterowania procesu oczyszczania ścieków przy napływie ścieków pogody deszczowej prowadzono w programie WEST firmy DHI (Vanhooren et al., 2003). Jest to oprogramowanie dedykowane do budowy modeli matematycznych układów oczyszczania ścieków. Znajduje się w nim rozbudowana biblioteka modeli, uwzględniająca wszystkie typowe obiekty węzła oczyszczania mechanicznego, biologicznego, gospodarki osadowej, gazowej oraz elementy pozwalające zaimplementować zaawansowane układy sterowania. Biblioteka ta jest otwarta tzn. jest możliwość modyfikacji modeli domyślnych oraz, w razie potrzeby, tworzenie od podstaw modeli własnych.

4.2.5.1. MODELE UKŁADU TECHNOLOGICZNEGO

W celu przeprowadzenia badań symulacyjnych stworzono 4 modele układów technologicznych:

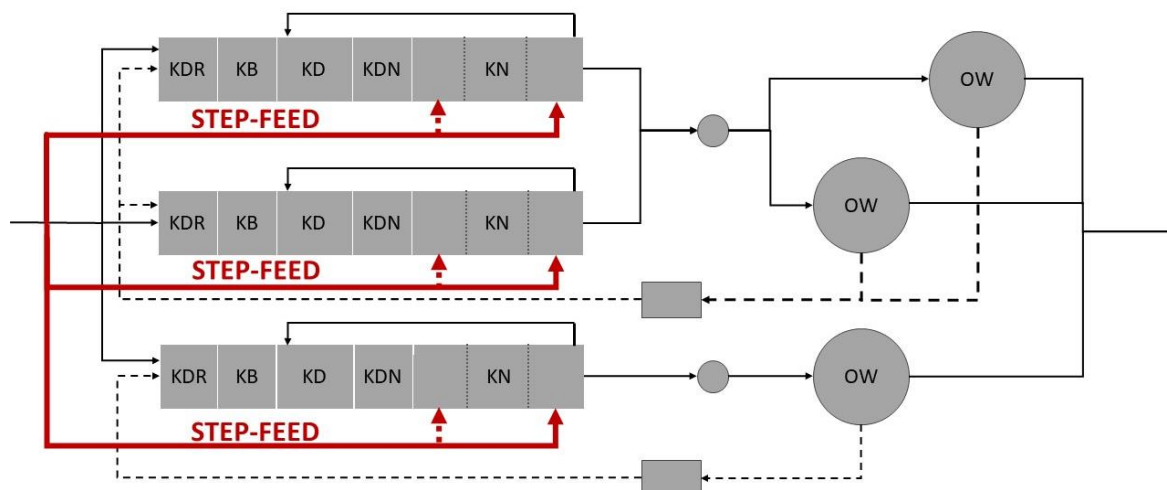
- (1) Układ referencyjny odwzorowujący układ rzeczywisty – 3 współpracujące bloki biologiczne, 3 osadniki wtórne oraz przelew ograniczający strumień ścieków mechanicznie oczyszczonych kierowanych do bloków biologicznych do 8500 m³/h (Rysunek 4.10). Dwa pierwsze bloki biologiczne współpracują z dwoma osadnikami wtórnymi, natomiast trzeci blok współpracuje z jednym osadnikiem wtórnym. W układzie znajdują się dwie pompownie osadu recykulowanego i nadmiernego, pomiędzy którymi nie występuje wymiana osadu;



Rysunek 4.10 Schemat referencyjnego układu technologicznego

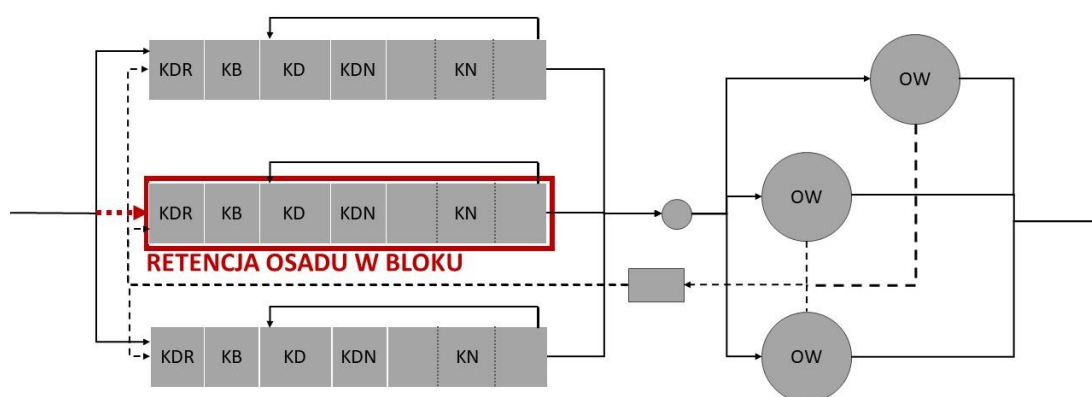
- (2) Układ składający się z 3 bloków biologicznych, 3 osadników wtórnych oraz instalacji step-feed umożliwiającej przekierowanie części strumienia ścieków mechanicznie oczyszczonych do komory nityfikacji od momentu przekroczenia przyjętego granicznego przepływu ścieków (Rysunek 4.11). Symulacje układu step-feed obejmowały trzy różne stopnie rozdziatu strumienia

(0,25/0,75 - 0,5/0,5 - 0,75/0,25) oraz dwa warianty jego wprowadzania do komory napowietrzania (do ostatniej części komory tłokowej lub do pierwszej i ostatniej (w proporcji 50/50%). Przyjęta graniczna wartość przepływu wynosiła 7500 m³/h. Rozdział strumienia ścieków oraz osadów pomiędzy bloki i osadniki w tym wariantie jest realizowany analogicznie do układu referencyjnego;



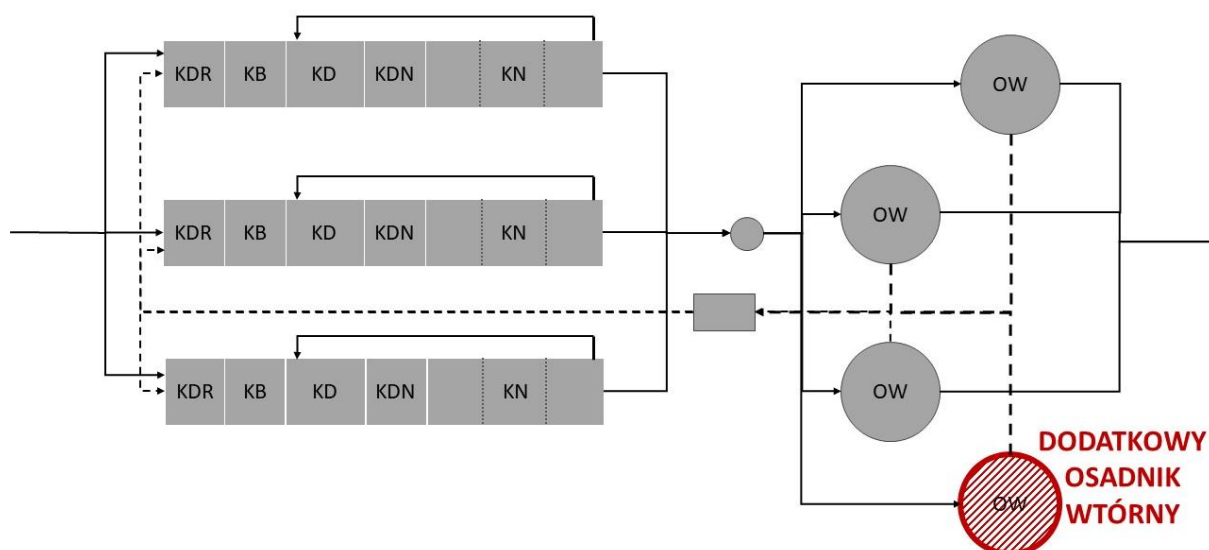
Rysunek 4.11 Schemat układu technologicznego „step-feed”

- (3) Układ z możliwością retencji osadu w jednym z bloków biologicznych. W układzie tym zmniejszany lub całkowicie zamykany zostaje dopływ ścieków mechanicznie oczyszczonych do wybranego bloku biologicznego. Rozptyw osadu recykulowanego pomiędzy bloki pozostaje bez zmian, co skutkuje retencją osadu czynnego w bloku na czas zwiększonego obciążenia hydraulicznego. Układ powraca do normalnej pracy poprzez przywrócenie równomiernego rozdziału ścieków mechanicznie oczyszczonych pomiędzy bloki. Implementacja tego rozwiązania wiązała się z koniecznością wprowadzenia zmian w węzłach zasilających osadniki wtórne i odbierających z nich osad. Dwie pompownie osadu recykulowanego zostały połączone w jeden obiekt, a dwie komory rozdziału zostały zastąpione jedną (Rysunek 4.12).



Rysunek 4.12 Schemat układu technologicznego z retencją osadu w bloku biologicznym

- (4) Układ z dodatkowym, czwartym osadnikiem wtórnym (Rysunek 4.13). Współpraca nieparzystej liczby bloków biologicznych oraz parzystej liczby osadników wtórnych wymagała wprowadzenia zmian w węzłach zasilających osadniki wtórne oraz węzłach odbierających osad recyrkulowany. Wprowadzono więc zmiany analogiczne do układu z retencją osadu – dwie komory rozdziatu zostały połączone w jedną, a dwie pompownie osadu recyrkulowanego zastąpiono jednym obiektem.



Rysunek 4.13 Schemat układu technologicznego z dodatkowych osadnikiem wtórnym

4.2.5.2. MODELE SKŁADOWE

Biorąc pod uwagę cel projektu, analizę schematu rzeczywistego układu WOŚ oraz inne badania przeprowadzone wcześniej na tym obiekcie dobrano przedstawione poniżej modele składowe.

MODEL HYDRODYNAMICZNY

W nowych blokach biologicznych WOŚ będących przedmiotem badań występują trzy typy komór: komory cyrkulacyjne (komory KDR, KB oraz KDN), komory o pełnym wymieszaniu (KD) oraz komory o przepływie zbliżonym do tłokowego (KN). Przeprowadzone w 2012 roku badania znacznikowe hydrodynamiki reaktorów osadu czynnego WOŚ wykazały, że optymalnym modelem zastępczym dla komór KDR, KB oraz KDN jest pojedynczy reaktor o pełnym wymieszaniu. Dla komór nityfikacji najlepsze dopasowanie wyników badań symulacyjnych do rzeczywistego przebiegu zmiany stężenia znacznika w czasie eksperymentu uzyskano dla szeregowego połączenia 36 reaktorów o pełnym wymieszaniu z dodatkowymi recyrkulacjami pomiędzy komorami (Szetela et al., 2012).

Tak duża liczba reaktorów obliczeniowych oraz dodatkowe, wirtualne recyrkulacje prowadzi do bardzo dużej czasochłonności obliczeń symulacyjnych. W dwóch z czterech badanych układach technologicznych (układ z dodatkowym osadnikiem wtórnym oraz układ z retencją osadu), w celu uzyskania wiarygodnych wyników symulacji konieczne jest uwzględnienie współpracy wszystkich bloków biologicznych oraz osadników wtórnych. Mając powyższe na uwadze oraz fakt, że sprawność systemu napowietrzania oraz system jego sterowania nie jest przedmiotem niniejszej pracy, przyjęto, że model zastępczy komory nityfikacji składający się z 3 reaktorów o pełnym wymieszaniu (odpowiadających 3 rzeczywistym częściom komory) jest wystarczający. Zastępczy model hydrodynamiczny bloków biologicznych zbudowano więc jako szereg połączonych 7 reaktorów o pełnym wymieszaniu.

MODEL BOKINETYCZNY

Badania przeprowadzono z wykorzystaniem biokinetycznego modelu osadu czynnego ASM2d (Henze et al., 1999) z modyfikacją uzależniającą szybkość lizy poszczególnych frakcji biomasy od rodzaju i stężenia akceptora elektronów (Gernaey & Sten, 2004). Model ten umożliwia symulację podstawowych procesów zachodzących w blokach biologicznych WOŚ (usuwanie związków organicznych, nityfikacja, denityfikacja oraz wzmożone usuwanie fosforu) i uwzględnia 20 zmiennych stanu, które zostały podzielone na dwie podstawowe grupy: frakcje rozpuszczone (S) oraz nierozpuszczone (X). Podział materii organicznej, azotu ogólnego oraz fosforu ogólnego na poszczególne frakcje modelu został przedstawiony w poniższej tabeli (Tabela 4.6).

Tabela 4.6 Podział ChZT, biomasy, azotu ogólnego oraz fosforu ogólnego na frakcje modeli ASM2d

| ChZT | | | | |
|------------------------|---------------------------------|----------------------|--------------------------------------|-------------------------|
| Rozpuszczone ChZT | | | Nierozpuszczone ChZT | |
| Niebiodegradowalne | Łatworozkładalne ChZT (S_S) | | Wolnorozkładalne ChzT | Niebiodegradowalne ChZT |
| | Łatwo fermentujące | Produkty fermentacji | | |
| S_i | S_F | S_A | X_S | X_i |
| Biomasa | | | | |
| Bakterie autotroficzne | Bakterie heterotroficzne | Biomasa | Bakterie akumulujące fosfor | |
| | | | Wewnątrzkomórkowe materiały zapasowe | |
| X_{AUT} | X_H | X_{PAO} | Polihydroksyalkaniany | Polifosforany |
| | | | X_{PHA} | X_{PP} |
| Substancje biogenne | | | | |
| Azot nieorganiczny | | | Fosfor nieorganiczny | |
| Azot amonowy | Azot azotanowy | Azot gazowy | Fosfor fosforanowy | Fosforany metali |
| S_{NH} | S_{NO} | S_{N_2} | S_{PO} | X_{MeP} |

Przyjęte wartości parametrów stechiometrycznych oraz kinetycznych modelu ASM2d oparto na przeprowadzonej w 2013 roku kalibracji modelu na potrzeby realizacji projektu optymalizacji systemu napowietrzania bloków biologicznych pod kątem minimalizacji kosztów napowietrzania WOŚ (Balbierz, 2016). W jej wyniku zmodyfikowane zostały domyślnie wartości wybranych parametrów modelu. Zmiany te wynikały m.in. z przyjętych założeń początkowych (np. pominięcie frakcji bakterii heterotroficznych w strumieniu ścieków mechanicznie oczyszczonych), bezpośrednich pomiarów w testach kinetycznych (np. zmiana wartości współczynnika zmniejszającego szybkości przyrostu w warunkach anoksydacyjnych) lub rozbieżności pomiędzy zamodelowanym a rzeczywistymi profilami stężeń rozpuszczonych form azotu i fosforu mierzonych w trakcie kampanii kalibracyjnej w poszczególnych komorach bloku biologicznego (parametry kinetyczne hydrolizy oraz wzmożonej biologicznej defosfatacji) (Balbierz, 2016). Tak wyznaczone wartości przyjęto za punkt wyjścia, a dalsza kalibracja wybranych kilku parametrów miała na celu poprawienie przewidywań modelu w zakresie średniej jakości ścieków oczyszczonych.

Wartości parametrów stechiometrycznych oraz kinetycznych wykorzystanych w niniejszej pracy zastawiono poniżej (Tabela 4.7, Tabela 4.8, Tabela 4.9, Tabela 4.10 oraz Tabela 4.11).

Tabela 4.7 Parametry stechiometryczne modelu ASM2d (Balbierz, 2016)

| Parametr | Symbol | j.m. | Wartość domyślna | Wartość po kalibracji |
|--|-------------|----------------|------------------|-----------------------|
| Zawartość azotu organicznego w biomacie | i_{NBm} | g N/ gChZT | 0,07 | 0,07 |
| Zawartość fosforu organicznego w biomacie | i_{PBm} | g P/ gChZT | 0,02 | 0,02 |
| Udział inertnego ChZT w produktach lizy biomasy | f_{XI} | g ChZT/g ChZT | 0,10 | 0,10 |
| Udział inertnego ChZT w produktach hydrolizy frakcji X_S | f_{SI} | g ChZT/g ChZT | 0 | 0 |
| Przeliczniki frakcji organicznych na suchą masę zawieszin | | | | |
| Dla frakcji X_I | i_{TSSXI} | g sm/g ChZT | 0,75 | 0,67 |
| Dla frakcji X_S | i_{TSSXS} | g sm/g ChZT | 0,75 | 0,46 |
| Biomasa heterotroficzna | | | | |
| Współczynnik wydajności przyrostu | Y_H | g ChZT /g ChZT | 0,625 | 0,667 |
| Biomasy autotroficzna | | | | |
| Współczynnik wydajności przyrostu | Y_{AUT} | g ChZT /g N | 0,24 | 0,24 |
| Biomasa akumulująca fosfor (PAO) | | | | |
| Współczynnik wydajności przyrostu | Y_{PAO} | g ChZT /g ChZT | 0,625 | 0,625 |
| Stosunek zużywanych PHA do akumulowanych polifosforanów | Y_{PHA} | g ChZT /g P | 0,20 | 0,20 |
| Stosunek wydzielanych polifosforanów do powstających PHA | Y_{PO} | g P /g ChZT | 0,40 | 0,35 |

Tabela 4.8 Parametry kinetyczne hydrolizy frakcji X_s

| Parametr | Symbol | j.m. | Wartość domyślna | Wartość po kalibracji |
|---|-------------------|------------------|------------------|-----------------------|
| Stała szybkości hydrolizy | K_h | 1/d | 3,00 | 3,00 |
| Współczynnik zmniejszający dla warunków anoksydacyjnych | $\eta_{NO_{Hyd}}$ | - | 0,60 | 0,60 |
| Współczynnik zmniejszający dla warunków beztlenowych | η_{fe} | - | 0,40 | 0,25 |
| Stała nasycenia dla tlenu | K_O | $g O_2/m^3$ | 0,20 | 0,20 |
| Stała nasycenia dla azotu azotanowego | K_{NO} | $g N/m^3$ | 0,50 | 0,40 |
| Stała nasycenia dla frakcji X_s | K_X | $g ChZT/ g ChZT$ | 0,10 | 0,10 |

Tabela 4.9 Parametry kinetyczne dla bakterii heterotroficznych

| Parametr | Symbol | j.m. | Wartość domyślna | Wartość po kalibracji |
|---|-----------------|--------------|------------------|-----------------------|
| Przyrost w warunkach tlenowych | | | | |
| Maksymalna wartość stałej szybkości przyrostu | $\mu_{H,max}$ | 1/d | 6,00 | 6,00 |
| Stała nasycenia dla tlenu | K_O | $g O_2/m^3$ | 0,20 | 0,20 |
| Stała nasycenia dla frakcji S_F | K_F | $g ChZT/m^3$ | 4,00 | 4,00 |
| Stała nasycenia dla frakcji S_A | K_A | $g ChZT/m^3$ | 4,00 | 4,00 |
| Stała nasycenia dla azotu amonowego | K_{NH} | $g N/m^3$ | 0,05 | 0,05 |
| Stała nasycenia dla fosforu fosforanowego | K_P | $g P/m^3$ | 0,01 | 0,01 |
| Stała nasycenia dla zasadowości | K_{ALK} | val/m^3 | 0,10 | 0,10 |
| Przyrost w warunkach anoksydacyjnych | | | | |
| Współczynnik zmniejszający szybkość przyrostu w warunkach anoksydacyjnych | $\eta_{NO,H}$ | - | 0,80 | 0,60 |
| Stała nasycenia dla azotu azotanowego | K_{NO} | $g N/m^3$ | 0,50 | 0,40 |
| Rozkład związków organicznych w warunkach beztlenowych | | | | |
| Maksymalna szybkość fermentacji | Q_{fe} | 1/d | 3,0 | 1,0 |
| Stała nasycenia dla frakcji S_F | K_{fe} | $g ChZT/m^3$ | 4,0 | 10 |
| Obumieranie mikroorganizmów | | | | |
| Stała szybkości lizy mikroorganizmów | b_H | 1/d | 0,40 | 0,25 |
| Współczynnik zmniejszający szybkość obumierania w warunkach anoksydacyjnych | $\eta_{NO,H,D}$ | - | 0,50 | 0,50 |

Tabela 4.10 Parametry kinetyczne dla bakterii autotroficznych

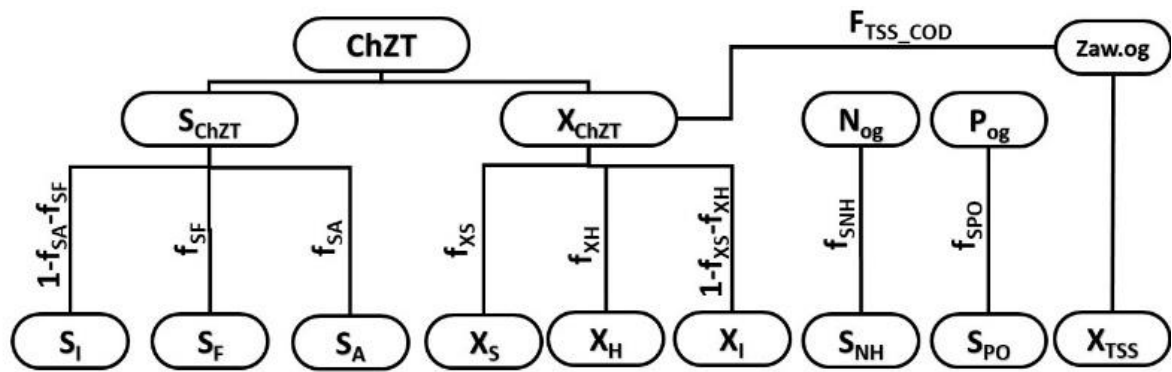
| Parametr | Symbol | j.m. | Wartość domyślna | Wartość po kalibracji |
|---|---------------|-------------|------------------|-----------------------|
| Przyrost w warunkach tlenowych | | | | |
| Maksymalna wartość stałej szybkości przyrostu | $\mu_{A,max}$ | 1/d | 1,0 | 1,3 |
| Stała nasycenia dla tlenu | $K_{O,AUT}$ | $g O_2/m^3$ | 0,5 | 0,5 |
| Stała nasycenia dla azotu amonowego | $K_{NH,AUT}$ | $g N/m^3$ | 1,0 | 1,0 |
| Stała nasycenia dla fosforu fosforanowego | K_P | $g P/m^3$ | 0,01 | 0,01 |
| Stała nasycenia dla zasadowości | $K_{ALK,AUT}$ | val/m^3 | 0,33 | 0,33 |
| Obumieranie mikroorganizmów | | | | |

| | | | | |
|---|-------------------|-----|------|------|
| Stała szybkości lizy mikroorganizmów | b_{AUT} | 1/d | 0,15 | 0,09 |
| Współczynnik zmniejszający szybkość obumierania w warunkach anoksydacyjnych | $\eta_{NO,AUT,D}$ | - | 0,50 | 0,50 |

Tabela 4.11 Parametry kinetyczne dla bakterii akumulujących fosfor

| Parametr | Symbol | j.m. | Wartość domyślna | Wartość po kalibracji |
|---|-------------------|----------------------------------|------------------|-----------------------|
| Przyrost w warunkach tlenowych | | | | |
| Maksymalna wartość stałej szybkości przyrostu | $\mu_{PAO,MAX}$ | 1/d | 1,00 | 1,00 |
| Stała nasycenia dla tlenu | K_O | g O ₂ /m ³ | 0,20 | 0,20 |
| Stała nasycenia dla azotu amonowego | K_{NH} | g N/m ³ | 0,05 | 0,05 |
| Stała szybkości dla fosforu fosforanowego | K_P | g P/m ³ | 0,01 | 0,01 |
| Stała szybkości dla zasadowości | K_{ALK} | val/m ³ | 0,10 | 0,10 |
| Stała szybkości akumulacji polifosforanów | Q_{PP} | g P/gChZT d | 1,50 | 1,50 |
| Akumulacja polifosforanów w warunkach tlenowych | | | | |
| Stała nasycenia dla frakcji S _A | K_A | g ChZT/m ³ | 4,00 | 4,00 |
| Stała nasycenia dla frakcji X _{PHA} | K_{PHA} | g ChZT/m ³ | 0,01 | 0,10 |
| Maksymalna wartość stosunku X _{PP} /X _{PAO} | K_{MAX} | g P/g ChZT | 0,34 | 0,34 |
| Stała nasycenia dla fosforu fosforanowego | K_{PS} | g P/m ³ | 0,20 | 0,20 |
| Stała inhibicji | K_{IPP} | g P/g ChZT | 0,02 | 0,05 |
| Procesy w warunkach anoksydacyjnych | | | | |
| Współczynnik zmniejszający szybkość w warunkach anoksydacyjnych | $\eta_{NO,PAO}$ | - | 0,60 | 0,60 |
| Stała nasycenia dla azotu azotanowego | K_{NO} | g N/m ³ | 0,50 | 0,40 |
| Akumulacja polihydroksyalcanianów w warunkach beztlenowych | | | | |
| Stała szybkości akumulacji polihydroksyalcanianów | Q_{PHA} | 1/d | 3,00 | 6,00 |
| Stała nasycenia dla frakcji X _{PP} | K_{PP} | g P/g ChZT | 0,01 | 0,05 |
| Stała nasycenia dla frakcji S _A | K_A | g ChZT/m ³ | 4,00 | 4,00 |
| Obumieranie organizmów | | | | |
| Stała szybkości lizy mikroorganizmów | b_{PAO} | 1/d | 0,20 | 0,2 |
| Stała szybkości lizy polifosforanów | b_{PP} | 1/d | 0,20 | 0,2 |
| Stała szybkości lizy polihydroksyalcanianów | b_{PHA} | 1d | 0,20 | 0,2 |
| Współczynnik zmniejszający szybkość obumierania w warunkach anoksydacyjnych | $\eta_{NO,PAO,D}$ | - | 0,33 | 0,33 |

Zastosowane w symulacjach modele frakcjonowania oraz defrakcjonowania przedstawiono na rysunkach 4.14 do 4.16. Pokazują one schemat przeliczania wartości parametrów ścieków mechanicznie oczyszczonych na frakcje modelu ASM oraz, w drugą stronę, przejścia z frakcji modelu ASM na parametry jakościowe ścieków oczyszczonych.



Rysunek 4.14 Schemat wykorzystanego modelu frakcjonowania ścieków mechanicznie oczyszczonych

Wartości udziałów poszczególnych frakcji zostały oszacowane na podstawie wyników badań właściwości ścieków (pkt. 4.2.1). Udział frakcji S_A w rozpuszczonym ChZT (f_{SA}) wyznaczono na podstawie pomiarów LKT oraz rozpuszczonego ChZT:

$$f_{SA} = \frac{LKT}{ChZT_{<0,1\mu m}} \quad (4.4)$$

Udział frakcji S_F w rozpuszczonym ChZT (f_{SF}) obliczono bazując na danych laboratoryjnych dotyczących rozpuszczonego ChZT w ściekach oczyszczonych ($sChZT_e$). Założono, że wartość ta jest dobrą reprezentacją stężenia niebiodegradowalnej frakcji rozpuszczonej w ściekach doptywających do bloków biologicznych (S_I).

$$f_{SF} = \frac{ChZT_{<0,1\mu m} - sChZT_e - LKT}{ChZT_{<0,1\mu m}} \quad (4.5)$$

Udział frakcji wolno rozkładalnej w nierozpuszczonym ChZT (f_{XS}) został wyznaczony na podstawie pomiarów biodegradowalnego ChZT ($bChZT$) będącego sumą frakcji S_A , S_F oraz X_S .

$$f_{XS} = \frac{bChZT - (ChZT_{<0,1\mu m} - sChZT_e)}{ChZT - ChZT_{<1,2\mu m}} \quad (4.6)$$

Udział frakcji bakterii heterotroficznych w nierozpuszczonym ChZT (f_{XH}) został pominięty (ChZT frakcji X_H zostało uwzględnione we frakcji X_S), co zostało skompensowane zwiększeniem o 10% współczynnika wydajności przyrostu Y_H .

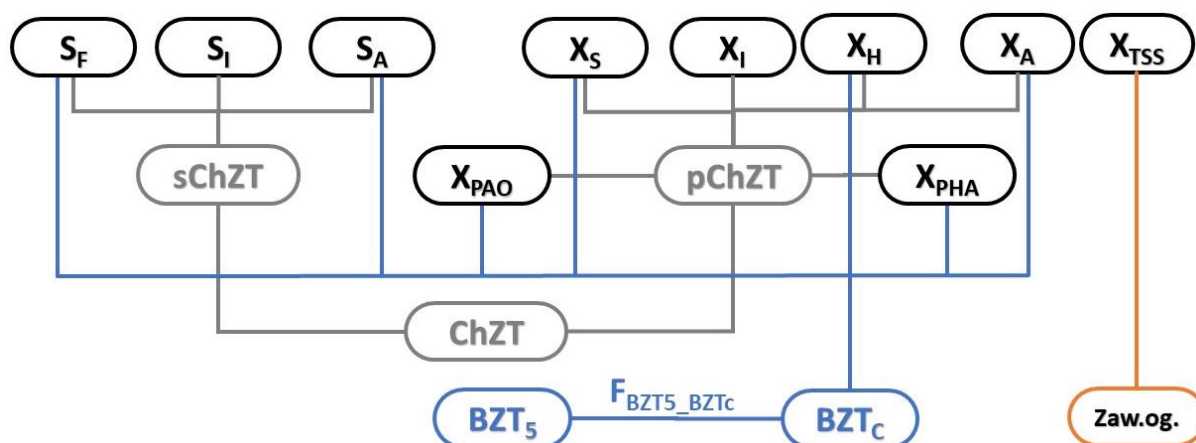
Udział azotu amonowego w azocie ogólnym (f_{NH}) oraz udział fosforu fosforanowego w fosforze ogólnym (f_{PO}) zostały określone wprost na podstawie pomiarów stężenia azotu amonowego i fosforanowego oraz całkowitego stężenia danego pierwiastka:

$$f_{NH} = \frac{N-NH}{N_{og}} \quad (4.7)$$

$$f_{PO} = \frac{P-PO_4}{P_{og}} \quad (4.8)$$

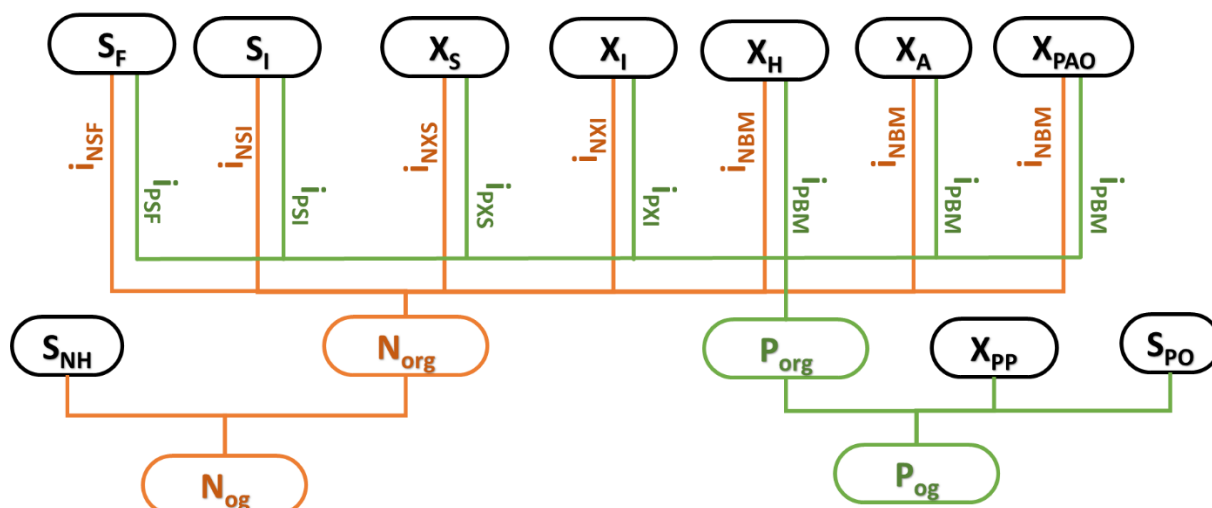
Wartość przelicznika zawiesin ogólnych na nierozpuszczone ChZT (F_{TSS_COD}) została obliczona wprost jako iloraz różnicy całkowitego i rozpuszczonego ChZT oraz zawiesin ogólnych:

$$F_{TSS_COD} = \frac{ChZT - ChZT_{<1,2\mu m}}{Zaw.og.} \quad (4.9)$$



Rysunek 4.15 Schemat zastosowanego modelu defrakcjonowania dla materii organicznej

Średni stosunek BZT_5 do całkowitego BZT (F_{BZT5_BZTC}) został określony na podstawie wyników pośrednich podczas długoterminowych pomiarów BZT (pkt. 4.2.1). Dla każdego testu wartość BZT w 5 dniu testu została odniesiona do wliczonej wg równania 4.1 wielkości BZT całkowitego.



Rysunek 4.16 Schemat modelu defrakcjonowania dla azotu ogólnego oraz fosforu ogólnego

Udziały azotu oraz fosforu w poszczególnych frakcjach materii organicznej zostały określone z wykorzystaniem wyników badań podziału frakcyjnego bazującej na filtracji

próbek ścieków mechanicznie oczyszczonych przez filtry o zróżnicowanej wielkości porów oraz bazy danych laboratoryjnych jakości ścieków oczyszczonych. Zawartość azotu (i_{NSI}) oraz fosforu (i_{PSI}) w niebiodegradowalnej frakcji S_I została oszacowana na podstawie zawartości rozpuszczonych form organicznych każdego z biogenów ($N_{org,e}$ oraz $P_{org,e}$) w rozpuszczonym ChZT ($sChZT_e$) ścieków oczyszczonych:

$$i_{NSI} = \frac{sN_{org,e}}{sChZT_e} = \frac{sN_{org,e} - N_{NH_4,e} - N_{NOx,e}}{sChZT_e} \quad (4.10)$$

$$i_{PSI} = \frac{sP_{org,e}}{sChZT_e} = \frac{sP_{org,e} - P_{PO4,e}}{sChZT_e} \quad (4.11)$$

Wykorzystując wyliczone powyżej wartości, określono udziały azotu (i_{NSF}) i fosforu (i_{PSF}) we frakcji S_F zgodnie z poniższymi wzorami:

$$i_{NSF} = \frac{N_{org, <0,1\mu m} - sN_{org,e}}{ChZT_{<0,1\mu m} - LKT - sChZT_e} \quad (4.12)$$

$$i_{PSF} = \frac{P_{org, <0,1\mu m} - sP_{org,e}}{ChZT_{<0,1\mu m} - LKT - sChZT_e} \quad (4.13)$$

Udziały substancji biogenych we frakcji zawieszony, na które składają się zarówno udziały we frakcji wolnobiodegradowalnej (i_{NXS} , i_{PXS}) jak i niebiodegradowalnej (i_{NXI} , i_{PXI}) zostały obliczone następująco:

$$i_{N(XS+XI)} = \frac{N_{org, >1,2\mu m}}{ChZT_{>1,2\mu m}} \quad (4.14)$$

$$i_{P(XS+XI)} = \frac{P_{org, >1,2\mu m}}{ChZT_{>1,2\mu m}} \quad (4.15)$$

MODEL OSADNIKA WTÓRNEGO

Badania przeprowadzono z wykorzystaniem 1-wymiarowego, niereaktywnego modelu osadnika wtórnego umożliwiającego symulacje dynamiczne zmian wysokości warstwy osadu oraz stężeń osadu recyrkulowanego i zawiesin w ściekach. Opis modeli osadników oraz funkcji sedymentacji analizowanych w ramach niniejszej pracy przedstawiono kolejno w pkt. 2.3 oraz w pkt.2.2.3. Wyniki kalibracji oraz walidacji wybranych modeli zamieszczono w pkt. 5.4.

5. WYNIKI BADAŃ

5.1. BADANIA WŁAŚCIWOŚCI SEDYMENTACYJNYCH OSADU CZYNNEGO

Przeprowadzone zgodnie z metodyką opisaną w pkt. 4.2.3, wsadowe testy sedymentacji osadu czynnego, pozwoliły na dokładną analizę sezonowej zmienności właściwości sedymentacyjnych, weryfikację możliwości estymowania parametrów funkcji sedymentacji na podstawie indeksu osadu oraz na zbadanie jaki wpływ na efektywność sedymentacji ma technologia grawimetrycznej selekcji osadu czynnego.

5.1.1. INDEKS OSADU JAKO MIARA WŁAŚCIWOŚCI SEDYMENTACYJNYCH OSADU

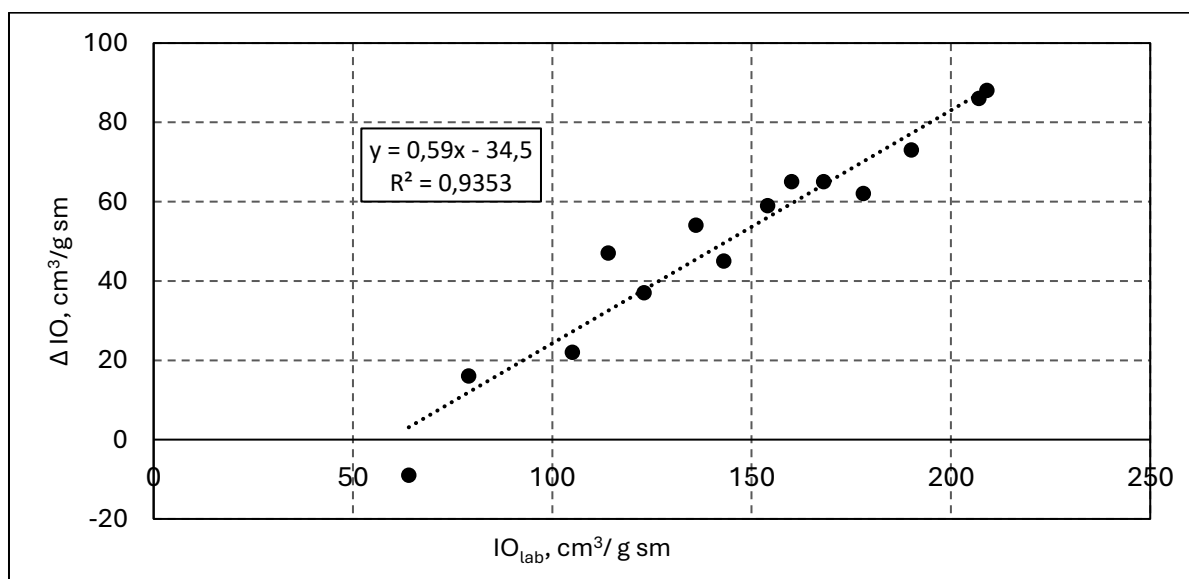
Jedynym, rutynowo mierzonym przez laboratorium WOŚ parametrem odnoszącym się do właściwości sedymentacyjnych osadu czynnego jest indeks osadu. Istnieje więc duża baza danych opisująca zmienność indeksu osadu w okresie ostatnich lat. Literatura opisuje próby wyznaczenia zależności parametrów modeli sedymentacji od wartości indeksu osadu (Daigger & Roper, 1985; Hartel & Popel, 1992; Koopman & Cadee, 1983; Pitman, 1985). Przedstawione tam korelacje pozwalają na kalibrację modeli osadników wtórnych, gdy jest brak możliwości wykonania testów sedymentacji na danym obiekcie lub gdy zachodzi konieczność pracy z danymi historycznymi. Wymiary kolumny sedymentacyjnej oraz obecność lub brak mieszania są znaczącymi czynnikami wpływającymi na efektywność zagęszczania podczas pomiarów indeksu osadu (Bye & Dold, 1998). Mając to na uwadze, w niniejszej pracy wykorzystano kolumnę sedymentacyjną ponad 30-krotnie większą od standardowego (1 dm³) cylindra miarowego, oraz dodatkowo wyposażono ją w system wolnego mieszania, którego zadaniem było eliminowanie zjawisk spowalniających i ograniczających zdolność osadu do zagęszczenia. Korzystając z wyników pośrednich testów sedymentacji, sprawdzono czy różnica w warunkach prowadzenia pomiaru pomiędzy laboratorium WOŚ a testami wykonanymi w ramach niniejszej rozprawy ma znaczący wpływ na wyznaczoną wartość indeksu osadu oraz jak te ewentualne różnice przekładają się na możliwość wykorzystania wartości indeksu osadu to kalibracji funkcji sedymentacji.

W tabeli 5.1 zestawiono wartości indeksu osadu mierzonego w kolumnie (IO_{kol}) oraz w laboratoryjnym cylindrze (IO_{lab}) w okresie 07.2021 – 04.2022.

Tabela 5.1 Wartości indeksów osadu ($\text{cm}^3/\text{g sm}$) mierzonych w kolumnie sedymentacyjnej oraz cylindrze miarowym.

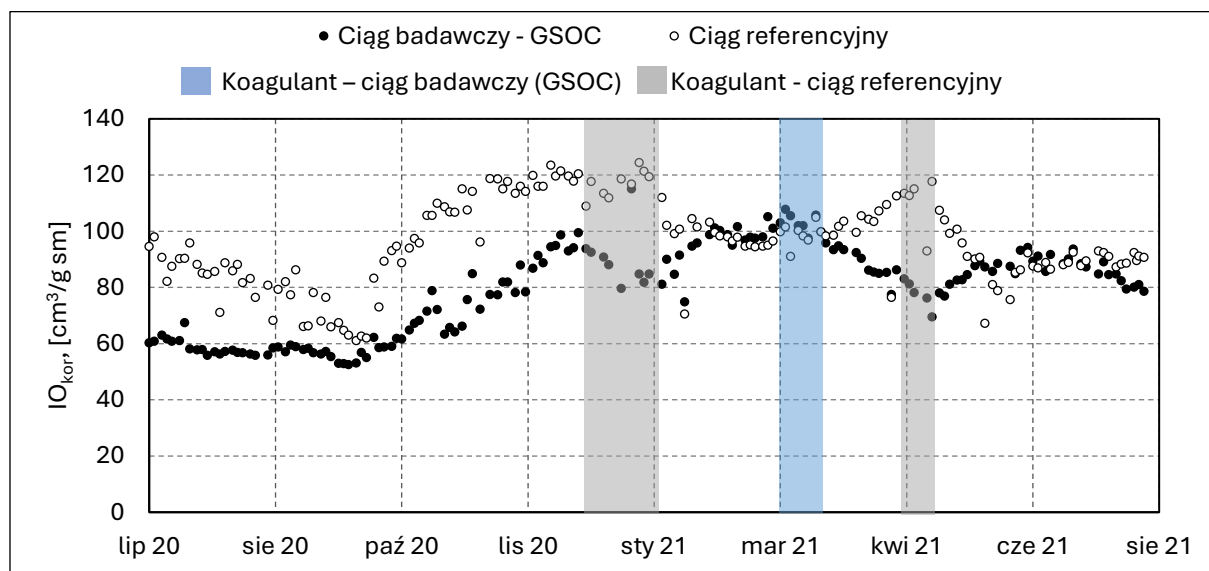
| Lp. | IO_{kot} | IO_{lab} | $\Delta \text{IO} = \text{IO}_{\text{lab}} - \text{IO}_{\text{kot}}$ | $\Delta \text{IO}\%$ |
|-----|--------------------------|--------------------------|--|----------------------|
| 1 | 73 | 64 | -9 | -14% |
| 2 | 82 | 136 | 54 | 40% |
| 3 | 63 | 79 | 16 | 20% |
| 4 | 95 | 154 | 59 | 38% |
| 5 | 83 | 105 | 22 | 21% |
| 6 | 121 | 207 | 86 | 42% |
| 7 | 98 | 143 | 45 | 31% |
| 8 | 121 | 209 | 88 | 42% |
| 9 | 67 | 114 | 47 | 41% |
| 10 | 117 | 190 | 73 | 38% |
| 11 | 103 | 168 | 65 | 39% |
| 12 | 95 | 160 | 65 | 41% |
| 13 | 86 | 123 | 37 | 30% |
| 14 | 116 | 178 | 62 | 35% |

Na podstawie tych wyników można stwierdzić, że warunki prowadzenia pomiarów znacząco wpływają na otrzymaną wartość indeksu osadu. Różnice między wartościami nie są stałe i wahają się od -9% do ponad 40%. Bezwzględna różnica pomiędzy indeksami (ΔIO) jest liniowo zależna od wartości indeksu mierzonego w cylindrze laboratoryjnym (Rysunek 5.1). Skład i morfologia osadu typowe dla źle sedymentującego osadu promują m.in. takie zjawiska jak tzw. efekt ścianki. Wpływ na efektywność zagęszczania osadu w cylindrze jest więc tym większy, im w osadzie znajduje się więcej bakterii nitkowatych a kłaczkę charakteryzują się luźną strukturą.

Rysunek 5.1 Zależność bezwzględnej różnicy pomiarów indeksu osadu obiema metodami od wartości mierzonej w 1 dm^3 cylindrze laboratoryjnym.

$$IO_{kor} = IO_{lab} + (0,59 \cdot IO_{lab} - 34,5) = 1,59 \cdot IO_{lab} - 34,5 \quad (5.1)$$

Korzystając z równania linii prostej dopasowanego do powyższej zależności (5.1), na bazie danych laboratoryjnych z okresu 07.2020 – 07.2021, wygenerowano przebieg zmienności skorygowanego indeksu osadu (IO_{kor}), pokazany na rysunku 5.2.



Rysunek 5.2 Przebieg zmienności skorygowanego indeksu osadu w ciągu badawczym (wyposażonym w instalację grawimetrycznej selekcji osadu czynnego - GSOC) oraz w ciągu referencyjnym wraz z okresami dawkowania koagulantu glinowego w okresie od 07.2020-07.2021

Zbadano, jak opisana powyżej korekta wpływa na miarodajność parametrów funkcji sedymentacji Vesilind'a wyznaczonych na podstawie wartości indeksu osadu zgodnie z alternatywnymi zależnościami korelacyjnymi podanymi w tabeli 5.2.

Tabela 5.2 Wykorzystane zależności parametrów funkcji sedymentacji Vesilinda od wartości indeksu osadu

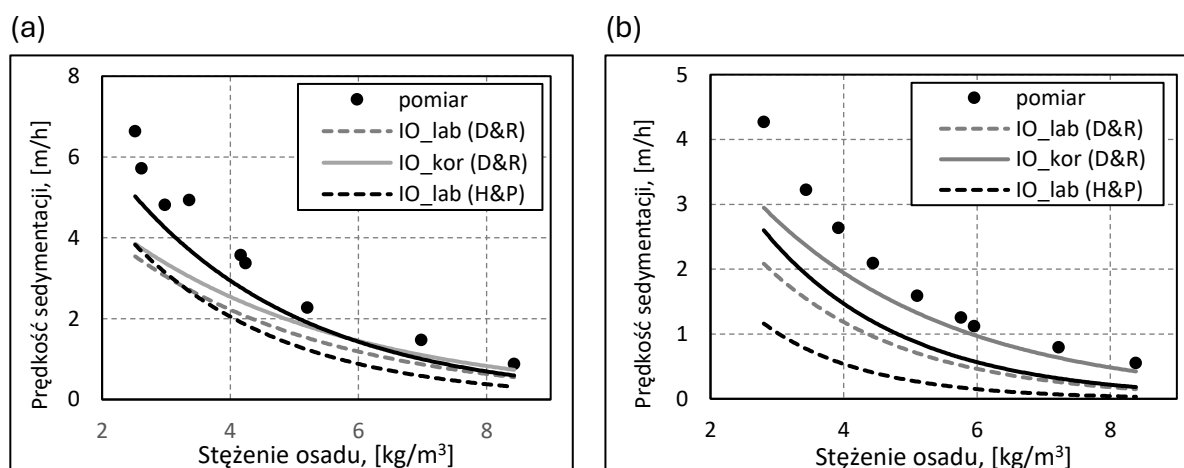
| Źródło | Parametr | Postać równania |
|-------------------------|----------|---|
| (Daigger & Roper, 1985) | r_v | $0,148 + 0,002 \cdot IO$ |
| | V_0 | 7,80 (stała wartość) |
| (Hartel & Popel, 1992) | r_v | $r_v = -0,9834 e^{-0,00581 \cdot IO} + 1,043$ |
| | V_0 | $V_0 = 17,4 e^{-0,0113 \cdot IO} + 3,931$ |

Obliczenia wykonano dla danych z października 2020, kiedy pomiędzy indeksami osadu w ciągu badawczym i referencyjnym występowały duże różnice oraz dla marca 2021, kiedy wartość indeksu osadu w obu ciągach była na tym samym poziomie. Otrzymane wartości parametrów zestawiono w tabeli 5.3 i odniesiono do wartości uzyskanych na podstawie przeprowadzonych testów sedymentacji.

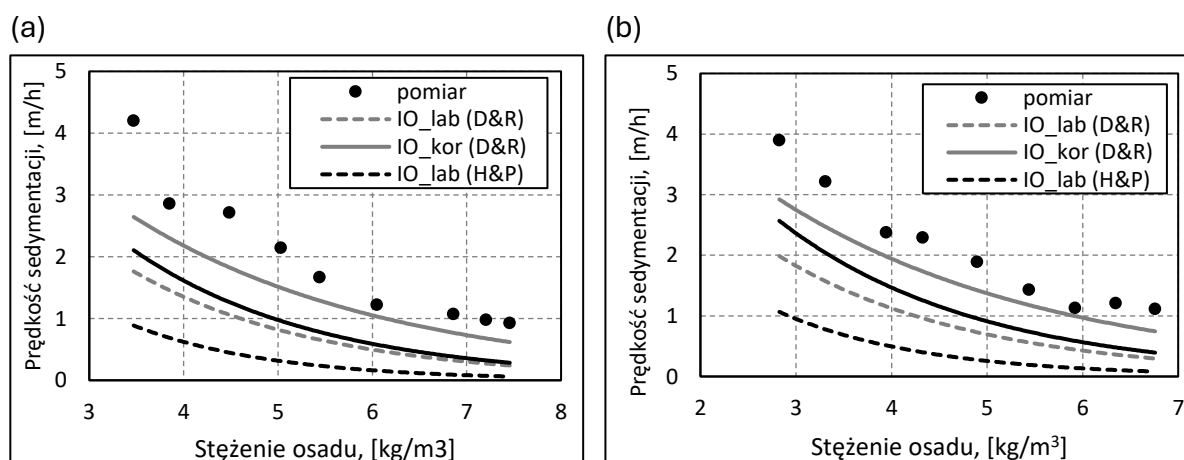
Tabela 5.3 Wartości parametrów równania sedymentacji Vesilind'a obliczone na podstawie (a) testów sedymentacji, (b) Daigger & Roper, 1985 oraz (c) Hartel & Popel, 1992 dla indeksów osadu z bazy laboratoryjnej (IO_{lab}) oraz po korekcie (IO_{kor})

| Data | Ciąg technol. | V_0 | | | | | r_v | | | | |
|---------|---------------|-------|------------|------------|------------|------------|-------|------------|------------|------------|------------|
| | | (a) | (b) | | (c) | | (a) | (b) | | (c) | |
| | | | IO_{lab} | IO_{kor} | IO_{lab} | IO_{kor} | | IO_{lab} | IO_{kor} | IO_{lab} | IO_{kor} |
| 03.2021 | Badawczy | 10,95 | 7,80 | 7,80 | 6,54 | 9,36 | 0,366 | 0,501 | 0,364 | 0,672 | 0,502 |
| | Ref. | 9,48 | 7,80 | 7,80 | 6,78 | 9,88 | 0,334 | 0,484 | 0,347 | 0,655 | 0,477 |
| 10.2020 | Badawczy | 13,9 | 7,80 | 7,80 | 11,1 | 12,5 | 0,329 | 0,314 | 0,280 | 0,422 | 0,361 |
| | Ref. | 11,1 | 7,80 | 7,80 | 6,98 | 9,87 | 0,369 | 0,471 | 0,347 | 0,641 | 0,477 |

Poniżej przedstawiono krzywe prędkości sedymentacji wygenerowane przy wykorzystaniu powyższych parametrów oraz rzeczywiste punkty pomiarowe dla testów sedymentacji, odpowiednio z października 2020 (Rysunek 5.3) i marca 2021 (Rysunek 5.4).



Rysunek 5.3 Krzywe prędkości sedymentacji stworzone na podstawie wyrażeń empirycznych oraz rzeczywistych wartości pomiarowych dla (a) ciągu badawczego i (b) ciągu referencyjnego w październiku 2020 roku



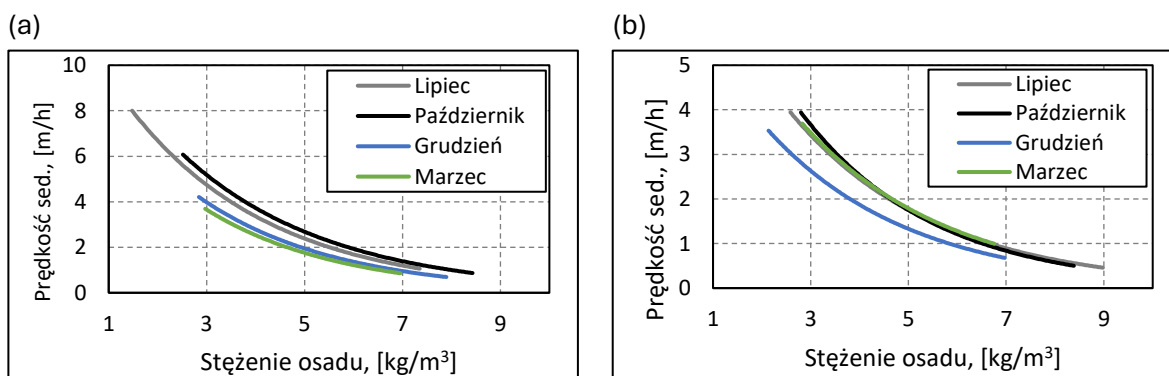
Rysunek 5.4 Krzywe prędkości sedymentacji stworzone na podstawie wyrażeń empirycznych oraz rzeczywistych wartości pomiarowych dla (a) ciągu badawczego i (b) ciągu referencyjnego w marcu 2021 roku

Jak widać, w każdym przypadku korekta wartości indeksu osadu zdecydowanie zmniejszyła różnice pomiędzy estymowaną a zmierzoną prędkością sedymentacji. Jednocześnie jednak, żaden z analizowanych zestawów parametrów równania Vesilind'a nie był w stanie oddać rzeczywistej charakterystyki sedymentacyjnej osadów. Najbardziej zbliżona do wartości zmierzonych była krzywa wygenerowana z wykorzystaniem równania Daigger'a i Ropper'a (Tabela 5.2) po korekcie wartości indeksu osadu. Jednak różnice te były nadal duże, szczególnie w zakresie niskich stężeń (ok. 3 kg/m³) osadu, gdzie wynosiły od 1 m/h do ponad 2 m/h. Metodyka oznaczania indeksu osadu uwzględnia zarówno fazę opadania strefowego jak i końcową fazę kompresji, przy czym to właśnie zjawiska zachodzące w ostatniej fazie testu mają większy wpływ na wynik końcowy badania. Krzywa prędkości sedymentacji opisuje natomiast wyłącznie zachowanie osadu w fazie opadania strefowego. Ponadto, wartość indeksu osadu jest wyznaczana na podstawie pojedynczego pomiaru, tak więc nie dostarcza wystarczających informacji o zachowaniu osadu w szerszym zakresie stężeń. Kalibracja modelu osadnika wtórnego nie może więc odbyć się na podstawie historycznych pomiarów indeksu osadu, a wymaga przeprowadzenia specjalnie zaplanowanych w tym celu testów sedymentacji.

Analizując przebieg zmienności IO_{kor} (Rysunek 5.2) oraz sezonowej zmienności krzywych prędkości sedymentacji (Rysunek 5.5), zauważyć można, że, o ile wartość indeksu osadu nie pozwala na ilościowe ujęcie charakterystyki sedymentacji strefowej, to jest jej dobrą miarą jakościową. Okresy wstępowania najniższych wartości indeksów osadu pokrywają się z okresami najlepszych parametrów sedymentacji strefowej zarówno w ciągu badawczym (lipiec i październik) jaki i w ciągu referencyjnym (lipiec, październik oraz marzec).

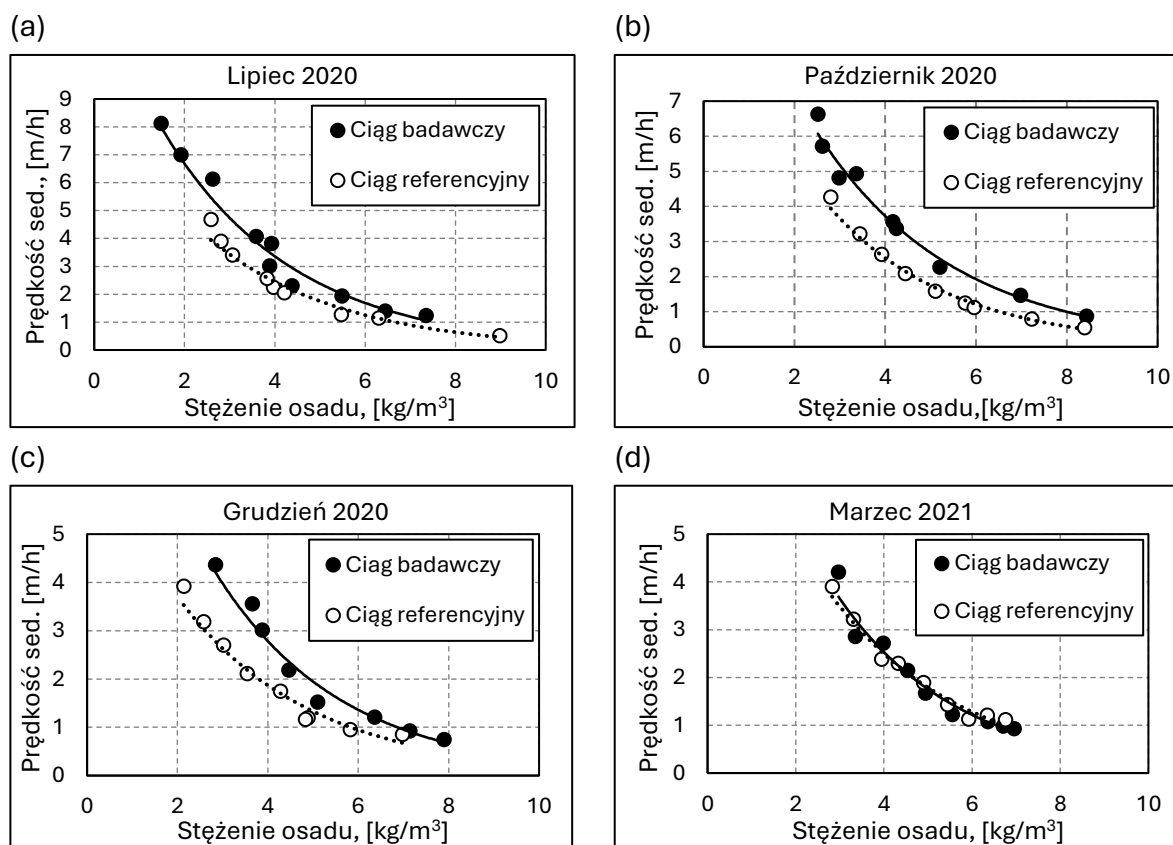
5.1.2. SEZONOWA ZMIENNOŚĆ WŁAŚCIWOŚCI SEDYMENTACYJNYCH

Na rysunku 5.5 przedstawiono wyniki testów sedymentacji prowadzonych w ciągu jednego roku, pokazujące sezonowe zmiany charakterystyki sedymentacyjnej osadu czynnego.



Rysunek 5.5 Sezonowe zmiany krzywych prędkości sedymentacji w (a) ciągu badawczym z technologią GSOC oraz (b) ciągu referencyjnym.

Sezonowe pogarszanie właściwości sedymentacyjnych jest łagodzone poprzez dawkowanie do układu WOŚ koagulantu. Okresy dawkowania koagulatu do każdego z ciągów technologicznych w okresie badań nie pokrywały się (Rysunek 5.2). W przypadku ciągu badawczego jedyny okres dozowania chlorku glinu (marzec 2021) rozpoczął się jednak już po wykonaniu testów sedymentacji w danym miesiącu. Można więc przyjąć, że wyznaczona zmienność krzywych prędkości sedymentacji w ciągu badawczym jest dobrą reprezentacją naturalnych fluktuacji właściwości sedymentacyjnych w układzie z technologią GSOC. W ciągu referencyjnym natomiast okres dozowania rozpoczął się już w połowie grudnia 2020 i trwał do końca stycznia 2021. Spowodowało to znaczną poprawę efektywności sedymentacji w kolejnych miesiącach, co jest widoczne zarówno w przebiegu zmienności skorygowanego indeksu osadu (Rysunek 5.2) jak i w uzyskanych krzywych prędkości sedymentacji (Rysunek 5.5). Można wywnioskować, że eliminacja dozowania koagulantu glinowego w ciągu referencyjnym spowodowałaby zmniejszenie mierzonych w marcu 2021 prędkości sedymentacji, a co za tym idzie, uzyskanie obrazu sezonowej zmienności właściwości sedymentacyjnych w ciągu referencyjnym analogicznego do obserwowanego w ciągu badawczym. Zastosowanie technologii grawimetrycznej selekcji osadu czynnego na Wrocławskiej Oczyszczalni Ścieków nie eliminuje cyklicznych fluktuacji w składzie i morfologii osadu czynnego, które skutkują pogorszeniem efektywności sedymentacji.



Rysunek 5.6 Krzywe prędkości sedymentacji osadu z ciągów badawczego i referencyjnego w (a) lipcu 2020, (b) październiku 2020, (c) grudniu 2020 oraz (d) marcu 2021.

Porównując krzywe prędkości sedymentacji (Rysunek 5.6) ciągu badawczego oraz referencyjnego dla poszczególnych miesięcy można zaobserwować, że, o ile sezonowość zmian jest w obu ciągach analogiczna, to wartości bezwzględne zmierzonych prędkości sedymentacji są w większości przypadków wyższe dla ciągu z technologią GSOC (Rysunek 5.6). W marcu 2021 testy sedymentacji wykazały porównywalne właściwości sedymentacyjne w obu ciągach technologicznych, co, jak opisano powyżej, najprawdopodobniej jest skutkiem długoterminowego dawkowania koagulantu glinowego do ciągu referencyjnego. Różnice pomiędzy prędkościami sedymentacji osadu czynnego wspomaganego GSOC a osadu z układu referencyjnego są szczególnie widoczne w okresie jesienno-zimowym. W październiku oraz grudniu różnice ta wynosiły średnio 1 m/h w zakresie stężeń osadu od 2 do 5 kg/m³. Wraz ze wzrostem stężenia osadu odpowiednie wartości dla obu ciągów zbliżały się do siebie osiągając porównywalne wielkości dla maksymalnych wartości testowanych stężeń.

Doniesienia literaturowe dotyczące pełnoskalowych implementacji grawimetrycznej selekcji osadu czynnego z wykorzystaniem hydrocyklonów potwierdzają skuteczność tej technologii w zakresie poprawy właściwości sedymentacyjnych osadu czynnego. Wartości indeksów osadu po wdrożeniu technologii GSOC spadały, osiągając poziom $83 \pm 22 \text{ cm}^3/\text{g sm}$ (Regmi et al., 2022), $77 \pm 17 \text{ cm}^3/\text{g sm}$ (Avila et al., 2021) czy nawet $41 \pm 6,8 \text{ cm}^3/\text{g sm}$ (Roche, Donnaz, et al., 2022). Układy technologiczne z zacytowanych powyżej badań cechowały się jednak relatywnie krótkimi wiekami osadu w przedziale 6 – 13 d (Tabela 5.4). W przypadku szerszego zakresu wieków osadu, zaobserwowano poprawę właściwości sedymentacyjnych (spadek wartości indeksu osadu z przedziału 130-200 cm³/g sm do 47-80 cm³/g sm) po zmianie wieku osadu z 25 – 30 d na mniej niż 10 d (Sandino et al., 2016; Willoughby et al., 2018).

Tabela 5.4 Charakterystyka układów z (na podstawie (Daigger et al., 2023))

| Lp. | Lokalizacja | IO, [cm ³ /g sm] | Wiek osadu, [d] | Uwagi | Źródło |
|-----|----------------|-----------------------------|-----------------|---|-------------------------------|
| 1 | Pueblo, USA | 83 ± 22 | 10,1 ± 1,6 | Występowała sezonowa zmienność wartości indeksów osadu, w zakresach niższych niż przed wdrożeniem GSOC | (Regmi et al., 2022) |
| 2 | Denver, USA | 77 ± 17 ¹ | 6,9 – 7,4 | - | (Avila et al., 2021) |
| 3 | Dijon, Francja | 41 ± 6,8 | 10,6 -13 | Testy na jednym z dwóch równoległych ciągów. Na ciągu testowym nie wystąpił wzrost stężenia zawiesin związany z pęcznieniem osadu w okresie zimowym | (Roche, Donnaz, et al., 2022) |

| | | | | | |
|---|------------------|----------------------|------------|---|--|
| 4 | Odense, Dania | 47 - 200 | 10 - 30 | Spadek wartości indeksów osadu tylko przy niskich wiekach osadu | (Sandino et al., 2016), (Fitzgerald et al., 2020) |
| 5 | Urbanna, USA | 77 ± 14 ¹ | 21,3 – 3,3 | W okresie zimowym wartości indeksu osadu w ciągu badawczym i referencyjnym osiągały porównywalne wartości | (Brickles, 2017) |

¹ Podane wartości odnoszą się do rozcieńżonego indeksu osadu

Poprawa właściwości sedymentacyjnych w układach z GSOC następuje poprzez systematyczną selekcję większych, cięższych agregatów osadu czynnego, co skutkuje zmianą morfologii biomasy w całym układzie. Siła presji selekcyjnej stworzonej poprzez grawimetryczną selekcję osadu w hydrocyklonach jest zdecydowanie większa w układach z niskim wiekiem osadu. Ponadto, proces tworzenia dużych, stabilnych agregatów w osadzie może zostać zaburzony poprzez nadmierny rozwój populacji bakterii nitkowatych. Ich namnażaniu, ze względu na niższą, w porównaniu z innymi bakteriami heterotroficznymi, maksymalną wartość stałej szybkości przyrostu, sprzyja długi czas przetrzymywania osadu w układzie (Liu & Liu, 2006).

Biorąc pod uwagę wyniki powyższej analizy, tzn. stopień sezonowej zmienności właściwości sedymentacyjnych osadu, postanowiono, że symulacje pracy układu oczyszczania WOŚ należy wykonać dla dwóch zestawów parametrów funkcji sedymentacji – korzystnych w okresie letnim (dla układu z GSOC i bez) oraz niekorzystnych w okresie zimowym.

5.2. BADANIA ZMIENNOŚCI SKŁADU ŚCIEKÓW

W poniższym rozdziale przedstawiono wyniki badań, których celem było wygenerowanie reprezentatywnych danych wejściowych, niezbędnych do badań symulacyjnych pracy układu oczyszczania WOŚ. Specyfiką niniejszej pracy jest analiza pracy obiektu w warunkach nietypowych, szybkozmiennych i z założenia niepowtarzalnych. Z tego względu, metody rutynowo stosowane w praktyce inżynierskiej są niewystarczające.

W celu wygenerowania pliku wejściowego do symulacji przejściowych stanów przeciążenia obiektu należy określić reprezentatywną zmienność czasową ilości i jakości strumienia zasilającego układ, z interwałem czasowym odpowiadającym specyfice badanego zagadnienia. Badania stanów przejściowych wymagają przyjęcia miarodajnych warunków początkowych symulacji. Zgodnie z przyjętą powszechnie metodologią, przyjmuje się, że zadowalającym ich przybliżeniem jest stan ustalony układu oczyszczania poprzedzający badany epizod przeciążenia hydraulicznego. Przetawione w niniejszym rozdziale wyniki odnoszą się zatem do:

- analizy danych eksploatacyjnych w celu wygenerowania zmienności godzinowej ilości ścieków kierowanych do bloków biologicznych na potrzeby symulacji dynamicznych;
- analizy rutynowo wykonywanych badań laboratoryjnych na potrzeby symulacji stanu ustalonego;
- badań zmienności godzinowej ścieków mechanicznie oczyszczonych po opadach deszczu w celu wygenerowania zmienności godzinowej poszczególnych zanieczyszczeń na potrzeby symulacji dynamicznych;
- badań podziału frakcyjnego, które posłużyły do przełożenia wartości pomiarów laboratoryjnych na frakcje modelu ASM.

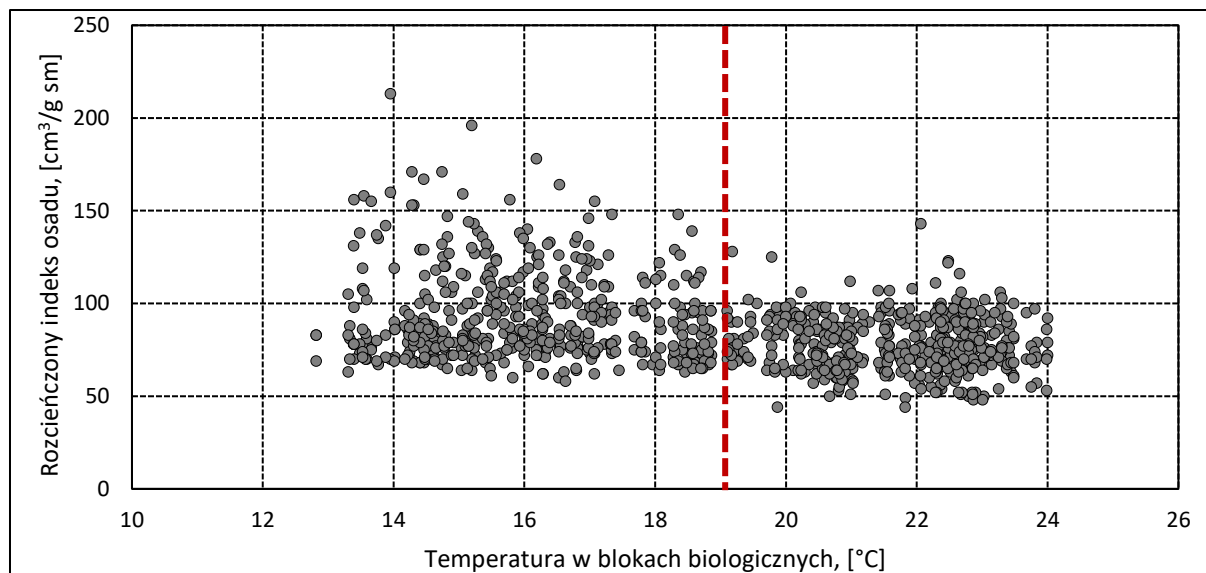
5.2.1. ZMIENNOŚĆ PRZEPŁYWU

Zmienność natężenia dopływu ścieków do WOŚ po opadach deszczu jest wypadkową wielu czynników: intensywności opadów, ich zmienności czasowej i przestrzennej, poziomu wypełnienia kolektorów przez opadem, decyzji operatora, ograniczeń technologicznych wynikających z ewentualnego czasowego wyłączenia poszczególnych obiektów z eksploatacji czy dostępności pojemności retencyjnej. Unikatowość każdego zjawiska opadowego nałożona na systematycznie zmieniającą się charakterystykę wrocławskiej sieci kanalizacyjnej powoduje, że nie ma możliwości wygenerowania reprezentatywnie uśrednionej zmienności natężenia przepływu po opadach deszczu. Mając na względzie cel pracy, a także jej ograniczenia finansowe i czasowe, skoncentrowano się na scenariuszach ekstremalnych. Wypracowanie (w badaniach symulacyjnych) zadowalających strategii sterowania WOŚ dla skrajnie niekorzystnych warunków zasilania oznacza bowiem, że będą one także zadowalające dla warunków mniej ekstremalnych.

Wyjściowa baza danych składała się z chwilowych wartości natężenia przepływu przez układ biologicznego oczyszczania oraz średniej temperatury w blokach biologicznych z godzinowym interwałem zapisu w 5-letnim okresie od stycznia 2018r. do grudnia 2022r. oraz wyników pomiarów laboratoryjnych rozcieńczonego indeksu osadu.

Sezonowa zmienność właściwości sedymentacyjnych, opisana w pkt. 5.1.2, przekłada się na zmienną odporność układu na przeciążenia hydrauliczne. Równocześnie, zaobserwować można sezonowość w częstotliwości oraz intensywności epizodów mokrej pogody (częstsze i bardziej intensywne są charakterystyczne dla okresu letniego, natomiast rzadsze i mniej gwałtowne dla okresu (Nidzgorska-Lencewicz & Czarnecka, 2012)). Analiza zależności wartości rozcieńczonego indeksu osadu od temperatury wykazała, że właściwości sedymentacyjne osadu są dobre, gdy w bloku biologicznym panuje temperatura powyżej 19°C (Rysunek 5.7), a ulegają pogorszeniu, przy spadku

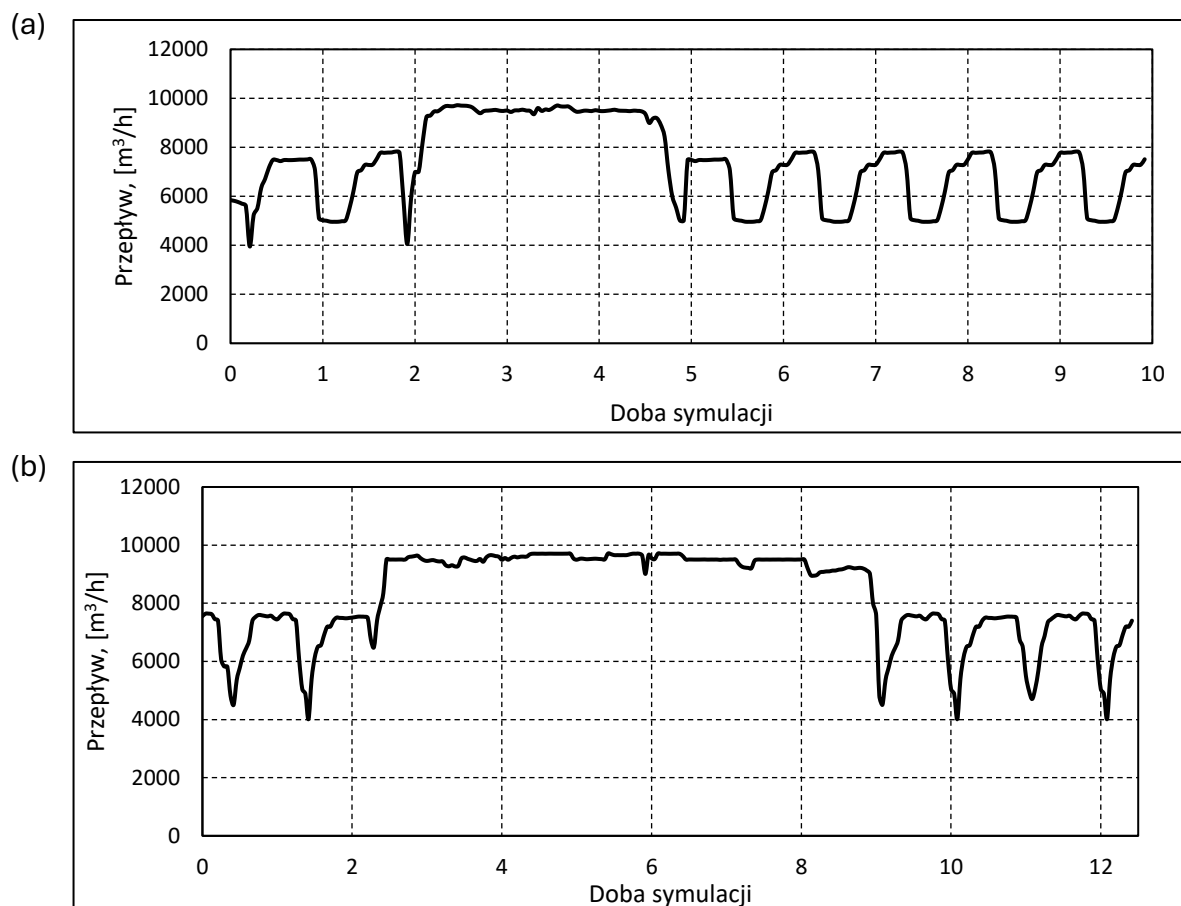
temperatury poniżej 19 °C. Wyjściowy zbiór danych został więc podzielony na dwie grupy: (I) okres letni, kiedy właściwości sedymentacyjne są lepsze (temperatura w bloku powyżej 19 °C) oraz (II) okres zimowy, kiedy efektywność sedymentacji spada (temperatura poniżej 19 °C).



Rysunek 5.7 Zależność wartości rozcieńczonego indeksu osadu od temperatury w bloku biologicznym WOŚ.

Przyjęto, że szkielet zmienności napływu do bloków biologicznych na potrzeby symulacji będzie bazował na rzeczywistej zmienności godzinowej, która wystąpiła przy najdłuższej utrzymującym się przepływie maksymalnym równym 8500 m³/h. Po przekroczeniu tej wartości natężenia przepływu, nadmiarowa część strumienia za osadnikami wstępnymi kierowana jest przelewem omijającym część biologicznego oczyszczania wprost to kanału odprowadzającego ścieki oczyszczone do odbiornika.

Dla okresu zimowego zidentyfikowane najdłuższe zdarzenie przeciążenia hydraulicznego w lutym 2021 roku. Trwało ono 63 godziny. Dla okresu letniego to odpowiednio październik 2020 roku i czas trwania 159 godzin. Każdy zbiór danych z tak wyselekcjonowanych epizodów przeciążenia uzupełniono dodając szeregi czasowe odpowiadające typowej zmienności przepływu pogody suchej przed i po epizodzie pogody mokrej. Miało to na celu umożliwienie porównania poszczególnych analizowanych symulacyjnie strategii sterowania (w aspekcie jakości ścieków oczyszczonych) po powrocie do normalnych warunków obciążenia. Zmienność godzinową przepływu ścieków dla bazowych scenariuszy okresu letniego i zimowego przedstawiono na rysunku 5.8.



Rysunek 5.8 Zmienność godzinowa przepływu ścieków dla scenariuszy bazowych okresu zimowego (a) i letniego (b)

Maksymalna wartość przepływu dla poszczególnych scenariuszy obciążenia jest ograniczona maksymalną wydajnością pompowni głównej WOŚ, która obecnie wynosi ok. 9500 m³/h. W pracach projektowych nad rozbudową WOŚ planuje się zwiększenie wydajności pompowni głównej do 11 700 m³/h. Na potrzeby symulacji stworzono więc szereg scenariuszy, w których zwiększono maksymalny przepływ w trakcie pogody mokrej, bez zmian charakterystyki przepływu w okresie pogody suchej (Tabela 5.5). Maksymalne wydajności pompowni przewidziane w scenariuszach Sc_130 – Sc_190 przewyższają wartość projektową, co miało pozwolić na symulacyjne zbadanie granicznych przepustowości poszczególnych wariantów pracy układu technologicznego.

Tabela 5.5 Wartości maksymalnych przepływów pogody mokrej dla poszczególnych scenariuszy obciążenia WOŚ

| l.p | Nazwa scenariusza | Maksymalny przepływ [m ³ /h] |
|-----|-------------------|---|
| 1 | Sc_100 | 9 500 |
| 2 | Sc_110 | 10 450 |
| 3 | Sc_120 | 11 400 |
| 4 | Sc_130 | 12 350 |
| 5 | Sc_140 | 13 300 |
| 6 | Sc_150 | 14 250 |

| | | |
|----|--------|--------|
| 7 | Sc_160 | 15 200 |
| 8 | Sc_170 | 16 150 |
| 9 | Sc_180 | 17 100 |
| 10 | Sc_190 | 18 050 |

5.2.2. CHARAKTERYSTYKA ŚCIEKÓW POGODY MOKREJ

W celu zbadania czy istnieje różnica pomiędzy składem ścieków pogody mokrej i suchej kierowanych do bloków biologicznych oraz przygotowania plików wejściowych dla symulacji stanu ustalonego, wykonano analizę danych laboratoryjnych z okresu styczeń 2018 – grudzień 2022. Wyjściowa baza danych została zbadana pod kątem spójności wyników a następnie podzielona na dwa zbiory (próbki ścieków pogody mokrej oraz suchej), dla których wykonano analizę statystyczną.

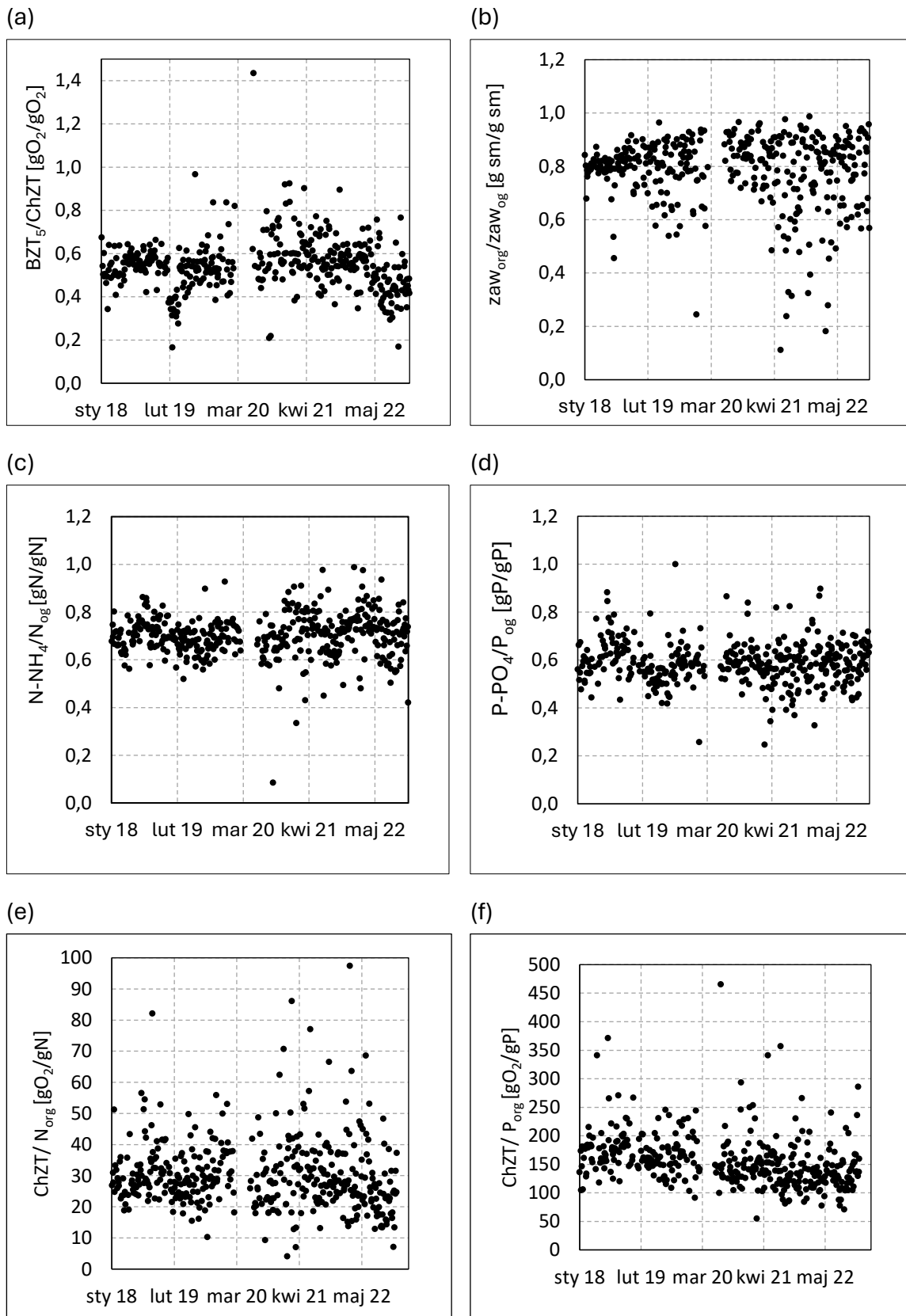
5.2.2.1. ANALIZA SPÓJNOŚCI DANYCH LABORATORYJNYCH

Wyniki analiz laboratoryjnych ścieków mechanicznie oczyszczonych zweryfikowano pod kątem spójności, przez odniesienie do poniższych wskaźników:

- $BZT_5/ChZT$
- Zaw_{org}/Zaw_{og}
- $N-NH_4/N_{og}$
- $P-PO_4/P_{og}$
- $ChZT/N_{org}$
- $ChZT/P_{org}$

Na rysunku 5.9 zestawiono wykresy wartości powyższych wskaźników. W analizowanym okresie ich średnie wartości w większości przypadków utrzymywały się na stałym poziomie. Od czerwca 2020 roku zauważalna jest jednak większa częstotliwość występowania wartości odstających, szczególnie w przypadku wskaźników Zaw_{org}/Zaw_{og} , $ChZT/N_{org}$, $N-NH_4/N_{og}$ oraz $BZT_5/ChZT$. Okres ten charakteryzował się bardzo dużą nierównomiernością odbioru osadu z osadników wstępnych. Przetrzywanie osadu wstępnego w leju osadowym skutkuje intensyfikacją procesów beztlenowych zachodzących w warstwie osadu, a co za tym idzie zmianą udziałów poszczególnych frakcji materii organicznej oraz związków biogenych.

Z bazy danych laboratoryjnych usunięte zostały oczywiście błędne wyniki analiz - np. $P-PO_4/P_{og}$ większe od 1,0 gP/gP. W tabeli 5.6 zestawiono otrzymane średnie i odchylenia standardowe wartości wskaźników oraz odpowiednie wartości literaturowe.



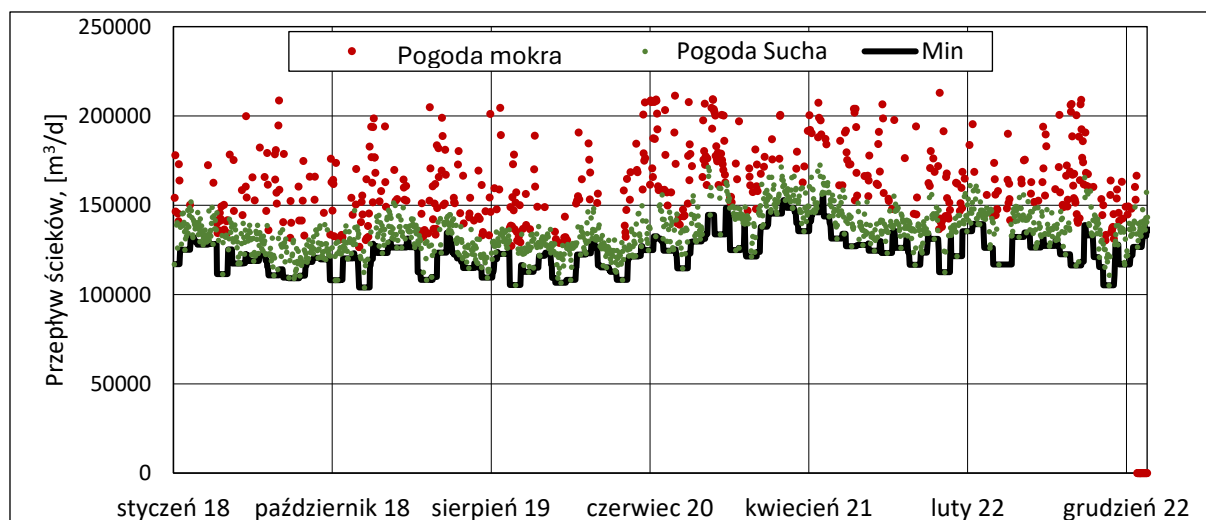
Rysunek 5.9 Wartości wskaźników spójności danych laboratoryjnych

Tabela 5.6 Wartości wskaźników proporcji zanieczyszczeń w ściekach mechanicznie oczyszczonych

| lp. | Wskaźniki | Średnia | Odch. Std % | Średnia wartość wskaźników wg (Rieger, 2012) | Odch. Std % wg (Rieger, 2012) |
|-----|---------------------------------------|---------|-------------|--|-------------------------------|
| 1 | ChZT/BZT ₅ | 0,54 | 17% | 1,874 | 31% |
| 2 | Zaw _{org} /Zaw _{og} | 0,79 | 13% | 0,794 | 7% |
| 3 | N-NH ₄ /N _{og} | 0,70 | 9% | 0,755 ¹ | 4% |
| 4 | P-PO ₄ /P _{og} | 0,58 | 12% | 0,741 | 12% |
| 5 | ChZT/P _{org} | 28,9 | 22% | - | - |
| 6 | ChZT/N _{org} | 150,4 | 26% | - | - |

5.2.2.2. ANALIZA PORÓWNAWCZA ŁADUNKÓW I STĘŻEŃ ŚCIEKÓW POGODY SUCHEJ I DESZCZOWEJ

Przygotowana baza danych laboratoryjnych posłużyła do wyliczenia średnich stężeń oraz dobowych ładunków poszczególnych zanieczyszczeń. Podział zbioru danych na dni pogody suchej i mokrej został wykonany na bazie metodyki ruchomego minimum opisaney w standardzie ATV (ATV-DVWK-A 198E, 2003). Do każdej wartości przepływu dobowego została przypisana wartość minimalna z okresu 10 dni przed oraz 10 dni po danej dacie. Jeżeli wartość przepływu nie przekraczała 120% przypisanej wartości minimalnej to została ona zakwalifikowana jako należąca do pogody suchej. Przepływ większy niż 120% wartości minimalnej został określony jako należący do pogody mokrej. Dobowe wartości przepływu ścieków w okresie styczeń 2018 – grudzień 2022 z podziałem na pogodę deszczową oraz suchą przedstawiono na rysunku 5.10.



Rysunek 5.10 Przepływ ścieków w okresie 2018 - 2022 w podziale na pogodę suchą i mokrą

¹ Wartość N_{og} odnosi się do parameteru TKN (Azot Kjeldahla)

Dla każdej z grup obliczono średnie stężenie oraz średnią wartość ładunków poszczególnych zanieczyszczeń i zbadano statystyczną istotność różnicy pomiędzy nimi. W tabeli 5.7 zamieszczono zestawienie wielkości średnich stężeń i ładunków dla pogody deszczowej oraz suchej wraz z wartością prawdopodobieństwa testowego. Widoczny jest, zgodnie z oczekiwaniami, spadek stężeń zanieczyszczeń przy napływie ścieków pogody mokrej. Różnica ta jest statystycznie istotna dla 7 z 8 parametrów. Pomimo niższych stężeń, pogoda deszczowa charakteryzuje się jednak wyższymi sumarycznymi, dobowymi ładunkami zanieczyszczeń niż pogoda sucha. Różnice te w większości przypadków są statystycznie istotne.

Tabela 5.7 Charakterystyka ścieków mechanicznie oczyszczonych w podziale na pogodę suchą i mokrą

| Lp. | Parametr | Jednostka | Pogoda mokra | Pogoda sucha | Wartość p |
|-----|---------------------|----------------------------------|---------------|---------------|-----------|
| 1 | Zawiesiny ogólne | g sm/m ³ | 259 ± 108 | 275 ± 115 | 0,08 |
| | | kg sm/d | 41996 ± 18102 | 37392 ± 15046 | <0,05 |
| 2 | Zawiesiny mineralne | g sm/m ³ | 54 ± 35 | 55 ± 33 | 0,49 |
| | | kg sm/d | 8937 ± 6215 | 7506 ± 4559 | <0,05 |
| 3 | ChZT | g O ₂ /m ³ | 575 ± 153 | 650 ± 169 | <0,05 |
| | | kg O ₂ /d | 92582 ± 22933 | 88291 ± 21708 | 0,10 |
| 4 | BZT ₅ | g O ₂ /m ³ | 311 ± 88 | 344 ± 90 | <0,05 |
| | | kg O ₂ /d | 50093 ± 13563 | 46958 ± 11787 | <0,05 |
| 5 | N _{og} | g N/m ³ | 71,7 ± 12,6 | 79,2 ± 9,0 | <0,05 |
| | | kg N/d | 11471 ± 1388 | 10810 ± 1211 | <0,05 |
| 6 | N-NH ₄ | g N/m ³ | 49,5 ± 9,6 | 55,5 ± 5,8 | <0,05 |
| | | kg N/d | 7900 ± 1083 | 7566 ± 837 | <0,05 |
| 7 | P _{og} | g P/m ³ | 9,4 ± 1,9 | 10,5 ± 2,2 | <0,05 |
| | | kg P/d | 1507 ± 284 | 1433 ± 302 | <0,05 |
| 8 | P-PO ₄ | g P/m ³ | 5,4 ± 1,3 | 6,1 ± 1,5 | <0,05 |
| | | kg P/d | 863 ± 159 | 839 ± 200 | 0,24 |

Jak wykazała powyższa analiza, występują statystycznie istotne różnice pomiędzy ładunkiem doptywającym do układu w pogodzie suchej i mokrej. W związku z tym stężenia poszczególnych zanieczyszczeń na potrzeby symulacji wygenerowano na podstawie odpowiedniego zbioru danych. Średnie stężenia poszczególnych zanieczyszczeń pogody suchej oraz deszczowej wyliczono jako ilorazy średnich ładunków i średniego przepływu w okresie 3 miesięcy przed wystąpieniem danego zdarzenia opadowego. Wartości dla pogody suchej stanowiły dane wejściowe dla symulacji stanu ustalonego oraz, po przemnożeniu przez szereg czasowy współczynników zmienności godzinowej (5.2.3), posłużyły do stworzenia początkowego

oraz końcowego segmentu danych dla symulacji dynamicznych epizodów mokrej pogody. Zestawienie średnich stężeń pogody mokrej i suchej dla okresów zimowego i letniego przedstawiono w tabeli 5.8.

Tabela 5.8 Dane wejściowe do symulacji stanu ustalonego dla okresu zimowego i letniego

| Parametr | j.m. | Wartość | | | |
|------------------|----------------------------------|---|------------------|--|------------------|
| | | Okres letni (lipiec – wrzesień 2020) | | Okres zimowy (listopad 2020 – styczeń 2021) | |
| | | Pogoda sucha | Pogoda deszczowa | Pogoda sucha | Pogoda deszczowa |
| Przeptyw dobowy | m ³ /d | 140 222 | 176 563 | 149 981 | 173 560 |
| Zawiesiny ogólne | g sm/m ³ | 280 | 259 | 164 | 190 |
| ChZT | g O ₂ /m ³ | 560 | 509 | 445 | 442 |
| Azot ogólny | g N/m ³ | 73,5 | 63,8 | 69,6 | 62,7 |
| Fosfor ogólny | g P/m ³ | 10,7 | 8,6 | 7,9 | 7,6 |

5.2.3. ZMIENNOŚĆ GODZINOWA SKŁADU ŚCIEKÓW MECHANICZNIE OCZYSZCZONYCH W CZASIE DOPIYU ŚCIEKÓW POGODY MOKREJ

Głównym celem było stworzenie schematu zmienności składu ścieków mechanicznie oczyszczonych w czasie trwania doływu ścieków mokrej pogody na potrzeby właściwych badań symulacyjnych. Na podstawie analizy przedstawionej w pkt. 5.2.2.2 można oczekiwać spadku stężenia zanieczyszczeń przy zwiększeniu przepływu. W przypadku WOŚ zależność ta może być zakłócona przez wskazane poniżej czynniki:

- Chwilowy napływ ścieków do bloków biologicznych jest tylko pośrednio zależny od ilości ścieków doływających do oczyszczalni. Wydajność pompowni głównej jest kontrolowana przez operatora układu. Wydajność ta jest zwiększana, gdy wzrasta poziom ścieków w kolektorze doprowadzającym ścieki, jak również przed prognozowanymi intensywnymi deszczami. Obniżając poziom ścieków w kolektorze przed wystąpieniem opadów zwiększa się jego pojemność retencyjną i przygotowuje układ do przyjęcia zwiększonej ilości ścieków.
- W 2022 roku zostały oddane do eksploatacji 4 zbiorniki retencyjne o sumarycznej pojemności 60 000 m³. Retencjonowanie rozcieńczonych ścieków pogody mokrej a następnie stopniowe opróżnianie zbiorników po ustaniu opadów, wpływa na skład ścieków doływających do oczyszczalni w dwójnasób. Zbiorniki są wyposażone w system odbioru osadów, które gromadzą się na dnie zbiorników w trakcie retencjonowania ścieków. Część zawiesin organicznych zostanie więc usunięta ze ścieków przed dołygnięciem strumienia do oczyszczalni. Jednocześnie w kubaturze zbiorników wypełnionych ściekami surowymi zachodzą procesy rozkładu materii organicznej. Przy wydłużających się okresach

retencjonowania, można spodziewać się wzrostu stężenia m.in. azotu amonowego czy rozpuszczonego ChZT.

Wykonano serię 5 analiz próbek zbieranych w ciągu doby zgodnie z metodyką opisaną w pkt. 4.2.1. Dla każdej serii pomiarów określone zostały współczynniki zmienności godzinowej stężenia zawiesiny ogólnej, ChZT, azotu ogólnego, azotu amonowego oraz fosforu ogólnego. Wartości współczynników dla kolejnych godzin obliczano jako stosunek stężenia w poszczególnych próbkach (C_n) do stężenia średniego dla danej doby:

$$W_n = \frac{X_{2h}}{X_{\text{sr,d}}} \quad (5.2)$$

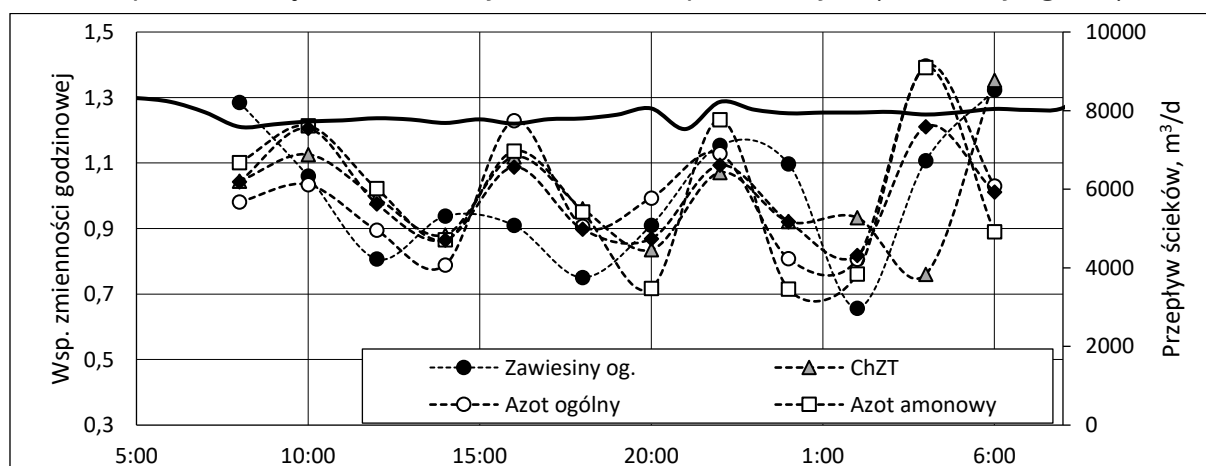
gdzie W_n – współczynnik zmienności godzinowej, [-]

X_{2h} – stężenie danego parametru w próbce 2h, [g/m^3]

$X_{\text{sr,d}}$ – średnie stężenie w próbce dobowej, [g/m^3]

Porównując zmienność wielkości przepływu ścieków w okresie pobierania próbek oraz na dwie doby przed załączeniem automatycznego próbkopobieraka, wśród badanych 5 serii wydzielić można następujące 3 grupy:

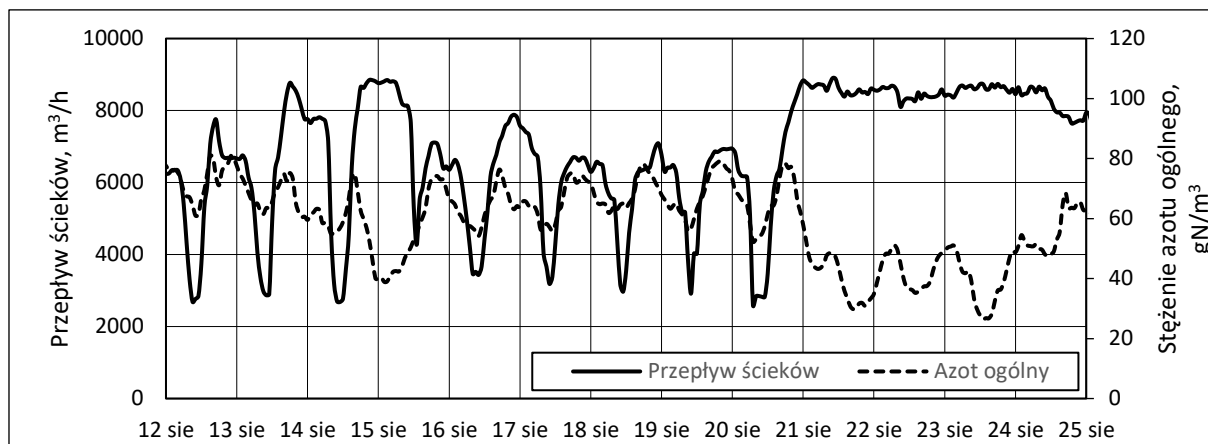
- a) Grupa I – pobór prób odbywał się w czasie równomiernego, wysokiego przepływu ścieków. Jak widać na rysunku 5.11 dynamika zmian współczynników zmienności godzinowej poszczególnych zanieczyszczeń jest porównywalna, przy czym zauważalne jest pewne przesunięcie czasowe współczynników zmienności zawiesin ogólnych względem pozostałych parametrów. Warto zauważyć, że wzrost i spadek stężenia form rozpuszczonych (azot amonowy) podąża za wzrostem i spadkiem stężenia zanieczyszczeń nierozpuszczonych (zawiesiny ogólne).



Rysunek 5.11 Współczynniki zmienności godzinowej stężeń i wskaźników zanieczyszczeń w trakcie równomiernego, wysokiego przepływu ścieków

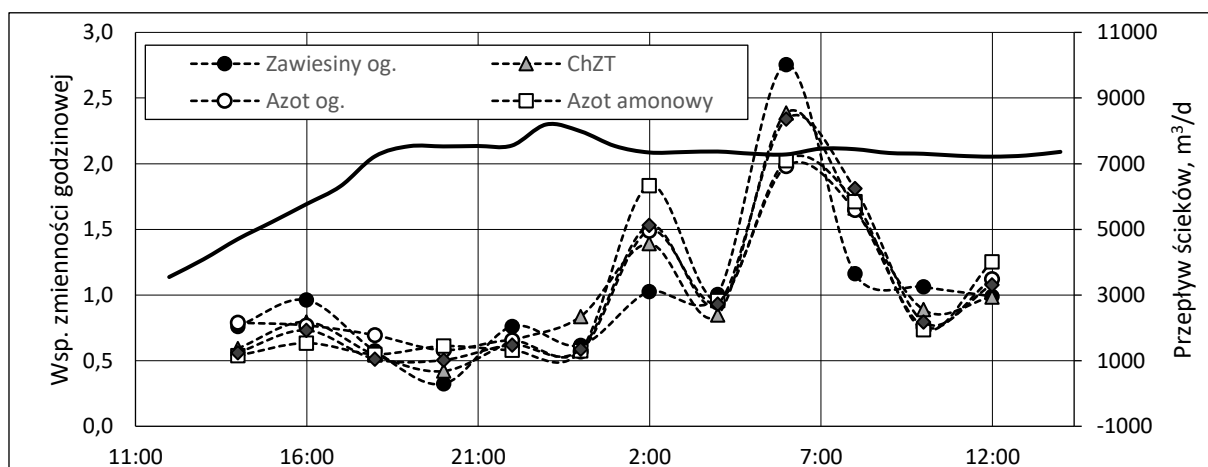
Obserwacja cyklicznej zmienności stężenia zanieczyszczeń w okresie utrzymującego się wysokiego przepływu ścieków została potwierdzona analizą zmienności stężenia azotu ogólnego mierzonego przez automatyczny analizator umieszczony przed blokami

biologicznymi (Rysunek 5.12). Jak widać, wzrost przepływu ścieków powyżej 8000 m³/h wiąże się ze spadkiem stężenia azotu ogólnego. Gdy wysoki przepływ trwa dłużej, to obserwowana jest cykliczność przy niższej wartości średniej stężenia.



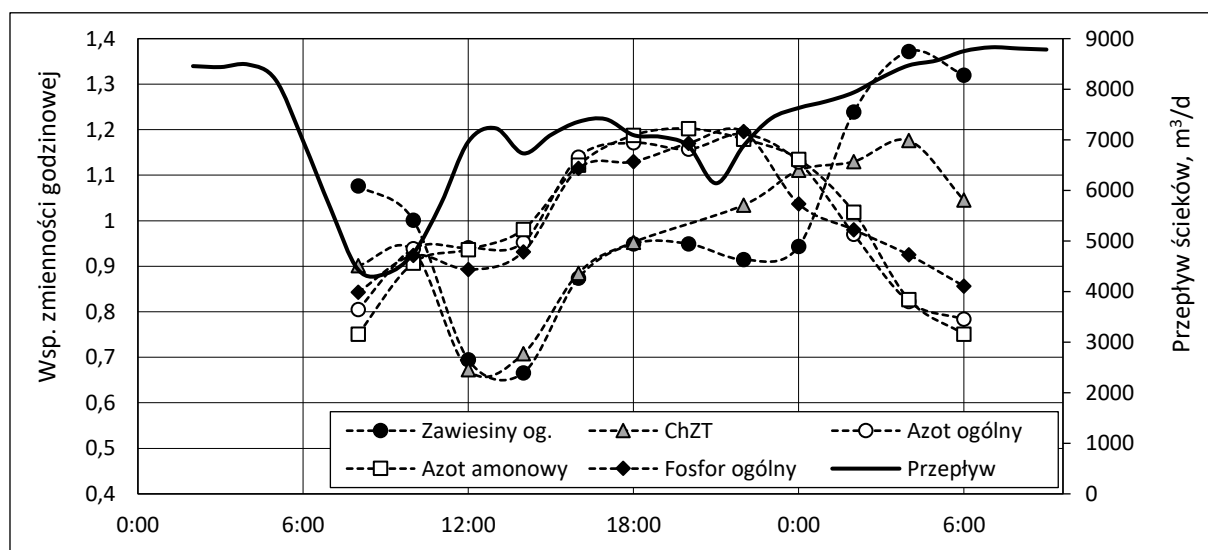
Rysunek 5.12 Przebieg zmienności stężenia azotu ogólnego w ściekach mechanicznie oczyszczonych w okresie 12 - 25 sierpnia 2022

- b) Grupa II – pobór prób rozpoczął się przed gwałtownym wzrostem natężenia ścieków, który nastąpił po dłuższym okresie pogody suchej. Współczynniki zmienności godzinowej poszczególnych stężeń i wskaźników zanieczyszczeń cechuje, analogicznie jak w poprzedniej grupie, podobna fluktuacja. Stężenia form rozpuszczonych i nierozpuszczonych rosną i spadają w tych samych godzinach (Rysunek 5.13). Daje się jednak zauważyć znaczny wzrost wartości współczynników zmienności ok. 8h po przekroczeniu wartości przepływu 8500 m³/h. Wartości wskaźników zmienności godzinowej w tym okresie osiągają wartości powyżej 2 - nieobserwowane w pozostałych grupach. Jest to związane najprawdopodobniej ze zjawiskiem wymywania osadów organicznych z kanalizacji przez zwiększony strumień ścieków i/ lub spadkiem efektywności pracy osadnika wstępnego.



Rysunek 5.13 Współczynniki zmienności godzinowej stężeń i wskaźników zanieczyszczeń po gwałtownym wzroście wysokości przepływu

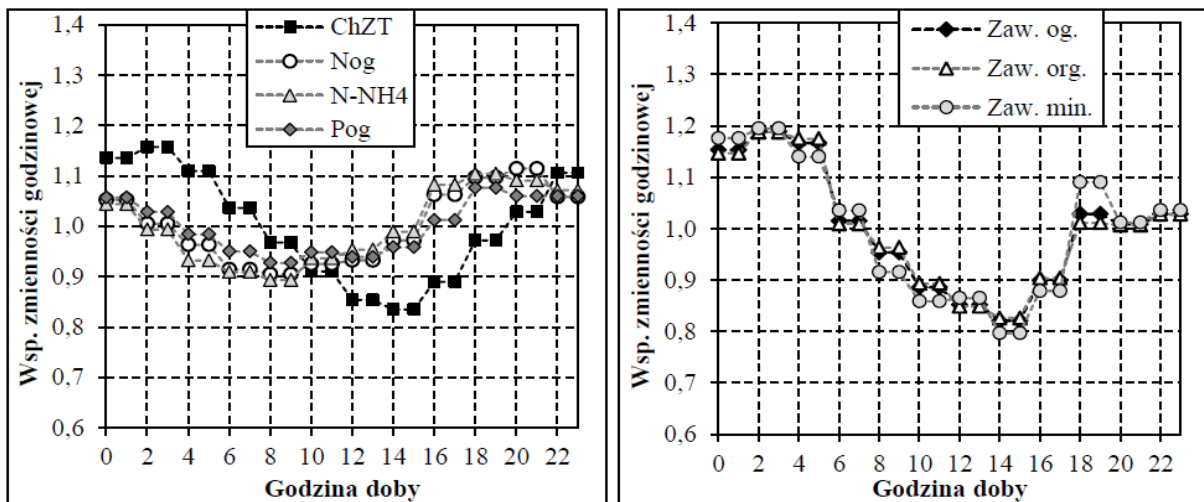
- c) Grupa III – pobór prób rozpoczął się przed gwałtownym wzrostem natężenia przepływu ścieków, który nastąpił krótko po zakończeniu poprzedniego zdarzenia opadowego. Jak widać na przykładowym przebiegu zmienności stężeń i wskaźników zanieczyszczeń (Rysunek 5.14), charakterystyki zmienności dla zawiesiny ogólnej oraz ChZT odbiegają od pozostałych parametrów. Wzrost przepływu o godz. 9.00 wiązał się ze spadkiem wskaźnika zmienności godzinowej dla ChZT i zawiesiny ogólnej, natomiast pozostałe wskaźniki zanotowały stopniowy wzrost wartości. Następnie, gdy po północy przepływ ścieków przekroczył wartość 7500 m³/h, stężenie ChZT i zawiesiny ogólnej wzrosło, a wskaźniki zmienności godzinowej pozostałych parametrów zaczęły spadać. Wartości maksymalne i minimalne dla zawiesin ogólnych oraz ChZT są odpowiednio o 10% większe oraz mniejsze niż dla pozostałych parametrów (poza wartością maksymalną dla ChZT, która nie przekracza wartości maksymalnej dla azotu ogólnego).



Rysunek 5.14 Współczynniki zmienności godzinowej stężeń i wskaźników zanieczyszczeń przy powtórnych wzroście przepływu w krótkim odstępie czasu

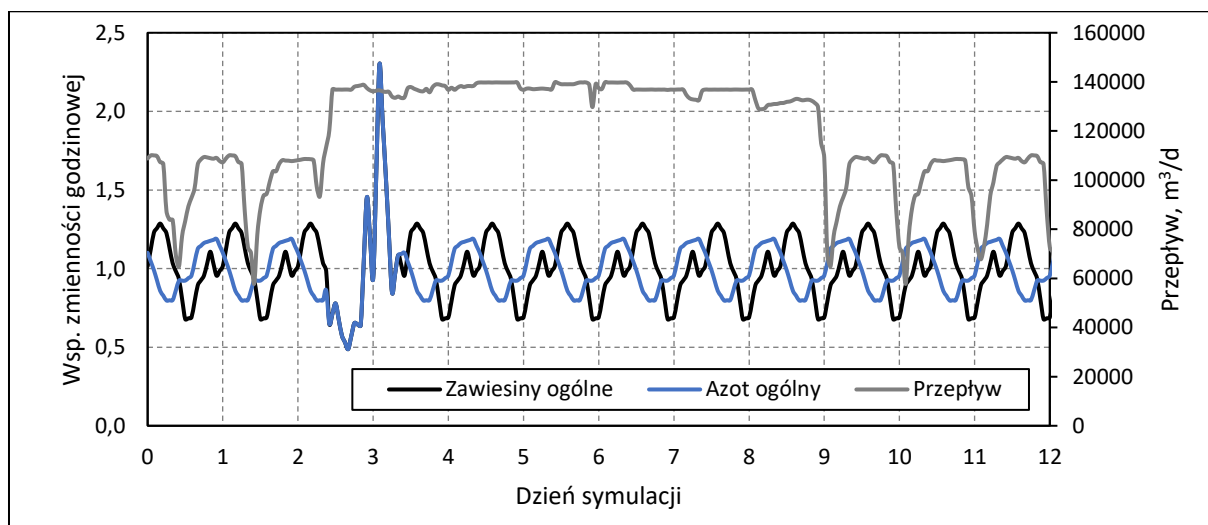
Porównując powyższą charakterystykę wskaźników zmienności godzinowej pogody mokrej z uśrednioną zmiennością godzinową stężeń i wskaźników zanieczyszczeń w ciągu doby pogody suchej wyznaczonych w 2013 r. (Rysunek 5.15) można zauważyć, że są one zbieżne. W obu przypadkach, w poszczególnych godzinach doby współczynniki zmienności ChZT oraz zawiesiny organicznej osiągają minimum między godz. 12 a 14 i maksimum pomiędzy godz. 2 a 4. Natomiast minimum i maksimum wartości dla pozostałych parametrów jest osiągane odpowiednio między o godz. 6 a 8 oraz między godz. 18 a 22. Warto zaznaczyć, że pogodę mokrą cechuje większa zmienność (mniejsze wartości minimalne oraz większe wartości maksymalne). Analogiczne zależności dotyczą pozostałych parametrów (azot ogólny, azot amonowy oraz fosfor ogólny) –

zmienność współczynników w poszczególnych godzinach jest podobna, przy czym dla pogody suchej fluktuacja ta odbywa się w mniejszym zakresie wartości.

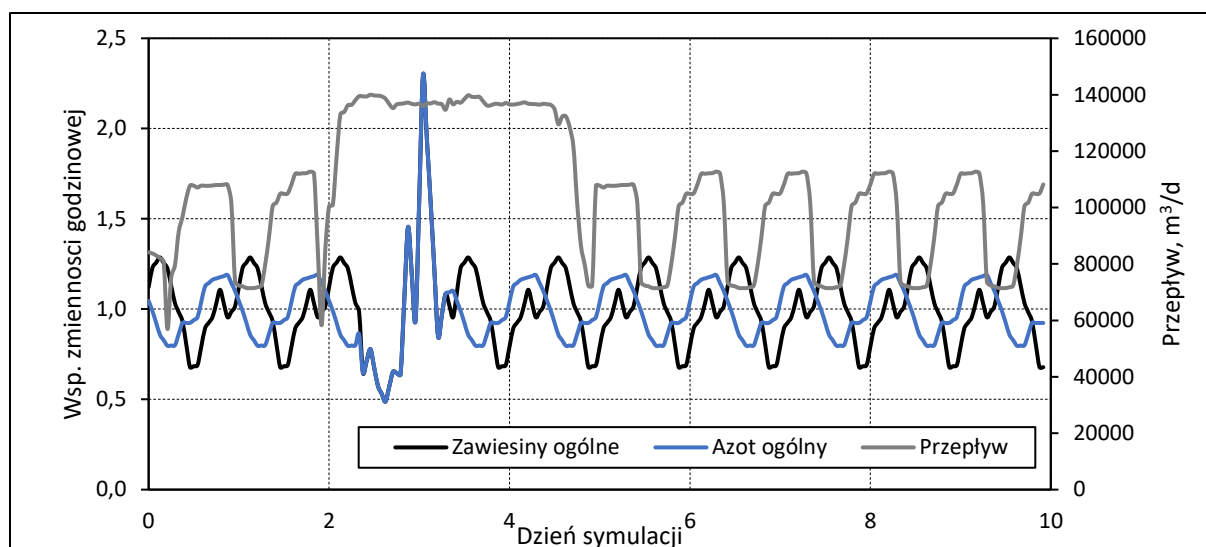


Rysunek 5.15 Uśredniona zmienność godzinowa stężeń i wskaźników zanieczyszczeń Wrocławskiej Oczyszczalni Ścieków (Balbierz, 2016)

Biorąc pod uwagę cel pracy, czyli analizę pracy układu w najmniej korzystnych warunkach, właściwe symulacje pracy układu zostaną przeprowadzone dla warunków długoterminowego przeciążenia hydraulicznego z uwzględnieniem impulsowego skoku w obciążeniu ładunkiem zanieczyszczeń w początkowym okresie symulacji. Przebiegi czasowe wartości współczynników zmienności godzinowej uzyskane dla długoterminowego przeciążenia hydraulicznego (Grupa I) zostały scalone z przebiegami wartości współczynników zmienności godzinowej dla nagłego wzrostu obciążenia hydraulicznego po dłuższym okresie pogody suchej (Grupa II). Na rysunkach 5.16 i 5.17 przedstawiono wynikowy przebieg zmienności współczynników zmienności godzinowej oraz natężenia przepływu, przyjęty dla symulacji w okresie letnim i zimowym.



Rysunek 5.16 Wartość współczynników zmienności godzinowej oraz natężenia przepływu dla symulacji w okresie letnim.



Rysunek 5.17 Wartość współczynników zmienności godzinowej oraz natężenia przepływu dla symulacji w okresie zimowym.

5.2.4. BADANIA PODZIAŁU FRAKCYJNEGO W ŚCIEKACH MECHANICZNIE OCZYSZCZONYCH

Celem tego etapu badań była identyfikacja podziału zanieczyszczeń ze względu na ich stopień dyspersji dla ścieków pogody mokrej i suchej oraz zbadanie czy istnieje statystycznie istotna różnica między nimi. Uzyskane wyniki posłużyły następnie do wyznaczenia udziałów frakcji modelu ASM2d, niezbędnych do przygotowania zbioru danych wejściowych do symulacji właściwych.

5.2.4.1. PODZIAŁ FRAKCYJNY ZE WZGLĘDU NA STOPIEŃ ZDYSPERGOWANIA

Udziały poszczególnych frakcji ze względu na stopień dyspersji wyznaczono wykorzystując metody fizyczne rozdziału zanieczyszczeń poprzez filtrację próbki przez filtry membranowe o różnej średnicy porów (Mąkinia et al., 2011). Za frakcją zawieszoną uznano cząstki większe od $1,2 \mu\text{m}$, za frakcją koloidalną przyjęto cząstki pomiędzy $0,1 \mu\text{m}$ a $1,2 \mu\text{m}$, natomiast pozostałe ($<0,1 \mu\text{m}$) stanowiły frakcję rozpuszczoną. Zastosowanie tej metody dla głównych grup zanieczyszczeń, czyli związków organicznych, azotu i fosforu pozwoliło na określenie udziału azotu i fosforu we frakcji ChZT oraz na porównanie otrzymanych wartości do analogicznych badań przeprowadzonych we Wrocławskiej Oczyszczalni Ścieków w 2013 roku (Balbierz, 2016). Należy odnotować, że fizykochemiczne metody określania charakterystyki ścieków, w przeciwieństwie do metod respirometrycznych (Amerlinck et al., 2016), nie są wrażliwe na zwiększony stopień rozcieńczenia próbek ścieków pogody mokrej.

W okresie styczeń 2021 – wrzesień 2022 wykonano w sumie 22 analizy średniodobowych próbek ścieków mechanicznie oczyszczonych (11 dla pogody suchej oraz 11 dla pogody mokrej). Podział frakcyjny związków organicznych, azotu i fosforu dla ścieków pogody suchej oraz mokrej przedstawiono poniżej (Tabela 5.9).

Tabela 5.9 Podział frakcyjny zanieczyszczeń w ściekach mechanicznie oczyszczonych pogody suchej i mokrej.

| Fracja zanieczyszczeń | j.m. | Pogoda sucha (n = 11) | Pogoda deszczowa (n = 11) | wartość p |
|-------------------------------|---------------------------------|--------------------------|------------------------------|-----------|
| ChZT | gO ₂ /m ³ | 516 ± 125 | 596 ± 191 | 0,28 |
| > 1,2 μm | % ChZT | 54,3 ± 7,6 | 61,7 ± 14,1 | 0,16 |
| 0,1 - 1,2 μm | % ChZT | 2,8 ± 2,7 | 6,0 ± 5,6 | 0,13 |
| < 0,1 μm | % ChZT | 42,9 ± 6,5 | 32,3 ± 12,1 | 0,02 |
| N _{org} | gN/m ³ | 79,5 ± 5,5 | 72,2 ± 8,7 | 0,04 |
| N-NH ₄ | % N _{org} | 64,1 ± 10,8 | 65,6 ± 12,6 | 0,79 |
| N _{org} | % N _{org} | 35,9 ± 10,8 | 34,4 ± 12,6 | 0,79 |
| N _{org} > 1,2 μm | % N _{org} | 17,5 ± 8,3 | 19,7 ± 13,1 | 0,65 |
| | % N _{org} | 52,4 ± 22,3 | 55,3 ± 23,4 | 0,78 |
| N _{org} 0,1 - 1,2 μm | % N _{org} | 2,7 ± 1,9 | 3,6 ± 2,8 | 0,41 |
| | % N _{org} | 8,3 ± 6,7 | 10,9 ± 7,6 | 0,42 |
| N _{org} < 0,1 μm | % N _{org} | 15,6 ± 9,2 | 11,1 ± 7,3 | 0,63 |
| | % N _{org} | 39,3 ± 23,4 | 33,7 ± 20,6 | 0,58 |
| P _{org} | gP/m ³ | 10,9 ± 1,5 | 9,3 ± 2,4 | 0,08 |
| P-PO ₄ | % P _{org} | 59,7 ± 6,6 | 55,5 ± 8,7 | 0,24 |
| P _{org} | % P _{org} | 40,3 ± 6,6 | 44,5 ± 8,7 | 0,24 |
| P _{org} > 1,2 μm | % P _{org} | 31,1 ± 7,4 | 34,1 ± 7,7 | 0,96 |
| | % P _{org} | 77,6 ± 14,0 | 77,3 ± 11,7 | 0,96 |
| P _{org} 0,1 - 1,2 μm | % P _{org} | 4,0 ± 5,9 | 5,1 ± 2,9 | 0,62 |
| | % P _{org} | 9,8 ± 12,8 | 11,5 ± 6,4 | 0,71 |
| P _{org} < 0,1 μm | % P _{org} | 5,2 ± 6,7 | 5,3 ± 6,3 | 0,52 |
| | % P _{org} | 12,7 ± 9,0 | 11,2 ± 11,4 | 0,76 |

Próbki ścieków pogody deszczowej charakteryzowały się średnio większymi udziałami frakcji zawieszanej i koloidalnej związków organicznych (ChZT oraz organiczne formy azotu i fosforu). Przeprowadzona analiza wykazała jednak brak istotnej statystycznie różnicy pomiędzy otrzymanymi wartościami. Jak wykazano w pkt. 5.2.3 istnieje silne zróżnicowanie charakterystyki ścieków pogody deszczowej, w zależności od wzajemnego ustosunkowania się okresu pobierania próbki średniodobowej oraz czasu i specyfiki zdarzenia opadowego. Niestabilność podziałów frakcji zawieszanej, koloidalnej i rozpuszczonej jest więc wynikiem nakładających się na siebie w różnorodny sposób: dobowej zmienności frakcji zawieszanej (Barry et al., 2012; Morvannou, 2012) oraz wzrostu udziału tej frakcji w strumieniu ścieków deszczowych (Choubert et al., 2013).

Ze względu na brak statystycznej różnicy pomiędzy średnimi, wielkości udziałów poszczególnych frakcji przyjęte do przygotowania danych wejściowych dla symulacji właściwych przyjęto przez uśrednienie zbiorów danych pogody mokrej i suchej. Otrzymane wartości wraz z analogicznymi danymi z 2013 r. przedstawiono w tabelach 5.10 do 5.12.

Tabela 5.10 Podział frakcyjny związków organicznych w ściekach mechanicznie oczyszczonych, przyjęty do badań symulacyjnych.

| Frakcje związków organicznych | Jednostka | WOŚ 2022 (n = 22) | WOŚ 2013 (n = 9) (Balbierz, 2016) |
|-------------------------------|---------------------------------|----------------------|---|
| ChZT | gO ₂ /m ³ | 556 ± 166 | 391 ± 20 |
| > 1,2 μm | % ChZT | 58,0 ± 11,9 | 55,6 ± 3,6 |
| 0,1 - 1,2 μm | % ChZT | 4,4 ± 4,7 | 4,2 ± 0,7 |
| < 0,1 μm | % ChZT | 37,6 ± 11,1 | 40,1 ± 3,8 |

Średnia wartość ChZT wyznaczona w trakcie szarży pomiarowej (556 gO₂/m³) nie odbiegała od wyników analizy danych laboratoryjnych z okresu 2018-2022 (Tabela 5.7). Jest ona jednak zauważalnie wyższa niż ta z 2013 roku (391 gO₂/m³). Udziały frakcji zawieszanej nadal stanowiły większość (58% ChZT), frakcja rozpuszczona niecałe 40% ChZT, a frakcja koloidalna niewiele ponad 4%.

Tabela 5.11 Podział frakcyjny związków azotu w ściekach mechanicznie oczyszczonych, przyjęty do badań symulacyjnych.

| Frakcje związków azotu | Jednostka | WOŚ 2022 (n = 22) | WOŚ 2013 (n = 9) (Balbierz, 2016) |
|-------------------------------|--------------------|----------------------|---|
| N _{og} | gN/m ³ | 75,9 ± 8,2 | 59,0 ± 3,0 |
| N-NH ₄ | % N _{og} | 64,8 ± 11,8 | 80,6 ± 3,7 |
| N _{org} | % N _{og} | 35,2 ± 11,8 | 19,4 ± 3,7 |
| N _{org} > 1,2 μm | % N _{og} | 18,6 ± 11,0 | 14,2 ± 2,6 |
| | % N _{org} | 53,9 ± 22,9 | 73,8 ± 8,0 |
| N _{org} 0,1 - 1,2 μm | % N _{og} | 3,1 ± 2,4 | 1,4 ± 0,6 |
| | % N _{org} | 9,6 ± 7,3 | 7,3 ± 3,7 |
| N _{org} < 0,1 μm | % N _{og} | 13,4 ± 10,1 | 3,8 ± 1,8 |
| | % N _{org} | 36,5 ± 22,2 | 18,9 ± 6,2 |

W porównaniu do 2013 roku, wzrosło również średnie stężenie związków azotu w ściekach mechanicznie oczyszczonych. Zauważalna jest jednocześnie zmiana w podziale frakcyjnym. Formy rozpuszczone stanowiły 78,2% N_{og} (spadek o ok. 15% w porównaniu z rokiem 2013) a wśród nich udział azotu organicznego rozpuszczonego wzrósł z ok. 4% N_{og} do ponad 13% N_{og} (Rysunek 5.18). Zmiana udziałów form rozpuszczonych, z punktu widzenia warunków pracy osadnika wtórnego, który jest

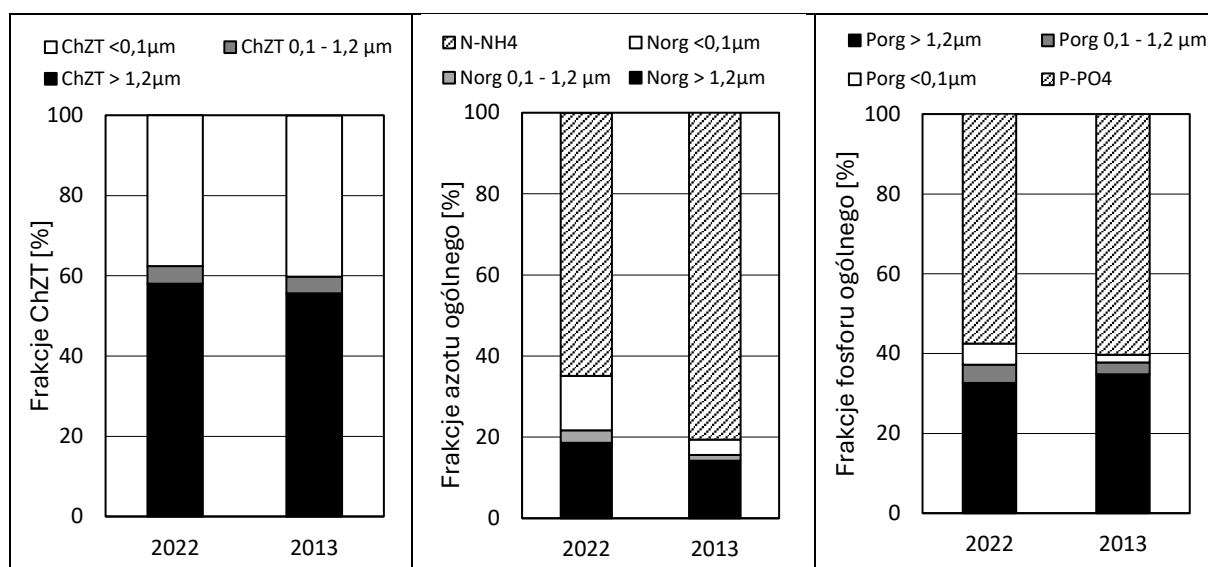
kluczowym obiektem decydującym o krótkoterminowych skutkach przeciążenia hydraulicznego, nie jest jednak znacząca.

W przypadku związków fosforu, udziały form zawieszonych, koloidalnych i rozpuszczonych, w porównaniu z 2013 rokiem pozostały bez zmian. Jedynie w zakresie form rozpuszczonych zwiększył się udział fosforu organicznego rozpuszczonego (2022 rok - 5,3% P_{og}; 2013 rok – 1,9% P_{og}) kosztem udziału fosforu fosforanowego (2022 rok – 57,6% P_{og}; 2013 rok – 60,3% P_{og}).

Tabela 5.12 Podział frakcyjny związków fosforu w ściekach mechanicznie oczyszczonych, przyjętych do badań symulacyjnych.

| Frakcje związków fosforu | Jednostka | WOŚ 2022 (n = 22) | WOŚ 2013 (n = 9) (Balbierz, 2016) |
|-------------------------------|--------------------|----------------------|---|
| P _{og} | gP/m ³ | 10,1 ± 2,2 | 7,4 ± 1,1 |
| P-PO ₄ | % P _{og} | 57,6 ± 8,0 | 60,3 ± 1,7 |
| P _{org} | % P _{og} | 42,4 ± 8,0 | 39,7 ± 1,7 |
| P _{org} > 1,2 μm | % P _{og} | 32,6 ± 7,7 | 34,8 ± 3,0 |
| | % P _{org} | 77,4 ± 12,9 | 87,7 ± 7,0 |
| P _{org} 0,1 - 1,2 μm | % P _{og} | 4,6 ± 4,7 | 3,0 ± 1,9 |
| | % P _{org} | 9,9 ± 7,6 | 7,5 ± 4,6 |
| P _{org} < 0,1 μm | % P _{og} | 5,3 ± 4,8 | 1,9 ± 1,4 |
| | % P _{org} | 12,7 ± 10,6 | 4,8 ± 3,6 |

Podsumowując, w okresie ostatnich 10 lat zauważalna zmiana podziału frakcyjnego ścieków mechanicznie oczyszczonych zaszła wyłącznie w zakresie rozpuszczonych form azotu i, w mniejszym stopniu, fosforu. Zmniejszeniu uległ udział nieorganicznych form azotu (NH₃ + NH₄⁺) we frakcji azotu ogólnego na rzecz rozpuszczonego azotu organicznego oraz analogicznie, udział frakcji nieorganicznej (fosfor fosforanowy) na rzecz rozpuszczonego fosforu organicznego (Rysunek 5.18). Wśród czynników mogących stać za tą zmianą znajdują się intensywny rozwój zachodnich osiedli miasta, leżących w bezpośrednim sąsiedztwie WOŚ (Stabłowice, Maślice) czy budowę sieci kanalizacyjnej w zachodniej (Jerzmanowo, Jarnottów, Złotniki) oraz północnej (Lipa Piotrowska, Świniary) części miasta w odległości 5-7 km od oczyszczalni. Wrocławska sieć kanalizacyjna charakteryzuje się rozległą, nizinną budową oraz oczyszczalnią ścieków leżącą ponad 15 km od centrum miasta co skutkuje wysokim stopniem amonifikacji azotu organicznego zawartego w ściekach surowych. Zwiększenie w sumarycznym strumieniu ścieków surowych udziału ścieków o krótkim czasie przetrzymania w sieci w jednoznaczny sposób przekłada się na zmniejszenie stężenia form nieorganicznych pierwiastków biogenych na korzyść ich form organicznych.



Rysunek 5.18 Porównanie udziału frakcyjnego związków organicznych (lewa), związków azotu (środek) oraz związków fosforu (prawa) dla roku 2013 (Balbierz, 2016) oraz 2022.

5.2.4.2. PODZIAŁ NA FRAKCJE MODELU ASM2d

Wyniki badań podziału frakcyjnego ze względu na stopień zdyspergowania przedstawione powyżej, uzupełnione o pomiary biodegradowalnego ChZT (bChZT), lotnych kwasów tłuszczowych (LKT), rozpuszczonego ChZT w ściekach oczyszczonych (sChZT_e) oraz zawiesin ogólnych oraz organicznych posłużyły do weryfikacji domyślnych wartości parametrów modelu frakcjonowania opisanego w rozdziale 4.2.5.2. Poniżej (tabele 5.13 i 5.14) zestawiono wyznaczone wartości udziałów poszczególnych frakcji ChZT, azotu ogólnego i fosforu ogólnego w ściekach mechanicznie oczyszczonych.

Tabela 5.13 Wartości parametrów modelu frakcjonowania ścieków mechanicznie oczyszczonych

| Parametr | Symbol | j.m. | Wartość domyślna | Wartość wyznaczona |
|---|--------------------|---------------|------------------|--------------------|
| Udział frakcji S_A w rozpuszczonym ChZT | f_{S_A} | g ChZT/g ChZT | 0,25 | $0,41 \pm 0,13$ |
| Udział frakcji S_F w rozpuszczonym ChZT | f_{S_F} | g ChZT/g ChZT | 0,375 | $0,44 \pm 0,15$ |
| Udział frakcji X_s w nierozpuszczonym ChZT | f_{X_s} | g ChZT/g ChZT | 0,69 | $0,62 \pm 0,14$ |
| Udział frakcji X_H w nierozpuszczonym ChZT | f_{X_H} | g ChZT/g ChZT | 0,17 | 0 |
| Przelicznik zawiesin ogólnych na nierozpuszczone ChZT | F_{TSSCOD} | g ChZT / g sm | 1,33 | $1,57 \pm 0,23$ |
| Udział azotu amonowego w azocie ogólnym | $f_{S_{NH}}$ | g N/ g N | 0,6 | $0,65 \pm 0,12$ |
| Udział fosforu fosforanowego w fosforze ogólnym | $f_{S_{PO}}$ | g P/g P | 0,5 | $0,58 \pm 0,08$ |
| Przelicznik całkowitego BZT na BZT ₅ | F_{BZT_5, BZT_c} | - | 0,66 | $0,84 \pm 0,08$ |

Wyznaczone wartości udziałów poszczególnych frakcji w ściekach mechanicznie oczyszczonych nie odbiegają w większości przypadków od wartości domyślnych. Wyjątkiem są zdecydowanie większy udział produktów fermentacji w rozpuszczonym ChZT (0,41 g ChZT/ g ChZT przy domyślnej wartości 0, 25 g ChZT/ g ChZT) oraz mniej jednoznaczna różnica pomiędzy domyślną a wyznaczoną wartością udziału frakcji S_F (odpowiednio 0,375 g ChZT/ g ChZT oraz 0,44 g ChZT/ g ChZT). Zwiększona zawartość łatwo biodegradowalnej materii organicznej w oczywisty sposób wpływa na wysoką wartość przelicznika całkowitego BZT na BZT_5 (0,84 przy wartości domyślnej 0,66).

Tabela 5.14 Udziały frakcji azotu i fosforu we frakcjach związków organicznych ściekach

| Parametr | Symbol | j.m. | Wartość domyślna | Wartość wyznaczona |
|---------------------------------------|-----------|--------------|------------------|--------------------|
| Udział azotu we frakcji S_I | i_{NSI} | g N / g ChZT | 0,01 | $0,04 \pm 0,02$ |
| Udział fosforu we frakcji S_I | i_{PSI} | g P/ g ChZT | 0 | $0,002 \pm 0,001$ |
| Udział azotu we frakcji S_F | i_{NSF} | g N / g ChZT | 0,03 | $0,04 \pm 0,03$ |
| Udział fosforu we frakcji S_F | i_{PSF} | g P/ g ChZT | 0,01 | $0,007 \pm 0,005$ |
| Udział azotu we frakcji zawieszonyj | i_{NXS} | g N / g ChZT | 0,04 | $0,046 \pm 0,03$ |
| | i_{NXI} | g P/ g ChZT | 0,02 | |
| Udział fosforu we frakcji zawieszonyj | i_{PXS} | g N / g ChZT | 0,01 | $0,011 \pm 0,03$ |
| | i_{PXI} | g P/ g ChZT | 0,01 | |

Przeprowadzone badania wykazały większe niż domyślne udziały azotu i fosforu w rozpuszczonych, niebiodegradowalnych związkach organicznych (S_I). Wartość otrzymana dla azotu była 4-krotnie wyższa, natomiast w przypadku fosforu wynosiła 0,002 g P/g ChZT i jest zauważalnie większa od wartości domyślnej równej zero. W przypadku frakcji S_F , zawartości azotu (0,04 g N/g ChZT) i fosforu (0,007 g P/g ChZT) były zbliżone do wartości domyślnych (odpowiednio 0,03 g N/g ChZT oraz 0,01 g P/g ChZT). Zbieżność wartości wyznaczonych oraz domyślnych zaobserwować można również w przypadku frakcji X_S . Wyznaczony udział azotu i fosforu we frakcji zawieszonyj obejmował zarówno frakcję wolno biodegradowalną (X_S) jak i inertną (X_I). Biorąc jednak pod uwagę rozkład zawieszonyj ChZT pomiędzy poszczególne frakcje, można uznać, że otrzymana wartość reprezentuje w większym stopniu parametry i_{NXS} oraz i_{PXS} . W związku z powyższym zdecydowano na zastosowanie wartości domyślnych i_{NXI} oraz i_{PXI} .

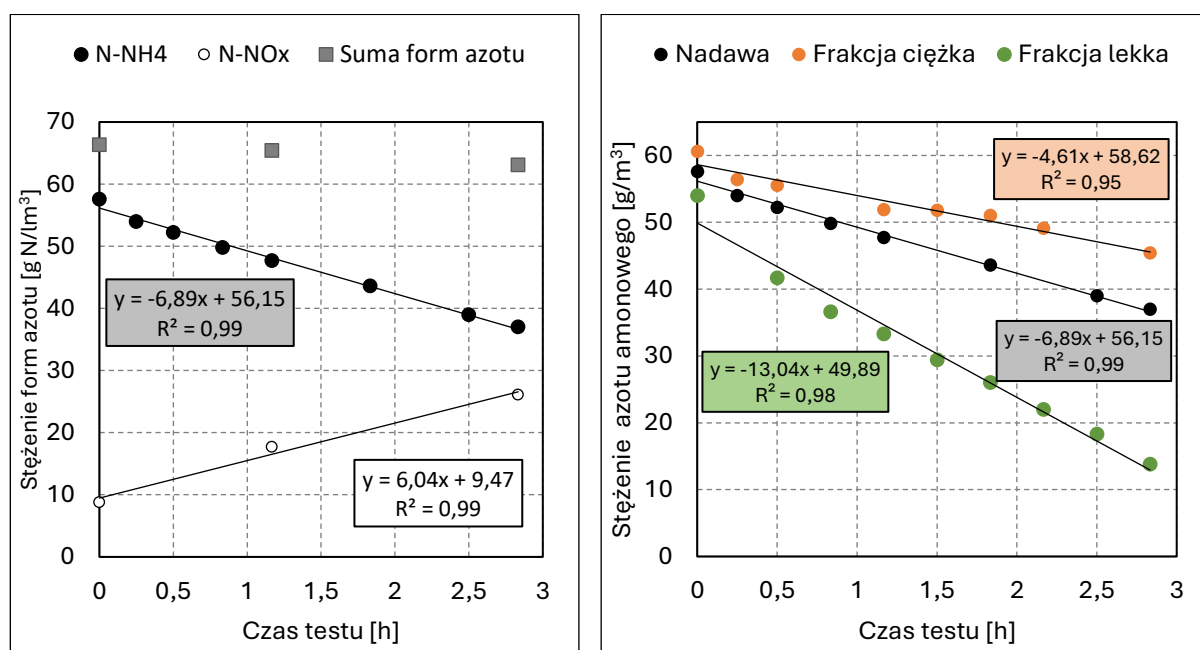
5.3. BADANIA KINETYCZNE OSADU CZYNNEGO

W tym rozdziale przedstawiono wyniki badań kinetycznych osadu czynnego, przeprowadzonych zgodnie z metodyką opisaną w pkt. 4.2.2, których wyniki posłużyły do weryfikacji tezy o selektywnym rozdziale frakcji biomasy X_{AUT} oraz X_{PAO} w instalacji grawimetrycznej selekcji osadu czynnego.

5.3.1. BADANIA SZYBKOŚCI NITRYFIKACJI

Strumienie odbierane z instalacji GSOC (frakcja lekka - FL i ciężka - FC) wytypowano do testów szybkości nitrifikacji jako te, w których może potencjalnie wystąpić największa różnica w wyznaczonych wartościach. W 4 z 6 wykonanych serii pomiarowych, wykonano dodatkowo testy szybkości nitrifikacji w strumieniu nadawy (N). Testy przeprowadzono w marcu oraz czerwcu 2020r. oraz w lipcu i sierpniu 2022r. zgodnie z metodyką przedstawioną w pkt. 4.2.2.

Na rysunku 5.19 przedstawiono przebieg stężeń form azotu w trakcie przykładowego testu szybkości nitrifikacji.



Rysunek 5.19 Przebieg zmienności stężeń form azotu w trakcie testów szybkości nitrifikacji – spadek stężenia azotu amonowego i przyrost form utlenionych azotu (lewa) oraz zestawienie szybkości spadku stężenia azotu amonowego dla różnych próbek osadu czynnego w jednej serii (prawa)

Dla każdego z wykonanych testów metodą regresji liniowej wyznaczono szybkość spadku stężenia azotu amonowego oraz, kontrolnie, szybkość przyrostu stężenia sumy utlenionych form azotu. Wyniki zbiorcze przedstawiono w tabeli 5.15.

Tabela 5.15 Wyznaczone szybkości nityfikacji

| Data | Fracja | Stężenie zawiesin organicznych - X_{org} | Szybkość nityfikacji r_V (N-NH ₄) | Szybkość nityfikacji r_V (N-NO _x) |
|------------|--------|--|---|---|
| | | kg smo/m ³ | kg N-NH ₄ /(m ³ h) | kg N-NO _x /(m ³ h) |
| 11.03.2020 | FL | 3,2 ± 0,58 | 6,53 ± 0,33 | 6,14 ± 0,61 |
| | FC | 2,8 ± 0,50 | 7,76 ± 0,17 | 6,08 ± 0,19 |
| 16.06.2020 | FL | 1,4 ± 0,26 | 7,00 ± 0,17 | - |
| | FC | 3,3 ± 0,59 | 18,19 ± 0,96 | - |
| 20.07.2022 | N | 3,28 ± 0,59 | 8,55 ± 0,45 | 8,11 ± 0,21 |
| | FL | 2,98 ± 0,54 | 8,51 ± 0,61 | 7,76 ± 1,17 |
| | FC | 2,99 ± 0,54 | 13,49 ± 0,35 | 12,44 ± 0,12 |
| 21.07.2022 | N | 3,19 ± 0,58 | 6,99 ± 0,43 | 7,97 ± 0,74 |
| | FL | 2,85 ± 0,51 | 7,64 ± 0,42 | 7,62 ± 0,91 |
| | FC | 3,09 ± 0,56 | 10,58 ± 0,54 | 10,64 ± 0,77 |
| 22.07.2022 | N | 2,95 ± 0,53 | 6,89 ± 0,26 | 6,04 ± 0,74 |
| | FL | 4,84 ± 0,87 | 13,04 ± 0,78 | 14,33 ± 0,91 |
| | FC | 1,77 ± 0,32 | 4,61 ± 0,45 | 4,19 ± 0,40 |
| 02.08.2022 | N | 4,41 ± 0,79 | 10,79 ± 0,38 | 9,52 ± 1,28 |
| | FL | 4,58 ± 0,82 | 9,05 ± 0,50 | 8,47 ± 1,26 |
| | FC | 5,05 ± 0,91 | 12,9 ± 0,50 | 10,48 ± 1,31 |

W celu sprawdzenia czy istnieje statystycznie istotna różnica pomiędzy zawartością nityfikantów w biologicznie aktywnej biomacie poszczególnych próbek osadu, otrzymane wartości szybkości objętościowej (r_V) przeliczono na wartości szybkości masowej ($r_m = \frac{r_V}{X_{org}}$). Metodą różniczki zupełnej obliczono niepewność jednostkowej szybkości nityfikacji zgodnie z równaniem 5.3.

$$\Delta r_m = \frac{1}{X_{org}} \cdot \Delta r_V - \frac{r_V}{X_{org}^2} \cdot \Delta X_{org} \quad (5.3)$$

gdzie Δr_m – niepewność standardowa jednostkowej szybkości nityfikacji, kg N/(m³ · g smo)

X_{org} – stężenie zawiesin organicznych, kg/m³

ΔX_{org} – niepewność standardowa stężenia zawiesin organicznych, kg/m³

r_V – objętościowa szybkość nityfikacji, kg N/(m³h)

Δr_V – niepewność standardowa objętościowej szybkości nityfikacji, kg N/(m³h)

Następnie przeprowadzono test istotności statystycznej różnic pomiędzy tak wyznaczonymi szybkościami nityfikacji dla frakcji ciężkiej i lekkiej (Clogg et al., 1995) dla przyjętego poziomu istotności równego 0,05, którego wyniki zestawiono w tabeli 5.16.

Tabela 5.16 Jednostkowe szybkości nityfikacji we frakcji ciężkiej i lekkiej oraz wartość prawdopodobieństwa testowego

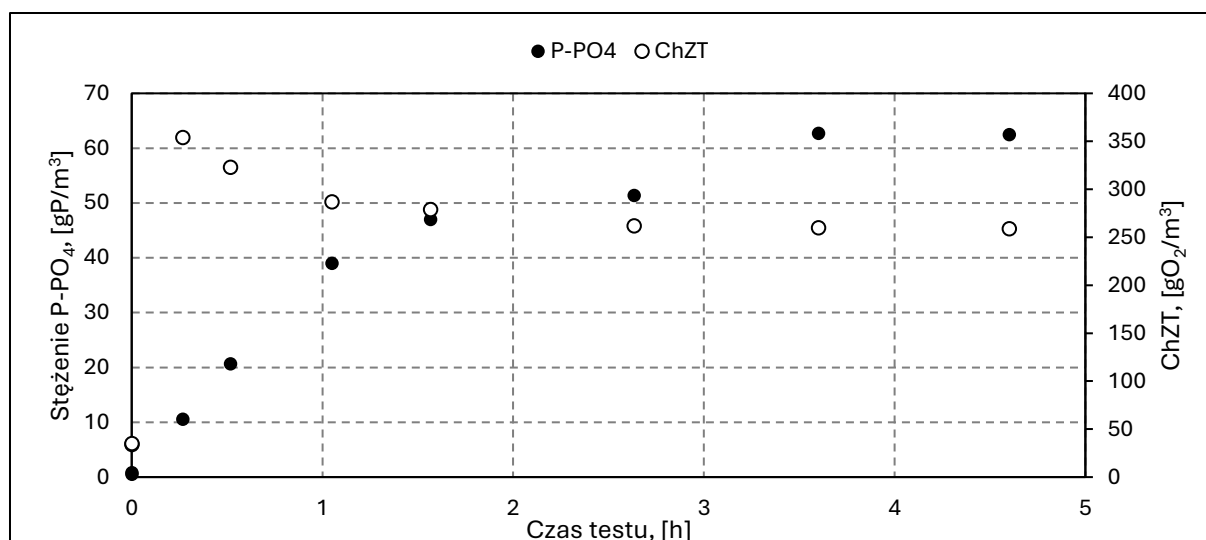
| Data | Szybkość jednostkowa r_m | | | Wartość p |
|------------|----------------------------|-----------------------|-----------------------|-----------|
| | Nadawa | Fracja ciężka | Fracja lekka | |
| | $g N/(g smo \cdot h)$ | $g N/(g smo \cdot h)$ | $g N/(g smo \cdot h)$ | - |
| 11.03.2020 | - | $2,79 \pm 0,44$ | $2,04 \pm 0,26$ | 0,093 |
| 16.06.2020 | - | $5,56 \pm 0,71$ | $4,84 \pm 0,76$ | 0,25 |
| 20.07.2022 | $2,61 \pm 0,84$ | $4,50 \pm 0,93$ | $2,86 \pm 0,72$ | 0,096 |
| 21.07.2022 | $2,14 \pm 0,81$ | $3,43 \pm 0,79$ | $2,68 \pm 0,63$ | 0,24 |
| 22.07.2022 | $2,34 \pm 0,86$ | $2,60 \pm 0,72$ | $2,69 \pm 0,65$ | 0,54 |
| 02.08.2022 | $2,45 \pm 0,63$ | $2,55 \pm 0,56$ | $1,98 \pm 0,47$ | 0,23 |

Fracja ciężka charakteryzuje się wyższą szybkością nityfikacji w pięciu z sześciu serii pomiarowych. Różnice te wahają się do 3,4% do 36,4%, jednak przeprowadzony test nie potwierdził statystycznej istotności tych różnic w żadnej serii pomiarowej. Ponadto, w trzech z czterech serii wartość szybkości nityfikacji nadawy była niższa niż wartości wyznaczone dla pozostałych dwóch strumieni. Oznacza to, że na podstawie wyników testów kinetycznych nie można potwierdzić selektywnego rozdziału frakcji autotroficznej osadu czynnego. Doniesienia literaturowe mówią o ok. 30% różnicy pomiędzy jednostkową szybkością nityfikacji pomiędzy frakcją ciężką, a lekką (Regmi et al., 2022). Publikacja ta nie zawiera jednak informacji, czy wartość ta bazuje na pojedynczym pomiarze czy pomiary te powtarzano. Brakuje też statystycznej analizy uzyskanych wyników. Mając powyższe na uwadze, na potrzeby symulacji przyjęto, że grawimetryczna selekcja osadu czynnego nie prowadzi do zmian udziałów frakcji autotroficznej (X_{AUT}) w poszczególnych strumieniach odbieranych z hydrocyklonu.

5.3.2. BADANIA UWALNIANIA FOSFORANÓW

Analogicznie do testów szybkości nityfikacji, badania szybkości uwalniania fosforanów przeprowadzono w próbkach osadu odbieranych z instalacji GOCS. W 3 z 4 wykonanych serii pomiarowych, wykonano dodatkowo testy szybkości nityfikacji w strumieniu nadawy. Testy przeprowadzono w okresie od października 2020 do sierpnia 2022 r. zgodnie z metodyką przedstawioną w pkt. 4.2.2.

Na rysunku Rysunek 5.20 przedstawiono przebieg zmienności stężeń fosforu fosforanowego oraz wartości ChZT w trakcie testu uwalniania fosforanów w warunkach anaerobowych.



Rysunek 5.20 Przebieg zmienności stężenia fosforu fosforanowego oraz wartości ChZT w czasie testu uwalniania fosforanów

Dla każdego z wykonanych testów określono ilość fosforu fosforanowego wydzielonego w jednostce objętości reaktora. Wyniki zbiorcze przedstawiono w tabeli 5.17.

Tabela 5.17 Wyznaczone wartości ilości wydzielonego fosforanu fosforanowego

| Data | Fracja | Stężenie zawiesin organicznych | Wydzielony P-PO ₄ |
|------------|--------|--------------------------------|------------------------------|
| | | <i>kg smo/m³</i> | <i>g P/m³</i> |
| 12.02.2021 | FL | 3,63 ± 0,65 | 23,2 ± 4,8 |
| | FC | 2,82 ± 0,51 | 20,8 ± 3,9 |
| 17.03.2021 | N | 2,51 ± 0,45 | 27,1 ± 5,1 |
| | FL | 2,45 ± 0,44 | 26,2 ± 4,9 |
| | FC | 2,62 ± 0,47 | 26,4 ± 4,8 |
| 21.07.2021 | N | 2,88 ± 0,52 | 35,2 ± 6,1 |
| | FL | 2,84 ± 0,51 | 34,7 ± 6,1 |
| | FC | 2,44 ± 0,44 | 26,6 ± 4,7 |
| 04.08.2022 | N | 3,24 ± 0,58 | 59,2 ± 10,7 |
| | FL | 3,30 ± 0,59 | 61,9 ± 11,3 |
| | FC | 3,17 ± 0,57 | 55,3 ± 10,0 |

W celu porównania wyznaczonych wartości, otrzymane wartości odniesiono do średniego stężenia zawiesin organicznych na początku testu. Metodą różniczki zupełnej obliczono niepewność jednostkowej ilości wydzielonego fosforu fosforanowego (równanie analogiczne do 5.3), a następnie przeprowadzono test istotności statystycznej różnic pomiędzy otrzymanymi wartościami dla frakcji lekkiej i ciężkiej przy przyjętym poziomie istotności statystycznej równej 0,05. Wartości prawdopodobieństwa testowego oraz jednostkowych ilości wydzielonego fosforu zestawione zostały w tabeli 5.18.

Tabela 5.18 Jednostkowe ilości wydzielonego fosforanu we frakcji ciężkiej i lekkiej oraz wartość prawdopodobieństwa testowego

| Data | Wydzielony P-PO ₄ | | | Wartość p |
|------------|------------------------------|------------------|------------------|-----------|
| | Nadawa | Frakcja lekka | Frakcja ciężka | |
| | <i>g P/g smo</i> | <i>g P/g smo</i> | <i>g P/g smo</i> | |
| 12.02.2021 | - | 6,4 ± 0,2 | 5,7 ± 0,1 | 0,086 |
| 17.03.2021 | 10,8 ± 0,1 | 10,8 ± 0,2 | 10,0 ± 0,1 | 0,094 |
| 21.07.2021 | 12,2 ± 0,2 | 12,2 ± 0,2 | 10,9 ± 0,2 | 0,068 |
| 04.08.2022 | 18,3 ± 0,4 | 18,8 ± 0,4 | 17,4 ± 0,4 | 0,13 |

We wszystkich seriach pomiarowych, frakcja ciężka charakteryzowała się najmniejszą jednostkową ilością wydzielonego w warunkach beztlenowych fosforu. Jednakże wartości dla poszczególnych strumieni osadu są do siebie zbliżone a przeprowadzona analiza wykazała brak statystycznie istotnej różnicy pomiędzy nimi. Na potrzeby symulacji przyjęto więc, że w instalacji grawimetrycznej selekcji osadu czynnego nie zachodzi selektywny rozdział frakcji biomasy akumulującej polifosforany (X_{PAO}).

5.4. KALIBRACJA I WALIDACJA MODELI OSADNIKA WTÓRNEGO

W poniższym rozdziale przedstawiono wyniki kalibracji wybranych trzech modeli osadnika wtórnego wraz z ich walidacją względem danych z testów przeciążenia osadnika. Model, który w najlepszym stopniu przewidywał zmienność wysokości warstwy osadu w trakcie testów został zastosowany w badaniach symulacyjnych pracy układu oczyszczania WOS. Kalibracja poszczególnych modeli została przeprowadzona wyłącznie na bazie danych zebranych w trakcie testów wsadowych w kolumnie sedymentacyjnej, przeprowadzonych zgodnie z metodyką opisaną w rozdziale 4.2.3, oraz danych operacyjnych z okresów normalnego obciążenia układu. Zweryfikowano w ten sposób, czy model, skalibrowany z wykorzystaniem danych zebranych w warunkach laboratoryjnych lub podczas normalnej pracy obiektu, jest w stanie oddać dynamikę zmian zachodzących w osadniku wtórnym w trakcie gwałtownego zwiększenia obciążenia. Testy wsadowe na potrzeby kalibracji przeprowadzono w tym samym tygodniu, w którym przeprowadzono stress-test osadnika. Dane operacyjnej zebrano z okresu poprzedzającego bezpośrednio stress-test.

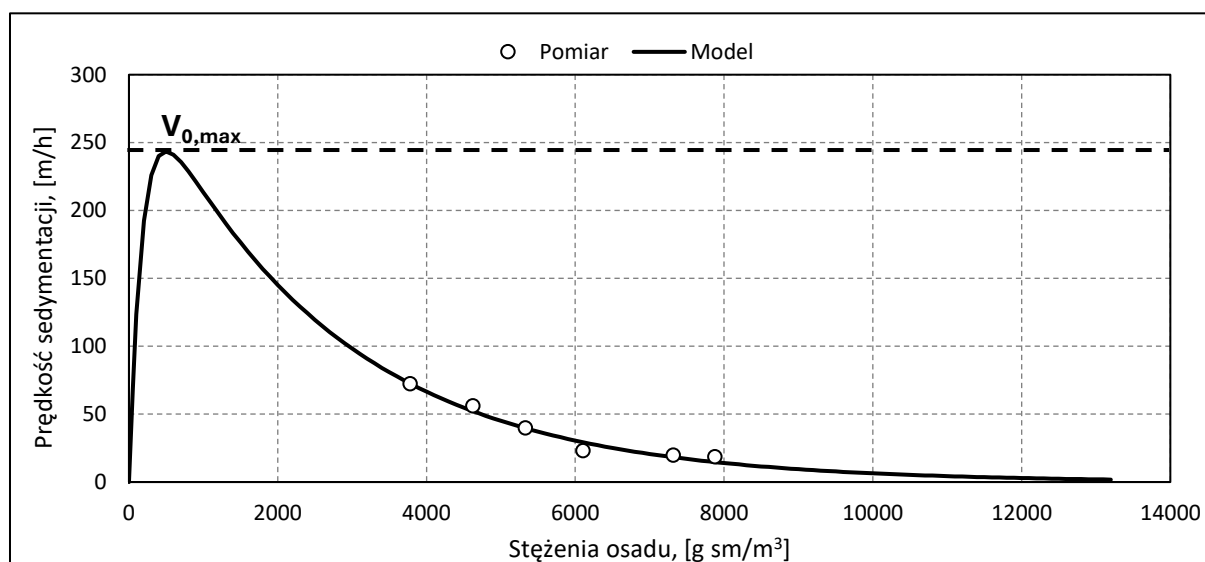
5.4.1. MODEL TAKACS'A

Przedstawiona w tym rozdziale kalibracja podstawowego dynamicznego, 10-warstwowego modelu osadnika wtórnego (Takács et al., 1991) polegała na wyznaczeniu wartości parametrów funkcji sedymentacji strefowej, określającej zależność prędkości sedymentacji od stężenia osadu. W niniejszej pracy zastosowano podwójnie wykładniczą funkcję sedymentacji (równanie (2.7) o pięciu parametrach (Tabela 5.19). Udział

nieopadającej frakcji osadu na doływie do osadnika (f_{ns}), pozwalający na wyznaczenie minimalnego stężenia osadu w górnych warstwach osadnika wtórnego, wyznaczono na podstawie stężenia zawiesin w ściekach oczyszczonych (X_e) oraz stężenia osadu zasilającego osadnik (X_0):

$$f_{ns} = \frac{X_e}{X_0} \quad (5.4)$$

Wartości V_0 , $V_{0,max}$, r_H , r_P wyznaczone na podstawie wyników wsadowych testów sedymentacji. Korzystając z algorytmu obszaru zaufanego metody najmniejszych kwadratów dla funkcji nieliniowych w programie Matlab®, oszacowano wartości paramentów V_0 , r_H oraz r_P . Wartość parametru $V_{0,max}$, maksymalnej prędkości sedymentacji strefowej, została wyznaczona jako globalne maksimum funkcji sedymentacji.



Rysunek 5.21 Dopasowanie skalibrowanej funkcji sedymentacji Takacs'a do wyników pomiarów.

Na rysunku 5.21 przedstawiono przebieg skalibrowanej funkcji sedymentacji względem wartości zmierzonych, a w tabeli 5.19 zestawiono wartości parametrów tej funkcji.

Tabela 5.19 Wartości parametrów skalibrowanego modelu Takacs'a.

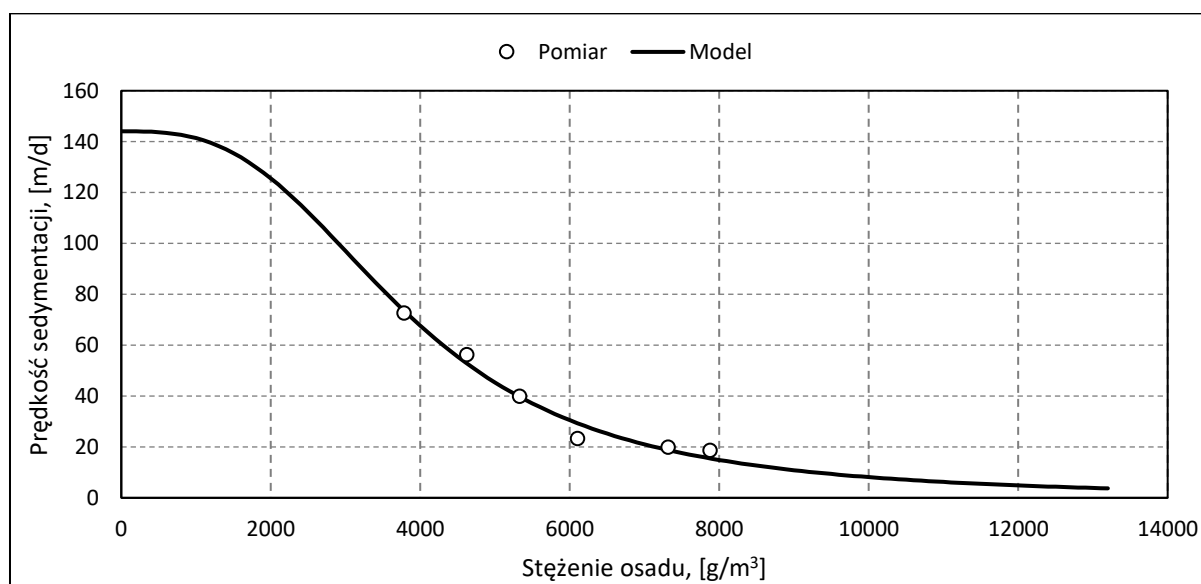
| Parametr | j.m. | Wartość |
|-------------|-------------|----------------------|
| V_0 | m/d | 315,9 |
| $V_{0,max}$ | m/d | 264,0 |
| r_H | $m^3/g\ sm$ | $3,90 \cdot 10^{-4}$ |
| r_P | $m^3/g\ sm$ | $5,90 \cdot 10^{-4}$ |
| f_{ns} | - | $8,9 \cdot 10^{-4}$ |

5.4.2. MODEL BURGER'A – DIEHL'A

Model Burger'a-Diehl'a (model BD), będący rozwinięciem modelu Takacs'a (model T), uwzględnia spadek prędkości sedymentacji związany z kompresją osadu oraz dyspersję wywołaną turbulencjami na wlocie do osadnika. W ogólnym równaniu bilansu masy, będącym punktem wyjścia dla modelu osadnika wtórnego (równanie (2.24), każde z tych zjawisk jest odzwierciedlone poprzez wprowadzenie dodatkowej funkcji – funkcji dyspersji oraz funkcji kompresji. Kalibracja modelu BD polega więc na wyznaczeniu wartości parametrów trzech funkcji składowych: funkcji sedymentacji strefowej, funkcji kompresji (d_{comp}) oraz funkcji dyspersji (d_{disp}).

5.4.2.1. KALIBRACJA PARAMETRÓW FUNKCJI SEDYMENTACJI STREFOWEJ

Na bazie przeprowadzonej analizy literatury, wytypowano potęgową funkcję sedymentacji (równanie (2.10) jako najbardziej odpowiednią do opisu sedymentacji strefowej w modelu BD (Torfs et al., 2017). Jej kalibracja została przeprowadzona analogicznie do kalibracji modelu T, tj. poprzez dopasowanie przebiegu krzywej funkcji sedymentacji do wartości prędkości sedymentacji strefowej, wyznaczonych w trakcie wsadowych testów sedymentacji, dla poszczególnych stężeń osadu. Wartości parametrów wyznaczono z wykorzystaniem algorytmu obszaru zaufanego metody najmniejszych kwadratów dla funkcji nieliniowych w programie Matlab®. Otrzymane wartości zestawiono w tabeli 5.21, a przebieg skalibrowanej funkcji względem punktów doświadczalnych przedstawiono na rysunku 5.22.



Rysunek 5.22 Dopasowanie skalibrowanej funkcji sedymentacji Diehl'a do wyników pomiarów

5.4.2.2. KALIBRACJA PARAMETRÓW FUNKCJI KOMPRESJI

Kalibracja funkcji kompresji modelu BD wymaga wyznaczenia wartości parametru α oraz krytycznego stężenia powyżej, którego zachodzi zjawisko kompresji - X_{CRIT} . Dodatkowo, w zdyskretyzowanych równaniach bilansu masy poszczególnych warstw (równania 2.26 – 2.34) pojawia się współczynnik kompresji D_{comp} , będący wartością całki oznaczonej funkcji kompresji w granicach $X-X_{\text{CRIT}}$ (równanie (2.35)). Jak przedstawiono w pkt. 2.3.2, wartość tego współczynnika jest określana wprost jeżeli możliwe jest znalezienie postaci funkcji pierwotnej do funkcji sedymentacji strefowej. Wybrana dla modelu BD wykładnicza funkcja sedymentacji strefowej nie posiada swojej funkcji pierwotnej w postaci, którą można zaimplementować w języku programu WEST. Oznacza to konieczność numerycznego oszacowania wartości współczynnika kompresji. Przedstawiony w literaturze algorytm pozwalający na oszacowanie współczynnika kompresji składa się z dwóch etapów i wykorzystuje całkowanie numeryczne metodą trapezów a następnie interpolację liniową (Bürger, Diehl, Faras, et al., 2012). Implementacja tego algorytmu w programie WEST nie jest możliwa, ze względu na konieczność zastosowania zmiennych wartości indeksów w pętli obliczeniowej w każdej warstwie osadnika. W Modelice, języku biblioteki modeli WEST, jest wymóg stałej wartości indeksów w poszczególnych komórkach macierzy, jaką jest model osadnika podzielonego na warstwy.

W związku z koniecznością obejścia ograniczeń środowiska obliczeniowego WEST, w ramach niniejszej pracy opracowano własną modyfikację modelu BD, pozwalającą na szacowanie wartości współczynnika kompresji D_{comp} , a następnie wyznaczenie wartości parametru α oraz stężenia krytycznego X_{CRIT} , wykorzystując estymację Bayesowską.

Zaproponowana modyfikacja modelu BD, polega na oszacowaniu wartości współczynnika kompresji z wykorzystaniem zastępczej funkcji pierwotnej dla funkcji sedymentacji. Przebieg zastosowanej w modelu funkcji sedymentacji przybliżono inną funkcją, posiadającą możliwą do zaimplementowania w środowisku WEST funkcję pierwotną. Postać funkcji zastępczej wyznaczono w trzech etapach, z których dwa pierwsze zrealizowano poza środowiskiem obliczeniowym programu WEST:

- całkowanie numeryczne, metodą trapezów, skalibrowanej funkcji sedymentacji w zakresie stężeń osadu od 0 do 25 000 g/m³ w celu otrzymania tzw. punktów „empirycznych”;
- aproksymacja przebiegu otrzymanej grupy punktów dwiema wybranymi funkcjami: wykładniczą (równanie 5.5) oraz wielomianem (równanie 5.6),

$$f(X) = A + B \cdot (1 - e^{(-C \cdot X)}) \quad (5.5)$$

gdzie A, B, C - parametry funkcji,

X – stężenie osadu, [g/m³].

$$f(X) = AX^4 + BX^3 + CX^2 + DX + E \quad (5.6)$$

gdzie A, B, C, D, E - parametry funkcji,

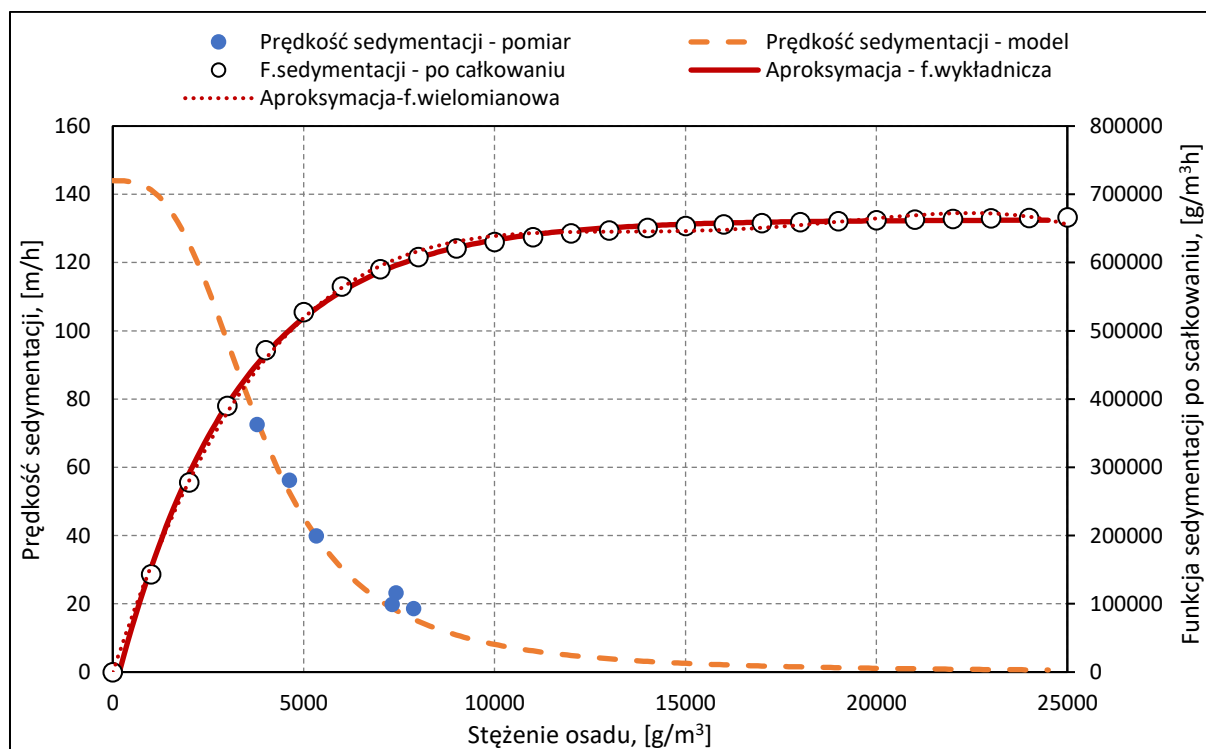
X – stężenie osadu, [g/m³].

- implementacja obu funkcji do modelu BD, a następnie zbadanie możliwości kalibracji parametrów kompresji w tak zmodyfikowanych modelach.

Na rysunku 5.23 przedstawiono wyniki dwóch pierwszych etapów. Obie funkcje bardzo dobrze oddają zmienność wartości punktów „empirycznych” w przyjętym zakresie, przy czym wartość sumy kwadratów reszt (SSE) wskazuje, że lepszym przybliżeniem jest funkcja wykładnicza. Wartości parametrów obu funkcji oraz SSE zostały zestawione w tabeli 5.20.

Tabela 5.20 Parametry funkcji zastępczych dla funkcji pierwotnej

| Parametr/SSE | Funkcja wykładnicza | Funkcja wielomianowa |
|--------------|-----------------------|------------------------|
| SSE | $6,52 \cdot 10^8$ | $1,26 \cdot 10^9$ |
| A | $-3,31 \cdot 10^4$ | $-1,08 \cdot 10^{-11}$ |
| B | $6,96 \cdot 10^5$ | $7,07 \cdot 10^{-7}$ |
| C | $-3,15 \cdot 10^{-4}$ | $-1,67 \cdot 10^{-2}$ |
| D | - | $1,71 \cdot 10^2$ |
| E | - | $-5,16 \cdot 10^2$ |



Rysunek 5.23 Aproksymacja numerycznie scałkowanej funkcji sedimentacji

Pierwsza z metodyk kalibracji parametrów kompresji modelu BD zaproponowana w niniejszej pracy, będąca modyfikacją procedury bazującej na symulacyjnej estymacji Bayesowskiej, przedstawionej przez B. Płósz'a (Płósz et al., 2020), składa się z następujących etapów:

- (a) budowa modelu BD kolumny sedimentacyjnej,
- (b) przyjęcie zakresu wartości dla poszczególnych kalibrowanych parametrów na podstawie analizy wartości literaturowych (X_{CRIT} : 3000 -10 000 g/m³, α : 0,2 – 1,0),
- (c) generowanie wartości *a priori* parametrów metodą LHS (Latin Hypercube Sampling) – 250 wartości z przedziału określonego na etapie (b),
- (d) dla każdej pary wartości parametrów *a priori*, wyznaczenie wartości końcowych - poprzez przeprowadzenie serii symulacji sedimentacji w kolumnie i minimalizację funkcji celu (równanie (5.7), zdefiniowanej jako suma kwadratów względnych różnic pomiędzy wartościami zmierzonymi (referencyjnymi) oraz wynikami symulacji wysokości warstwy osadu (SBH) i stężenia osadu na dnie kolumny (X_U) (Claeys, 2008), z wykorzystaniem algorytmu Simplex (Nelder & Mead, 1965),

$$J = J_{\text{SBH}} + J_{X_U} = \sqrt{\sum_{m=1}^{n_t} \left(\frac{y_{\text{SBH},m} - \hat{y}_{\text{SBH},m}}{y_{\text{SBH},m}} \right)^2} + \sqrt{\sum_{m=1}^{n_t} \left(\frac{y_{X_U,m} - \hat{y}_{X_U,m}}{y_{X_U,m}} \right)^2} \quad (5.7)$$

gdzie J – funkcja celu,

n_t – liczba punktów w referencyjnym szeregu czasowym,

y – wartość z symulacji,

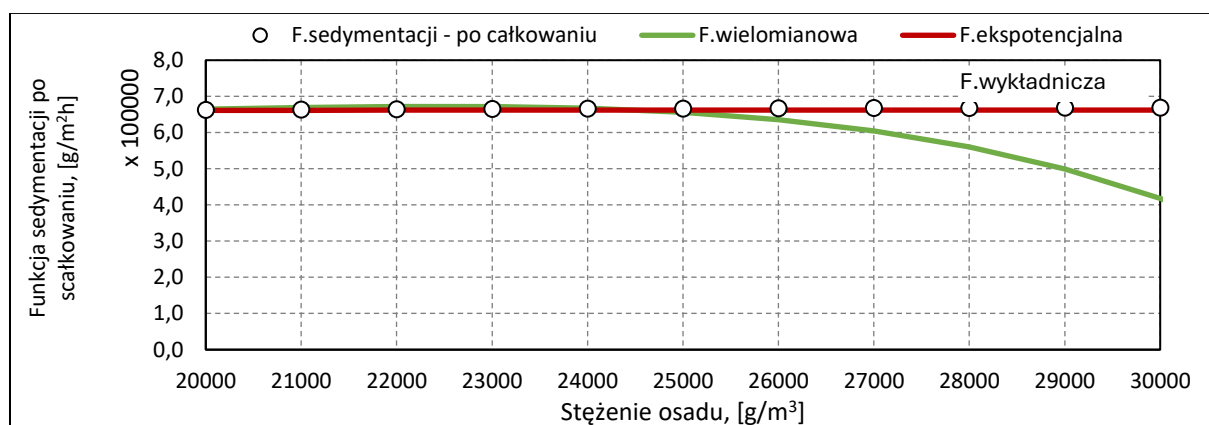
\hat{y} – wartość zmierzona (referencyjna)

(e) usunięcie parametrów, dla których funkcja celu przekracza przyjętą wartość progową (120% globalnego minimum funkcji celu) – uznane za minima lokalne,

(f) powtórzenie etapów (d) dla danych z pozostałych testów wsadowych (różnych stężeń początkowych osadu).

Próby przeprowadzenia kalibracji parametrów kompresji zgodnie z powyższą procedurą wykazały brak możliwości zastosowania w niej funkcji wielomianowej (równanie (5.6). Szeroki zakres analizowanych wartości parametrów kompresji powoduje, że w iteracyjnym procesie dążenia do minimalizacji funkcji celu mogą wystąpić przypadki takich par parametrów kompresji, które skutkują bardzo wysokim stężeniem osadu w dole kolumny. Jak widać na rysunku 5.24, gdy stężenie osadu wzrasta powyżej 25 000 g/m³, wartość funkcji wielomianowej maleje, mimo, że wartość numeryczna $\int_{X_C}^X v_s(X)dX$) pozostaje na stałym poziomie. Współczynnik kompresji wyliczony z wykorzystaniem funkcji wielomianowej w tym zakresie stężeń będzie więc malał wraz

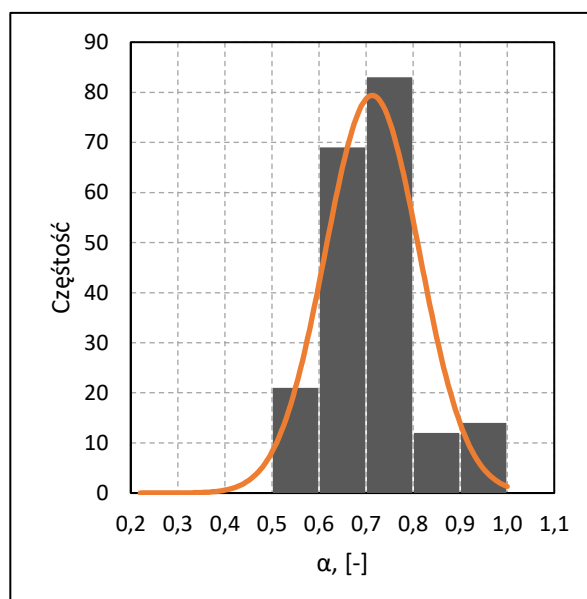
ze wzrostem stężenia. Kompresja osadu powoduje zmniejszenie prędkości sedymentacji, tak więc spadek wartości współczynnika kompresji wiąże się ze wzrostem wartości grawitacyjnego strumienia osadu. W efekcie, w dolnych warstwach kolumny, dochodzi do zachwiania bilansu masy, gdy z danej warstwy odplywa większy strumień grawitacyjny niż doptywa z warstwy powyzej, a powstały numeryczny bład uniemożliwia dalsze prowadzenie symulacji. W związku z powyższym, do dalszych badań wybrano funkcję wykładniczą.



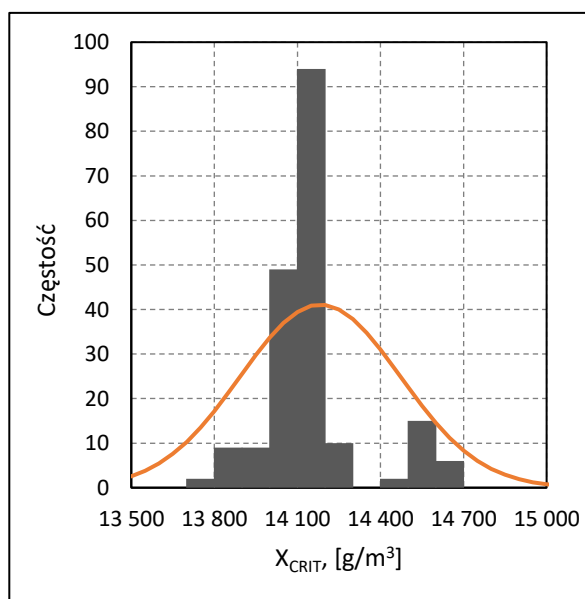
Rysunek 5.24 Aproksymacja numerycznie scałkowanej funkcji w zakresie wysokich stężeń osadu

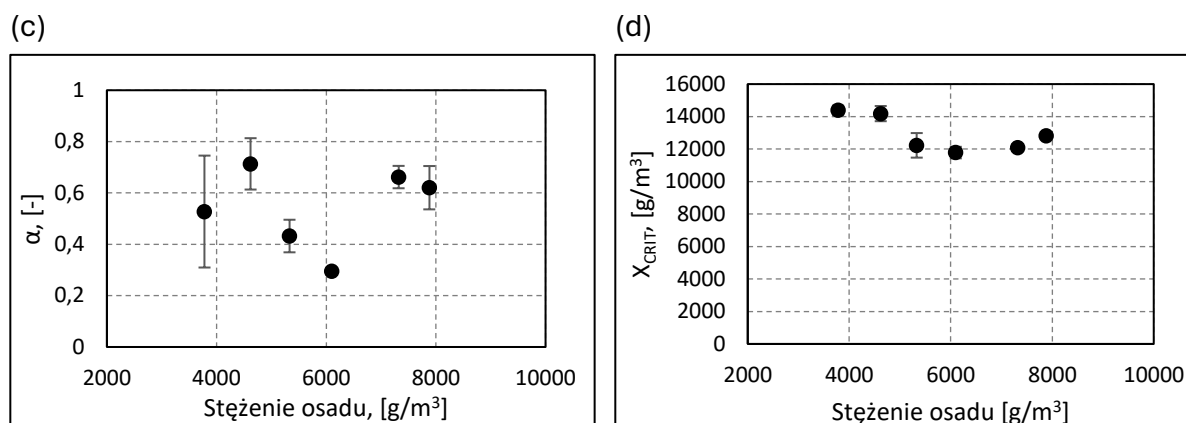
Na rysunku 5.25 przedstawiono wyniki estymacji parametrów funkcji kompresji (α oraz X_{CRIT}) przeprowadzonej zgodnie w opisaną powyżej metodyką. Histogramy (Rysunek 5.25a i 5.25b) przedstawiają przykładowe rozkłady końcowych wartości kalibrowanych parametrów wraz z dopasowaną krzywą rozkładu normalnego, uzyskane dla początkowego stężenia osadu w kolumnie sedymentacyjnej 4620 g/m³.

(a)



(b)



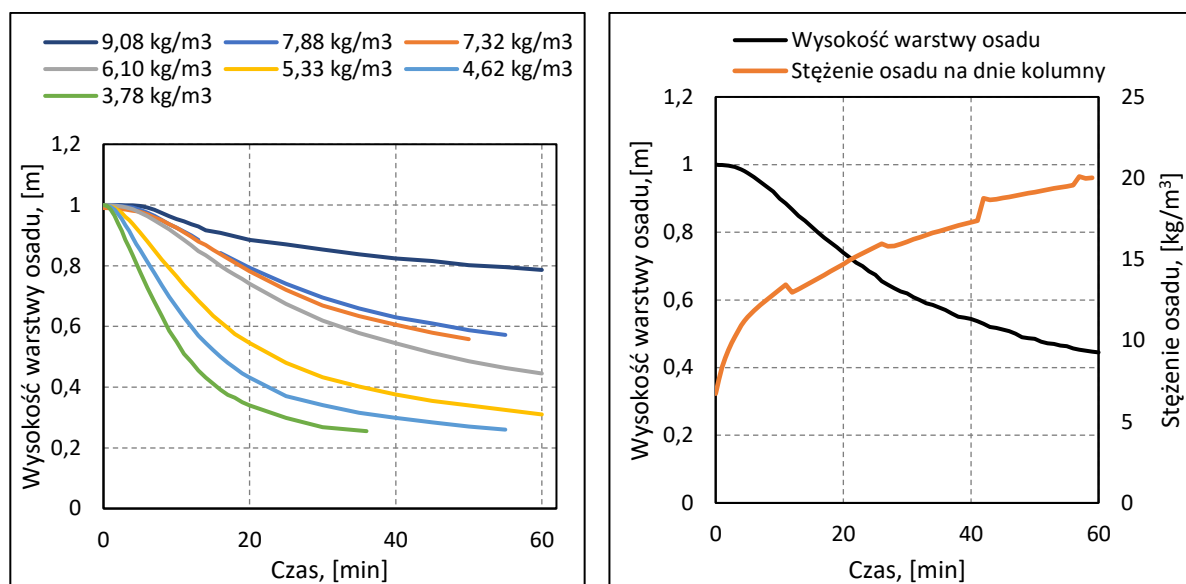


Rysunek 5.25 Wyniki estymacji parametrów α i X_{CRIT} (a), (b) – rozkłady wartości końcowych parametrów dla stężenia początkowego w kolumnie sedimentacyjnej 4620 g/m^3 , (c), (d) – wartości średnie oraz odchylenia standardowe końcowych parametrów dla całego zakresu danych.

Wartości średnie oraz odchylenia standardowe kalibrowanych parametrów, dla poszczególnych wsadowych testów sedimentacji, przedstawiono odpowiednio na rysunkach 5.25c i 5.25d. Wyznaczone na podstawie powyższej metodyki wartości stężenia krytycznego, mieszczące się w przedziale $12\,000 - 14\,000 \text{ g/m}^3$, są znacznie wyższe od wartości raportowanych dotychczas w literaturze (J. De Clercq, 2006; J. De Clercq et al., 2008; Locatelli et al., 2015; Ramin, Wágner, et al., 2014). Bazując na danych zebranych podczas wsadowych testów sedimentacji, określono szacunkową wartość stężenia krytycznego. Gdy stężenie początkowe w kolumnie przekracza wartość X_{CRIT} , etap kompresji osadu rozpoczyna się tuż po rozpoczęciu testu. Jak widać na rysunku 5.26 (lewa strona), przy stężeniu ok. 9 kg/m^3 , przebieg zmienności wysokości warstwy osadu po początkowym okresie opóźnienia jest zbliżony do przebiegu liniowego w całym zakresie stężeń. Brak dwóch punktów przegięcia krzywej sedimentacyjnej wskazuje na brak reżimu opadania strefowego i zachodzącą od początku testu dla tego stężenia kompresję osadu. Rozdzielczość danych (stężeń, dla których przeprowadzono testy) uniemożliwia dokładne określenie wartości X_{CRIT} , jednak na podstawie powyższej analizy można stwierdzić, że jest nie większa niż $9,08 \text{ kg/m}^3$, a co za tym idzie – niższa niż wartość wyznaczona z wykorzystaniem testowanej metodyki kalibracji.

Przedstawiony powyżej algorytm ma na celu dostosowanie symulowanego przebiegu stężenia osadu na dnie kolumny do rzeczywistego, bardzo szybkiego jego przyrostu w czasie (Rysunek 5.26 – prawa strona). Kompresja osadu, wynikająca z fizycznego stykania się ze sobą kłaczków osadu, oznacza zmniejszenie prędkości sedimentacji względem sedimentacji strefowej. Tak więc, wyższe wartości krytycznego stężenia X_{CRIT} zapewniają zachowanie odpowiedniej dynamiki wzrostu stężenia w początkowym etapie testu. Jednym z czynników, które mogły wpłynąć na sztuczną intensyfikację procesu zagęszczania osadu na dnie kolumny, mogła być m.in. budowa mieszadła wolnoobrotowego. Praca mieszadła, posiadającego poziomy pręt przy dnie kolumny

(Rysunek 4.6), umożliwiła delikatne wzruszanie stykających się ze sobą kłaczków osadu. Wspomagało to uwalnianie cieczy usidłonej między kłaczkami, a tym samym intensyfikowało zagęszczanie osadu.



Rysunek 5.26 Krzywe sedymentacji dla różnych stężeń początkowych (lewa strona) oraz krzywa sedymentacji i zmiana stężenia na dnie kolumny dla pojedynczego testu, przy stężeniu początkowym 6,10 kg/m³ (prawa strona).

Zasadność zastosowania danych z wsadowych testów sedymentacji do kalibracji parametrów kompresji została podniesiona przez Torfs (2015). Wskazano, że otrzymana, w dwóch niezależnych badaniach (J. De Clercq et al., 2008; Ramin, Wágner, et al., 2014), zależność X_{CRIT} od stężenia początkowego w kolumnie sedymentacyjnej może być podyktowana warunkami prowadzenia testu, czyli brakiem odbioru osadu z dna naczynia, a niekoniecznie właściwością danego osadu. W żadnej z publikacji postulującej zmienną wartość X_{CRIT} dla tego samego osadu nie wskazano fizycznego wytłumaczenia tej zmienności. W niniejszej pracy przyjęto więc, że wartość X_{CRIT} jest stała dla danego osadu.

5.4.2.3. KALIBRACJA PARAMETRÓW FUNKCJI DISPERSJI I KOMPRESJI

Biorąc pod uwagę przedstawione w poprzednim rozdziale wątpliwości, związane z wykorzystaniem danych z testów wsadowych do kalibracji parametrów kompresji, zaproponowano metodykę kalibracji bazującą na danych z pracy ciągłej osadnika wtórnego. W trakcie normalnej pracy osadnika wtórnego, poza sedymentacją strefową oraz kompresją osadu występuje również zjawisko dyspersji. Zmienność strumienia zasilającego obiekt powoduje, że okresowo mogą występować w nim turbulencje w obszarze studni centralnej, skutkujące wzburzeniem warstwy osadu. Proponowana metodyka obejmuje więc równoczesną kalibrację zarówno parametrów kompresji jak i dyspersji. Składają się na nią następujące, analogiczne do metodyki z pkt. 5.4.2.2, etapy:

(a) budowa modelu BD osadnika wtórnego,

(b) przyjęcie zakresu wartości dla poszczególnych kalibrowanych parametrów na podstawie analizy wartości literaturowych (X_{CRIT} : 1000 -10 000 g/m^3 ; α : 0,1 – 1,0; a_{MIX} : 0,1 - 1m^{-1} ; b_{MIX} : $8,0 \cdot 10^{-7}$ – $1,0 \cdot 10^{-4} \text{d/m}^2$)

(c) generowanie wartości *a priori* parametrów metodą LHS (Latin Hypercube Sampling) – 250 wartości z przedziału określonego na etapie (b),

(d) dla każdego zestawu wartości parametrów *a priori*, wyznaczenie wartości końcowych poprzez przeprowadzenie serii symulacji 10-dniowej pracy osadnika i minimalizację funkcji celu (równanie (5.8), zdefiniowanej jako sumę kwadratów względnych różnic pomiędzy wartościami zmierzonymi (referencyjnymi) oraz wynikami symulacji dla wysokości warstwy osadu (SBH) (Claeys, 2008), z wykorzystaniem algorytmu Simplex (Nelder & Mead, 1965),

$$J = J_{\text{SBH}} = \sqrt{\sum_{m=1}^{n_t} \left(\frac{y_{\text{SBH},m} - \hat{y}_{\text{SBH},m}}{y_{\text{SBH},m}} \right)^2} \quad (5.8)$$

gdzie J – funkcja celu,

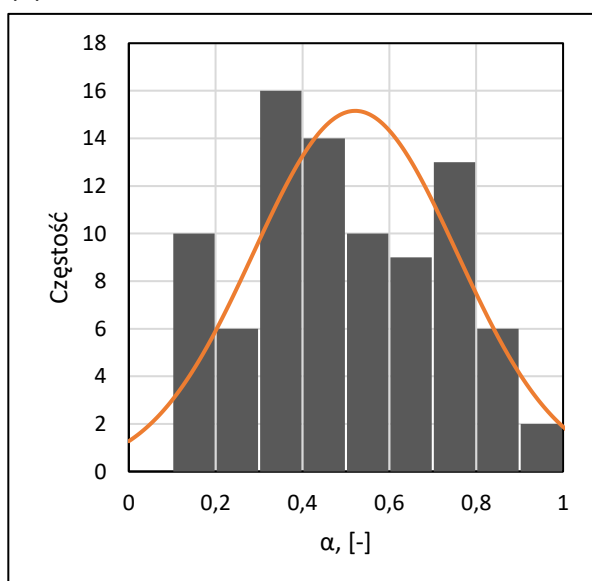
n_t – liczba punktów w referencyjnym szeregu czasowym,

y – wartość z symulacji,

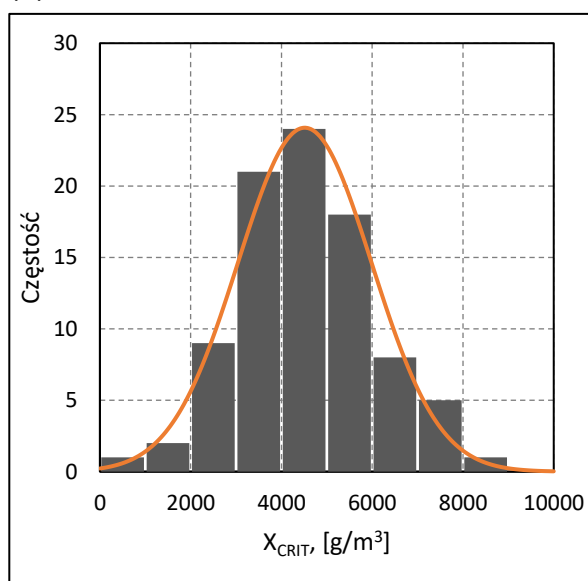
\hat{y} – wartość zmierzona (referencyjna)

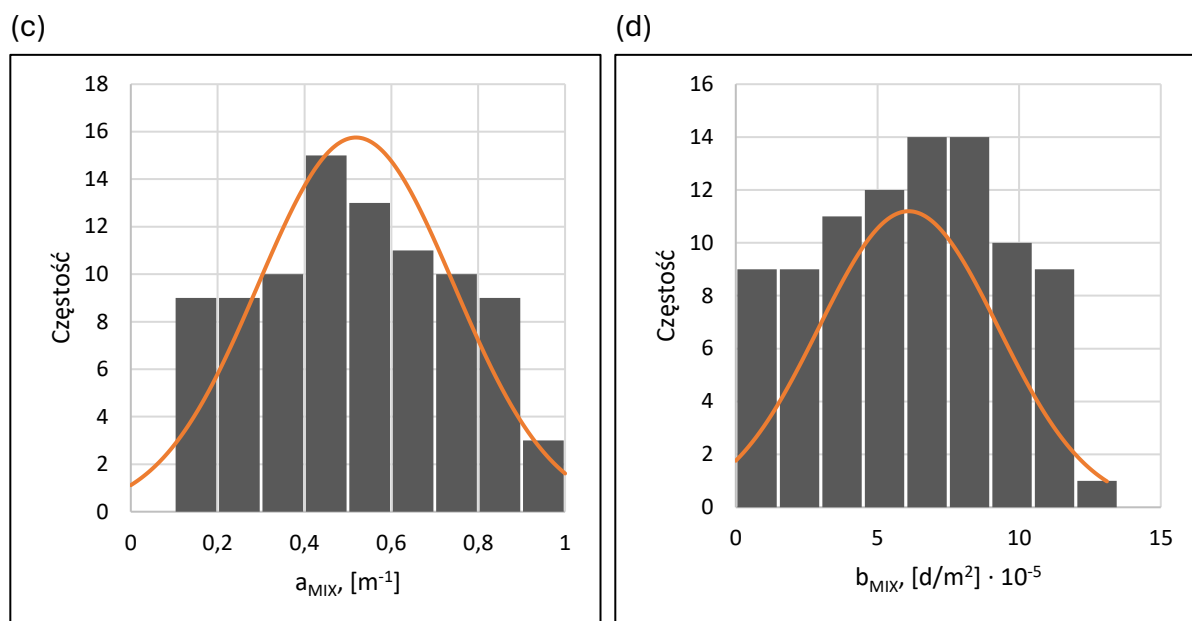
(e) usunięcie parametrów, dla których funkcja celu przekracza przyjętą wartość progową (120% globalnego minimum funkcji celu) – uznane za minima lokalne,

(a)



(b)





Rysunek 5.27 Wyniki estymacji parametrów funkcji kompresji: α (a), X_{CRIT} (b) oraz funkcji dyspersji: a_{MIX} (c), b_{MIX} (d) – rozkłady wartości końcowych kalibrowanych parametrów.

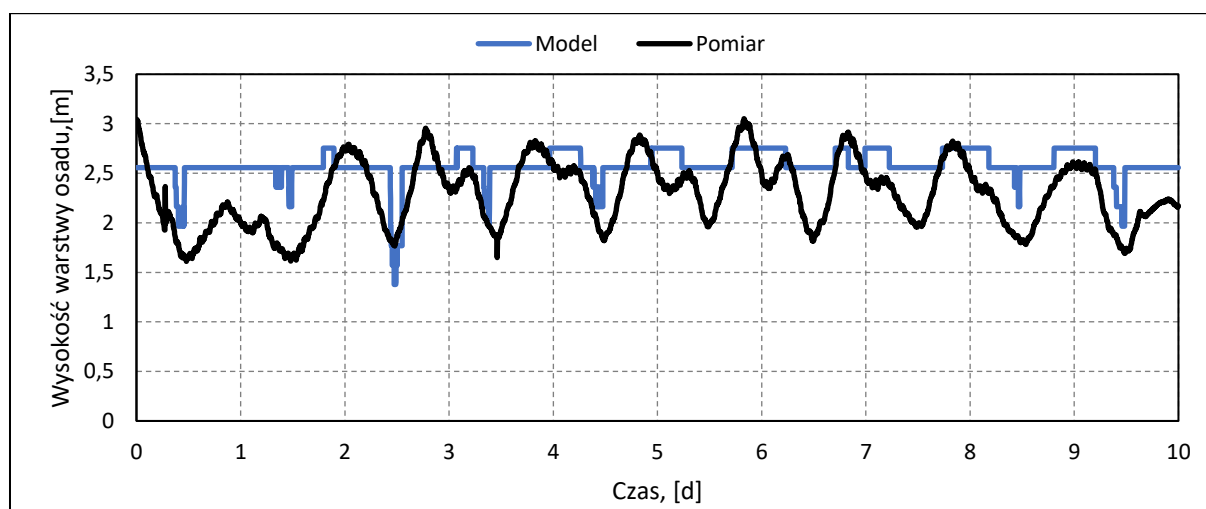
Wyniki estymacji parametrów kompresji i dyspersji, przeprowadzonej zgodnie z zaproponowaną powyżej metodyką, przedstawiono na rysunku 5.27. Średnie wartości dla parametrów funkcji dyspersji a_{MIX} i b_{MIX} wynoszą odpowiednio $0,52 \pm 0,23 m^{-1}$ oraz $(6,1 \pm 3,17) \cdot 10^{-5} d/m^2$. Parametry funkcji kompresji przyjmują natomiast średnią wartość: $\alpha = 0,52 \pm 0,23$, $X_{CRIT} = 4514 \pm 1474 g/m^3$. Wartości odchylenia standardowego sięgają nawet 50% średniej dla a_{MIX} , b_{MIX} oraz α a ich rozkłady wartości końcowych odbiegają od rozkładu normalnego (Rysunek 5.27a, c, d). Oznacza to wysoki stopień niepewności ich estymacji. Jedynie zbiór końcowych wartości krytycznego stężenia osadu (X_{CRIT}) charakteryzuje się rozkładem normalnym i odchyleniem standardowym na poziomie 30%. Warto zauważyć jednak, że wyznaczona wartość X_{CRIT} jest znacznie niższa, niż wartość oszacowana na podstawie krzywych sedymentacji (pkt. 5.4.2.2). Krzywa sedymentacji przy początkowym stężeniu osadu w kolumnie równym $4620 g/m^3$ nadal charakteryzowała się wyraźnym prostoliniowym odcinkiem charakterystycznym dla obszaru opadania strefowego, a więc w osadzie o stężeniu $4500 g/m^3$ nie zaobserwowano zjawiska kompresji. Zaproponowana metodyka nie pozwala więc na precyzyjne wyznaczenie wartości parametrów funkcji dyspersji i kompresji.

Przyjęte przy tworzeniu funkcji kompresji założenia mówią, że naprężenie efektywne (σ) jest funkcją wyłącznie stężenia osadu i dla danego osadu istnieje stała wartość stężenia krytycznego (X_{CRIT}), po przekroczeniu której kłaczki osadu są w ciągłym kontakcie i tworzą sieć zdolną do przenoszenia obciążeń (Aziz et al., 2000; Bürger, Concha, et al., 2000). Jednak próba wyznaczenia postaci funkcji kompresji, wyłącznie na podstawie danych o zmienności stężenia osadu na całej wysokości sedymentującego w kolumnie osadu, wykazała, że nie jest możliwe zamodelowania zjawiska kompresji, gdy jedyną zmienną

funkcji naprężenia efektywnego jest stężenie osadu (Diehl, 2014). Badania De Clercq (2006) i Ramin et al. (2014) również wykazały istnienie dodatkowych, jeszcze niezidentyfikowanych zmiennych wpływających na wartość naprężenia efektywnego, które zmieniało się w czasie. Torfs et al. (2015) wskazała na polidispersyjność oraz aktualny stopień zdyspergowania danego osadu jako na jedne z czynników mogących wpływać na zmienną w czasie efektywność kompresji. Badania w tym obszarze są jednak jeszcze na wczesnym etapie i dotyczą zależności jakościowych a nie ilościowych, a więc nie mają przełożenia na postać stosowanej w modelu BD funkcji kompresji.

Brak możliwości wyznaczenia jednoznacznych wartości parametrów kompresji i dyspersji może więc być podyktowana nie tyle cechami metodyki kalibracji, co niedostatkami samego modelu. Ewentualna modyfikacja funkcji kompresji i dyspersji jest poza zakresem niniejszej pracy. Kierując się pragmatyczną potrzebą stworzenia funkcjonalnego modelu osadnika wtórnego WOŚ, adekwatnie odzwierciedlającego dynamikę wysokości warstwy osadu i stężenia osadu, zdecydowano się na wykorzystanie powyższej metodyki do dalszych badań. Mimo wskazanych powyżej mechanistycznych niedoskonałości modelu BD, można było mieć nadzieję na jego skuteczną kalibrację (z pełną świadomością, że, w jakimś stopniu, będzie to dopasowanie krzywej, bez możliwości jednoznacznej fizycznej interpretacji oszacowanych wartości niektórych parametrów modelu), uwzględniając jednocześnie aspekty kompresji i dyspersji.

Na rysunku 5.28 przedstawiono wyniki symulacji zmienności wysokości warstwy osadu z wykorzystaniem oszacowanych wartości parametrów (wartości parametrów zestawiono w tabeli 5.21) wobec wartości rzeczywistych wykorzystanych w procesie kalibracji. Model w dobrym stopniu przewiduje średni poziom warstwy osadu oraz jego maksymalną dobową wysokość osiąganą w okresach normalnego obciążenia osadnika. W mniejszym stopniu jest natomiast w stanie przewidzieć poziom dobowego minimum.



Rysunek 5.28 Rzeczywisty oraz symulowany przebieg zmienności warstwy osadu.

Biorąc pod uwagę specyfikę docelowych symulacji – odpowiedź układu oczyszczania na zwiększone obciążenie hydrauliczne – kluczowa jest precyzja w predykcji wartości maksymalnej, a nie minimalnej. W związku z powyższym, w kolejnym etapie badań – etapie walidacji modelu – wykorzystano wartości parametrów zestawione w tabeli 5.21, mając świadomość ich wysokiego stopnia niepewności.

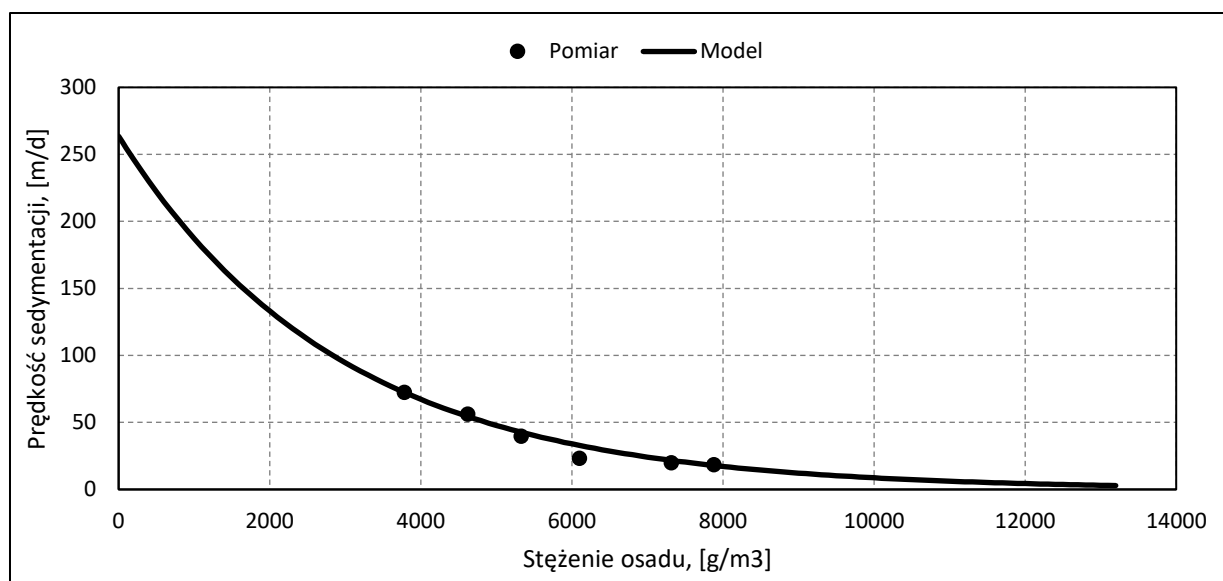
Tabela 5.21 Wartości parametrów skalibrowanego modelu Burger'a-Diehl'a.

| Parametr | j.m. | Wartość |
|------------|------------------|---------------------|
| V_0 | m/d | 144 |
| \bar{X} | g/m ³ | 3837 |
| q | - | 2,94 |
| α | - | 0,52 |
| X_{CRIT} | g/m ³ | 4514 |
| a_{MIX} | m ⁻¹ | 0,52 |
| b_{MIX} | d/m ² | $6,1 \cdot 10^{-5}$ |

5.4.3. MODEL PŁOSZ'A

Przestawione w literaturze równanie bilansu masy modelu Płosz'a (modelu P), podobnie do modelu BD, zawiera również człon dyspersji. W niniejszej pracy wykorzystano rozszerzenie modelu P rozdziałającego człon dyspersji na dwie składowe: człon uwzględniający poziomy przepływ osadu przy leju osadnika i człon opisujący dyspersję związaną z prędkością doływu osadu oraz odbioru ścieków oczyszczonych (równanie 2.38). W modelu wykorzystano wyznaczone przez Płósz et al.(2007) zależności wartości współczynników η i D_c kolejno od , prędkości strumienia zasilającego osadnik i prędkości strumienia ścieków oczyszczonych (równania (2.39) i (2.40)).

W modelu tym zastosowano funkcję sedymentacji bazującą na funkcji Vesilind'a i uwzględniającą spadek prędkości opadania w wyniku kompresji osadu po przekroczeniu granicznego stężenia krytycznego X_c (równanie (2.12), z pochodną efektywnego naprężenia wyrażoną równaniem 2.13. Kalibracja modelu sprowadza się do wyznaczenia wartości 5 parametrów wybranej funkcji sedymentacji (V_0 , r_H , X_{inf} , V_C , r_C). Wartości parametrów V_0 i r_H , odnoszących się do obszaru opadania strefowego, skalibrowano, analogicznie do parametrów funkcji sedymentacji strefowej modelu BD oraz modelu T, poprzez dopasowanie przebiegu krzywej funkcji sedymentacji do wyznaczonych, w trakcie wsadowych testów sedymentacji, wartości prędkości sedymentacji strefowej dla poszczególnych stężeń początkowych osadu, z wykorzystaniem algorytmu obszaru zaufanego metody najmniejszych kwadratów dla funkcji nieliniowych w programie Matlab®. Otrzymane wartości zestawiono w tabeli 5.22, a na rysunku 5.29 przedstawiono przebieg skalibrowanej funkcji względem punktów doświadczalnych.



Rysunek 5.29 Dopasowanie skalibrowanej funkcji sedymentacji Vesilind'a do wyników pomiarów.

Wartości parametrów X_{inf} , v_c , r_c , odnoszących się do obszaru kompresji osadu, skalibrowano wykorzystując zmodyfikowaną metodykę przestawioną przez Plósz et al., (2020) korzystając z danych o zmienności wysokości warstwy osadu (SBH) oraz stężenia osadu na dnie kolumny (X_U) podczas serii testów wsadowych:

- (a) wartość parametru maksymalnego stężenia osadu X_{inf} wyznaczono metodą regresji do równania o następującej postaci:

$$X_U(t) = A_X + (X_{inf} - A_X) \cdot (1 - \exp(-B_X \cdot t)) \quad (5.1)$$

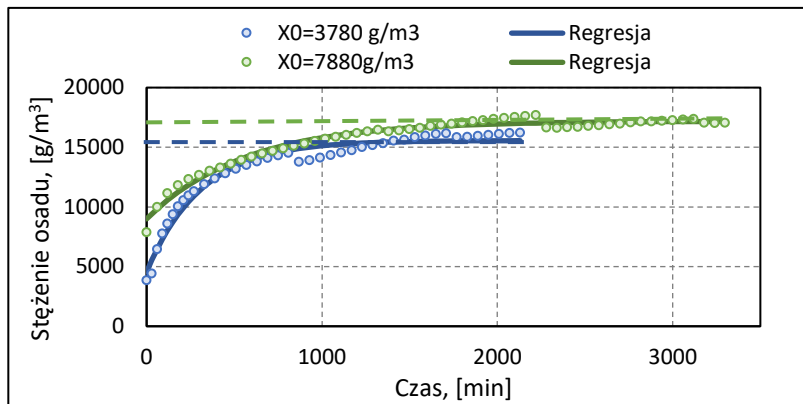
gdzie A_X , B_X – dodatkowe parametry regresji.

- (b) Przeprowadzenie etapów kalibracji opisanych w pkt. 5.4.2.2 (a-f) dla parametrów r_c i v_c . Przyjęto wartości *a priori* r_c w przedziale [0,5 – 6] oraz v_c w przedziale [0,005 – 0,2].

Przykładowe dwa przebiegi stężeń osadu na dnie kolumny sedymentacyjnej (dla największego i najmniejszego stężenia początkowego w kolumnie) przedstawiono na rysunku 5.30a, a wartości X_{inf} dla poszczególnych stężeń początkowych w testach wsadowych zestawiono w tabeli (Rysunek 5.30b). Warto zauważyć, że wartości X_{inf} różnią się od siebie. Maksymalne stężenie, do którego w trakcie testu sedymentacji osad jest w stanie zagęścić, nie jest więc parametrem charakterystycznym dla danego osadu, a na jego wartość wpływa sumaryczna masa osadu w naczyniu testowym. Wartość X_{inf} nie jest jednak zależna liniowo od X_0 - a jej maksimum zaobserwowano dla stężenia początkowego stanowiącego 77% najwyższego testowanego X_0 . Obserwacja ta jest zbieżna z wynikami uzyskanymi przez Plósz et al. (2020b), którzy najwyższe stężenie na dnie kolumny uzyskali dla X_0 stanowiącego 74% najwyższego testowanego stężenia. Do symulacji walidacyjnych przyjęto X_{inf}

odpowiadające wartości stężeniu X_0 najbardziej zbliżonego do stężenia osadu zasilającego do osadnik w trakcie stres-testu.

(a)



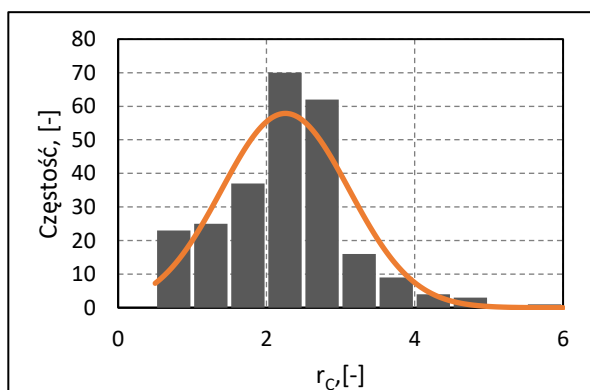
(b)

| X_0 , [g/m ³] | X_{inf} , [kg/m ³] |
|-----------------------------|----------------------------------|
| 3780 | 15568 |
| 4620 | 17022 |
| 5330 | 17610 |
| 6100 | 22005 |
| 7320 | 16215 |
| 7880 | 17188 |

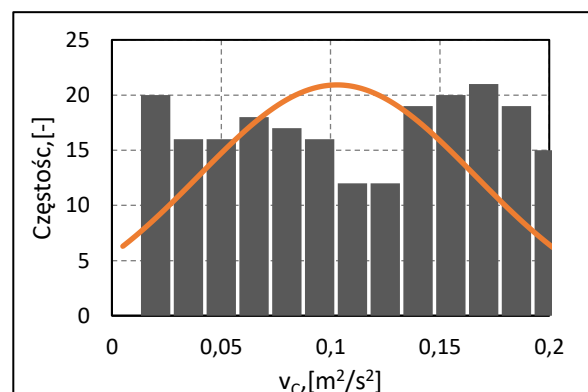
Rysunek 5.30 (a) Przebieg zmienności stężenia osadu na dnie kolumny podczas testów sedymentacyjnych oraz krzywe regresji dla stężenia początkowego 3,78 kg/m³ i 7,88 kg/m³, (b) Otrzymane wartości parametru maksymalnego stężenia dla poszczególnych stężeń początkowych w kolumnie sedymentacyjnej.

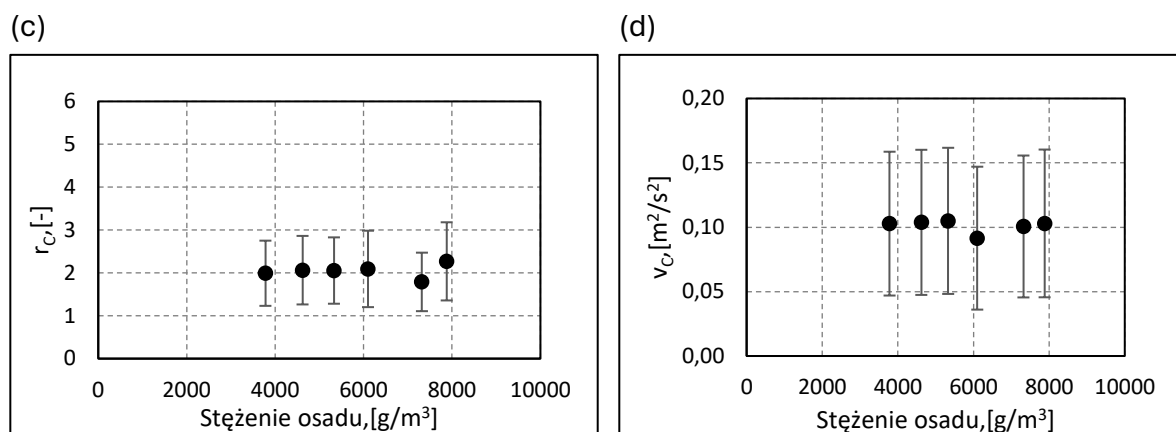
Wyniki estymacji parametrów r_c i v_c przedstawiono na rysunku 5.31. Histogramy (Rysunek 5.31a,b) przedstawiają rozkład wartości końcowych kalibrowanych parametrów (wraz z dopasowaną krzywą rozkładu normalnego) uzyskane dla początkowego stężenia osadu w kolumnie sedymentacyjnej 7880 g/m³. Wartości średnie oraz odchylenia standardowe kalibrowanych parametrów, dla poszczególnych wsadowych testów sedymentacji, przedstawiono na rysunku 5.31 (c, d). Rozkład wartości końcowych parametru r_c , mający charakter rozkładu normalnego, wskazuje jednoznacznie na optymalną wartość parametru. Uzyskane dla poszczególnych stężeń początkowych osadu średnie wartości r_c mieszczą się wąskim przedziale 1,79 - 2,27 (Rysunek 5.31c). Do symulacji walidacyjnych przyjęto więc stałą, uśrednioną wartość 2,04.

(a)



(b)





Rysunek 5.31 Wyniki estymacji parametrów r_c (a) i v_c (b) – rozkłady wartości końcowych parametrów dla stężenia początkowego w kolumnie sedymentacyjnej równego 7880 g/m^3 , (c), (d) – średnie wartości oraz odchylenie standardowe końcowych parametrów dla całego zakresu danych

Model był niewrażliwy na wartość parametru v_c , który z taką samą częstotliwością przyjmował wartości z całego, pierwotnie przyjętego przedziału (Rysunek 5.31b). Ma to swoje odbicie w zestawieniu średnich wartości parametru dla poszczególnych stężeń, które przyjmują zbliżoną wartość, będącą środkiem pierwotnie przyjętego przedziału, a wartość odchylenia standardowego sięga jego granic. Niewrażliwość modelu na wartość jednego z parametrów kompresji została zidentyfikowana również przez Ramin et al., (2014), przy czym w badaniach tych opisano pochodną naprężenia efektywnego za pomocą równania 2.15. Natomiast w badaniach Plósz et al. (2020a), stosującego to samo równanie opisujące pochodną naprężenia efektywnego co w niniejszej pracy, wykazano praktyczną identyfikowalność wszystkich parametrów modelu. Warto zaznaczyć jednak, że w pracy tej przyjęto stałą dla każdego osadu czynnego wartość maksymalnej prędkości sedymentacji V_0 zwiększając liczbę stopni swobody, natomiast pozostałe parametry modelu zostały skalibrowane z wykorzystaniem pomiarów trzech zmiennych (wysokość warstwy osadu oraz stężenie w środku i na dnie kolumny), a nie dwóch (wysokość warstwy osadu oraz stężenie na dnie kolumny) jak w prezentowanej rozprawie. Ze względu na brak wrażliwości modelu na wartość v_c , do symulacji walidacyjnych przyjęto wartość uśrednioną równą $0,10$.

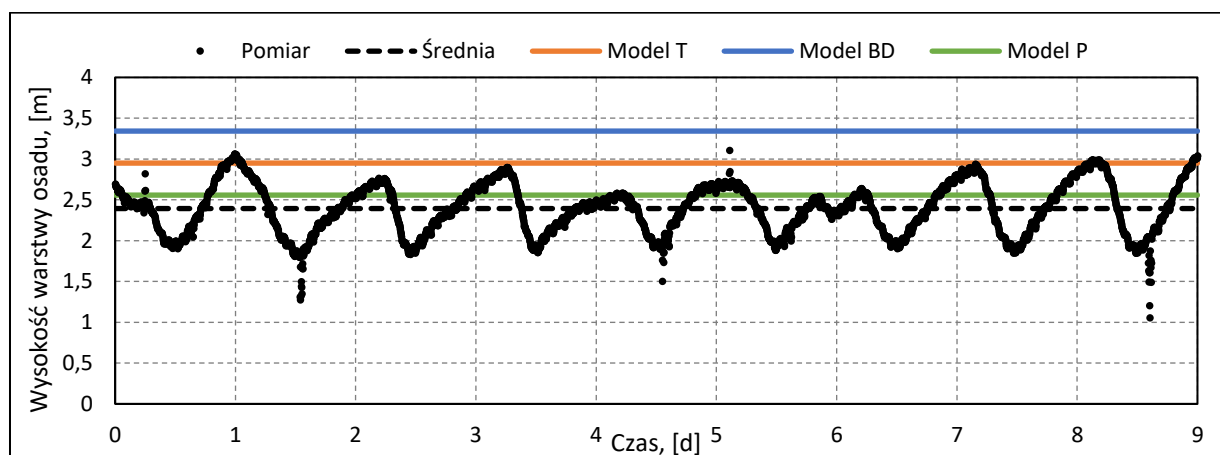
Tabela 5.22 Wartości parametrów skalibrowanego modelu Plosz'a.

| Parametr | j.m. | Wartość |
|------------------|-------------------------|---------|
| V_0 | m/d | 263,5 |
| r_H | m^3/g | 0,341 |
| v_c | m^2/s^2 | 0,10 |
| r_c | - | 2,04 |
| X_{inf} | g/m^3 | 22 005 |

5.4.4. WALIDACJA MODELI

Trzy modele osadnika wtórnego (T, BD oraz P), skalibrowane zgodnie metodykami opisanymi w pkt. 5.4.1 - 5.4.3., poddano walidacji z wykorzystaniem pomiarów wykonanych podczas testów przeciążenia hydraulicznego osadnika (stress-testu). Porównano wyniki pomiarów wysokości warstwy osadu oraz stężenia osadu odbieranego z leja (osadu recykulowanego) w trakcie testów z wynikami symulacji. Na tej podstawie:

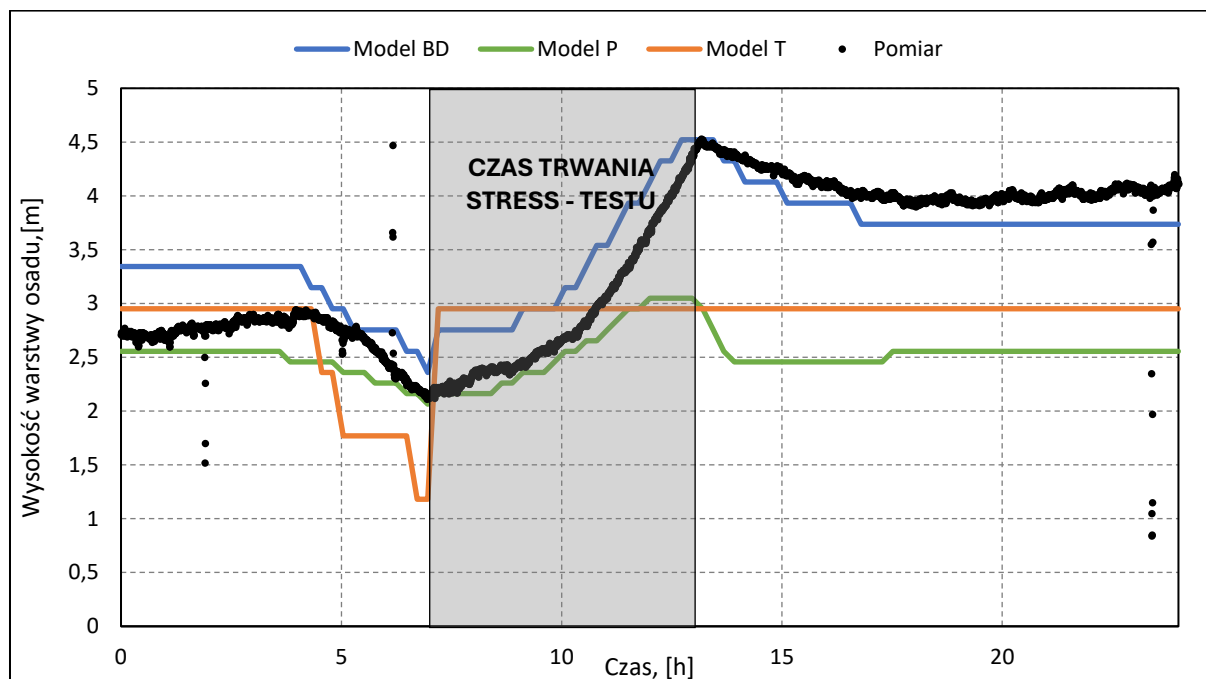
- wytypowano model, który w najlepszym stopniu przewidywał średnią wysokość warstwy osadu oraz stężenie osadu recykulowanego podczas normalnej pracy osadnika;
- wytypowano model, który w najlepszym stopniu przewidywał zmienność (tempo przyrostu oraz wartość maksymalną) wysokości warstwy osadu w trakcie stress-testu;
- wytypowano model, który w najlepszym stopniu przewidywał zmienność stężenia osadu recykulowanego w trakcie stress-testu;
- zweryfikowano czy kalibracja modelu osadnika w oparciu tylko o wyniki eksperymentów laboratoryjnych i danych z okresu normalnej pracy obiektu jest wystarczająca, by poprawnie przewidzieć dynamikę odpowiedzi obiektu na gwałtowne przeciążenie hydrauliczne.



Rysunek 5.32 Długookresowy przebieg zmienności wysokości warstwy osadu wraz z wartością średnią oraz wynikami symulacji stanu ustalonego.

Porównanie długookresowej zmienności i średniej wartości wysokości warstwy osadu w okresie normalnej pracy z wynikami symulacji stanu ustalonego poszczególnych modeli osadnika wtórnego przedstawiono na rysunku 5.32. Symulacje stanu ustalonego przeprowadzono wykorzystując wartości średnie stężenia osadu czynnego na doływie oraz średnie wielkości strumieni zasilającego i odbieranych z osadnika w okresie 9 dób przed przeprowadzonym stress-testem. Wysokość warstwy osadu wahała się w zakresie 1,8÷3,0 m podążając za zmiennością obciążenia osadników wynikającą z godzinowej zmienności doływu ścieków surowych w ciągu doby. Wartość średnia wynosiła 2,4 m. Wynik symulacji stanu ustalonego z wykorzystaniem modelu P (2,55 m) był najbardziej

zbliżony do rzeczywistej wartości średniej. Zastosowanie modelu T dało wynik równy maksymalnej, zarejestrowanej w tym okresie wartości, natomiast dla modelu BD otrzymana wysokość warstwy osadu była o ok. 0,5 m wyższa niż rzeczywista wartość maksymalna. Na tej podstawie można stwierdzić, że model P w najlepszym stopniu przewiduje średnią wysokość warstwy osadu w czasie normalnej pracy osadnika.



Rysunek 5.33 Przebiegi zmienności wysokości warstwy osadu podczas testu przeciążeniowego wraz z wynikami symulacji

Wyniki symulacji stanu ustalonego, dla każdego z modeli osadnika, były następnie punktem wyjścia dla symulacji dynamicznych. W symulacjach tych wykorzystano rzeczywistą zmienność wielkości strumieni doptywającego do i odptywającego z osadnika oraz rzeczywistą zmienność stężenia osadu na doptywie do osadnika w dobie, w której przeprowadzono stress-test. Wyniki symulacji oraz pomiarów wysokości warstwy osadu przedstawiono na rysunku 5.33.

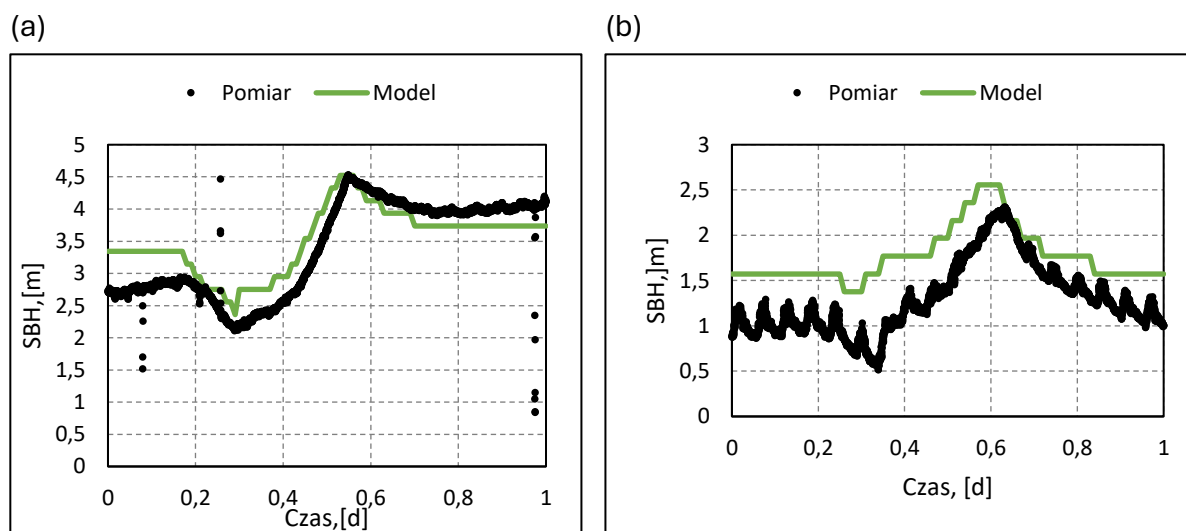
Model T nie był w stanie poprawnie oddać dynamiki rzeczywistych zmian. Przeszacowany został spadek wysokości warstwy osadu związany ze spadkiem obciążenia w 5 i 6 godz. symulacji – prawdopodobnie ze względu na brak uwzględnienia kompresji osadu w dolnej części osadnika, co spowodowało, że poziom do którego wzrosła warstwa osadu po rozpoczęciu testu przeciążeniowego był niższy niż w rzeczywistości. Reakcja modelu na nagłe przeciążenie hydrauliczne była też znacznie gwałtowniejsza, niż w prawdziwym obiekcie. Wysokość warstwy osadu z wartości minimalnej wzrosła błyskawicznie o 1,8 m, osiągając poziom maksymalny, nieprzekraczający jednak wysokości warstwy osadu dla stanu ustalonego przy normalnym obciążeniu. Brak uwzględnienia w modelu T kompresji i dyspersji osadu skutkuje, widocznym na rysunku 5.33, brakiem płynności zmian

wysokości warstwy osadu oraz niedoszacowaniem jej maksymalnej wartości w warunkach dynamicznie zmieniającego się obciążenia.

Model P, z zaimplementowaną funkcją sedymentacji uwzględniającą kompresję osadu, w bardzo dobrym stopniu oddawał rzeczywistą zmienność wysokości warstwy osadu w okresie normalnego obciążenia osadnika oraz przez pierwsze 3 godz. stress-testu (0 - 10 godz. symulacji). Model z dużą dokładnością przewidział zarówno do jakiej wartości spadnie wysokość warstwy osadu przy zmniejszeniu obciążenia jak i dynamikę tej zmiany. Rozbieżności pomiędzy wynikami symulacji a pomiarami pojawiły się od 10 godz. symulacji. Model P znacząco nie doszacował wzrostu wysokości warstwy osadu (3,0 m wobec rzeczywistej wartości 4,5 m). Przy gwałtownym zwiększeniu prędkości zasilania osadnika duży wpływ na wynikową wysokość warstwy osadu ma zjawisko dyspersji, które w modelu P jest opisane przy pomocy współczynnika redukcji przepływu konwekcyjnego oraz współczynnika dyspersji z kontrolą ruchu konwekcyjnego (równanie 2.38). Wartości tych współczynników są wyliczane na podstawie równań (2.39) (2.40), które zawierają sumarycznie 5 parametrów. W przeprowadzonych symulacjach przyjęto ich wartości domyślnie, wyznaczone na podstawie serii symulacji CFD przeprowadzonych dla szerokiego zakresu warunków operacyjnych (Plósz et al., 2007). Porównanie symulowanego przebiegu wysokości warstwy osadu w trakcie stress-testu z przebiegiem rzeczywistym (Rysunek 5.33) wskazuje jednak jednoznacznie, że wartości tych parametrów nie są uniwersalne, a uwarunkowane specyfiką danego obiektu w zakresie geometrii osadnika, konstrukcji studni centralnej i układu odbierającego osad. W przytoczonym powyżej artykule wartości parametrów dyspersji zostały wyznaczone poprzez iteracyjne dopasowywanie wynikowego profilu stężenia osadu na całej wysokości osadnika do profilu uzyskanego z wykorzystaniem skalibrowanego modelu CFD. Wśród regularnie zbieranych danych operacyjnych WOŚ, tylko jedna zmienna (wysokość warstwy osadu) niesie informacje, które mogłyby być wykorzystane do kalibracji parametrów dyspersji. Bez danych pomiarowych pionowego profilu stężenia osadu, jest to zbyt mało by jednoznacznie oszacować wartości 5 parametrów modelu. Wykorzystana w niniejszej pracy metodyka kalibracji modelu P daje bardzo dobre efekty w przypadku symulacji pracy osadnika w normalnych warunkach pracy. Jeżeli jednak celem badań symulacyjnych jest poznanie odpowiedzi układu oczyszczania na nagłe przeciążenie hydrauliczne, metodykę tę należałoby rozszerzyć o dodatkowy etap kalibracji parametrów dyspersji. Wymagałby on jednak budowy i kalibracji modelu CFD lub przeprowadzenia badań zmienności profilu stężenia warstwy osadu dla różnych wartości obciążenia osadnika. Z uwagi na główny cel pracy oraz ograniczenia organizacyjne i czasowe, dalsze prace w tym zakresie odłożono poza niniejszą dysertację.

Model BD, mimo przeszacowania średniego poziomu warstwy osadu w czasie normalnej pracy osadnika, w zadowalającym stopniu oddał rzeczywistą zmienność wysokości warstwy osadu podczas testu przeciążeniowego (zarówno w okresie zmniejszenia obciążenia jak i po gwałtownym jego zwiększeniu). Co warto podkreślić, model nie tylko przewidział z bardzo dużą dokładnością maksymalną wartość do jakiej wzrosnie wysokość warstwy osadu oraz dynamikę tej zmiany, ale również utrzymanie się podwyższonego poziomu osadu po zakończeniu stress-testu. Jest to szczególnie ważne w kontekście badań symulacyjnych opisanych w kolejnym podrozdziale, ponieważ ich celem było zarówno poznanie odpowiedzi układu na przeciążenie hydrauliczne jak i jego zachowanie po ustaniu zwiększonego obciążenia.

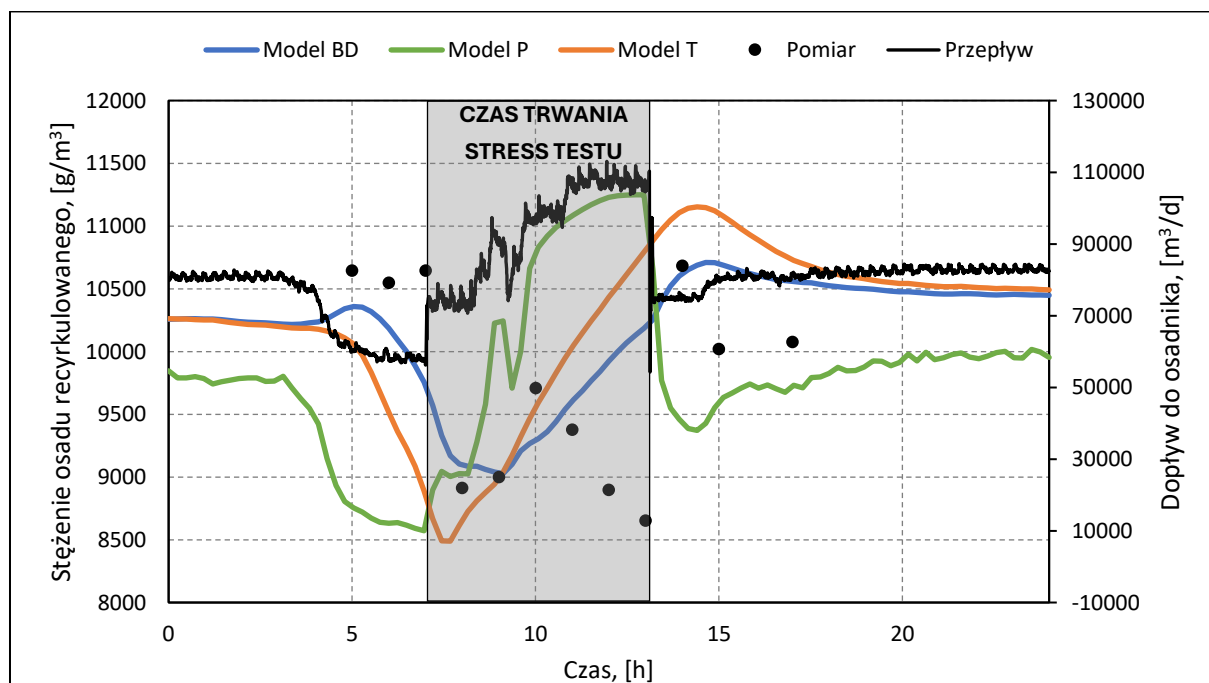
Mając powyższe na uwadze, przyjęto wstępnie, że do docelowych badań symulacyjnych zostanie zastosowany model BD. W celu potwierdzenia uniwersalności opracowanej metodyki kalibracji, proces kalibracji i walidacji przeprowadzono ponownie, przy odmiennych (znacznie lepszych) właściwościach sedymentacyjnych osadu w okresie letnim. Zestawienie zamodelowanego oraz rzeczywistego przebiegu zmienności wysokości warstwy osadu dla testów przeciążeniowych osadnika w okresie letnim i zimowym przedstawiono na rysunku 5.34. Zarówno dla dobrych jak i słabych właściwości sedymentacyjnych, zaprezentowana w rozdziałach 5.4.2.1 i 5.4.2.3 metodyka pozwoliła uzyskać modele, które w zadowalającym stopniu były w stanie oddać dynamikę zmian wysokości warstwy osadu, a różnice pomiędzy rzeczywistą a zamodelowaną wartością SBH w okresie wysokiego obciążenia osadnika ładunkiem osadu nie przekraczały 0,5m.



Rysunek 5.34 Przebiegi zmienności wysokości warstwy osadu podczas testu przeciążeniowego wraz z wynikami symulacji dla okresu zimowego (a) i letniego (b)

Zdolność modelu do oddania poprawnej wysokości warstwy osadu jest kluczowa dla krótkoterminowych symulacji przeciążenia hydraulicznego, ponieważ warunkuje ona możliwość trafnego przewidzenia czy nastąpi masowa ucieczka osadu czynnego ze

strumieniem ścieków oczyszczonych. Jeżeli jednak celem analizy jest długookresowy wpływ zdarzenia opadowego na pracę układu oczyszczania, należy zwrócić uwagę również na trafność przewidywania przez model rzeczywistej zmienności stężenia osadu odbieranego z osadników wtórnych. Niedoszacowanie lub przeszacowanie ładunku biomasy w osadzie recykulowanym przekłada się na błędy zaniżenia lub zawyżenia stężenia osadu w blokach biologicznych. To następnie skutkuje błędami w predykcji jakości ścieków oczyszczonych. Mając to na uwadze, przeanalizowano zdolność modeli T, BD i P do oddania rzeczywistej dynamiki zmian stężenia osadu odbieranego z osadnika. Wyniki symulacji dynamicznych oraz pomiarów wykonanych w trakcie stress-testu przedstawiono na rysunku 5.35. Ze względu na brak wiarygodnych danych z sondy gęstości osadu recykulowanego w okresie prowadzenia stress-testu, zmienność stężenia tego strumienia określono na podstawie analiz laboratoryjnych pobieranych regularnie w trakcie testu próbek chwilowych. Przebiegi symulowanej zmienności stężenia osadu recykulowanego dla modeli T i BD były do siebie bardzo zbliżone, przy czym dla modelu BD, ze względu na zaimplementowaną w nim funkcję kompresji, zakres zmian był mniejszy. Modele te przewidywały również takie samo stężenie na dnie osadnika w stanie ustalonym. Model P charakteryzowało najniższe stężenie osadu recykulowanego w stanie ustalonym oraz szybsze reakcje na zmiany obciążenia osadnika.

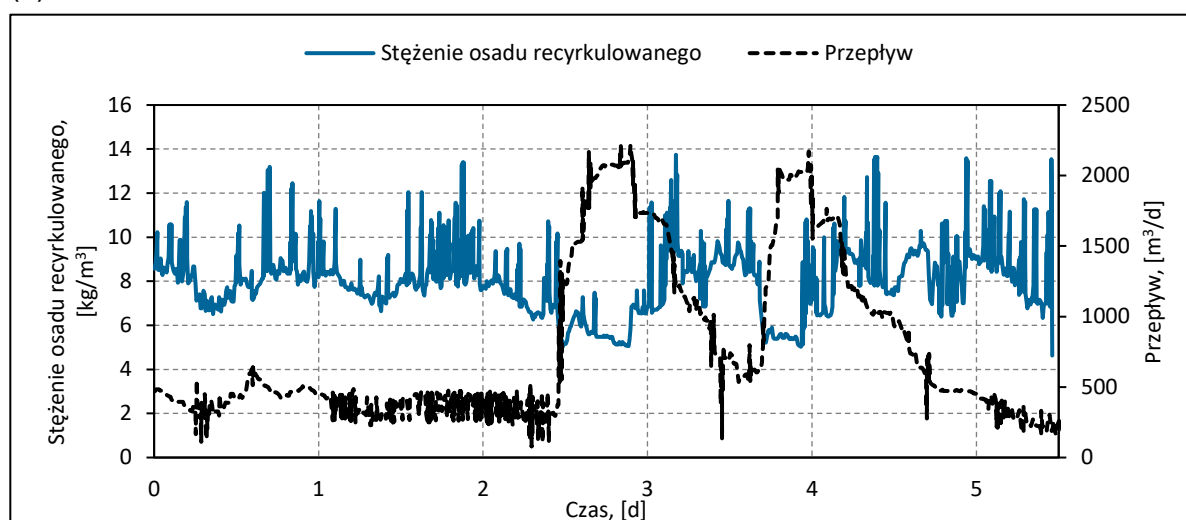


Rysunek 5.35 Przebiegi zmienności stężenia osadu recykulowanego podczas stress-testu wraz z wynikami symulacji

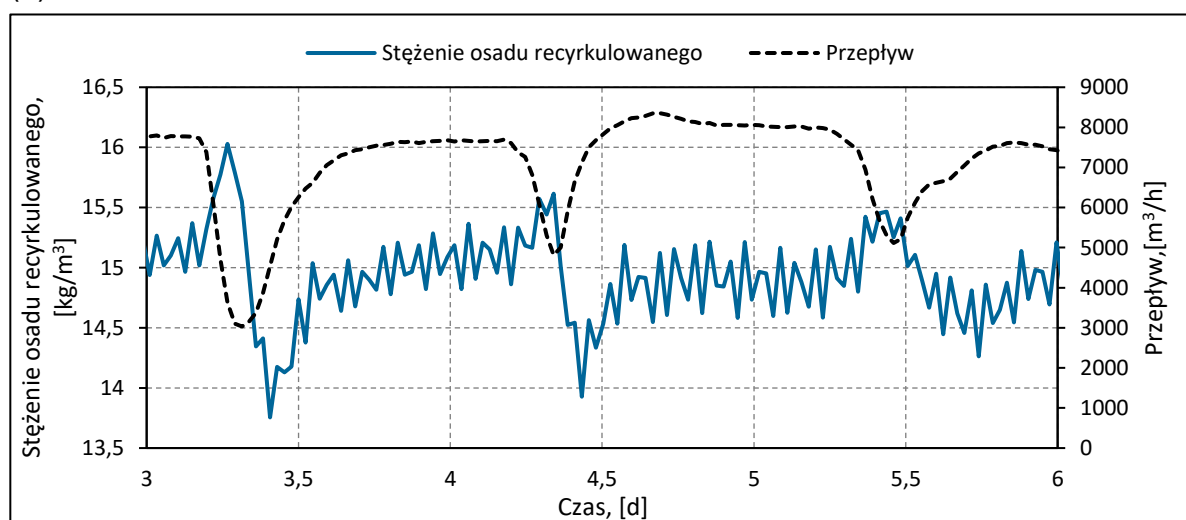
Kluczową różnicą pomiędzy wynikami symulacji wszystkich trzech modeli a pomiarami był odwrotny kierunek zmiany stężenia osadu recykulowanego w czasie stress-testu.

Według symulacji, gwałtowne zwiększenie obciążenia osadnika ładunkiem osadu wiąże się z natychmiastowym skokiem stężenia osadu w przydennej warstwie modelu. W rzeczywistości jednak, stężenie osadu w próbkach osadu recykulowanego spadło. Zjawisko to jest obserwowane w układzie WOŚ również podczas normalnej pracy, w związku z cykliczną, dobową zmiennością obciążenia (Rysunek 5.36b). Stężenie osadu recykulowanego osiąga swoje dobowe minimum, gdy następuje wzrost przepływu w godzinach porannych. Spadek stężenia osadu odbieranego z osadnika przy gwałtownym zwiększeniu obciążenia hydraulicznego został też zaobserwowany przez Torfs, et al.(2015) (Rysunek 5.36a), a zastosowane w przytoczonych badaniach model BD oraz model T wykazywały odwrotną zależność.

(a)



(b)



Rysunek 5.36 Przebieg zmienności stężenia osadu recykulowanego oraz wielkości przepływu dla (a) oczyszczalni ścieków w Eindhoven (Torfs, et al., 2015) oraz (b) Wrocławskiej Oczyszczalni Ścieków.

Niezgodność wyników symulacji z obserwacjami w tym zakresie może być związana z niedoskonałością 1-wymiarowych modeli osadnika wtórnego. Jednym z ich

podstawowych założeń jest bowiem jednorodność stężenia w całej objętości danej warstwy osadnika. W rzeczywistości, w osadnikach wtórnych zachodzi cały szereg zjawisk skutkujących nierównomiernym profilem stężenia w płaszczyźnie poziomej (Ekama et al., 1997). Wśród tych zjawisk wyróżnić można tzw. „krótkie spięcie”, czyli przepływ strumienia osadu ze studni centralnej bezpośrednio do leja osadowego. Sytuacja ta może być spowodowana specyfiką konstrukcji układu doprowadzania osadu (studni centralnej), wpływem działania układu odbioru osadu zagęszczonego czy gwałtowną zmianą prędkości zasilania osadnika. W trakcie przeprowadzonego testu przeciążeniowego, stężenie osadu spadło natychmiast po zwiększeniu obciążenia i tak samo szybko wróciło do wartości początkowej po zakończeniu testu. Oznacza to, że obserwowana zmiana była spowodowana najprawdopodobniej opisanym powyżej zjawiskiem „krótkiego spięcia”, które z założenia nie może zostać zamodelowane z wykorzystaniem dostępnych modeli 1-wymiarowych. Dupont i Dahl (1995) zaproponowali modyfikację modelu T, mającą na celu uwzględnienie w symulacjach prądów gęstościowych i „krótkich spięć”, poprzez przyjęcie zmiennej warstwy zasilania osadnika oraz skierowanie części strumienia zasilającego bezpośrednio do osadu recyrkulowanego. W badaniach tych założono jednak, że proporcja pomiędzy osadem sedymentującym przez kolejne warstwy, a osadem przekierowanym od razu do leja osadnika jest dla danego obiektu stała i określona z wykorzystaniem współczynnika Ω . Zweryfikowanie tej tezy oraz wyznaczenie wartości Ω (stałej lub w postaci funkcji parametrów operacyjnych) wymagałoby przeprowadzenia badań pracy pełnoskalowego obiektu w bardzo szerokim zakresie obciążeń, co wykraczało poza realny zakres niniejszej pracy. Mając powyższe na uwadze, odstąpiono także od ewentualnych próby wymuszenia lepszej zgodności przewidywań modeli T, BD i P w zakresie obserwowanej zmienności stężenia osadu recyrkulowanego, poprzez „siłową” kalibrację parametrów funkcji sedymentacji.

5.5. BADANIA SYMULACYJNE

Badania symulacyjne miały na celu określenia wpływu wybranych strategii sterowania procesem oczyszczania przy napływie strumienia ścieków pogody mokrej na skuteczność oczyszczania ścieków. Ocenę skuteczności oczyszczania przeprowadzono w zakresie parametrów jakościowych ścieków oczyszczonych ujętych w pozwoleniu wodnoprawnym WOŚ przedstawionych (tabela 5.23). Przetestowano trzy strategie sterowania opisane w pkt. 4.2.5 oraz technologię GSOC poprawiającą właściwości sedymentacyjne osadu. Układem referencyjnym, do którego odniesiono wyniki symulacji, był układ w aktualnej konfiguracji WOŚ - z przelewem kierującym nadmiarowy strumień ścieków mechanicznie oczyszczonych bezpośrednio do odpływu ścieków oczyszczonych. Dodatkowo, przeanalizowano pracę układu referencyjnego bez

przelewu, tzn. z kierowaniem całości strumienia ścieków do bloków biologicznych w celu określenia aktualnej, bezpiecznej maksymalnej przepustowości, czyli takiej przy której jakość ścieków oczyszczonych nie przekracza ustalonej normy. Dla każdego testowanego układu przeprowadzono symulacje przy:

- zimowych oraz letnich właściwościach sedimentacyjnych,
- różnych wartościach maksymalnego przepływu ścieków,
- różnych parametrach operacyjnych (dla układu step-feed oraz retencji osadu czynnego).

Uzyskane wyniki posłużyły do określenia maksymalnej, bezpiecznej przepustowości dla każdej testowanej strategii, wyznaczenia wpływu technologii GSOC na tą wartość oraz wskazania strategii sterowania pozwalającej oczyścić w zadowalającym stopniu największy strumień ścieków pogody mokrej.

Tabela 5.23 Najwyższe dopuszczalne wartości parametrów jakościowych ścieków oczyszczonych w pozwoleniu wodnoprawnym WOŚ

| Lp. | Parametr | j.m. | Najwyższa dopuszczalna wartość |
|-----|------------------|----------------------------------|--------------------------------|
| 1 | BZT ₅ | g O ₂ /m ³ | 15 |
| 2 | ChZT | g O ₂ /m ³ | 125 |
| 3 | Zawiesiny ogólne | g sm/m ³ | 35 |
| 4 | Azot ogólny | g N/m ³ | 10 |
| 5 | Fosfor ogólny | g P/m ³ | 1 |

5.5.1. ZAŁOŻENIA I DANE DO BADAŃ SYMULACYJNYCH

Badania symulacyjne przeprowadzono dla tzw. „nowych bloków biologicznych”, czyli reaktorów F2/3, F2/4 oraz F2/5 opisanych w rozdziale 4.1, ze względu na niekorzystną, dwukrotnie mniejszą niż w pozostałych przypadkach, liczbę osadników wtórnych współpracujących z pojedynczym blokiem biologicznym. Wykorzystano w nich model matematyczny układu osadu czynnego przedstawiony w rozdziale 4.2.5.1. Przyjęte w symulacjach stałe stężenia tlenu w komorach nityfikacji (KN) odpowiadały rzeczywistym zadany wartościom systemu sterowania układu napowietrzania (tabela 4.2). Stężenie tlenu w komorze zmiennej funkcji (KDN) przyjmowało wartość 0 lub 1 gO₂/m³, zgodnie z algorytmem „załącz/wyłącz” opisanym w rozdziale 4.1.

Jako model osadnika wtórnego przyjęto model BD, którego kalibrację oraz walidację opisano w rozdziałach 5.4.2 i 5.4.4. Zaimplementowany w modelu system sterowania wydajnością pomp odbierających osad z leja był odwzorowaniem algorytmu sterowania wykorzystywanego na WOŚ bazującego na regulatorze PI oraz uwzględniającego rzeczywiste maksymalne i minimalne wydajności odbioru osadu (tabela 4.3). Wartości

parametrów modelu, skalibrowane zgodnie z metodyką przedstawioną w rozdziale 5.4.2, dla okresu zimowego i letniego podano w tabeli 5.24.

Tabela 5.24 Parametry modelu osadnika wtórnego dla okresu zimowego oraz letniego

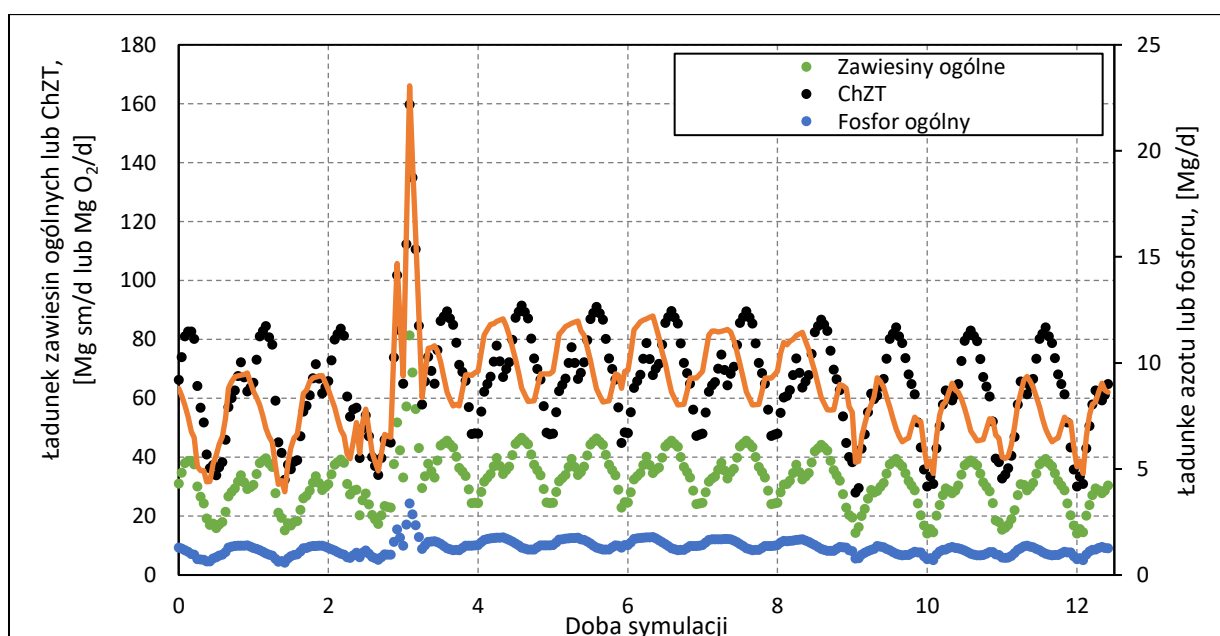
| Parametr | j.m. | Okres zimowy | Okres letni | Okres letni - GSOC |
|------------|------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| V_0 | m/d | 144 | 270 | 347 |
| \bar{X} | g/m ³ | 3837 | 3179 | 4644 |
| q | - | 2,94 | 2,33 | 2,77 |
| α | - | 0,52 | 0,68 | 0,51 |
| X_{CRIT} | g/m ³ | 4514 | 3726 | 5083 |
| a_{MIX} | m ⁻¹ | 0,52 | 0,61 | 0,54 |
| b_{MIX} | d/m ² | $6,1 \cdot 10^{-5}$ | $5,5 \cdot 10^{-5}$ | $6,1 \cdot 10^{-5}$ |

Kluczowym elementem symulacji dynamicznych, szczególnie w przypadku symulacji zjawisk krótkotrwałych jak napływ ścieków pogody mokrej, jest określenie reprezentatywnego stanu początkowego. Zgodnie z regułami modelowania układów osadu czynnego, jako stan początkowy symulacji dynamicznej przyjmowano odpowiednie wartości stanu ustalonego. Wyliczono jest na drodze wielodobowej (100d) symulacji pracy układu, przy stałym dopływie i składzie ścieków. Symulacja 100 dób pracy układu była wystarczająca do osiągnięcia praktycznie ustalonych wartości zmiennych stanu. Wartości wskaźników i stężeń zanieczyszczeń oraz natężenia dopływu ścieków mechanicznie oczyszczonych do obliczeń stanu ustalonego przyjmowano na podstawie danych operacyjnych z 3-miesięcznego okresu poprzedzającego odpowiednie zdarzenie opadowe (07.2020 - 09.2020 dla okresu letniego oraz 11.2020 – 01.2021 dla okresu zimowego) będące przedmiotem analizy w rozdziale 5.2.2.2 (Tabela 5.8). Symulacje procesu prowadzono przy założeniu stałej temperatury w bloku biologicznym a ilości odbieranego osadu nadmiernego była wyznaczana na podstawie zadanego, stałego wieku osadu. Zarówno wartość temperatury procesu jak i wieku osadu określono na podstawie rzeczywistych danych operacyjnych w odpowiednich, wyszczególnionych powyżej, 3-miesięcznych okresach. W tabeli 5.25 zestawiono wartości parametrów strumienia zasilającego układ, temperaturę procesu oraz wiek osadu dla symulacji stanu ustalonego. Wyniki symulacji stanu ustalonego w zakresie jakości ścieków oczyszczonych oraz stężenia osadu w blokach biologicznych porównano z rzeczywistymi wartościami zarejestrowanymi w układzie tuż przed danym zdarzeniem opadowym (początek października 2020 dla okresu letniego oraz początek lutego 2021 dla okresu zimowego).

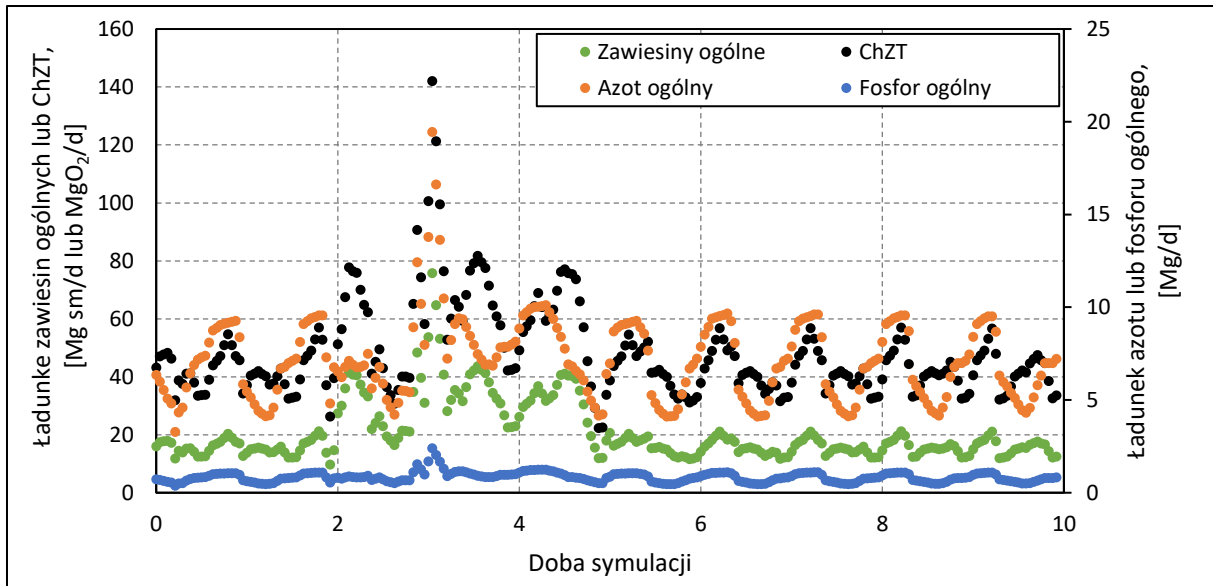
Tabela 5.25 Parametry strumienia zasilającego układ, temperatura procesu oraz wiek osadu dla symulacji stanu ustalonego w okresie letnim i zimowym.

| Parametr | j.m. | Okres letni | Okres zimowy |
|---------------------|---------------------------------|-------------|--------------|
| Temperatura w bloku | °C | 21 | 13 |
| Wiek osadu | d | 21 | 29 |
| Przepływ ścieków | m ³ /h | 4 061 | 3866 |
| ChZT | gO ₂ /m ³ | 577 | 457 |
| Zawiesiny ogólne | g sm/m ³ | 269 | 192 |
| Azot ogólny | gN/m ³ | 70,5 | 69,1 |
| Fosfor ogólny | gP/m ³ | 10,0 | 8,1 |

Na potrzeby symulacji dynamicznych wygenerowano modelową zmienność godzinową natężenia przepływu oraz wartości wskaźników i stężenia zanieczyszczeń ścieków mechanicznie oczyszczonych. Zmienność godzinowa przepływu została określona na podstawie rzeczywistego przebiegu zmienności przepływu dla dwóch zidentyfikowanych zdarzeń przeciążenia hydraulicznego i przedstawiona w rozdziale 5.2.1. Zmienność składu ścieków została wygenerowana poprzez pomnożenie współczynników zmienności godzinowej przedstawionych na rysunkach 5.16 i 5.17 przez średnie wartości wskaźników i stężeń zanieczyszczeń zamieszczonych w tabeli 5.8. Na rysunkach 5.37 i 5.38 przedstawiono otrzymane przebiegi zmienności ładunków zanieczyszczeń w ściekach mechanicznie oczyszczonych w trakcie symulacji dla bazowego okresu letniego oraz zimowego.



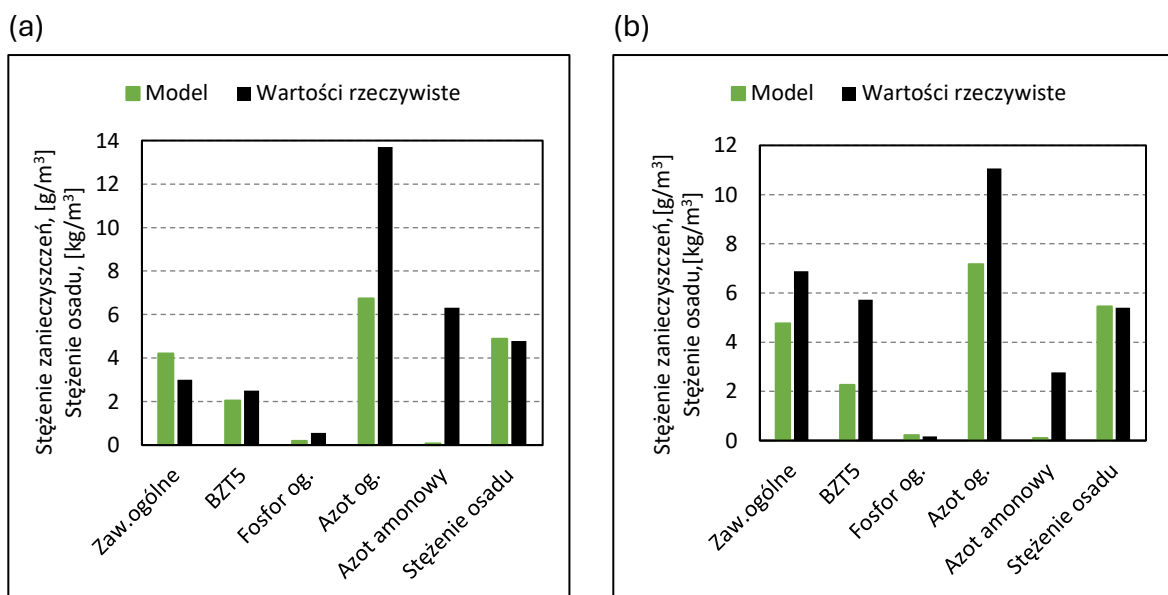
Rysunek 5.37 Przebieg zmienności ładunków zanieczyszczeń dla bazowych symulacji dynamicznych w okresie letnim



Rysunek 5.38 Przebieg zmienności ładunków zanieczyszczeń dla bazowych symulacji dynamicznych w okresie zimowym

5.5.2. UKŁAD REFERENCYJNY

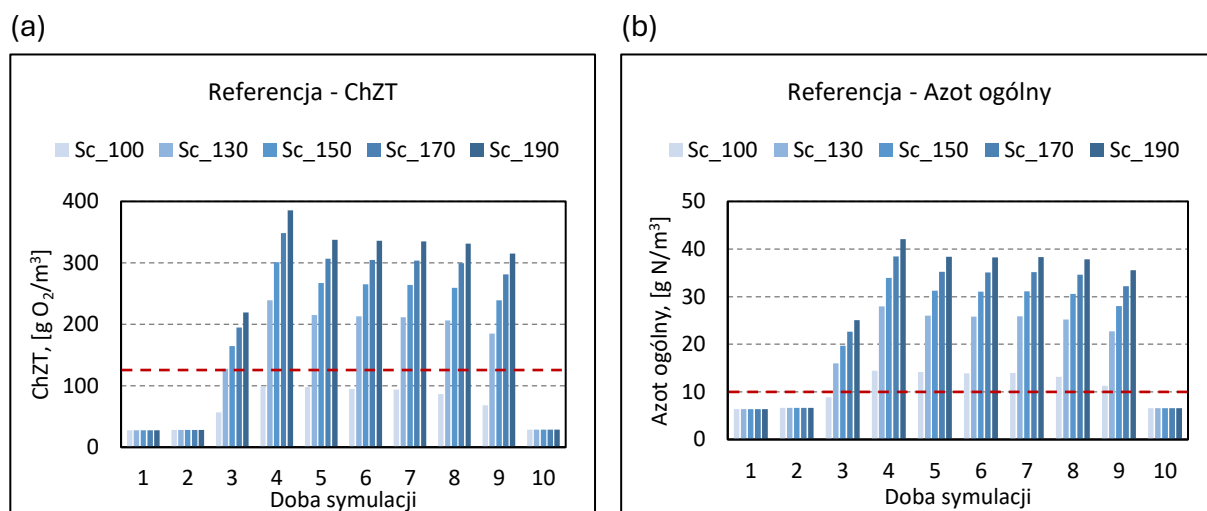
Badania symulacyjne rozpoczęto od analizy pracy układu referencyjnego w dwóch konfiguracjach – z przelewem kierującym nadmiar ścieków po osadnikach wstępnych bezpośrednio do kanału odpływowego ścieków oczyszczonych oraz bez przelewu, gdy całość strumienia ścieków mechanicznie oczyszczonych doprowadzona jest do bloków biologicznych. Symulacje dynamiczne dla zimowych oraz letnich warunków pracy poprzedzono symulacjami stanu ustalonego. Porównanie otrzymanej jakości ścieków oczyszczonych stanu ustalonego oraz rzeczywistych wartości poszczególnych parametrów przedstawiono na rysunku 5.39.



Rysunek 5.39 Porównanie rzeczywistych oraz symulowanych stężeń poszczególnych form zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych oraz stężenia osadu czynnego dla okresu (a) letniego oraz (b) zimowego

Skalibrowany model w bardzo dobrym stopniu przewidywał stężenie osadu w bloku biologicznym zarówno w okresie letnim jak i zimowym. Parametr ten uznano za kluczowy dla dalszych symulacji dynamicznych, ponieważ jego poprawność przekłada się bezpośrednio na poprawność zasymulowanego obciążenia osadnika wtórnego ładunkiem zawieszin. Z zakresie parametrów jakościowych ścieków oczyszczonych, model w zadowalającym stopniu przewidywał stężenie zawieszin oraz fosforu ogólnego. Występowały jednak zauważalne różnice pomiędzy rzeczywistym i modelowym stężeniem azotu amonowego, a co za tym idzie również azotu ogólnego. Szczegółowa analiza danych operacyjnych wykazała jednak, że przyczyną tych rozbieżności były awarie systemu napowietrzania WOS, uniemożliwiające utrzymanie zadanych wartości stężeń tlenu w komorach nityfikacji. Przeprowadzone symulacje zakładały skuteczną pracę systemu napowietrzania, jako że analiza jego awaryjności czy ograniczeń operacyjnych nie jest przedmiotem niniejszej pracy. Mając powyższe na uwadze, uznano model biokinetyczny ASM2d za skalibrowany w zadowalającym stopniu.

W celu zachowania przejrzystości pracy, szczegółowe wyniki symulacji dynamicznych obejmujące średnie dobowe stężenia poszczególnych parametrów ścieków oczyszczonych zestawiono w załączniku nr 1. Porównanie efektywności pracy referencyjnego układu oczyszczania dla kolejnych, zwiększanych krokowo, maksimum przeciążenia hydraulicznego przeprowadzono analizując wartości ChZT i stężenia azotu ogólnego.

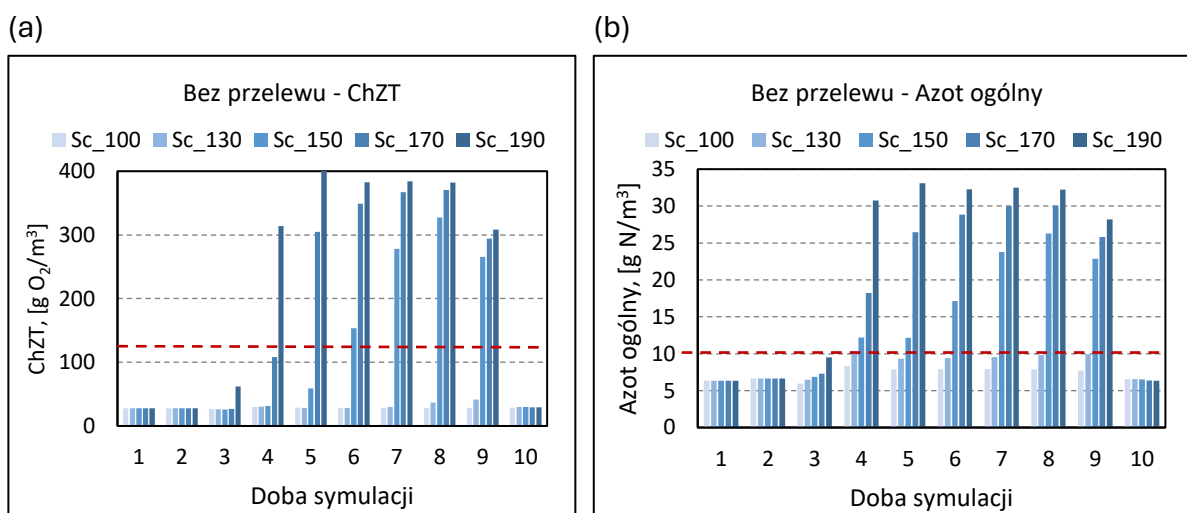


Rysunek 5.40 wartości ChZT (a) i stężenia azotu ogólnego (b) w próbkach średniodobowych ścieków oczyszczonych z symulacji dynamicznych układu referencyjnego w okresie letnim dla wybranych scenariuszy. Czerwona linia wskazuje maksymalną dopuszczalną wartość w pozwoleniu wodnoprawnym.

Na rysunku 5.40 przedstawiono jak w trakcie symulacji dynamicznych w okresie letnim zmieniało się stężenie azotu ogólnego oraz wartość ChZT w kolejnych średniodobowych próbkach ścieków oczyszczonych. W pierwszej, drugiej oraz dziesiątej dobie symulacji, w warunkach normalnego obciążenia układu, jakość ścieków oczyszczonych była zgodna

z pozwoleniem wodnoprawnym. Przekroczenia maksymalnej wartości dla azotu ogólnego (10 gN/m^3) pojawiają się jednak już dla bazowego scenariusza (Sc_100), uwzględniającego aktualną maksymalną wydajność pompowania ścieków do bloków biologicznych i związane z tym omińnięcie etapu biologicznego oczyszczania przez część strumienia ścieków opuszczających osadniki wstępne. Stężenie zanieczyszczeń organicznych powyżej limitu ($\text{ChZT} > 125 \text{ gO}_2/\text{m}^3$) pojawia się dla scenariusza zwiększającego maksymalny przepływ o 30% (Sc_130). Zwiększanie maksimum przeciążenia hydraulicznego powoduje proporcjonalny wzrost stężenia wszystkich zanieczyszczeń. Praca w tym układzie nie powoduje zwiększonego obciążenia osadników wtórnych ładunkiem zawieszin, co oznacza, że gdy mija fala zwiększonego przepływu, jakość ścieków oczyszczonych natychmiast wraca do normy, a większość biomasy nadal znajduje się w blokach biologicznych.

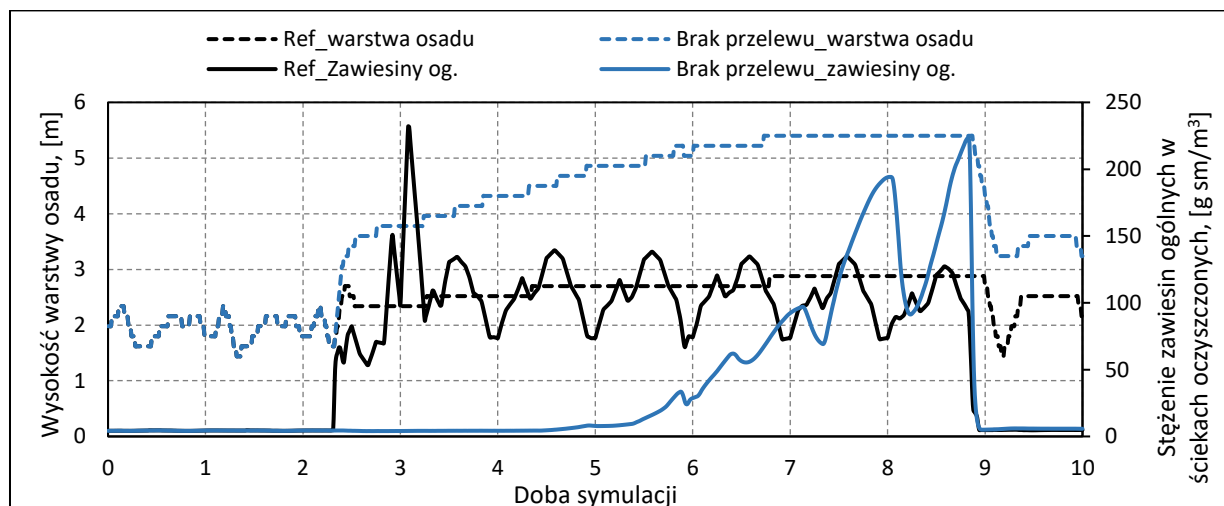
Wyniki symulacji pracy układu bez przelewu (Rysunek 5.41), wykazały, że, dla kilku scenariuszy, skierowanie całości strumienia ścieków mechanicznie oczyszczonych do bloków biologicznych nie będzie wiązało się z przekroczeniem limitów jakościowych w ściekach oczyszczonych. Stężenia zanieczyszczeń powyżej dopuszczalnych wartości pojawiły się w próbkach średniodobowych dopiero przy zwiększeniu przepływu maksymalnego o 50%.



Rysunek 5.41 Zestawienie wartości ChZT (a) oraz stężenia azotu ogólnego (b) w próbkach średniodobowych ścieków oczyszczonych w trakcie symulacji dynamicznych dla układu bez przelewu w okresie letnim dla poszczególnych scenariuszy. Czerwona linia odpowiada wartości pozwolenia wodnoprawnego.

Przekroczenia te, w przeciwieństwie do układu referencyjnego, związane były z wynoszeniem osadu czynnego z osadników wtórnych. Na rysunku 5.42 zaprezentowano przebiegi zmienności wysokości warstwy osadu dla układu referencyjnego oraz układu bez przelewu dla przykładowego scenariusza Sc_140. Zawartość zawieszin w ściekach oczyszczonych w układzie referencyjnym przekraczała graniczną wartość 35 g sm/m^3 przez cały okres zwiększonego przepływu, podczas gdy w układzie bez przelewu

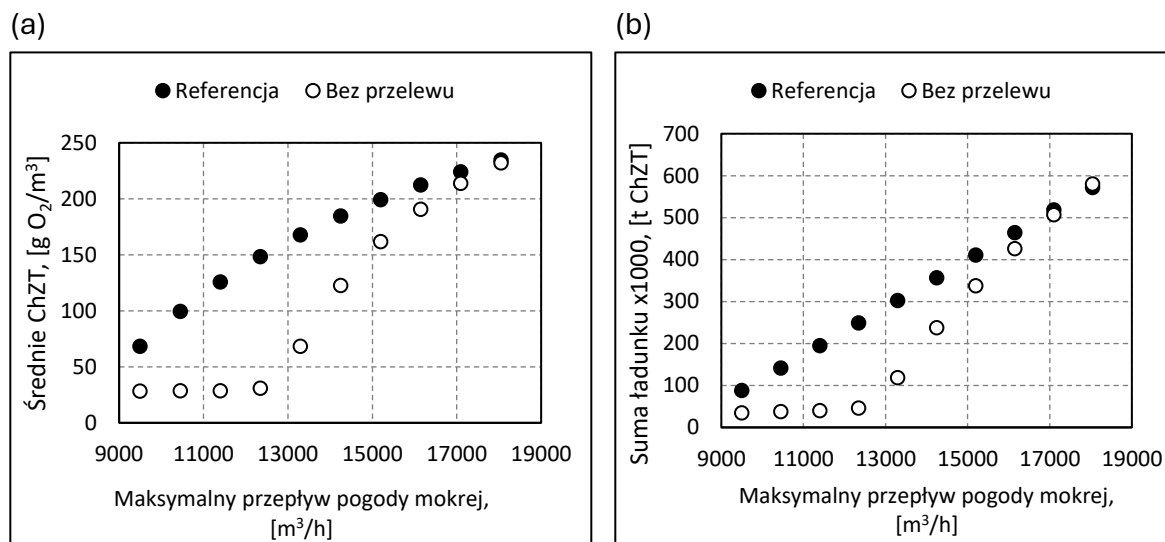
utrzymywała się na poniżej tego limitu przez połowę okresu przeciążenia hydraulicznego. Jednakże, stopniowa akumulacja osadu w osadniku spowodowała wzrost wysokości warstwy osadu oraz w efekcie jego ucieczkę wraz ze strumieniem ścieków oczyszczonych. Pogorszenie jakości ścieków oczyszczonych miała gwałtowny charakter, a bardzo wysoka zawartość zawieszin na odpływie z osadnika (powyżej 150 g sm/m^3) jest utrzymywała się dłużej niż w układzie referencyjnym.



Rysunek 5.42 Przebieg zmienności wysokości warstwy osadu oraz stężenia zawieszin w ściekach oczyszczonych dla scenariusza Sc_140 w okresie letnim.

Otrzymane wyniki symulacji dynamicznych przeanalizowano w kontekście pozwolenia wodnoprawnego Wrocławskiej Oczyszczalni Ścieków oraz przepisów prawnych określających wysokość opłat środowiskowych. Sprawdzone czy, i w jaki sposób, eliminacja przelewu po osadnikach wstępnych i zniesienie ograniczenia maksymalnego strumienia doprowadzanego do bloków biologicznych, wpłynęłaby na wysokość opłat środowiskowych. W pozwoleniu wodnoprawnym wskazane są maksymalne średnioroczne stężenia poszczególnych parametrów ścieków oczyszczonych (Tabela 5.23), których przekroczenie wiąże się naliczeniem podwyższonych opłat (zgodnie z Rozporządzeniem Rady Ministrów z dnia 27 grudnia 2017r. w sprawie ustalania opłat podwyższonych za przekroczenie warunków wprowadzania ścieków do wód lub do ziemi). Dla poszczególnych scenariuszy, obliczono średnie stężenie w całym okresie symulacji dynamicznych zgodnie z metodyką raportowania jakości ścieków oczyszczonych do instytucji kontrolującej spełnianie wymagań pozwolenia wodnoprawnego. Metodyka ta polega na wyznaczeniu, dla każdej doby symulacji, stężenia średniodobowego, proporcjonalnego do przepływu, a następnie wyznaczenie dla tak otrzymanych wartości średniej arytmetycznej. Zależność otrzymanych średnich wartości od maksymalnego przepływu pogody mokrej, charakteryzującego poszczególne scenariusze symulacyjne, przedstawiono na rysunku 5.43a. Jak widać, układ pracujący bez przelewu dla wszystkich scenariuszy charakteryzuje się średnim stężeniem

mniejszym lub równym stężeniu dla układu referencyjnego. Przekroczenie limitu $125 \text{ gO}_2/\text{m}^3$ pojawia się dla układu referencyjnego już przy maksymalnym przepływie równym $11400 \text{ m}^3/\text{h}$, podczas gdy dla układu bez przelewu następuje to dopiero dla przepływu $14250 \text{ m}^3/\text{h}$. Oznacza to, że w przyjętych warunkach symulacji, korzystanie z przelewu zwiększa ryzyko naliczenia podwyższonych opłat środowiskowych.

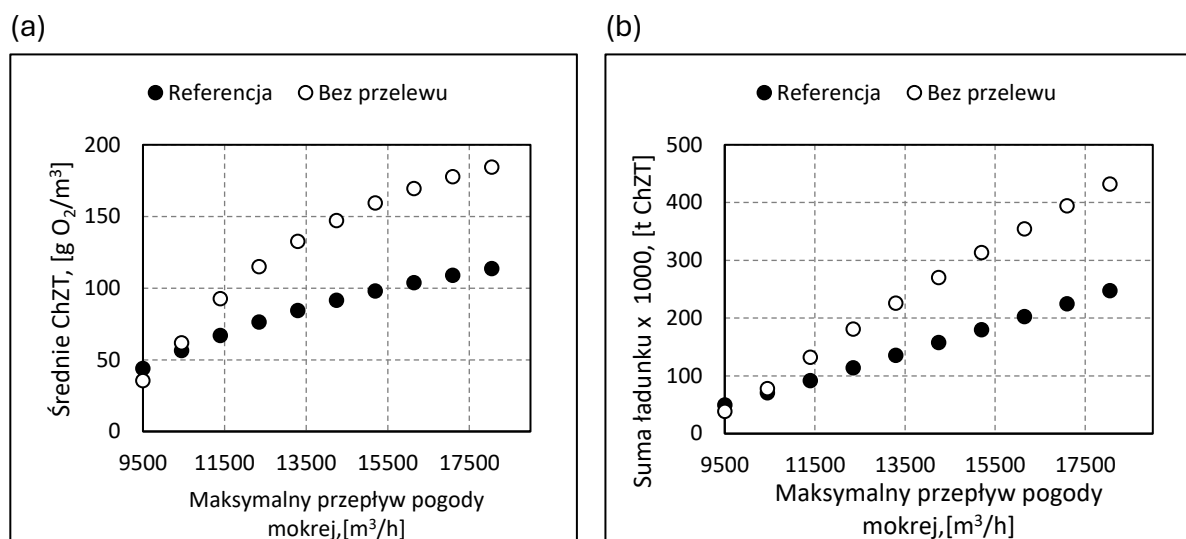


Rysunek 5.43 Średnie wartości ChZT (a) oraz sumarycznego ładunku ChZT (b) w całym okresie symulacji dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej w okresie letnim.

Odprowadzanie ścieków oczyszczonych do środowiska wiąże się również z koniecznością uiszczania opłaty za usługi wodne, której wysokość zależna jest od wielkości ładunku odprowadzonego do środowiska (zgodnie z Rozporządzeniem Rady ministrów z dnia 26 października 2023r. w sprawie jednostkowych stawek opłat za usługi wodne). Dla poszczególnych scenariuszy obliczono sumaryczny ładunek dla całego okresu symulacji będącego sumą iloczynów dobowych przepływów oraz stężeń średniodobowych, proporcjonalnych do przepływu. Wyniki obliczeń przedstawiono na rysunku 5.43b. Sumaryczny ładunek ChZT w strumieniu ścieków oczyszczonych dla każdego analizowanego scenariusza symulacyjnego w układzie referencyjnym był większy lub równy ładunkowi dla układu bez przelewu. Oznacza to, że dla przyjętych parametrów osadu czynnego i w warunkach symulacji, skierowanie całości strumienia do bloków biologicznych wiązałoby się nie tylko z mniejszym ryzykiem naliczenia podwyższonych opłat za przekroczenie warunków odprowadzania ścieków, ale również z mniejszymi opłatami za usługi wodne.

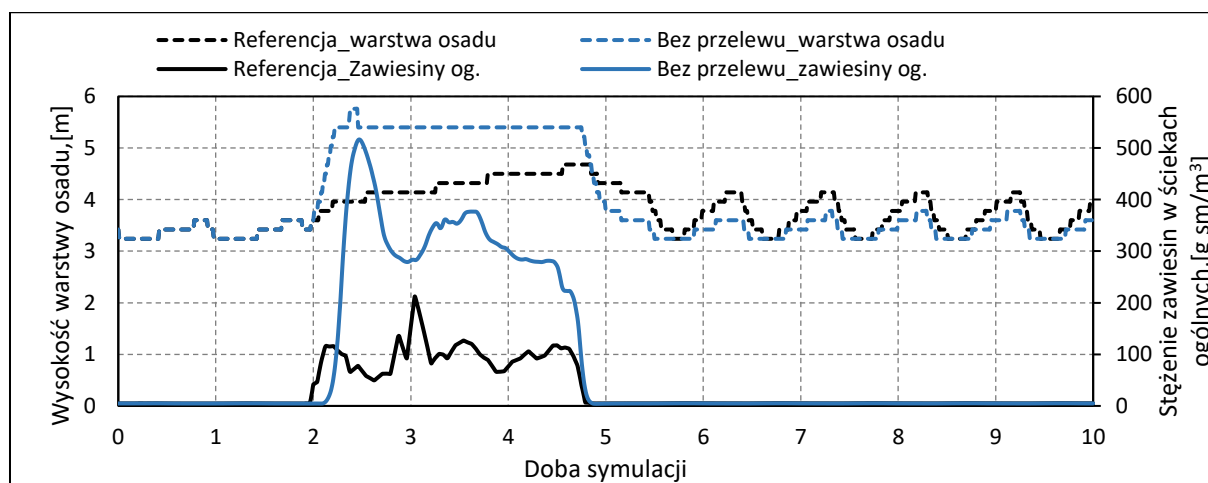
Analogiczną analizę przeprowadzono również dla okresu zimowego, charakteryzującego się z jednej strony krótszymi okresami maksymalnego obciążenia hydraulicznego, a z drugiej gorszymi właściwościami sedymentacyjnymi osadu czynnego. Na rysunkach 5.44a i 5.44b zestawiono otrzymane zależności średniego ChZT oraz sumarycznego ładunku ChZT w ściekach oczyszczonych dla poszczególnych maksymalnych

przepływów pogody mokrej. W przeciwieństwie do okresu letniego, dla większości scenariuszy, to układ referencyjny charakteryzował się lepszymi parametrami ścieków oczyszczonych utrzymując średnie ChZT na wylocie z układu poniżej granicznej wartości $125 \text{ gO}_2/\text{m}^3$ i odprowadzając do odbiornika mniejszy sumaryczny ładunek związków organicznych.



Rysunek 5.44 Średnie ChZT (a) oraz sumaryczny ładunek ChZT (b) w całym okresie symulacji dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej w okresie zimowym.

W okresie zimowym, ze względu na gorsze właściwości sedymentacyjne osadu czynnego, wyjściowa wysokość warstwy osadu w osadnikach wtórnych jest większa niż w okresie letnim, jak również szybciej dochodzi do wyniesienia osadu po zwiększeniu obciążenia obiektu (Rysunek 5.45).

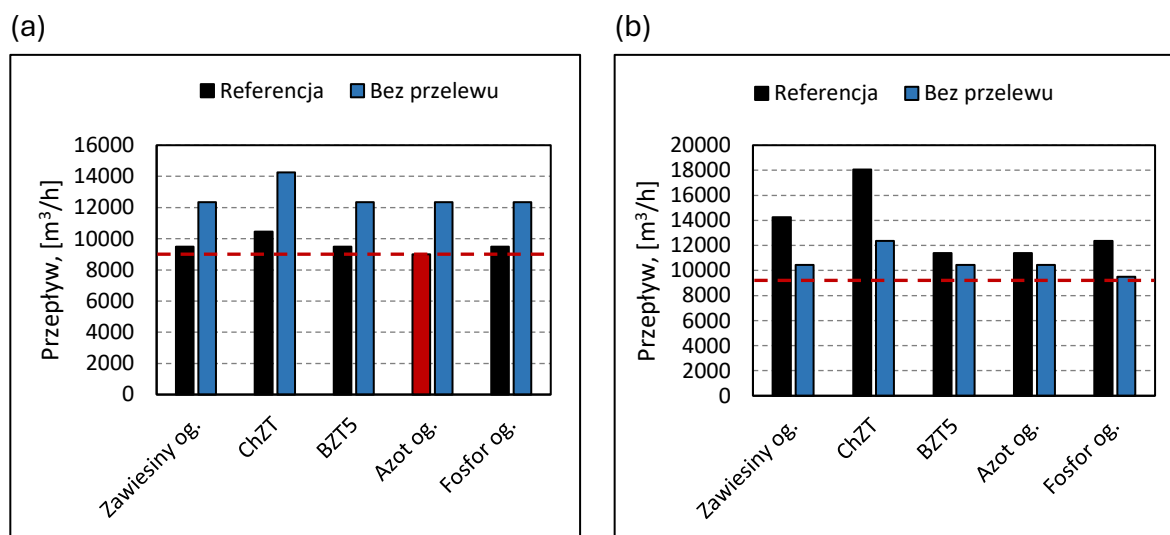


Rysunek 5.45 Przebieg zmienności wysokości warstwy osadu oraz stężenia zawiesin w ściekach oczyszczonych dla układu bez przelewu oraz referencyjnego dla scenariusza Sc_140 w okresie zimowym.

Powyższa analiza wykazała, że właściwości sedymentacyjne osadu czynnego są kluczowym czynnikiem warunkującym, który z wariantów pracy – z przelewem czy bez – jest korzystniejszy z punktu widzenia opłat środowiskowych. Aktualnie, nie ma

możliwości regulacji maksymalnego przepływu strumienia ścieków do bloków biologicznych ze względu na stałą wysokość krawędzi przelewowej. Uelastycznienie systemu rozdziału ścieków po osadnikach wstępnych np. poprzez wprowadzenie zmiennej wysokości krawędzi przelewowej umożliwiłoby optymalizację pracy w okresach dużego obciążenia układu oczyszczania.

W celu określenia maksymalnej, bezpiecznej technologicznie przepustowości hydraulicznej układu referencyjnego dla warunków zimowych i letnich, przeanalizowano średnie wartości tych parametrów ścieków oczyszczonych, których graniczne wartości zostały określone w pozwoleniu wodnoprawnym. Zestawienie najwyższych maksymalnych przepływów pogody mokrej, które nie skutkowały przekroczeniem tych wartości granicznych dla poszczególnych parametrów zamieszczono na rysunku 5.46.



Rysunek 5.46 Wartości maksymalnych przepływów pogody mokrej, które nie skutkowały przekroczeniem granicznych wartości poszczególnych parametrów ścieków oczyszczonych (a) w okresie letnim oraz (b) w okresie zimowym. Wartość zaznaczona na czerwono oznacza przekroczenie wartości granicznej dla przepływu z bazowego scenariusza Sc_100. Czerwona linia zaznaczono aktualny maksymalny przepływ.

W okresie letnim, dla układu referencyjnego bezpieczny technologicznie przepływ pogody mokrej jest mniejszy niż w scenariuszu bazowym (9500 m³/h). Parametrem limitującym jest w tym przypadku azot ogólny, którego średnie stężenia dla całego okresu symulacji przy maksymalnym przepływie 9500 m³/h wyniosło 10,9 gN/m³. Wartości bezpiecznego technologicznie obciążenia hydraulicznego układu w odniesieniu do pozostałych parametrów znajdowały się na podobnym poziomie (9500 m³/h dla zawiesin ogólnych, fosforu ogólnego oraz BZT₅ oraz 10 450 m³/h dla ChZT). Dla układu technologicznego bez przelewu, maksymalny przepływ gwarantujący, dla warunków symulacji, odpowiednią jakość ścieków oczyszczonych był wyższy i wynosił ok. 12 000 m³/h.

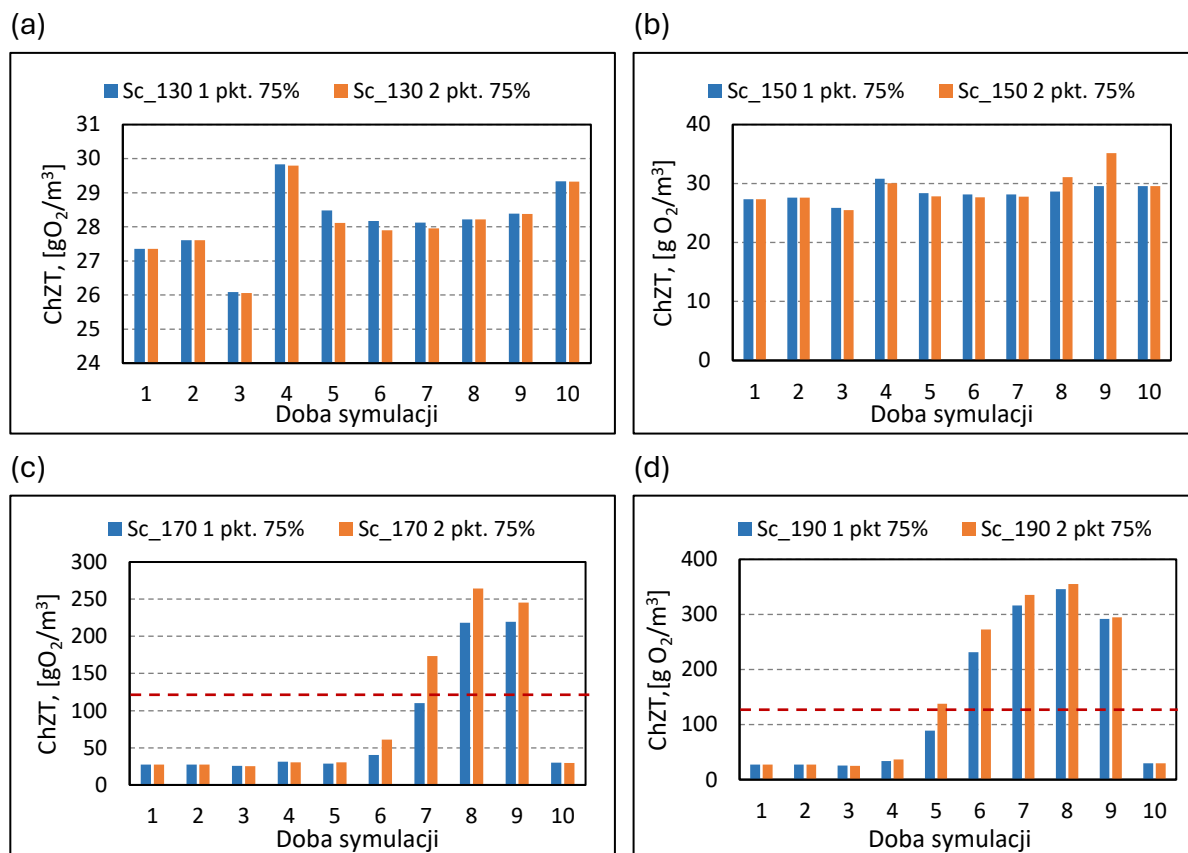
W okresie zimowym relacje te były odwrotne i to układ referencyjny, z działającym ominięciem bloków biologicznych i osadników wtórnych charakteryzował się wyższym, bezpiecznym technologicznie przepływem, którego wartość wynosiła 11 400 m³/h. Parametrami limitującymi były w tym przypadku azot ogólny oraz BZT₅. Skierowanie całości strumienia do bloków biologicznych wiąże się ze zmniejszeniem maksymalnego bezpiecznego przepływu pogody mokrej pozwalającego na utrzymanie wymaganej jakości ścieków oczyszczonych, do 9500 m³/h. Parametrem limitującym dla tego układu był fosfor ogólny, jednak maksymalny przepływ względem średniego stężenia azotu ogólnego, zawiesin ogólnych i wartości BZT₅ był niewiele większy i wynosił 10 450 m³/h.

5.5.3. STEP-FEED

Układ step-feed, pierwsza z analizowanych w niniejszej pracy strategii prowadzenia procesu w warunkach przeciążenia hydraulicznego, został przedstawiony w pkt. 4.2.5.1. W tej konfiguracji część strumienia ścieków po osadnikach wstępnych jest kierowana bezpośrednio do ostatniej komory bloku biologicznego, co powoduje zmniejszenie stężenia osadu na wylocie z bloku biologicznego i w następstwie zmniejszenie obciążenia osadnika wtórnego ładunkiem zawiesin. Im więcej ścieków mechanicznie oczyszczonych jest wprowadzanych bezpośrednio do komory nityfikacji, tym następuje większe odciążenie osadnika wtórnego, ale jednocześnie większy ładunek zanieczyszczeń nie przechodzi pełnego procesu biologicznego oczyszczenia. W celu określenia optymalnej konfiguracji układu step-feed, wykonano analizę wyników serii symulacji z różnymi stopniami rozdziału strumienia ścieków po osadnikach wstępnych przy różnych konfiguracjach jego wprowadzenia do komory tlenowej.

Najkorzystniejszy sposób doprowadzenia ścieków mechanicznie oczyszczonych do komory nityfikacji w jednym lub dwóch punktach ustalono na podstawie analizy jakości ścieków oczyszczonych dla dwóch konfiguracji doprowadzenia przy ustalonym rozdziale strumienia (75%/25%), w całym zakresie maksymalnych przepływów. Zestawienie wartości ChZT w kolejnych próbkach średniodobowych dla 4 scenariuszy (Sc_130, Sc_150, Sc_170 i Sc_190), w wariancie skierowania 75% strumienia ścieków po osadnikach wstępnych do komory tlenowej przedstawiono na rysunku 5.47. Wyniki symulacji pracy przy niższych wartościach przeciążenia hydraulicznego wskazują na pomijalnie małe różnice w stężeniu związków organicznych w ściekach oczyszczonych dla obu konfiguracji. Największe różnice pomiędzy wynikami dla wariantów z przekierowaniem strumienia ścieków mechanicznie oczyszczonych do 1 i 2 punktów komory nityfikacji pojawiły się dla scenariusza Sc_170 (o maksymalnym przepływie pogody mokrej równym 16 150 m³/h). W ostatnich trzech dobach tej symulacji, to 1-punktowa konfiguracja układu step-feed charakteryzowała się niższymi wartościami

ChZT w ściekach oczyszczonych, i mniejszą liczbą dobowych próbek ścieków przekraczających wartość dopuszczalną.

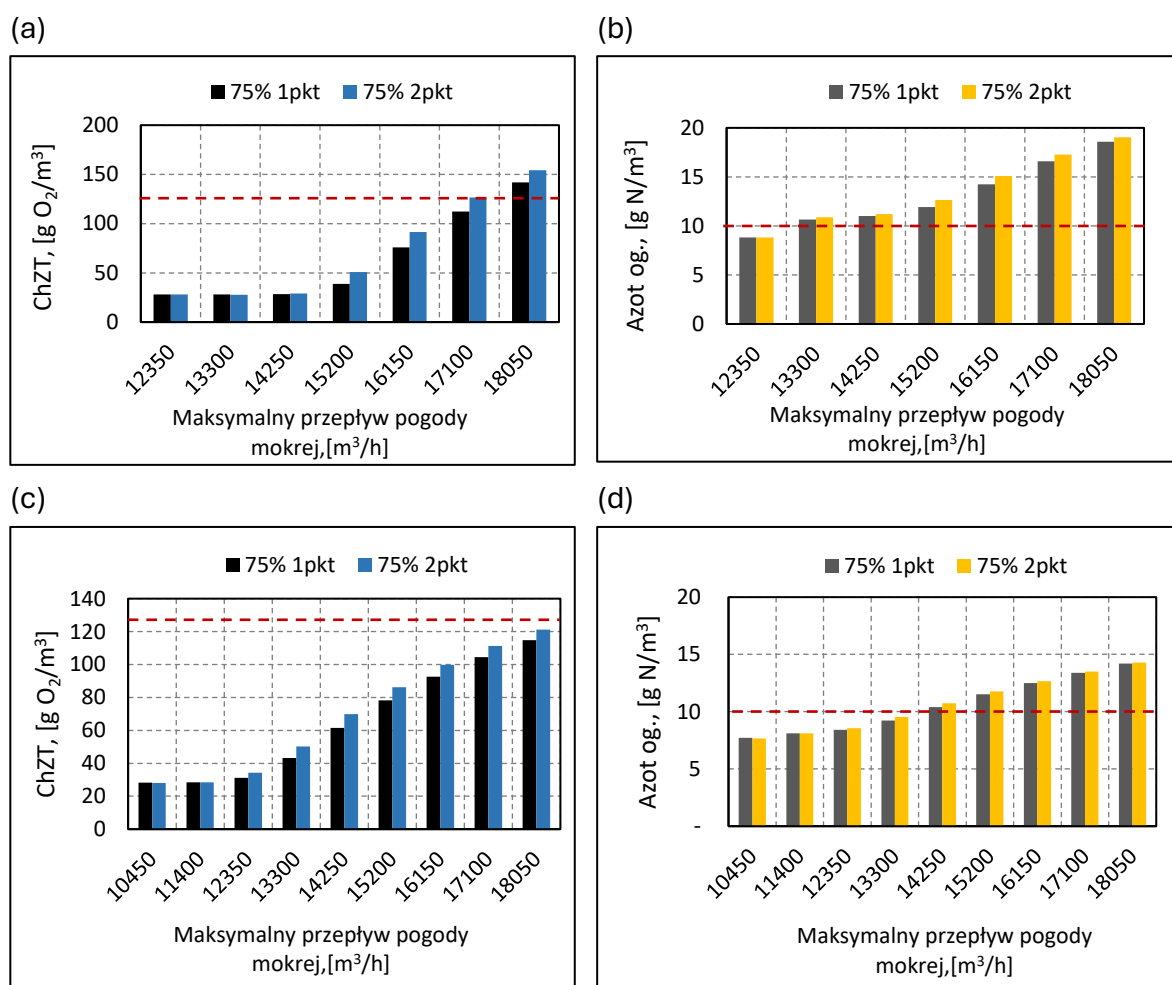


Rysunek 5.47 Wartości ChZT ścieków oczyszczonych w próbkach średniodobowych dla układu step-feed z dozowaniem 75% strumienia do komory tlenowej w 1 lub 2 punktach - dla scenariuszy Sc_130, Sc_150, Sc_170 i Sc_190 o maksymalnym przepływie pogody mokrej równych odpowiednio (a) 12 350 m³/h, (b) 14 250 m³/h, (c) 16 150 m³/h, (d) 18 050 m³/h w okresie letnim. Czerwona linia wskazuje maksymalną dopuszczalną wartość w pozwoleniu wodnoprawnym.

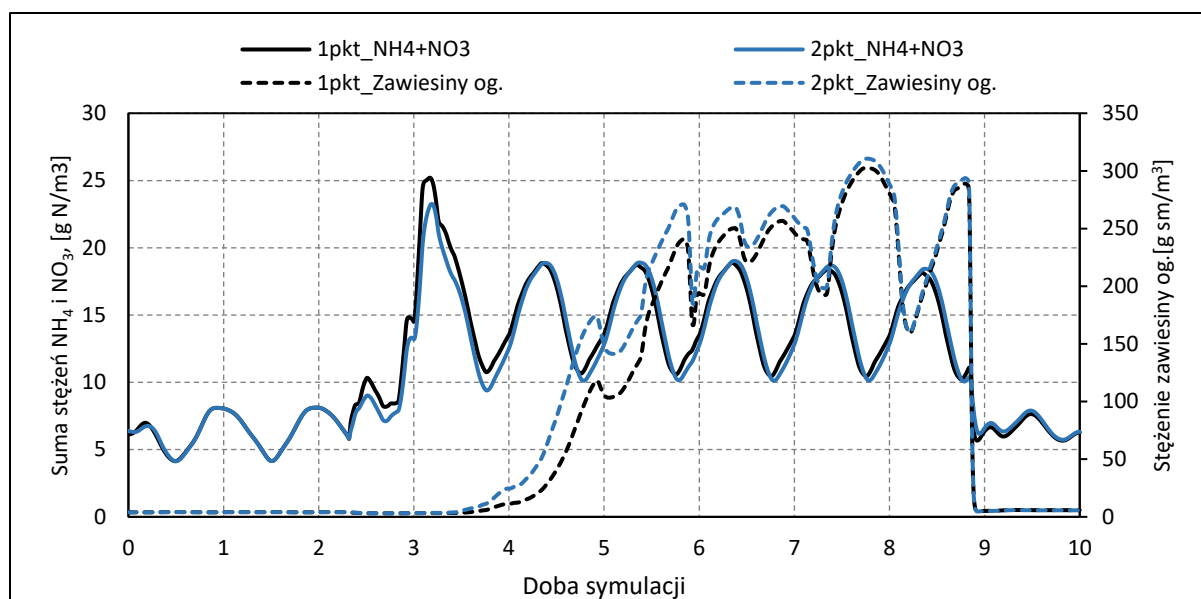
Uśredniając wartości ChZT kolejnych próbek średniodobowych, zbadano, w jakim stopniu opisane powyżej różnice przekładają się na jakość ścieków oczyszczonych w całym okresie symulacji dla poszczególnych konfiguracji. Zestawienie średnich wartości ChZT oraz azotu ogólnego dla okresu zimowego i letniego w wariancie przekierowania 75% ścieków mechanicznie oczyszczonych do komory tlenowej przedstawiono na rysunku 5.48. Otrzymane wartości dla konfiguracji 1-punktowej były niższe niż dla konfiguracji 2-punktowej. Biorąc pod uwagę fakt, że w konfiguracji 2-punktowej średni czas przetrzymania przekierowanego do komory tlenowej strumienia jest dłuższy niż w konfiguracji 1-punktowej, spodziewać się można odwrotnej zależności. Analizując zmienność stężeń poszczególnych form azotu oraz zawiesin w ściekach oczyszczonych (Rysunek 5.49) zauważyć można, że różnica w jakości tego strumienia jest związana z obecnością w odpływie zawiesin organicznych. Suma rozpuszczonych form azotu dla obu konfiguracji nie wykazuje istotnych różnic. Stężenie zawiesin ogólnych w konfiguracji 1-punktowej jest natomiast zauważalnie niższe w 5, 6 i 7 dobie symulacji,

co przekłada się na niższe stężenie azotu organicznego oraz na, widoczną na rysunku 5.47d, różnicę w wartościach ChZT. Przyczyną różnic, pomiędzy jakością ścieków oczyszczonych dla poszczególnych konfiguracji, jest więc nie efektywność procesów zachodzących w blokach biologicznych, a skuteczność separacji osadu w osadniku wtórnym. Przedstawione powyżej różnice, zarówno w okresie letnim jak i zimowym, nie były jednak bardzo znaczące, szczególnie w zakresie stężenia azotu ogólnego.

Na tej podstawie można przyjąć, że liczba punktów zasilania ściekami komory nityfikacji nie ma kluczowego znaczenia dla końcowego efektu technologicznego. W związku z tym, do dalszych etapów pracy wytypowano konfigurację 1-punktową układu step-feed.



Rysunek 5.48 Średnie stężenia zanieczyszczeń w całym przedziale symulacji dla okresu letniego: (a) ChZT, (b) azot ogólny oraz zimowego: (c) ChZT, (d) azot ogólny dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej w układzie step-feed. Czerwona linia odpowiada wartości pozwolenia wodnoprawnego.

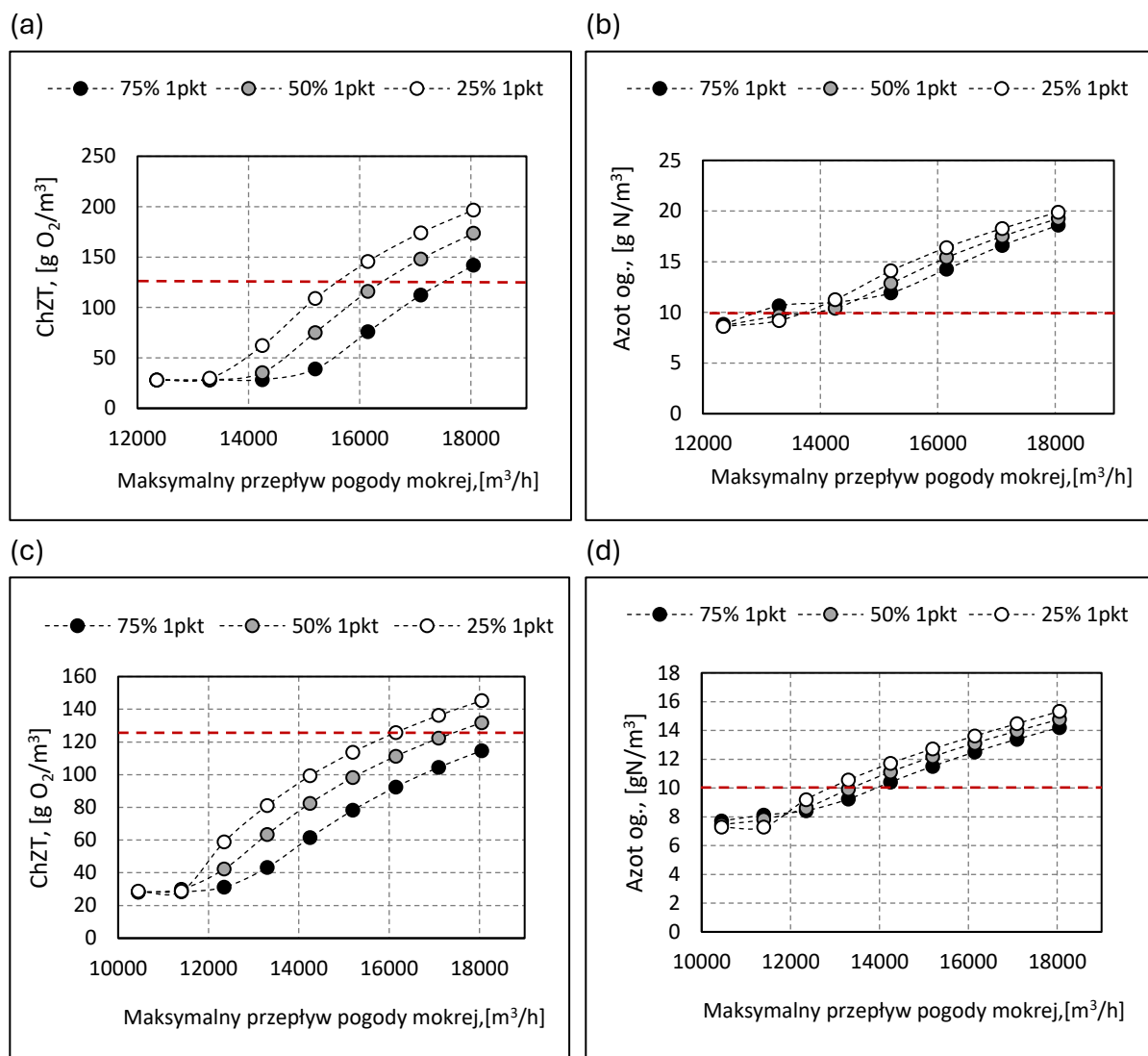


Rysunek 5.49 Przebieg zmienności stężenia zawiesin oraz sumy stężeń azotu amonowego i azotanowego w ściekach oczyszczonych dla symulacji układu step-feed w konfiguracji 1 - oraz 2-punktowej (scenariusz Sc_190 – $Q_{max} = 18\ 050\ m^3/h$, rozdział ścieków w stosunku 75%/25%)

Kolejnym parametrem konfiguracji układu step-feed jest wielkość strumienia doprowadzanego bezpośrednio z osadników wstępnych do komory nityfikacji. W ramach przeprowadzonych symulacji przetestowano rozdziały strumienia kierując do komory tlenowej kolejno 25%, 50% oraz 75% całości strumienia ścieków, gdy wielkość przepływu przekraczała wartość $7500\ m^3/h$. Na rysunku 5.50 zestawiono średnie wartości ChZT oraz stężenia azotu ogólnego dla poszczególnych stopni rozdziału ścieków mechanicznie oczyszczonych w okresie letnim oraz zimowym, w wariacie 1-punktowego zasilania komory nityfikacji dodatkowym strumieniem. Zarówno w okresie letnim jak i zimowym, różnice w uśrednionej jakości ścieków oczyszczonych pojawiły się dopiero przy większych wartościach maksymalnego przepływu pogody mokrej ($14250\ m^3/h$ dla okresu letniego i $12\ 350\ m^3/h$ dla okresu zimowego). Konfiguracje z przekierowaniem większości strumienia po osadnikach wstępnych na początek komory tlenowej charakteryzowały się zauważalnie niższą zawartością zanieczyszczeń organicznych na odpływie z oczyszczalni. Dla większości analizowanych scenariuszy, skuteczność usuwania związków azotu również rośnie wraz ze zwiększeniem strumienia ścieków mechanicznie oczyszczonych doprowadzanych bezpośrednio do komory nityfikacji. Różnice pomiędzy poszczególnymi analizowanymi konfiguracjami są jednak mniejsze w przypadku stężenia azotu ogólnego niż w przypadku ChZT, co wskazuje na stężenie zawiesin organicznych w ściekach oczyszczonych jako główny czynnik różnicujący.

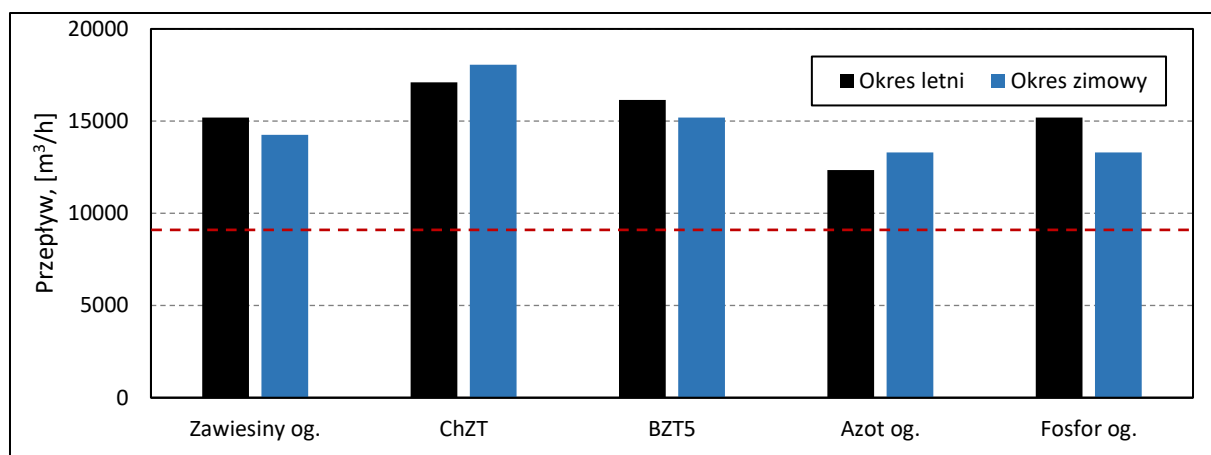
Podsumowując, biorąc pod uwagę uśrednioną jakość ścieków oczyszczonych, optymalna konfiguracja układu step-feed to ta, która minimalizuje ładunek osadu

czynnego trafiającego do osadników wtórnych, nawet kosztem skróconego czasu przetrzymania strumienia ścieków w bloku biologicznym. Z grupy analizowanych scenariuszy jest to konfiguracja z przekierowaniem 75% strumienia ścieków mechanicznie oczyszczonych do ostatniej sekcji komory nityfikacji.



Rysunek 5.50 Średnie stężenia zanieczyszczeń w okresie letnim: (a) ChZT, (b) azot ogólny oraz w okresie zimowym: (c) ChZT, (d) azot ogólny dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej w układzie step-feed oraz różnych stopni rozdziły strumienia ścieków mechanicznie oczyszczonych. Czerwona linia odpowiada wartości pozwolenia wodnoprawnego.

W celu określenia maksymalnej, bezpiecznej technologicznie przepustowości hydraulicznej układu step-feed dla warunków zimowych i letnich, przeanalizowano średnie wartości tych parametrów ścieków oczyszczonych, których ograniczenia są określone w pozwoleniu wodnoprawnym. Zestawienie najwyższych maksymalnych przepływów pogody mokrej, które nie skutkowały przekroczeniem tych wartości dla poszczególnych parametrów zamieszczono na rysunku 5.51.



Rysunek 5.51 Wartości maksymalnych przepływów pogody mokrej, które nie skutkowały przekroczeniem granicznych wartości poszczególnych parametrów ścieków oczyszczonych we wskazanej optymalnej konfiguracji układu step-feed dla okresu zimowego i letniego. Czerwona linią zaznaczono aktualny maksymalny przepływ

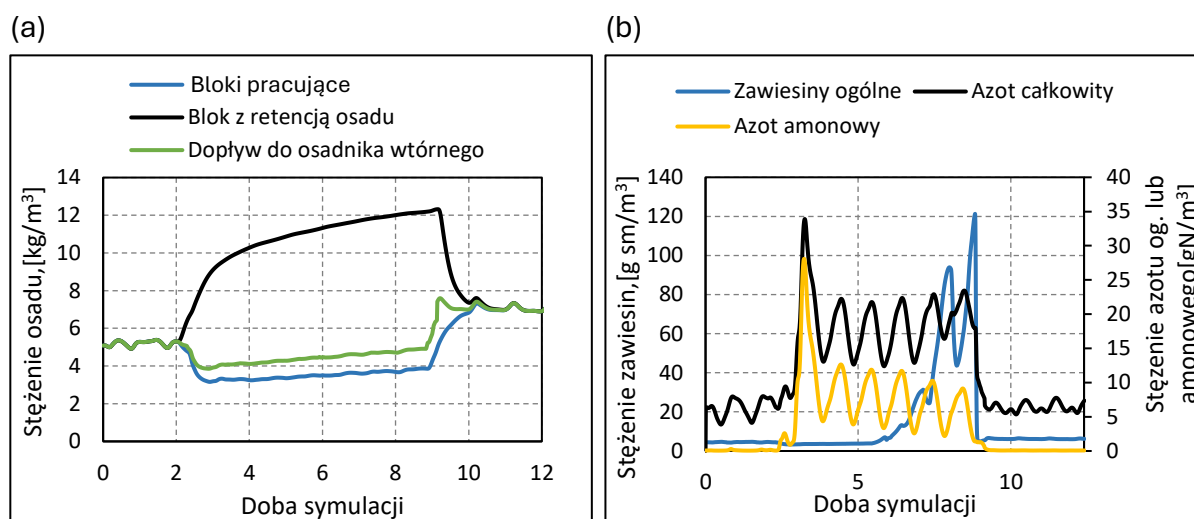
Bezpieczny technologicznie przepływ pogody mokrej dla układu step-feed wynosił 12 350 m³/h dla okresu letniego oraz 13 300 m³/h dla okresu zimowego. Zarówno w warunkach letnich jak i zimowych, parametrem limitującym był azot ogólny. Wartości bezpiecznego technologicznie obciążenia hydraulicznego układu w odniesieniu do pozostałych parametrów dla okresu letniego znajdowały się na podobnym poziomie (ok. 15 000 m³/h), natomiast dla okresu zimowego wahały się w granicach od 13 300 m³/h dla fosforu ogólnego do 18 050 m³/h dla ChZT.

5.5.4. RETENCJA OSADU CZYNNEGO

Retencja osadu czynnego w jednym z bloków biologicznych w trakcie przeciążenia hydraulicznego układu oczyszczania jest jednym z możliwych sposobów zmniejszenia obciążenia osadników wtórnych ładunkiem zawieszin. Poprzez zmniejszanie lub całkowite odcinanie dopływu ścieków mechanicznie oczyszczonych do wybranego bloku biologicznego i jednocześnie utrzymanie dopływu do niego recyrkulacji zewnętrznej, stężenie osadu w tym bloku rośnie, a w pozostałych spada. Skutkuje to zmniejszeniem stężenia zawieszin w strumieniach kierowanych do osadników wtórnych.

Dynamikę zmian stężenia osadu czynnego w poszczególnych blokach biologicznych, dla przykładowej symulacji pracy układu z retencją osadu przedstawiono na rysunku 5.52a. Odcięcie dopływu ścieków do jednego bloku spowodowało szybki wzrost stężenia osadu od bazowej wartości 5,5 kg/m³ do ok. 9,0 kg/m³ w ciągu pierwszej doby zwiększonego obciążenia hydraulicznego, a następnie dalszy stopniowy wzrost do wartości 12 kg/m³ w czasie kolejnych 7 dób. Po powrocie do proporcjonalnego rozprowadzania strumienia ścieków pomiędzy wszystkie bloki, w ciągu doby wyrównały się stężenia biomasy w poszczególnych blokach. Zgromadzenie większości osadu w jednym bloku pozwoliło na obniżenie stężenia biomasy w blokach zasilanych ściekami do wartości 3,5 kg/m³. Do

osadników wtórnych doptywał jednak strumień o większym stężeniu, ze względu na ładunek zawieszin wyptywający z bloku retencjonującego osad. Wielkość przepływu przez ten blok jest podyktowana wielkością recyrkulacji zewnętrznej. Jak widać na poniższym wykresie otrzymane, wypadkowe stężenie osadu w strumieniu zasilającym osadniki wtórne jest niższe od wartości początkowej. Pozwala to na utrzymanie niskiego stężenia zawiesziny w ściekach oczyszczonych przez pierwsze 5 dni przeciążenia hydraulicznego układu (Rysunek 5.52b). Widoczne jest jednak jednocześnie pogorszenie jakości ścieków oczyszczonych z zakresie azotu ogólnego, spowodowane zwiększeniem ładunku azotu trafiającego do dwóch zasilanych ściekami bloków, w których jednocześnie spada stężenie osadu. Skutkuje to niepełnym utlenieniem ładunku azotu amonowego, którego stężenie w ściekach oczyszczonych, poza pojedynczym, początkowym skokiem wartości, waha się w granicach 2 -11 g N/m³.



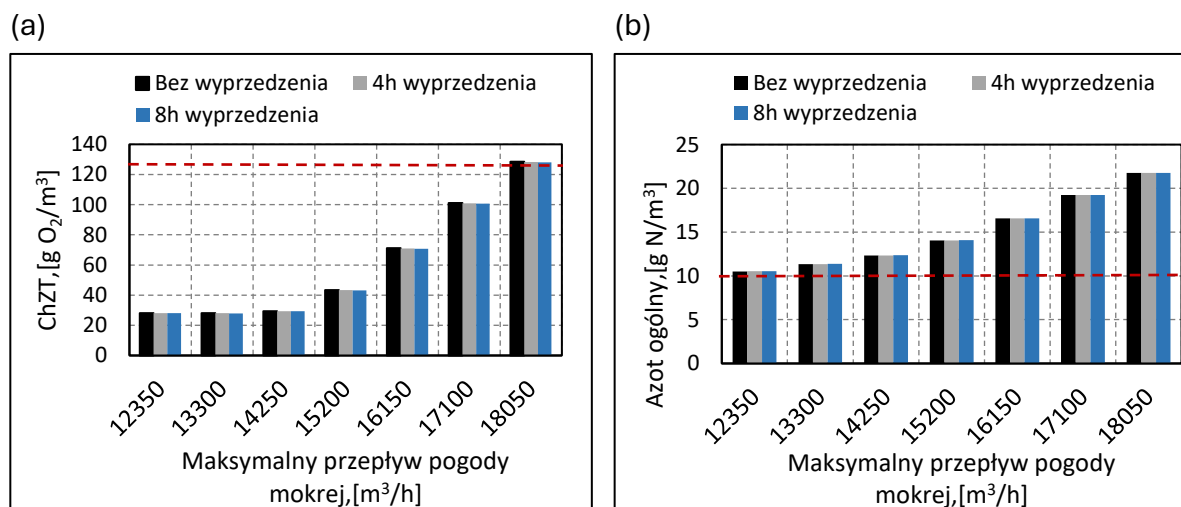
Rysunek 5.52 Przebieg zmienności stężenia osadu (a) w poszczególnych blokach biologicznych i na dopływie do osadnika wtórnego oraz przebieg stężenia zanieczyszczeń (b) w ściekach oczyszczonych. Wyniki symulacji dynamicznych układu z retencją osadu w konfiguracji 0%-8h, dla scenariusza Sc_160 w okresie letnim.

Przeprowadzono symulacje dynamiczne dla różnych kombinacji:

- wielkości strumienia ścieków kierowanego do bloku retencjonującego osad czynny (normalnie zasilanego 33% ogólnego dopływu ścieków mechanicznie oczyszczonych):
 - całkowite odcięcie dopływu (konfiguracja 0%),
 - częściowe odcięcie dopływu (odpowiednio konfiguracje 10%, 20% i 25%);
- czasu przygotowania układu na przyjęcie zwiększonego strumienia ścieków. Przetestowano rozpoczęcie zateżnienia osadu w bloku na 8h i 4h przed zwiększeniem dopływu oraz brak wyprzedzenia czasowego: odpowiednio konfiguracje 8h, 4h i 0h. Wartości te przyjęto w wyniku analizy charakterystyki wrocławskiej sieci kanalizacyjnej, wskazującej na możliwość przewidzenia z dużą

pewnością gwałtownego zwiększenia doływu do oczyszczalni na około 4h przed takim zdarzeniem, ponieważ taki jest szacunkowy czas przepływu ścieków z głównej pompowni ścieków Port Południe do WOŚ. Operator oczyszczalni, na podglądzie systemu sterowania pompownią, na bieżąco obserwuje jej wydajność i jest w stanie podjąć odpowiednie działania przygotowawcze. Z trochę mniejszą pewnością można przewidzieć zwiększony doływ pogody mokrej z 8-godzinnym wyprzedzeniem. Zgodnie w informacjami operacyjnymi pompowni Port Południe, od momentu zaobserwowania intensywnych opadów na terenie miasta do zauważalnego zwiększenia doływu ścieków do komory pompowni mija około 4h (w zależności od zmienności przestrzennej danego opadu).

W celu sprawdzenia czy przygotowanie układu na przeciążenie hydrauliczne poprzez wcześniejsze rozpoczęcie retencji osadu ma przełożenie na lepszą jakość ścieków w całym okresie symulacji, wyznaczono średnie wartości ChZT oraz azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych dla poszczególnych symulacji. Na rysunku 5.53 przedstawiono zestawienie uśrednionej jakości ścieków oczyszczonych dla poszczególnych scenariuszy w podziale na symulacje bez wyprzedzenia czasowego retencji oraz z 4h i 8h wyprzedzeniem.

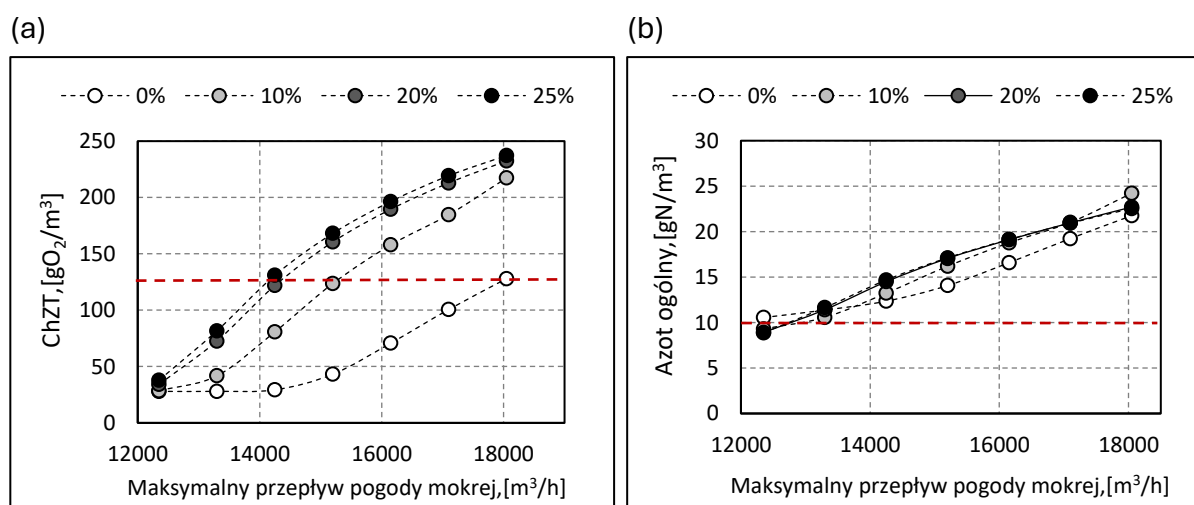


Rysunek 5.53 Średnie stężenia zanieczyszczeń w okresie letnim (a) ChZT i (b) azotu ogólnego w całym okresie symulacji dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej w układzie z retencją osadu dla konfiguracji bez oraz z wyprzedzeniem czasowym w okresie letnim. Czerwona linia odpowiada wartości pozwolenia wodnoprawnego.

Widać trochę większą skuteczność usuwania zanieczyszczeń organicznych i azotowych na korzyść konfiguracji z 8h wyprzedzeniem. Różnice te są jednak na tyle małe, że można przyjąć praktyczną niezależność efektów technologicznych od czasu rozpoczęcia retencji. Przy obecnych wydajnościach pompowni regulujących rozdział strumienia osadu pomiędzy poszczególne obiekty, nowe warunki pracy układu (obniżone stężenie osadu w blokach pracujących i zwiększone stężenie w bloku retencyjnym) ustalają się

przez ok. 13-15h od momentu zmniejszenia (lub całkowitego odcięcia) dopływu strumienia ścieków mechanicznie oczyszczonych do bloku. Stanowi to zaledwie 9% długości całego okresu przeciążenia hydraulicznego, a różnice w jakości ścieków oczyszczonych pomiędzy poszczególnymi konfiguracjami jak i ich wartości bezwzględne w tym okresie przejściowym są zbyt małe, by wpłynąć znacząco na końcowy, uśredniony wynik. Sumaryczna, końcowa wartość jest determinowana głównie przez poziom zanieczyszczeń utrzymujący się na odpływie z układu w okresie następującego później, stałego i wysokiego obciążenia. Do dalszych analiz wybrano układ w konfiguracji z 8h wyprzedzeniem mając na uwadze fakt, że brak wprowadzenia odpowiednio wcześniej zmian w pracy układu oczyszczani przy dłuższych okresach przeciążenia hydraulicznego nie uniemożliwia osiągnięcia zakładanego efektu technologicznego.

Analogiczną analizę uśrednionych parametrów ścieków oczyszczonych przeprowadzono dla grupy symulacji z różnym stopniem zmniejszenia obciążania bloku retencyjnego strumieniem ścieków po osadnikach wstępnych. Na rysunku 5.54 przedstawiono średnie wartości ChZT oraz stężenia azotu ogólnego dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej z podziałem na konfiguracje 0% - 10% - 20%-25%.

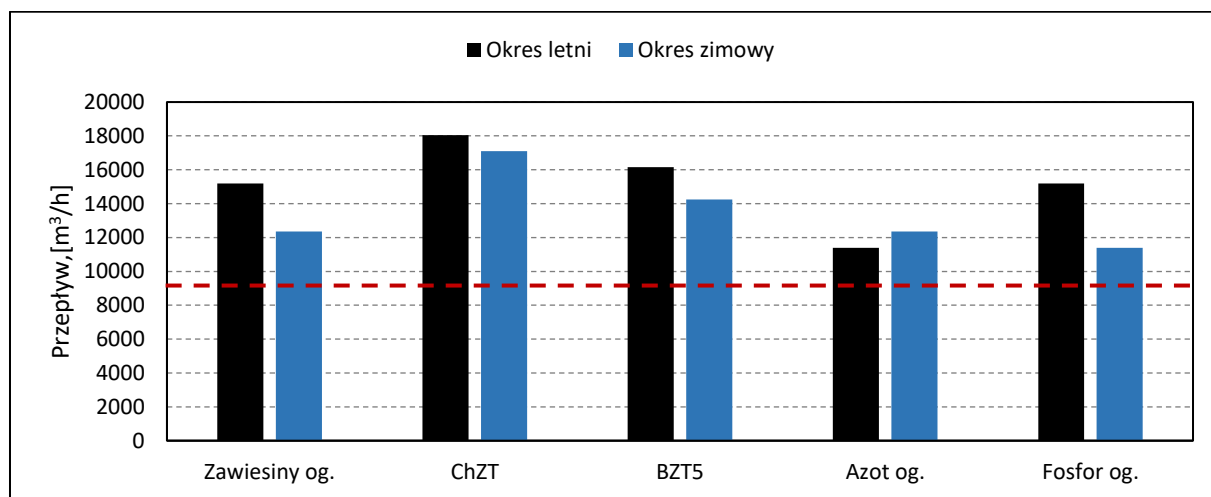


Rysunek 5.54 Średnie stężenia zanieczyszczeń w okresie letnim (a) ChZT i (b) azotu ogólnego w całym okresie symulacji dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej w układzie z retencją osadu dla konfiguracji 0%-10%-20%-25% w okresie letnim. Czerwona linia odpowiada wartości pozwolenia wodnoprawnego.

W zakresie usuwania zanieczyszczeń organicznych, całkowite odcięcie dopływu ścieków mechanicznie oczyszczonych do bloku retencyjnego daje najlepsze efekty w całym zakresie testowanych maksymalnych przepływów pogody mokrej. Jakość ścieków oczyszczonych nawet dla scenariusza z prawie dwukrotnym zwiększeniem maksymalnego dopływu do bloków biologicznych spełniała wymogi pozwolenia wodnoprawnego. Dla większości scenariuszy, efekty usuwania związków azotu zapewniała konfiguracja z przekierowaniem całości strumienia ścieków mechanicznie oczyszczonych do 2 z 3 bloków. Taka konfiguracja w największym stopniu odciążała

osadniki wtórne z ładunku zawiesiny. Dla mniejszych przepływów maksymalnych, które nie skutkowały wyniesieniem osadu z osadników, sumaryczny efekt technologiczny był korzystniejszy dla konfiguracji, która w najmniejszym stopniu zmieniała proporcje ładunków zanieczyszczeń trafiających do poszczególnych bloków. Jako optymalną konfigurację wybrano zatem układ z całkowitym odcięciem zasilania bloku retencyjnego ściekami (0%) ze względu na korzystniejszy sumaryczny efekt technologiczny dla szerszego zakresu maksymalnych przepływów pogody deszczowej.

W celu określenia maksymalnej, bezpiecznej technologicznie przepustowości hydraulicznej układu z retencją osadu dla warunków zimowych i letnich, przeanalizowano średnie wartości tych parametrów ścieków oczyszczonych, których ograniczenia są określone w pozwoleniu wodnoprawnym. Zestawienie najwyższych maksymalnych przepływów pogody mokrej, które nie skutkowały przekroczeniem tych wartości dla poszczególnych parametrów przedstawiono na rysunku 5.55.



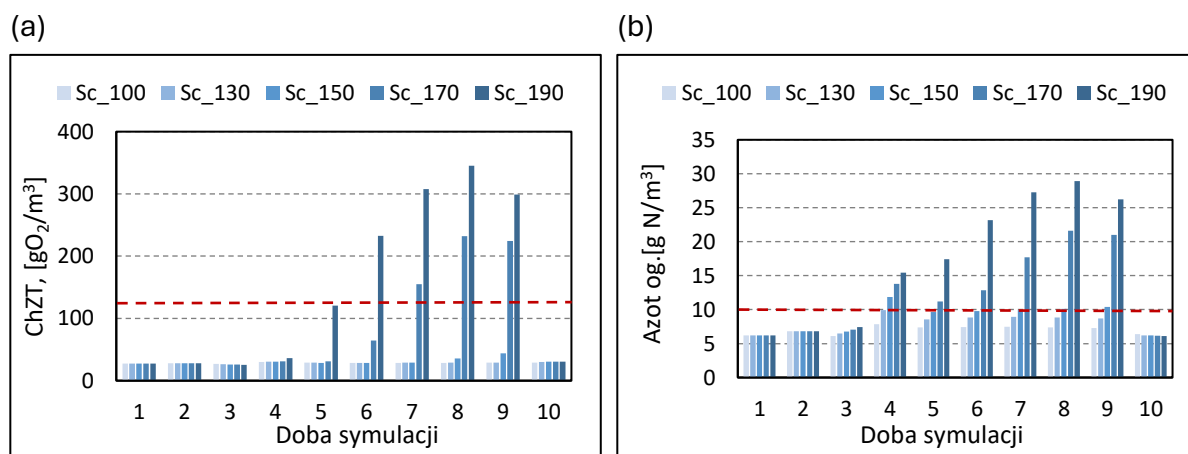
Rysunek 5.55 Wartości maksymalnych przepływów pogody mokrej, które nie skutkowały przekroczeniem granicznych wartości poszczególnych parametrów ścieków oczyszczonych we wskazanej optymalnej konfiguracji układu z retencją osadu czynnego dla okresu zimowego i letniego. Na czerwono zaznaczono wartość aktualnego maksymalnego przepływu.

Bezpieczny technologicznie przepływ pogody mokrej dla układu step-feed wynosi $11\,400\text{ m}^3/\text{h}$ zarówno dla okresu letniego jak i zimowego, jednak dla okresu letniego parametrem limitującym był azot ogólny, natomiast dla okresu zimowego fosfor ogólny. Wartości bezpiecznego technologicznie obciążenia hydraulicznego układu w odniesieniu do pozostałych parametrów dla okresu letniego były znacznie wyższe (powyżej $15\,000\text{ m}^3/\text{h}$), natomiast dla okresu zimowego wahały się w granicach od $12\,350\text{ m}^3/\text{h}$ dla azotu ogólnego do $17\,100\text{ m}^3/\text{h}$ dla ChZT.

5.5.5. DODATKOWY OSADNIK WTÓRNY

Kolejnym rozwiązaniem, zabezpieczającym układ przed utratą osadu czynnego w okresach długiego przeciążenia hydraulicznego, jest zwiększenie sumarycznej powierzchni osadników wtórnych poprzez budowę dodatkowego osadnika. W poniższym rozdziale przeanalizowano układ, przedstawionym na rysunku 4.13, obejmującym jeden dodatkowy osadnik. W układzie tym całość strumienia ścieków mechanicznie oczyszczonych, niezależnie od jego wielkości, jest kierowana do bloków biologicznych. Jest to pojedyncza konfiguracja, nie wymagająca optymalizacji parametrów operacyjnych.

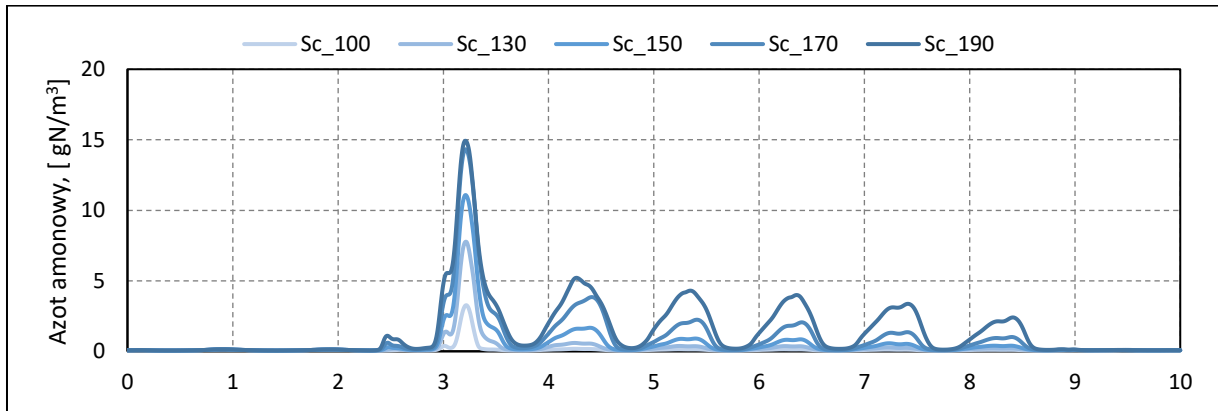
Na rysunku 5.56 przedstawiono wyniki symulacji dynamicznych stężenia azotu ogólnego i wartości ChZT w okresie letnim, w kolejnych średniodobowych próbkach ścieków oczyszczonych. Jak widać, analizowane rozwiązanie pozwala na utrzymanie zawartości substancji organicznych na wylocie z układu poniżej prawnego limitu przez cały przedział symulacji, dla większości scenariuszy. Przekroczenia granicznej wartości ChZT w próbkach średniodobowych pojawiają się dopiero maksymalnego przepływu pogody deszczowej przewyższającego wartość aktualną o 70% (i więcej). Przekroczenia te są związane z wynoszeniem osadu w strumieniu ścieków oczyszczonych w ostatnich 3 dobach symulacji.



Rysunek 5.56 Zestawienie wartości ChZT (a) oraz stężenia azotu ogólnego (b) w próbkach średniodobowych ścieków oczyszczonych w trakcie symulacji dynamicznych dla układu z dodatkowym osadnikiem wtórnym w okresie letnim dla wybranych scenariuszy. Czerwona linia odpowiada wartości pozwolenia wodnoprawnego.

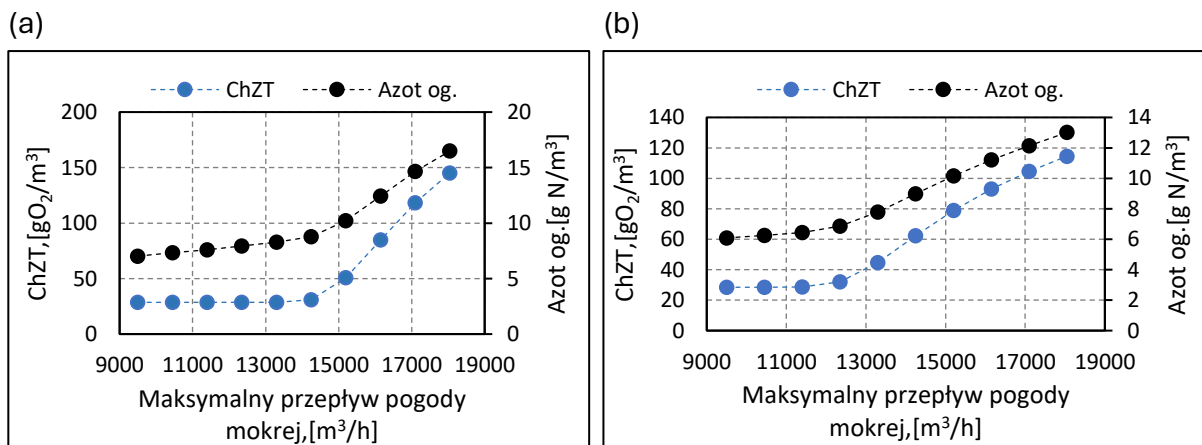
Przekroczenie stężenia granicznego azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych - 10 g N/m³, obserwuje się już dla mniejszej wartości maksymalnej przepływu (150% aktualnej wartości maksymalnej – wobec 170% dla ChZT). Analizując przebieg stężenia azotu amonowego w trakcie epizodu przeciążenia (Rysunek 5.57) można zauważyć, że najwyższe stężenia występowały w pierwszej dobie zwiększonego dopływu, kiedy to do układu doptywał największy ładunek zanieczyszczeń. W przypadku symulacji, w trakcie

których nie wystąpiło wynoszenie osadu z osadników, najwyższe stężenie związków azotu w ściekach oczyszczonych zaobserwowano na początku okresu przeciążenia hydraulicznego. Dla scenariuszy, w których wystąpiło przekroczenie granicznych wartości ChZT, maksima zawartości azotu ogólnego pokrywają się z maksimami zawartości materii organicznej ze względu na obecność azotu organicznego w zawieszynie.



Rysunek 5.57 Przebieg zmienności stężenia azotu amonowego w ściekach oczyszczonych układu z dodatkowym osadnikiem wtórnym dla wybranych scenariuszy w okresie letnim.

W celu sprawdzenia, jak kształtuje się zależność efektywności oczyszczania ścieków w całym przedziale symulacji od maksymalnego przepływu pogody deszczowej, zestawiono wartości średnich arytmetycznych wybranych parametrów wszystkich próbek średniodobowych wyznaczonych dla poszczególnych scenariuszy w okresie zimowym oraz letnim (Rysunek 5.58).

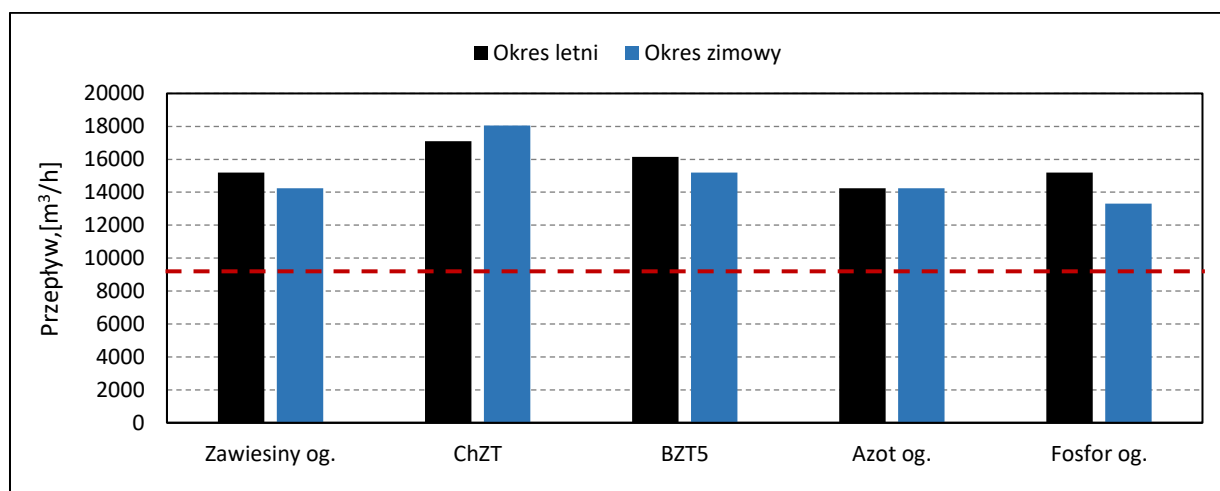


Rysunek 5.58 Średnie wartości ChZT i azotu ogólnego w całym przedziale symulacji, dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej w (a) okresie letnim i (b) w zimowym.

Zarówno dla okresu zimowego i letniego, widoczne są graniczne wartości maksymalnego przepływu, poniżej których wartość ChZT utrzymuje się na stałym, niskim poziomie, a stężenie azotu ogólnego, ze względu na niepełne utlenienie azotu amonowego, rośnie nieznacznie, nie przekraczając jednak granicznej wartości 10 g N/m³. W okresie letnim jakość ścieków oczyszczonych gwałtownie spada, gdy przepływ maksymalny pogody deszczowej przekracza 15 000 m³/h, natomiast w okresie zimowym, ze względu na gorsze

właściwości sedymentacyjne, już przepływ powyżej 13 000 m³/h skutkuje wynoszeniem osadu czynnego z osadników wtórnych i znacznym pogorszeniem jakości ścieków oczyszczonych.

W celu określenia maksymalnej, bezpiecznej technologicznie przepustowości hydraulicznej układu z dodatkowym osadnikiem wtórnym, dla warunków zimowych i letnich, przeanalizowano średnie stężenia tych parametrów ścieków oczyszczonych, których wartości graniczne są określone w pozwoleniu wodnoprawnym. Zestawienie najwyższych maksymalnych przepływów pogody mokrej, które nie skutkują przekroczeniem tych wartości dla poszczególnych parametrów zamieszczono na rysunku 5.59.



Rysunek 5.59 Wartości maksymalnych przepływów pogody mokrej, które nie skutkują przekroczeniem granicznych wartości poszczególnych parametrów ścieków oczyszczonych dla układu z dodatkowym osadnikiem wtórnym. Na czerwono zaznaczono wartość aktualnego maksymalnego przepływu.

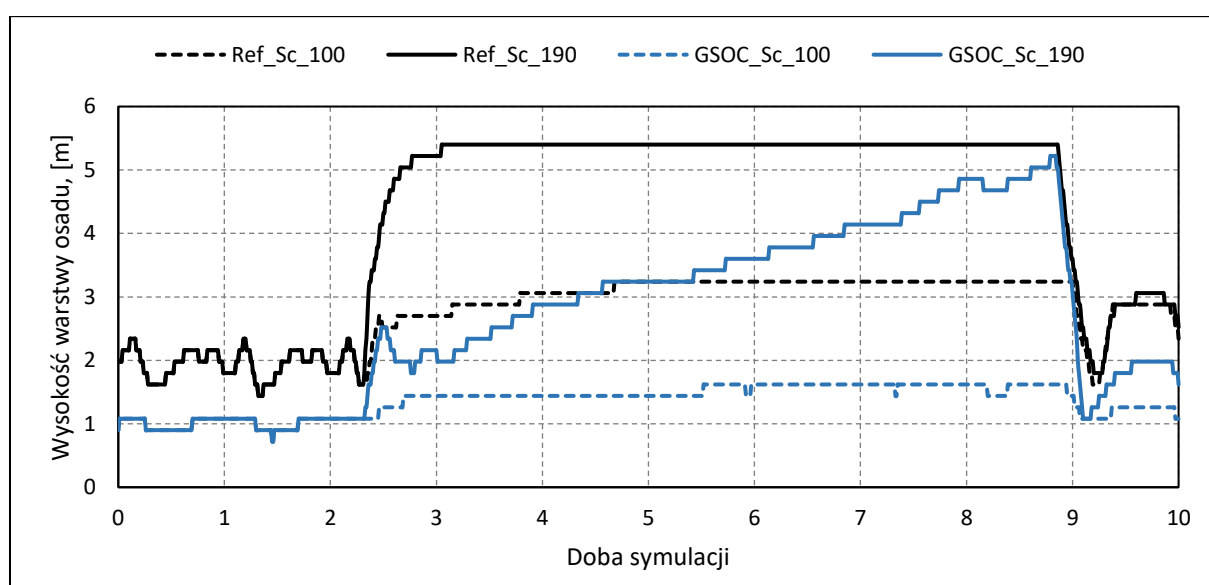
Bezpieczny technologicznie przepływ pogody mokrej dla układu z dodatkowym osadnikiem wtórnym to 14 250 m³/h dla okresu letniego i 13 300 m³/h dla okresu zimowego. Dla okresu letniego parametrem limitującym jest azot ogólny, natomiast dla okresu zimowego fosfor ogólny.

5.5.6. GRAWIMETRYCZNA SELEKCJA OSADU CZYNNEGO

Wspólnym mianownikiem wszystkich, przedstawionych w powyższych rozdziałach, strategii było zmniejszenie ładunku zawieszin trafiających do osadnika wtórnego. Wdrożenie technologii grawimetrycznej selekcji osadu czynnego ma na celu poprawę jego właściwości sedymentacyjnych, skutkiem czego zmniejszone zostanie ryzyko wymycia osadu. W analizowanym tutaj rozwiązaniu założono, poza korzystną zmianą parametrów sedymentacyjnych, kierowanie całości strumienia ścieków mechanicznie oczyszczonych do bloków biologicznych (zablokowanie przelewu). Analogicznie do układu z dodatkowym osadnikiem, jest to pojedyncza konfiguracja, która nie wymaga

optymalizacji parametrów operacyjnych. Analiza zmienności sezonowej właściwości sedymentacyjnych (pkt. 5.1.2) wykazała, że zmiana wywołana GSOC jest obserwowana wyłącznie w okresie letnim, w związku z czym symulacje pracy układu ze zmienionymi parametrami sedymentacyjnymi przeprowadzono tylko dla scenariuszy okresu letniego.

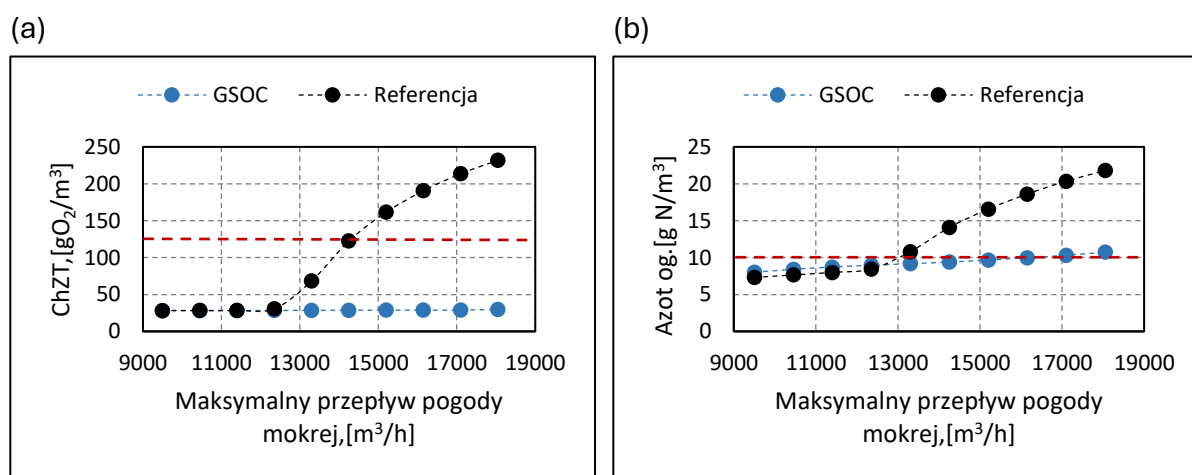
W celu sprawdzenia w jakim stopniu poprawa właściwości sedymentacyjnych, wywołana zastosowaniem GSOC, wpływa na spowolnienie dynamiki narastania wysokości warstwy osadu w porównaniu do układu z konwencjonalnym osadem czynnym, przeanalizowano przebieg zmienności wysokości warstwy osadu w jednym z osadników wtórnych dla scenariusza o najmniejszym i największym maksymalnym przepływie pogody deszczowej (Rysunek 5.60).



Rysunek 5.60 Przebieg zmienności wysokości warstwy osadu w układzie referencyjnym bez przelewu oraz w układzie z grawimetryczną selekcją osadu czynnego (GSOC) dla scenariuszy Sc_100 i Sc_190.

Wpływ GSOC na prace układu oczyszczania jest widoczny jeszcze przed napływem ścieków pogody mokrej. W stanie ustalonym wysokość warstwy osadu w układzie GSOC była o 1 m niższa niż w układzie referencyjnym, co daje możliwość przyjęcia większego ładunku zawieszin. Następnie, po zwiększeniu przepływu do maksymalnej wartości dla bazowego scenariusza Sc_100, zaobserwowany wzrost wysokości warstwy osadu był niższy dla układu GSOC (ok. 0,5 m) niż układu referencyjnego (ok. 1,0 m). Przy największych testowanych przeciążeniach hydraulicznych (scenariusz Sc_190), bardzo dobre właściwości sedymentacyjne osadu pozwoliły na utrzymanie bezpiecznej wysokości warstwy osadu przez prawie cały okres symulacji. W obu układach miała miejsce kumulacja osadu czynnego w osadnikach, jednak w układzie GSOC warstwa osadu osiągnęła niebezpieczną wartość 5 m dopiero po prawie 7 dobach stale utrzymującego się maksymalnego przepływu, natomiast w układzie referencyjnym już po 8 godzinach.

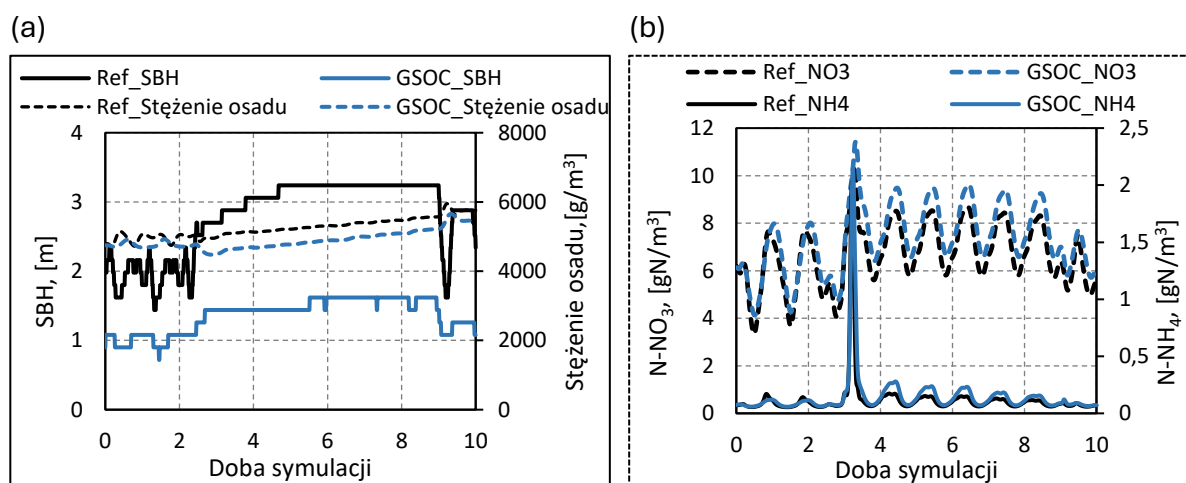
Uśredniając jakość ścieków oczyszczonych w całym okresie symulacji, zbadano w jakim stopniu poprawa właściwości sedymentacyjnych przekłada się na sumaryczny efekt oczyszczania ścieków. Zależność średnich arytmetycznych wartości ChZT i stężenia azotu ogólnego, dla średniodobowych próbek ścieków oczyszczonych z całego okresu symulacji od maksymalnego przepływu pogody deszczowej, dla układu GSOC oraz układu referencyjnego przedstawiono na rysunku 5.61. Jak widać, dla scenariuszy o maksymalnym przepływie do 12 350 m³/h (Sc_130) skuteczność usuwania związków organicznych w obu układach jest taka sama. Przy większych przepływach, gdy w układzie referencyjnym, ze względu na wynoszenie osadu czynnego z osadników, gwałtownie rośnie ChZT ścieków oczyszczonych, w układzie GSOC ChZT ścieków oczyszczonych utrzymywane jest na stałym, niskim poziomie.



Rysunek 5.61 Średnie wartości ChZT (a) i stężenia azotu ogólnego (b) w całym okresie symulacji dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej w układzie z grawimetryczną selekcją osadu czynnego i układzie referencyjnym bez przelewu. Czerwona linia wskazuje wartości określony w pozwoleniu wodnoprawnym.

Różnice w skuteczności usuwania azotu w obu układach wyglądają podobnie do tych dla ChZT. W układzie referencyjnym bez działającego przelewu zaobserwować można gwałtowny wzrost stężenia azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych, który związany jest z wynoszeniem osadu i znacznym wzrostem zawartości azotu organicznego w tym strumieniu. Układ badawczy charakteryzuje się stabilniejszą zawartością związków azotu na odpływie. Obserwowany nieznaczny wzrost związany jest ze zwiększającym się dla kolejnych scenariuszy ładunkiem azotu amonowego trafiającego do bloków biologicznych i jego niecałkowitym utlenieniem. Zauważyć można jednocześnie, że w zakresie mniejszych przeciążeń hydraulicznych to układ referencyjnych zapewnia sumarycznie wyższą skuteczność usuwania związków azotu. Wyjaśnienie dlaczego układ z gorzej sedymentującym osadem jest w stanie zapewnić lepszą jakość ścieków oczyszczonych staje się możliwe po analizie przebiegu zmienności wysokości warstw osadu w osadnikach wtórnych i stężeń osadu w blokach biologicznych (Rysunek 5.62a). Wydajność pomp recyrkulacji zewnętrznej jest warunkowana wysokością warstwy osadu

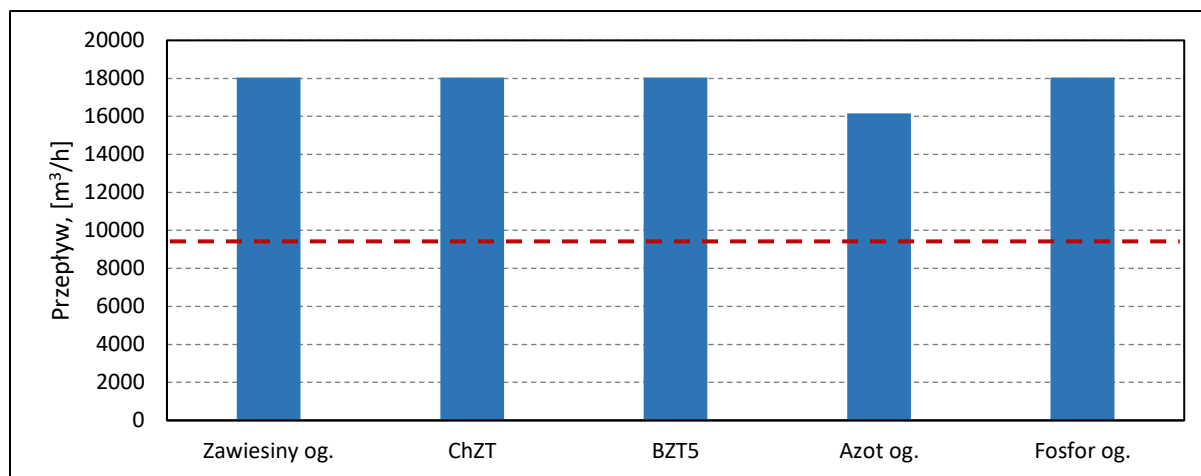
w osadniku, która zgodnie z nastawami algorytmu powinna być utrzymywana na poziomie 2 m. W układzie GSOC przez cały okres symulacji wydajność pomp recyrkulacji, ze względu na bardzo niski poziom osadu w osadniku, jest stała – ma wartość minimalną dla danego układu pompowego. Natomiast, gorsze właściwości sedymentacyjne w układzie referencyjnym skutkują przekroczeniem zadanej wartości wysokości warstwy osadu, co powoduje zwiększenie wydajności pomp recyrkulacji, przekładające się na większy ładunek osadu w strumieniu recyrkulacji i, - w efekcie - wyższe stężenie osadu w bloku biologicznym. Wyższe stężenie biomasy heterotroficznej pozwala m.in. na głębszą denitryfikację dzięki zwiększeniu dostępności łatwobiodegradowalnego węgla z zachodzącej szybciej hydrolizy frakcji X_s . Na rysunku 5.62b zaprezentowano zmienność stężenia azotu amonowego oraz azotanowego w ściekach oczyszczonych dla symulacji bazowej (Sc_100) w układzie GSOC oraz układzie referencyjnym. Jak widać, niższe stężenie osadu przełożyło się na mniej skuteczną denitryfikację (różnica w stężeniu azotu azotanowego w okresie przeciążenia hydraulicznego wynosiła ok. 1 g N/m^3), co perspektywie całego okresu symulacji przekłada się na, widoczne na rysunku 5.61, różnice w średnim stężeniu azotu ogólnego.



Rysunek 5.62 Przebieg zmienności (a) wysokości warstwy osadu w osadniku wtórnym (SBH) i stężenia osadu w blokach biologicznych oraz (b) stężenia form azotu amonowego i azotanowego w odplywie z układu z grawimetryczną selekcją osadu czynnego i z układu referencyjnego, dla bazowego scenariusza Sc_100.

Maksymalna, bezpieczna technologicznie przepustowość hydrauliczna układu GSOC została określona na podstawie analizy średnich wartości tych parametrów ścieków oczyszczonych, których ograniczenia są określone w pozwoleniu wodnoprawnym. Zestawienie najwyższych maksymalnych przepływów pogody mokrej, które nie skutkowały przekroczeniem tych wartości dla poszczególnych parametrów przedstawiono na rysunku 5.63. Bezpieczna technologicznie przepustowość hydrauliczna układu GSOC wynosiła $16\,150 \text{ m}^3/\text{h}$, a limitującym parametrem był azot

ogólny. Wartości graniczne pozostałych parametrów po uśrednieniu nie zostały przekroczone dla żadnej z przeprowadzonych symulacji.



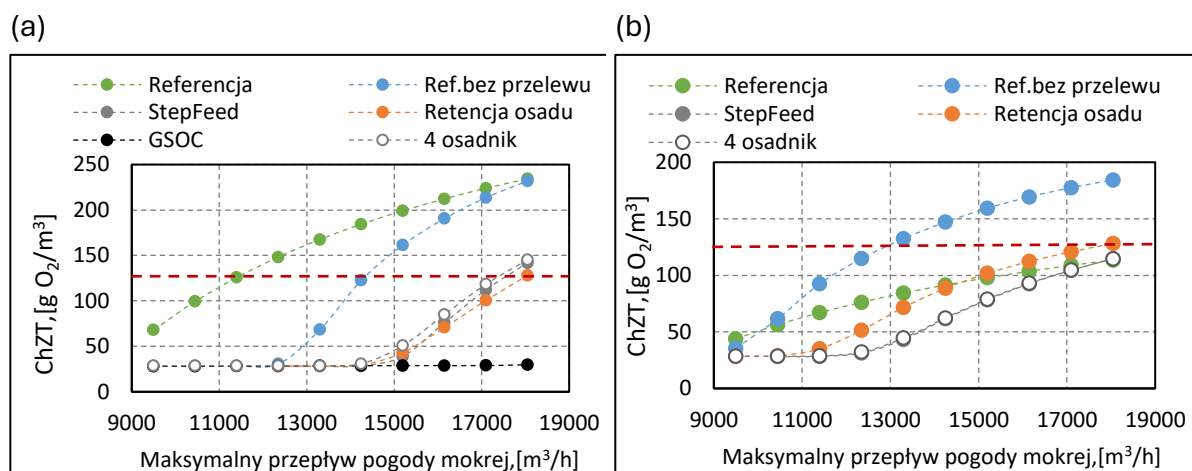
Rysunek 5.63 Wartości maksymalnych przepływów pogody mokrej, które nie skutkowały przekroczeniem granicznych wartości poszczególnych parametrów ścieków oczyszczonych dla układu z GSOC w okresie letnim. Na czerwono zaznaczono wartość aktualnego maksymalnego przepływu.

5.5.7. PORÓWNANIE STRATEGII PROWADZENIA PROCESU

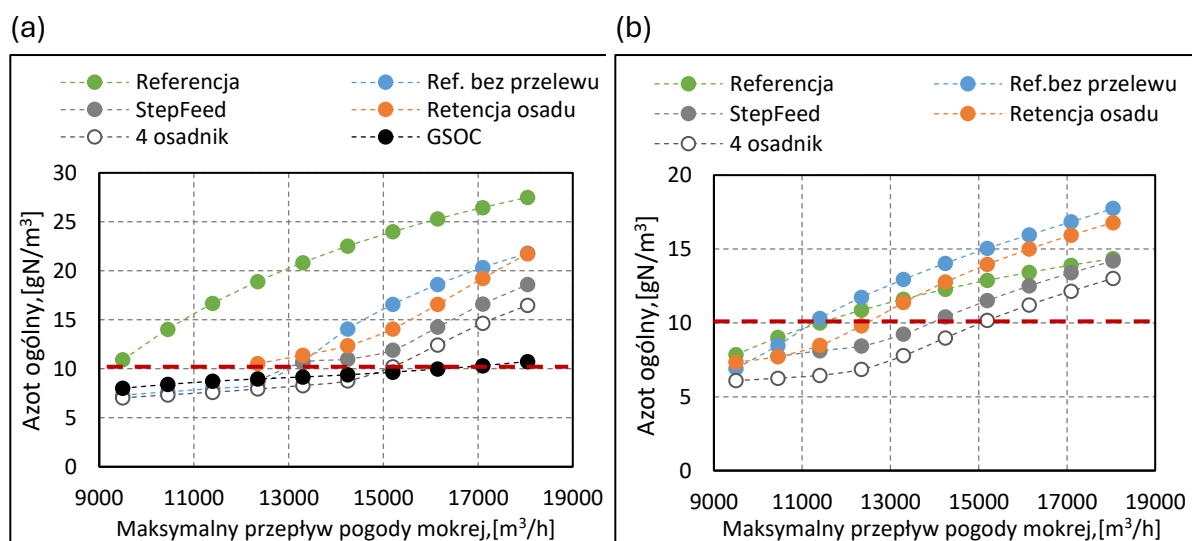
W celu wyboru najkorzystniejszej strategii prowadzenia procesu w warunkach napływu ścieków pogody deszczowej, zestawiono ze sobą wyniki powyższych analiz dla wytypowanych optymalnych konfiguracji poszczególnych układów. Na rysunkach 5.64, 5.65 i 5.66, zestawiono zależności uśrednionych wartości wybranych parametrów ścieków oczyszczonych od wartości maksymalnego przepływu pogody deszczowej dla kolejnych scenariuszy w okresie letnim i zimowym.

Ogląd przedstawionego na tych rysunkach syntetycznego obrazu wyników badań symulacyjnych pracy układów w okresie letnim wskazuje, że najlepszą jakość ścieków oczyszczonych daje układ z grawimetryczną selekcją osadu czynnego, zarówno w aspekcie usuwania zanieczyszczeń organicznych jak i pierwiastków biogenych. Jedynie w przedziale mniejszych wartości maksymalnego przepływu, niższe niż w układzie GSOC stężenia azotu ogólnego zaobserwowanego w układzie referencyjnym bez przelewu. Zostało to omówione w szczególności w rozdziale 5.5.6. W przypadku pozostałych parametrów, grawimetryczna selekcja osadu czynnego zapewniła, dla całego zakresu testowanych maksymalnych przepływów, wartości najniższe, które jednocześnie nie przekraczały określonych prawnie limitów. Układ referencyjny natomiast, dla wszystkich analizowanych scenariuszy, charakteryzował się najgorszą jakością ścieków oczyszczonych, która już przy relatywnie małych przepływach nie spełniała wymogów pozwolenia wodnoprawnego. Zablokowanie działania przelewu w takich warunkach pozwala na poprawę parametrów ścieków oczyszczonych, zarówno w zakresie zanieczyszczeń organicznych jak i substancji biogenych. Jedynie dla

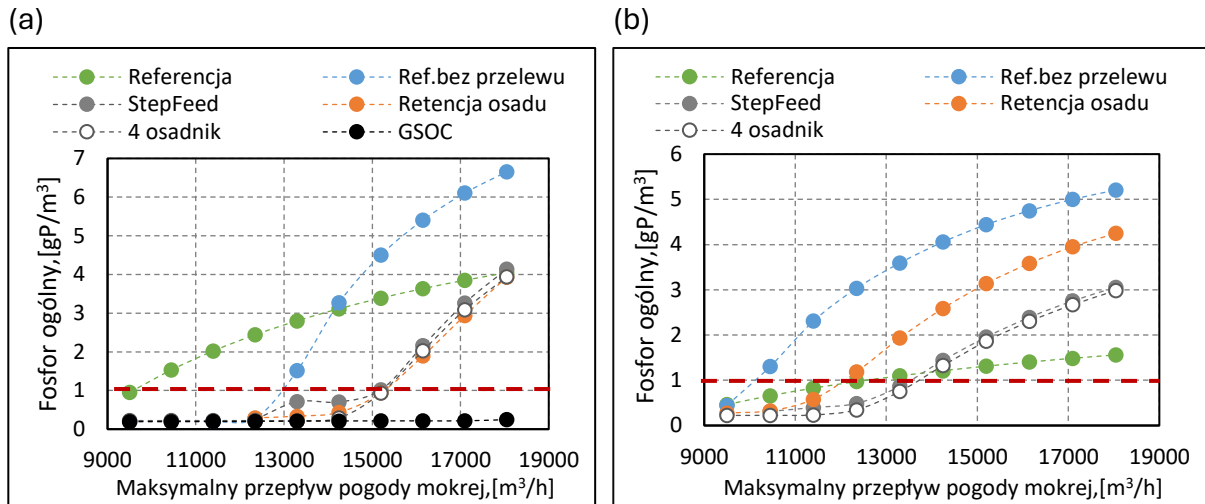
wysokich przepływów pogody deszczowej (powyżej 14 250 m³/h), ze względu gwałtowny skok stężenia fosforu organicznego w ściekach oczyszczonych, układ referencyjny zapewniał niższe sumaryczne stężenie fosforu ogólnego na odpływie.



Rysunek 5.64 Średnie wartości ChZT ścieków oczyszczonych w całym okresie symulacji w zależności od maksymalnego przepływu pogody mokrej dla poszczególnych strategii w (a) okresie letnim i (b) okresie zimowym. Seria „StepFeed” oraz „4 osadnik” pokrywają się. Czerwona linia wskazuje wartości określoną w pozwoleniu wodnoprawnym.

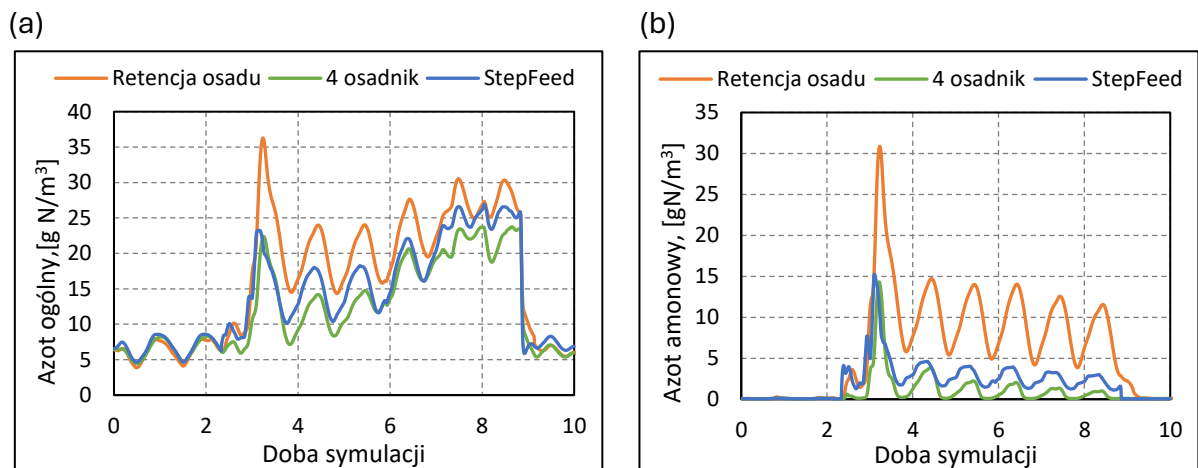


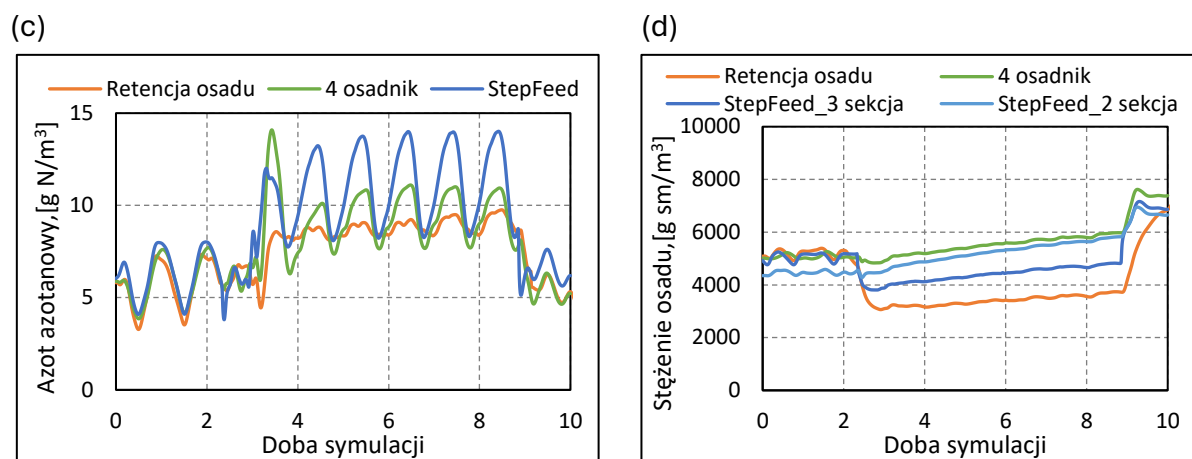
Rysunek 5.65 Średnie stężenia azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych w całym okresie symulacji w zależności od maksymalnego przepływu pogody mokrej dla poszczególnych strategii w (a) okresie letnim i (b) okresie zimowym. Czerwona linia wskazuje wartości określoną w pozwoleniu wodnoprawnym.



Rysunek 5.66 Średnie stężenia fosforu ogólnego w ściekach oczyszczonych w całym okresie symulacji w zależności od maksymalnego przepływu pogody mokrej dla poszczególnych strategii w (a) okresie letnim i (b) okresie zimowym. Czerwona linia wskazuje wartości określoną w pozwoleniu wodnoprawnym.

W obu przypadkach jakość ścieków oczyszczonych nie spełnia jednak wymogów pozwolenia wodnoprawnego. Wytypowane, optymalne konfiguracje układów z retencją osadu i step-feed oraz układ z dodatkowym osadnikiem charakteryzowały się porównywalną jakością ścieków oczyszczonych dla całego zakresu analizowanych przepływów pogody mokrej. Pewne różnice, na korzyść układu z 4 osadnikami wtórnymi, widać jedynie w odniesieniu do stężenia związków azotu dla przepływów maksymalnych powyżej 14 000 m³/h. W celu znalezienia przyczyny tych różnic, przy porównywalnej skuteczności usuwania związków fosforu i węgla organicznego, wykonano analizę zmienności poszczególnych form azotu w ściekach oczyszczonych oraz stężenia osadu w komorach bloku biologicznego (Rysunek 5.67).





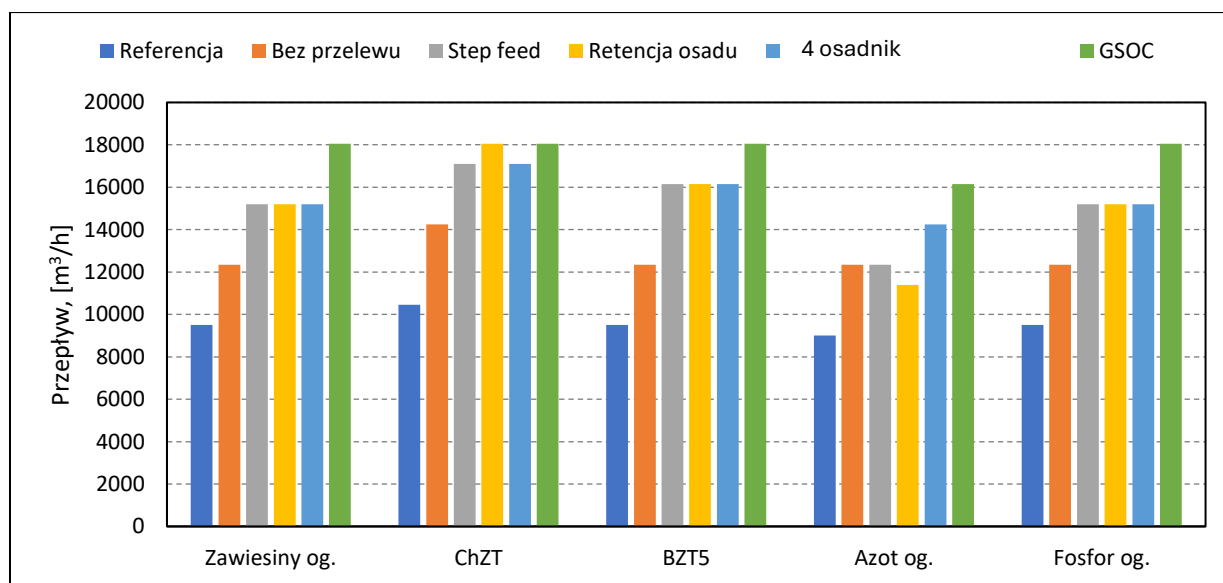
Rysunek 5.67 Przebieg zmienności stężenia (a) azotu ogólnego, (b) azotu amonowego, (c) azotu azotanowego i (d) stężenia osadu dla symulacji Sc_170 wybranych strategii w okresie letnim.

Ścieki oczyszczone w układzie z dodatkowym osadnikiem wtórnym charakteryzowały się, w porównaniu wynikami dla układu step-feed, zarówno niższym stężeniem azotu amonowego jak i azotanowego. Mniejsza efektywność nityfikacji może zostać wytłumaczona po przeanalizowaniu przebiegu zmiany stężeń osadu w blokach biologicznych (Rysunek 5.67d). Stężenia osadu w układzie z 4. osadnikiem jest porównywalne ze stężeniem w bloku układu step-feed, poza, ostatnią (3.), sekcją komory nityfikacji, do której doprowadzane jest bezpośrednio 75% strumienia ścieków mechanicznie oczyszczonych. Taka konfiguracja oznacza większe obciążenie ładunkiem azotu amonowego komory o niższym stężeniu bakterii nityfikacyjnych. Przekierowanie części ścieków po osadnikach wstępnych bezpośrednio do komory tlenowej wpływa również na mniejszą efektywność denityfikacji. Łatwo przyswajane związki organiczne zawarte w ściekach mechanicznie oczyszczonych (które w układzie z dodatkowym osadnikiem wtórnym są w pierwszej kolejności wykorzystywane przez bakterie PAO - w komorze beztlenowej, a dalej są utleniane azotanami - w komorze denityfikacji), w układzie step-feed podlegają utlenieniu tlenem w komorze napowietrzania. Do komory denityfikacji trafia więc mniejszy ładunek łatwo dostępnego węgla organicznego, co przekłada się na mniejszą efektywność denityfikacji. W układzie z retencją osadu (Rysunek 5.67b), skoki stężenia azotu amonowego w ściekach oczyszczonych są skutkiem, największego wśród analizowanych rozwiązań, spadku stężenia osadu w dwóch blokach biologicznych przy zwiększeniu skierowanego do nich ładunku N - NH₄.

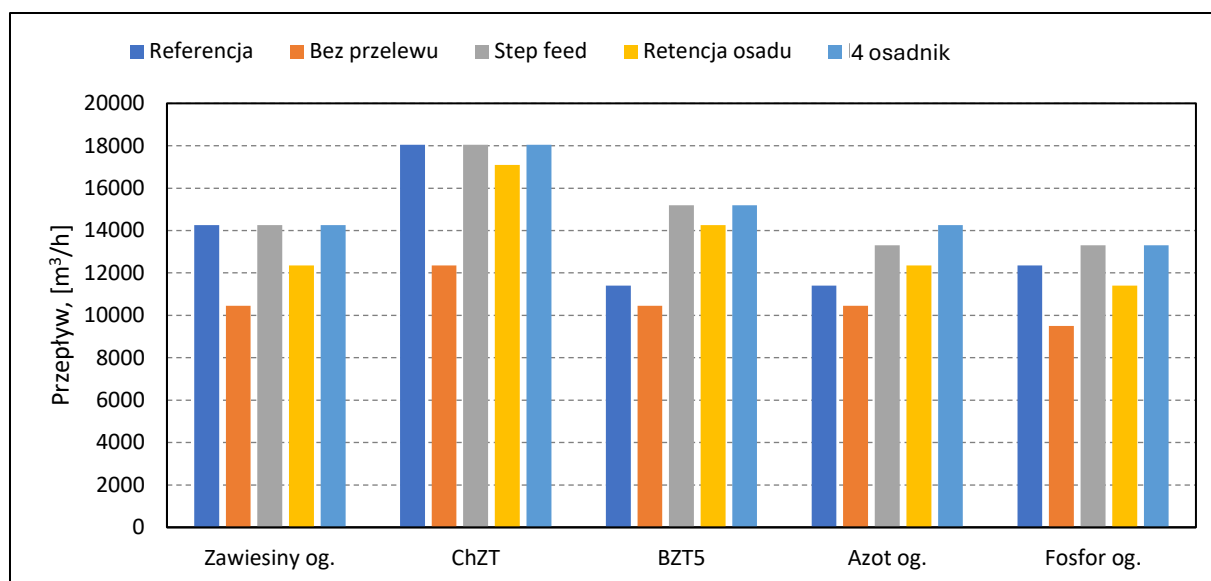
W okresie zimowym widoczne jest wpływ pogorszonych właściwości sedymentacyjnych na sumaryczny efekt technologiczny poszczególnych strategii prowadzenia procesu. Wyeliminowanie przelewu omijającego bloki biologiczne i niezastosowanie innych rozwiązań zmniejszających obciążenie osadników wtórnych ładunkiem zawieszin skutkowało uzyskaniem strumienia ścieków oczyszczonych o najwyższych stężeniach zanieczyszczeń. Układ referencyjny charakteryzuje się lepszą uśrednioną jakością

ścieków oczyszczonych nie tylko w porównaniu z układem bez przelewu. Dla wysokich maksymalnych przepływów (powyżej 14 000 m³/h), układ referencyjny zapewniał najniższe stężenie fosforu ogólnego ze wszystkich analizowanych rozwiązań. W przeciwieństwie do okresu letniego, w okresie zimowym układ z retencją osadu charakteryzuje się gorszą, w porównaniu do układu step-feed i układu z dodatkowym osadnikiem, jakością ścieków oczyszczonych. W zakresie wszystkich analizowanych przepływów maksymalnych, przekierowanie 75 % strumienia ścieków mechanicznie oczyszczonych do ostatniej sekcji komory nityfikacji dało efekt technologiczny porównywalny z budową dodatkowego osadnika wtórnego w zakresie usuwania zanieczyszczeń organicznych i fosforu. W okresie zimowym, analogicznie jak w okresie letnim, układ step-feed usuwał związki azotu w lepszym stopniu niż układ z retencją osadu, lecz w gorszym niż układ z 4 osadnikami wtórnymi.

Wyznaczono wartości bezpiecznych technologicznie przepustowości hydraulicznych poszczególnych układów dla okresu zimowego oraz letniego. Zestawienie maksymalnych przepływów pogody mokrej, które nie skutkują przekroczeniem w uśrednionej próbie wartości granicznych poszczególnych parametrów ścieków oczyszczonych przedstawiono na rysunku 5.68 i 5.69.

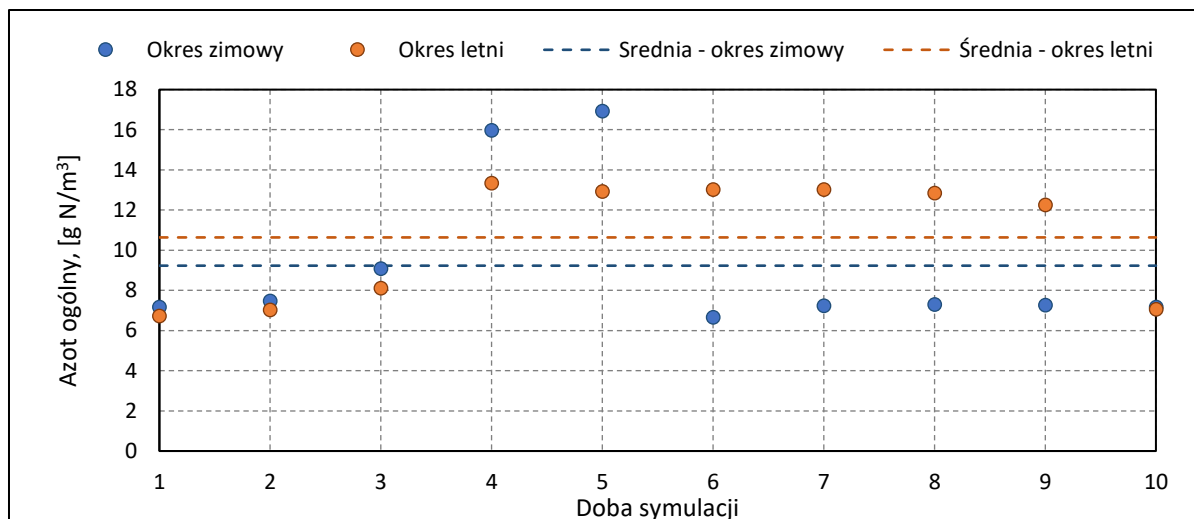


Rysunek 5.68 Wartości maksymalnych przepływów pogody mokrej, które nie skutkują przekroczeniem granicznych wartości poszczególnych parametrów ścieków oczyszczonych dla poszczególnych analizowanych strategii w okresie letnim.



Rysunek 5.69 Wartości maksymalnych przepływów pogody mokrej, które nie skutkują przekroczeniem granicznych wartości poszczególnych parametrów ścieków oczyszczonych dla poszczególnych analizowanych strategii w okresie zimowym.

W okresie letnim najwyższy, bezpieczny technologicznie przepływ pogody mokrej został osiągnięty przy zastosowaniu technologii grawimetrycznej selekcji osadu czynnego i wynosił $16\,150\text{ m}^3/\text{h}$. Poprawa właściwości sedymentacyjnych uzyskana dzięki zastosowaniu GSOC nie jest jednak utrzymywana przez cały rok. Drugą w kolejności najkorzystniejszych strategii, dającą równocześnie najlepsze efekty technologiczne w okresie zimowym, jest zwiększenie w układzie sumarycznej powierzchni sedymentacji poprzez budowę dodatkowego osadnika ($14\,250\text{ m}^3/\text{h}$ w okresie letnim oraz $13\,300\text{ m}^3/\text{h}$ w okresie zimowym). Rozwiązanie to wiąże się z najwyższymi kosztami inwestycyjnymi i możliwość jego implementacji jest uzależniona m.in. od dostępności terenu pod budowę nowego obiektu. Strategią, której implementacja nie wiąże się z bardzo dużymi kosztami inwestycyjnymi, a dającą efekt technologiczny porównywalny ze skutecznością oczyszczania układu z dodatkowym osadnikiem jest układ step-feed. W okresie letnim pozwala on zwiększyć bezpieczną technologicznie przepustowość oczyszczalni do $12\,350\text{ m}^3/\text{h}$, a w okresie zimowym do $13\,300\text{ m}^3/\text{h}$. Różnice pomiędzy otrzymanymi wartościami wynikają z różnic w długości trwania epizodów pogody mokrej w scenariuszu letnim oraz zimowym (w okresie letnim statystycznie występują intensywniejsze, dłużej trwające opady). Przy takiej samej wartości maksymalnego przepływu, w trakcie trwania epizodu pogody mokrej w okresie zimowym notowane są zwykle wyższe stężenia zanieczyszczeń, niż w okresie letnim (Rysunek 5.70). Jednak ilość próbek z podwyższonym stężeniem zanieczyszczeń w okresie letnim jest znacznie większa niż w okresie zimowym, co przekłada się na wyższą wartość stężenia uśrednionego dla całego okresu symulacji.



Rysunek 5.70 Stężenia azotu ogólnego w próbkach średniodobowych dla układu step-feed w konfiguracji 1pkt 75% w okresie letnim i zimowym

6. WNIOSKI KOŃCOWE I PODSUMOWANIE

Zmieniające się uwarunkowania prawne oraz postępujące zmiany w częstotliwości i intensywności opadów na obszarach miejskich spowoduje, że większość europejskich oczyszczalni zmierzy się wkrótce z wyzwaniem jakim jest utrzymanie wymaganego efektu technologicznego w warunkach przeciążenia hydraulicznego. Charakter tego zagadnienia, tj. pracy w warunkach z założenia nietypowych i ekstremalnych, powoduje duże ograniczenia w możliwości wykorzystania typowych narzędzi czy metodyk optymalizacyjnych, ponieważ zostały one opracowane z myślą o stabilnych, uśrednionych warunkach pracy. Postęp w dziedzinie modelowania procesu osadu czynnego, zarówno w zakresie procesów biochemicznych jak i procesu sedymentacji osadu, pozwala wiarygodnie symulować wyników pracy układu oczyszczania w warunkach dynamicznie zmieniającego się obciążenia. W niniejszej pracy przedstawiono zagadnienie optymalizacji pracy układu oczyszczania ścieków podczas przeciążenia hydraulicznego, wywołanego doptywem ścieków pogody mokrej, z wykorzystaniem skalibrowanego modelu układu osadu czynnego Wrocławskiej Oczyszczalni Ścieków.

Wyniki zrealizowanych badań i analiz pozwoliły na sformułowanie następujących wniosków, które przedstawiono w podziale na dwie grupy – pierwsza dotyczy etapu przygotowania danych do symulacji oraz budowy, walidacji i kalibracji modelu, natomiast druga obejmuje wnioski wyciągnięte na bazie wyników przeprowadzonych symulacji:

- 1) Dane do symulacji i model matematyczny osadnika wtórnego
 - a) Grawimetryczna selekcja osadu czynnego znacząco poprawia właściwości sedymentacyjne osadu, jednak efekt ten zanika w okresie zimowym, gdy w badanym obiekcie zwiększany jest wiek osadu, a zmiana temperatury ścieków promuje rozwój bakterii nitkowatych;
 - b) Indeks osadu jest parametrem pozwalającym na jakościowe, ale już nie ilościowe porównanie właściwości sedymentacyjnych tzn. na jego podstawie nie można poprawnie oszacować wartości parametrów funkcji sedymentacji strefowej;
 - c) Statystycznie, ścieki mechanicznie oczyszczone pogody mokrej we Wrocławskiej Oczyszczalni Ścieków niosą ze sobą większy ładunek zanieczyszczeń niż ścieki pogody suchej, natomiast stężenia zanieczyszczeń są w nich niższe.
 - d) Analiza statystycznie nie wykazała istotnej różnicy w podziale frakcyjnym związków organicznych, azotu i fosforu w ściekach mechanicznie oczyszczonych pogody mokrej i suchej we Wrocławskiej Oczyszczalni Ścieków;

- e) Nie wykazano selektywnego rozdziału bakterii nitryfikacyjnych oraz PAO w hydrocyklonie prowadzącym grawimetryczną selekcję osadu czynnego;
 - f) Spośród trzech rozpatrywanych modeli osadnika wtórnego, to model Burger'a-Diehl'a w najlepszym stopniu był w stanie oddać dynamikę zmienności wysokości warstwy osadu po gwałtownym zwiększeniu obciążenia osadnika;
 - g) Spośród rozpatrywanych modeli osadnika, model Plosz'a w najlepszy stopniu przewidywał wysokość warstwy osadu w stanie ustalonym przy normalnych warunkach zasilania.
 - h) Żaden z rozpatrywanych modeli osadnika wtórnego nie był w stanie oddać rzeczywistej zmienności stężenia osadu recyrkulowanego po gwałtownym zwiększeniu obciążenia osadnika;
 - i) Kalibracja modeli osadnika wtórnego zawierających funkcje kompresji oraz dyspersji nie jest możliwa wyłącznie na bazie danych z laboratoryjnych wsadowych testów sedymentacji;
 - j) Możliwe jest przeprowadzenie kalibracji parametrów kompresji i dyspersji modelu Burger'a-Diehl'a z wykorzystaniem łącznie danych z laboratoryjnych wsadowych testów sedymentacji oraz danych operacyjnych pełnoskalowego obiektu;
 - k) Zastosowanie zastępczej funkcji dla scałkowanej funkcji sedymentacji pozwala na implementację wybranej funkcji sedymentacji w programie WEST;
- 2) Badania symulacyjne
- a) W letnich warunkach pracy WOŚ największy, bezpieczny technologicznie przepływ zapewnia poprawa właściwości sedymentacyjnych poprzez implementację grawimetrycznej selekcji osadu czynnego.
 - b) Wykorzystanie grawimetrycznej selekcji osadu czynnego pozwala na zwiększenie maksymalnej przepustowości hydraulicznej WOŚ nawet do 170 %, przy jednoczesnym utrzymaniu wymaganej jakości ścieków oczyszczonych.
 - c) W okresie zimowym największy, bezpieczny technologicznie przepływ zapewnia zwiększenie sumarycznej powierzchni osadników wtórnych WOŚ.
 - d) Zasilanie bloku biologicznego strumieniem ścieków mechanicznie oczyszczonych w układzie step-feed daje efekty technologiczne porównywalne do wynikających z dobudowania dodatkowego osadnika wtórnego WOŚ.
 - e) Każde z analizowanych rozwiązań pozwala na utrzymanie wymaganej prawnie jakości ścieków oczyszczonych WOŚ, przy maksymalnym przepływie pogody mokrej powyżej aktualnej wartości.
 - f) Aktualnie praktykowane ograniczenie wielkości strumienia kierowanego do bloków biologicznych WOŚ, w przypadku hydraulicznego przeciążenia układu, jest niekorzystne w okresie dobrych właściwości sedymentacyjnych osadu czynnego.

- g) Zmienna wysokość krawędzie przelewowej na instalacji omięcia bloków biologicznych WOS pozwoliłaby na optymalizację procesu przy zmieniających się w trakcie roku właściwościach sedymentacyjnych osadu czynnego.
- h) W układzie step-feed, parametrem operacyjnym warunkującym uzyskiwaną jakość ścieków oczyszczonych jest wielkość strumienia ścieków mechanicznie oczyszczonych, kierowanego bezpośrednio do komory nityfikacji, a nie liczba punktów, w których ścieki są do tej komory wprowadzane. Przekierowanie większości strumienia po osadnikach wstępnych do komory tlenowej skutkuje niższymi stężeniami wszystkich podstawowych parametrów jakości ścieków oczyszczonych WOS.
- i) W układzie z retencją osadu, wcześniejsze rozpoczęcie gromadzenia osadu czynnego w jednym z bloków nie przekłada się na znaczącą poprawę jakości ścieków oczyszczonych. Jakość ta zależy od wielkości strumienia kierowanego do bloku retencyjnego. W warunkach WOS, najlepsze efekty oczyszczania w takim układzie, uzyskuje się przy całkowitym odcięciu dopływu ścieków do komory retencyjnej.
- j) Parametrem ścieków oczyszczonych WOS, który limituje maksymalny, bezpieczny technologicznie przepływ jest azot ogólny w okresie letnim oraz azot ogólny i fosfor ogólny w okresie zimowym.

Model matematyczny procesu osadu czynnego jest narzędziem pozwalającym na optymalizację pracy układu w warunkach nietypowych, z założenia występujących nieregularnie, ale niosących ze sobą duże ryzyko technologiczne. Możliwość wirtualnego testowania zmian w budowie i konfiguracji obiektu znacznie poszerza zakres potencjalnych analiz strategii sterowania i rozwiązań procesowych poza te, które mogłyby być testowane na rzeczywistym układzie. Zaimplementowane w ramach niniejszej pracy modyfikacje modelu osadnika wtórnego umożliwiły wykorzystanie jego zaawansowanej postaci w serii symulacji, w których owocknie przebadano możliwości zwiększenia bezpiecznej technologicznie przepustowości hydraulicznej Wrocławskiej Oczyszczalni Ścieków.

7. SPIS TABEL

| | |
|--|-----|
| Tabela 2.1 Czynniki wpływającego na właściwości kłaczków osadu czynnego (Ekama et al., 1997) | 23 |
| Tabela 2.2 Postacie wybranych funkcji prędkości sedymentacji strefowej | 26 |
| Tabela 2.3 Pochodne wybranych funkcji naprężenia efektywnego | 30 |
| Tabela 2.4 Procesy uwzględnione w poszczególnych warstwach modelu Burger'a-Diehl'a (Torfs, 2015)..... | 38 |
| Tabela 4.1 Jakość ścieków mechanicznie oraz biologicznie oczyszczonych WOŚ w latach 2018-2022 | 62 |
| Tabela 4.2 Charakterystyczne gabaryty i parametry pracy nowych bloków biologicznych | 64 |
| Tabela 4.3 Charakterystyczne gabaryty i parametry pracy osadników wtórnych nowej części WOŚ | 66 |
| Tabela 4.4 Zakres oznaczeń w próbkach średniodobowych oraz 2-godzinnych | 69 |
| Tabela 4.5 Metodyki oznaczeń analitycznych..... | 71 |
| Tabela 4.6 Podział ChZT, biomasy, azotu ogólnego oraz fosforu ogólnego na frakcje modeli ASM2d..... | 81 |
| Tabela 4.7 Parametry stechiometryczne modelu ASM2d (Balbierz, 2016) | 82 |
| Tabela 4.8 Parametry kinetyczne hydrolizy frakcji X_s | 83 |
| Tabela 4.9 Parametry kinetyczne dla bakterii heterotroficznych | 83 |
| Tabela 4.10 Parametry kinetyczne dla bakterii autotroficznych | 83 |
| Tabela 4.11 Parametry kinetyczne dla bakterii akumulujących fosfor | 84 |
| Tabela 5.1 Wartości indeksów osadu ($\text{cm}^3/\text{g sm}$) mierzonych w kolumnie sedymentacyjnej oraz cylindrze miarowym. | 89 |
| Tabela 5.2 Wykorzystane zależności parametrów funkcji sedymentacji Vesilinda od wartości indeksu osadu | 90 |
| Tabela 5.3 Wartości parametrów równania sedymentacji Vesilind'a obliczone na podstawie (a) testów sedymentacji, (b) Daigger & Roper, 1985 oraz (c) Hartel & Popel, 1992 dla indeksów osadu z bazy laboratoryjnej (IO_{lab}) oraz po korekcie (IO_{kor})..... | 91 |
| Tabela 5.4 Charakterystyka układów z (na podstawie (Daigger et al., 2023)) | 94 |
| Tabela 5.5 Wartości maksymalnych przepływów pogody mokrej dla poszczególnych scenariuszy obciążenia WOŚ | 98 |
| Tabela 5.6 Wartości wskaźników proporcji zanieczyszczeń w ściekach mechanicznie oczyszczonych..... | 101 |
| Tabela 5.7 Charakterystyka ścieków mechanicznie oczyszczonych w podziale na pogodę suchą i mokrą | 102 |

| | |
|--|-----|
| Tabela 5.8 Dane wejściowe do symulacji stanu ustalonego dla okresu zimowego i letniego | 103 |
| Tabela 5.9 Podział frakcyjny zanieczyszczeń w ściekach mechanicznie oczyszczonych pogody suchej i mokrej. | 109 |
| Tabela 5.10 Podział frakcyjny związków organicznych w ściekach mechanicznie oczyszczonych, przyjęty do badań symulacyjnych. | 110 |
| Tabela 5.11 Podział frakcyjny związków azotu w ściekach mechanicznie oczyszczonych, przyjęty do badań symulacyjnych. | 110 |
| Tabela 5.12 Podział frakcyjny związków fosforu w ściekach mechanicznie oczyszczonych, przyjętych do badań symulacyjnych. | 111 |
| Tabela 5.13 Wartości parametrów modelu frakcjonowania ścieków mechanicznie oczyszczonych | 112 |
| Tabela 5.14 Udziały frakcji azotu i fosforu we frakcjach związków organicznych ściekach | 113 |
| Tabela 5.15 Wyznaczone szybkości nityfikacji | 115 |
| Tabela 5.16 Jednostkowe szybkości nityfikacji we frakcji ciężkiej i lekkiej oraz wartość prawdopodobieństwa testowego | 116 |
| Tabela 5.17 Wyznaczone wartości ilości wydzielonego fosforanu fosforanowego | 117 |
| Tabela 5.18 Jednostkowe ilości wydzielonego fosforanu we frakcji ciężkiej i lekkiej oraz wartość prawdopodobieństwa testowego | 118 |
| Tabela 5.19 Wartości parametrów skalibrowanego modelu Takacs'a | 119 |
| Tabela 5.20 Parametry funkcji zastępczych dla funkcji pierwotnej | 122 |
| Tabela 5.21 Wartości parametrów skalibrowanego modelu Burger'a-Diehl'a | 130 |
| Tabela 5.22 Wartości parametrów skalibrowanego modelu Plosz'a | 133 |
| Tabela 5.23 Najwyższe dopuszczalne wartości parametrów jakościowych ścieków oczyszczonych w pozwoleniu wodnoprawnym WOŚ | 141 |
| Tabela 5.24 Parametry modelu osadnika wtórnego dla okresu zimowego oraz letniego | 142 |
| Tabela 5.25 Parametry strumienia zasilającego układ, temperatura procesu oraz wiek osadu dla symulacji stanu ustalonego w okresie letnim i zimowym. | 143 |

8. SPIS RYSUNKÓW

| | |
|--|----|
| Rysunek 1.1 Aktualne wyzwania dla miejskich oczyszczalni ścieków komunalnych (Whalley et al., 2019) | 5 |
| Rysunek 1.2 Schemat systemu kanalizacyjnego w m. Wrocław..... | 7 |
| Rysunek 2.1 Przebieg zmienności wielkości przepływu, stężenia zawiesin ogólnych i wartości ChZT dla zdarzenia opadowego 12 i 13 czerwca 2008 roku dla zlewni Eindhoven Stad (Schilperoort, 2011) | 13 |
| Rysunek 2.2 Przebieg zmienności wysokości warstwy osadu (SBH – Sludge Blanket Height) oraz wielkości przepływu (Q_{in} – Inflow rate) w okresie 1-6.06.2013 w oczyszczalni w Eindhoven (Holandia). Zaobserwować można dwa zdarzenia opadowe w drugiej i trzeciej dobie (Torfs, Maere, et al., 2015) | 16 |
| Rysunek 2.3 Klasyfikacja reżimów sedymentacji w odniesieniu do stężenia osadu (oś pionowa) oraz zdolności do flokulacji (oś pozioma) (Ekama et al., 1997) | 18 |
| Rysunek 2.4 (a) przebieg wsadowego testu sedymentacji w wyszczególnionych reżimach sedymentacji (opis zastosowanych symboli w tekście) (Ekama et al., 1997), (b) poszczególne fazy opadania podczas wsadowego testu sedymentacji (Rushton et al., 2008)..... | 19 |
| Rysunek 2.5 Sieć czynników wpływających na właściwości kłaczków osadu czynnego (Jin et al., 2003)..... | 21 |
| Rysunek 2.6 Struktura kompaktowego, stabilnego kłaczków o dobrych właściwościach sedymentacyjnych (a) oraz nadmierna ilość bakterii nitkowatych (b) (Ramin, Plósz, et al., 2014)..... | 22 |
| Rysunek 2.7 Podwójnie wykładniczy model sedymentacji (Takács et al., 1991) | 28 |
| Rysunek 2.8 Przepływ strumieni masy pomiędzy warstwami modelu Takacs'a (Takács et al., 1991) | 36 |
| Rysunek 2.9 Przebieg skalibrowanych krzywych sedymentacji dla funkcji wykładniczych (Veisind, Takacs) oraz potęgowych (Dick, Diehl) w obszarze wyższych stężeń (Torfs, 2015)..... | 44 |
| Rysunek 2.10 Przebieg rzeczywistej oraz symulowanej warstwy międzyfazowej podczas testów sedymentacji dla modelu drugiego rzędu (bez uwzględnienia kompresji) z wykładniczą (lewa strona) oraz potęgową (prawa strona) funkcją sedymentacji strefowej (Torfs et al., 2017)..... | 45 |
| Rysunek 2.11 Przebieg symulowanej wysokości warstwy osadu dla modelu Burger'a-Diehl'a z kompresją oraz bez dla wykładniczej funkcji sedymentacji strefowej (lewa strona) oraz potęgowej funkcji sedymentacji strefowej (prawa strona) (Torfs et al., 2017) | 45 |

| | |
|---|----|
| Rysunek 2.12 Schemat podwójnego podziału w trakcie numerycznego wyliczenia wartości współczynnika kompresji D_{comp} | 48 |
| Rysunek 2.13 Obszary ograniczania stopnia przeciążenia osadnika wtórnego ładunkiem zawieszin. | 48 |
| Rysunek 2.14 Schemat różnych wariantów umiejscowienia zbiornika retencyjnego nadmiarowego strumienia ścieków w układzie technologicznym. Opis oznaczeń znajduje się w tekście rozdziału. | 50 |
| Rysunek 2.15 Schemat układu technologicznego wspomaganą chemicznie sedymentacji z wariantem dodatku materiału dociążającego (na podstawie (Lyon & Bryan, 2014))..... | 52 |
| Rysunek 2.16 Przykłady konfiguracji step-feed dla (a) reaktora tłokowego i (b) reaktora tłokowego wielodziałowego (Pitt et al., 2007)..... | 53 |
| Rysunek 2.17 Przykłady konfiguracji step-feed w (a) oczyszczalni Greencastle, USA i w (b) oczyszczalni ścieków w Durham, USA. | 54 |
| Rysunek 2.18 Przykład konfiguracji układu z retencją osadu czynnego (Pitt et al., 2007) | 55 |
| Rysunek 2.19 Schemat technologiczny oczyszczalni Sycamore Creek, USA (Gellner et al., 2012)..... | 56 |
| Rysunek 2.20 Lokalizacja selektora osadu czynnego w układzie technologicznym (Bauhs et al., 2024). | 57 |
| Rysunek 2.21 Mechanizm agregacji kłaczków osadu w hydrocyklonie (Gemza et al., 2022) | 58 |
| Rysunek 4.1 Schemat układu biologicznego oczyszczania WOS | 65 |
| Rysunek 4.2 Schemat osadnika wtórnego WOS | 66 |
| Rysunek 4.3 Schemat instalacji grawimetrycznej selekcji osadu czynnego wraz z wymiarami hydrocyklonów..... | 68 |
| Rysunek 4.4 Dopasowanie krzywej zmian BZT w czasie do wyników testu..... | 70 |
| Rysunek 4.5 Schemat reaktora laboratoryjnego | 72 |
| Rysunek 4.6 Schemat kolumny sedymentacyjnej..... | 74 |
| Rysunek 4.7 Przykładowa krzywa sedymentacji osadu czynnego | 75 |
| Rysunek 4.8 Przykładowa krzywa prędkości sedymentacji..... | 75 |
| Rysunek 4.9 Schemat ciągu technologicznego w trakcie prowadzenia testu przeciążenia osadnika wtórnego | 77 |
| Rysunek 4.10 Schemat referencyjnego układu technologicznego | 78 |
| Rysunek 4.11 Schemat układu technologicznego „step-feed” | 79 |
| Rysunek 4.12 Schemat układu technologicznego z retencją osadu w bloku biologicznym | 79 |
| Rysunek 4.13 Schemat układu technologicznego z dodatkowym osadnikiem wtórnym | 80 |

| | |
|---|-----|
| Rysunek 4.14 Schemat wykorzystanego modelu frakcjonowania ścieków mechanicznie oczyszczonych..... | 85 |
| Rysunek 4.15 Schemat zastosowanego modelu defrakcjonowania dla materii organicznej | 86 |
| Rysunek 4.16 Schemat modelu defrakcjonowania dla azotu ogólnego oraz fosforu ogólnego..... | 86 |
| Rysunek 5.1 Zależność bezwzględnej różnicy pomiarów indeksu osadu objęma metodami od wartości mierzonej w 1 dm ³ cylindrze laboratoryjnym..... | 89 |
| Rysunek 5.2 Przebieg zmienności skorygowanego indeksu osadu w ciągu badawczym (wyposażonym w instalację grawimetrycznej selekcji osadu czynnego - GSOC) oraz w ciągu referencyjnym wraz z okresami dawkowania koagulantu glinowego w okresie od 07.2020-07.2021 | 90 |
| Rysunek 5.3 Krzywe prędkości sedymentacji stworzone na podstawie wyrażeń empirycznych oraz rzeczywistych wartości pomiarowych dla (a) ciągu badawczego i (b) ciągu referencyjnego w październiku 2020 roku | 91 |
| Rysunek 5.4 Krzywe prędkości sedymentacji stworzone na podstawie wyrażeń empirycznych oraz rzeczywistych wartości pomiarowych dla (a) ciągu badawczego i (b) ciągu referencyjnego w marcu 2021 roku | 91 |
| Rysunek 5.5 Sezonowe zmiany krzywych prędkości sedymentacji w (a) ciągu badawczym z technologią GSOC oraz (b) ciągu referencyjnym. | 92 |
| Rysunek 5.6 Krzywe prędkości sedymentacji osadu z ciągów badawczego i referencyjnego w (a) lipcu 2020, (b) październiku 2020, (c) grudniu 2020 oraz (d) marcu 2021..... | 93 |
| Rysunek 5.7 Zależność wartości rozcieńczonego indeksu osadu od temperatury w bloku biologicznym WOŚ. | 97 |
| Rysunek 5.8 Zmienność godzinowa przepływu ścieków dla scenariuszy bazowych okresu zimowego (a) i letniego (b)..... | 98 |
| Rysunek 5.9 Wartości wskaźników spójności danych laboratoryjnych..... | 100 |
| Rysunek 5.10 Przepływ ścieków w okresie 2018 - 2022 w podziale na pogodę suchą i mokrą..... | 101 |
| Rysunek 5.11 Współczynniki zmienności godzinowej stężeń i wskaźników zanieczyszczeń w trakcie równomiernego, wysokiego przepływu ścieków..... | 104 |
| Rysunek 5.12 Przebieg zmienności stężenia azotu ogólnego w ściekach mechanicznie oczyszczonych w okresie 12 - 25 sierpnia 2022..... | 105 |
| Rysunek 5.13 Współczynniki zmienności godzinowej stężeń i wskaźników zanieczyszczeń po gwałtownym wzroście wysokości przepływu | 105 |
| Rysunek 5.14 Współczynniki zmienności godzinowej stężeń i wskaźników zanieczyszczeń przy powtórnych wzroście przepływu w krótkim odstępie czasu | 106 |

| | |
|---|-----|
| Rysunek 5.15 Uśredniona zmienność godzinowa stężeń i wskaźników zanieczyszczeń Wrocławskiej Oczyszczalni Ścieków (Balbierz, 2016) | 107 |
| Rysunek 5.16 Wartość współczynników zmienności godzinowej oraz natężenia przepływu dla symulacji w okresie letnim..... | 107 |
| Rysunek 5.17 Wartość współczynników zmienności godzinowej oraz natężenia przepływu dla symulacji w okresie zimowym. | 108 |
| Rysunek 5.18 Porównanie udziału frakcyjnego związków organicznych (lewa), związków azotu (środek) oraz związków fosforu (prawa) dla roku 2013 (Balbierz, 2016) oraz 2022. | 112 |
| Rysunek 5.19 Przebieg zmienności stężeń form azotu w trakcie testów szybkości nityfikacji – spadek stężenia azotu amonowego i przyrost form utlenionych azotu (lewa) oraz zestawienie szybkości spadku stężenia azotu amonowego dla różnych próbek osadu czynnego w jednej serii (prawa) | 114 |
| Rysunek 5.20 Przebieg zmienności stężenia fosforu fosforanowego oraz wartości ChZT w czasie testu uwalniania fosforanów | 117 |
| Rysunek 5.21 Dopasowanie skalibrowanej funkcji sedymentacji Takacs'a do wyników pomiarów. | 119 |
| Rysunek 5.22 Dopasowanie skalibrowanej funkcji sedymentacji Diehl'a do wyników pomiarów | 120 |
| Rysunek 5.23 Aproksymacja numerycznie scałkowanej funkcji sedymentacji | 122 |
| Rysunek 5.24 Aproksymacja numerycznie scałkowanej funkcji w zakresie wysokich stężeń osadu | 124 |
| Rysunek 5.25 Wyniki estymacji parametrów α i X_{CRIT} (a), (b) – rozkłady wartości końcowych parametrów dla stężenia początkowego w kolumnie sedymentacyjnej 4620 g/m ³ , (c), (d) – wartości średnie oraz odchylenia standardowe końcowych parametrów dla całego zakresu danych. | 125 |
| Rysunek 5.26 Krzywe sedymentacji dla różnych stężeń początkowych (lewa strona) oraz krzywa sedymentacji i zmiana stężenia na dnie kolumny dla pojedynczego testu, przy stężeniu początkowym 6,10 kg/m ³ (prawa strona)..... | 126 |
| Rysunek 5.27 Wyniki estymacji parametrów funkcji kompresji: α (a), X_{CRIT} (b) oraz funkcji dyspersji: a_{MIX} (c), b_{MIX} (d) – rozkłady wartości końcowych kalibrowanych parametrów. | 128 |
| Rysunek 5.28 Rzeczywisty oraz symulowany przebieg zmienności warstwy osadu. | 129 |
| Rysunek 5.29 Dopasowanie skalibrowanej funkcji sedymentacji Vesilind'a do wyników pomiarów. | 131 |
| Rysunek 5.30 (a) Przebieg zmienności stężenia osadu na dnie kolumny podczas testów sedymentacyjnych oraz krzywe regresji dla stężenia początkowego 3,78 kg/m ³ i 7,88 kg/m ³ , (b) Otrzymane wartości parametru maksymalnego stężenia dla poszczególnych stężeń początkowych w kolumnie sedymentacyjnej. | 132 |

| | |
|--|-----|
| Rysunek 5.31 Wyniki estymacji parametrów r_c (a) i v_c (b) – rozkłady wartości końcowych parametrów dla stężenia początkowego w kolumnie sedimentacyjnej równego 7880 g/m^3 , (c), (d) – średnie wartości oraz odchylenie standardowe końcowych parametrów dla całego zakresu danych | 133 |
| Rysunek 5.32 Długookresowy przebieg zmienności wysokości warstwy osadu wraz z wartością średnią oraz wynikami symulacji stanu ustalonego. | 134 |
| Rysunek 5.33 Przebiegi zmienności wysokości warstwy osadu podczas testu przeciążeniowego wraz z wynikami symulacji..... | 135 |
| Rysunek 5.34 Przebiegi zmienności wysokości warstwy osadu podczas testu przeciążeniowego wraz z wynikami symulacji dla okresu zimowego (a) i letniego (b) .. | 137 |
| Rysunek 5.35 Przebiegi zmienności stężenia osadu recyrkulowanego podczas stress-testu wraz z wynikami symulacji | 138 |
| Rysunek 5.36 Przebieg zmienności stężenia osadu recyrkulowanego oraz wielkości przepływu dla (a) oczyszczalni ścieków w Eindhoven (Torfs, et al., 2015) oraz (b) Wrocławskiej Oczyszczalni Ścieków. | 139 |
| Rysunek 5.37 Przebieg zmienności ładunków zanieczyszczeń dla bazowych symulacji dynamicznych w okresie letnim..... | 143 |
| Rysunek 5.38 Przebieg zmienności ładunków zanieczyszczeń dla bazowych symulacji dynamicznych w okresie zimowym | 144 |
| Rysunek 5.39 Porównanie rzeczywistych oraz symulowanych stężeń poszczególnych form zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych oraz stężenia osadu czynnego dla okresu (a) letniego oraz (b) zimowego | 144 |
| Rysunek 5.40 wartości ChZT (a) i stężenia azotu ogólnego (b) w próbkach średniodobowych ścieków oczyszczonych z symulacji dynamicznych układu referencyjnego w okresie letnim dla wybranych scenariuszy. Czerwona linia wskazuje maksymalną dopuszczalną wartość w pozwoleniu wodnoprawnym. | 145 |
| Rysunek 5.41 Zestawienie wartości ChZT (a) oraz stężenia azotu ogólnego (b) w próbkach średniodobowych ścieków oczyszczonych w trakcie symulacji dynamicznych dla układu bez przelewu w okresie letnim dla poszczególnych scenariuszy. Czerwona linia odpowiada wartości pozwolenia wodnoprawnego. | 146 |
| Rysunek 5.42 Przebieg zmienności wysokości warstwy osadu oraz stężenia zawiesin w ściekach oczyszczonych dla scenariusza Sc_140 w okresie letnim. | 147 |
| Rysunek 5.43 Średnie wartości ChZT (a) oraz sumarycznego ładunku ChZT(b) w całym okresie symulacji dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej w okresie letnim. | 148 |
| Rysunek 5.44 Średnie ChZT (a) oraz sumaryczny ładunek ChZT (b) w całym okresie symulacji dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej w okresie zimowym. | 149 |

| | |
|--|-----|
| Rysunek 5.45 Przebieg zmienności wysokości warstwy osadu oraz stężenia zawiesin w ściekach oczyszczonych dla układu bez przelewu oraz referencyjnego dla scenariusza Sc_140 w okresie zimowym..... | 149 |
| Rysunek 5.46 Wartości maksymalnych przepływów pogody mokrej, które nie skutkowały przekroczeniem granicznych wartości poszczególnych parametrów ścieków oczyszczonych (a) w okresie letnim oraz (b) w okresie zimowym. Wartość zaznaczona na czerwono oznacza przekroczenie wartości granicznej dla przepływu z bazowego scenariusza Sc_100. Czerwona linia zaznaczono aktualny maksymalny przepływ..... | 150 |
| Rysunek 5.47 Wartości ChZT ścieków oczyszczonych w próbkach średniodobowych dla układu step-feed z dozowaniem 75% strumienia do komory tlenowej w 1 lub 2 punktach - dla scenariuszy Sc_130, Sc_150, Sc_170 i Sc_190 o maksymalnym przepływie pogody mokrej równych odpowiednio (a) 12 350 m ³ /h, (b) 14 250 m ³ /h, (c) 16 150 m ³ /h, (d) 18 050 m ³ /h w okresie letnim. Czerwona linia wskazuje maksymalną dopuszczalną wartość w pozwoleniu wodnoprawnym. | 152 |
| Rysunek 5.48 Średnie stężenia zanieczyszczeń w całym przedziale symulacji dla okresu letniego: (a) ChZT, (b) azot ogólny oraz zimowego: (c) ChZT, (d) azot ogólny dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej w układzie step-feed. Czerwona linia odpowiada wartości pozwolenia wodnoprawnego. | 153 |
| Rysunek 5.49 Przebieg zmienności stężenia zawiesin oraz sumy stężeń azotu amonowego i azotanowego w ściekach oczyszczonych dla symulacji układu step-feed w konfiguracji 1 - oraz 2-punktowej (scenariusz Sc_190 – Q _{max} = 18 050 m ³ /h, rozdział ścieków w stosunku 75%/25%) | 154 |
| Rysunek 5.50 Średnie stężenia zanieczyszczeń w okresie letnim: (a) ChZT, (b) azot ogólny oraz w okresie zimowym: (c) ChZT, (d) azot ogólny dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej w układzie step-feed oraz różnych stopni rozdziału strumienia ścieków mechanicznie oczyszczonych. Czerwona linia odpowiada wartości pozwolenia wodnoprawnego. | 155 |
| Rysunek 5.51 Wartości maksymalnych przepływów pogody mokrej, które nie skutkowały przekroczeniem granicznych wartości poszczególnych parametrów ścieków oczyszczonych we wskazanej optymalnej konfiguracji układu step-feed dla okresu zimowego i letniego. Czerwona linią zaznaczono aktualny maksymalny przepływ | 156 |
| Rysunek 5.52 Przebieg zmienności stężenia osadu (a) w poszczególnych blokach biologicznych i na doływie do osadnika wtórnego oraz przebieg stężenia zanieczyszczeń (b) w ściekach oczyszczonych. Wyniki symulacji dynamicznych układu z retencją osadu w konfiguracji 0%-8h, dla scenariusza Sc_160 w okresie letnim..... | 157 |
| Rysunek 5.53 Średnie stężenia zanieczyszczeń w okresie letnim (a) ChZT i (b) azotu ogólnego w całym okresie symulacji dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej w układzie z retencją osadu dla konfiguracji bez oraz z wyprzedzeniem | |

| | |
|---|-----|
| czasowym w okresie letnim. Czerwona linia odpowiada wartości pozwolenia wodnoprawnego. | 158 |
| Rysunek 5.54 Średnie stężenia zanieczyszczeń w okresie letnim (a) ChZT i (b) azotu ogólnego w całym okresie symulacji dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej w układzie z retencją osadu dla konfiguracji 0%-10%-20%-25% w okresie letnim. Czerwona linia odpowiada wartości pozwolenia wodnoprawnego. | 159 |
| Rysunek 5.55 Wartości maksymalnych przepływów pogody mokrej, które nie skutkowały przekroczeniem granicznych wartości poszczególnych parametrów ścieków oczyszczonych we wskazanej optymalnej konfiguracji układu z retencją osadu czynnego dla okresu zimowego i letniego. Na czerwono zaznaczono wartość aktualnego maksymalnego przepływu..... | 160 |
| Rysunek 5.56 Zestawienie wartości ChZT (a) oraz stężenia azotu ogólnego (b) w próbkach średniodobowych ścieków oczyszczonych w trakcie symulacji dynamicznych dla układu z dodatkowym osadnikiem wtórnym w okresie letnim dla wybranych scenariuszy. Czerwona linia odpowiada wartości pozwolenia wodnoprawnego. | 161 |
| Rysunek 5.57 Przebieg zmienności stężenia azotu amonowego w ściekach oczyszczonych układu z dodatkowym osadnikiem wtórnym dla wybranych scenariuszy w okresie letnim. | 162 |
| Rysunek 5.58 Średnie wartości ChZT i azotu ogólnego w całym przedziale symulacji, dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej w (a) okresie letnim i (b) w zimowym. | 162 |
| Rysunek 5.59 Wartości maksymalnych przepływów pogody mokrej, które nie skutkują przekroczeniem granicznych wartości poszczególnych parametrów ścieków oczyszczonych dla układu z dodatkowym osadnikiem wtórnym. Na czerwono zaznaczono wartość aktualnego maksymalnego przepływu. | 163 |
| Rysunek 5.60 Przebieg zmienności wysokości warstwy osadu w układzie referencyjnym bez przelewu oraz w układzie z grawimetryczną selekcją osadu czynnego (GSOC) dla scenariuszy Sc_100 i Sc_190..... | 164 |
| Rysunek 5.61 Średnie wartości ChZT (a) i stężenia azotu ogólnego (b) w całym okresie symulacji dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej w układzie z grawimetryczną selekcją osadu czynnego i układzie referencyjnym bez przelewu. Czerwona linia wskazuje wartości określoną w pozwoleniu wodnoprawnym. | 165 |
| Rysunek 5.62 Przebieg zmienności (a) wysokości warstwy osadu w osadniku wtórnym (SBH) i stężenia osadu w blokach biologicznych oraz (b) stężenia form azotu amonowego i azotanowego w odpływie z układu z grawimetryczną selekcją osadu czynnego i z układu referencyjnego, dla bazowego scenariusza Sc_100..... | 166 |
| Rysunek 5.63 Wartości maksymalnych przepływów pogody mokrej, które nie skutkowały przekroczeniem granicznych wartości poszczególnych parametrów ścieków | |

| | |
|---|-----|
| oczyszczonych dla układu z GSOC w okresie letnim. Na czerwono zaznaczono wartość aktualnego maksymalnego przepływu. | 167 |
| Rysunek 5.64 Średnie wartości ChZT ścieków oczyszczonych w całym okresie symulacji w zależności od maksymalnego przepływu pogody mokrej dla poszczególnych strategii w (a) okresie letnim i (b) okresie zimowym. Seria „StepFeed” oraz „4 osadnik” pokrywają się. Czerwona linia wskazuje wartości określoną w pozwoleniu wodnoprawnym. | 168 |
| Rysunek 5.65 Średnie stężenia azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych w całym okresie symulacji w zależności od maksymalnego przepływu pogody mokrej dla poszczególnych strategii w (a) okresie letnim i (b) okresie zimowym. Czerwona linia wskazuje wartości określoną w pozwoleniu wodnoprawnym. | 168 |
| Rysunek 5.66 Średnie stężenia fosforu ogólnego w ściekach oczyszczonych w całym okresie symulacji w zależności od maksymalnego przepływu pogody mokrej dla poszczególnych strategii w (a) okresie letnim i (b) okresie zimowym. Czerwona linia wskazuje wartości określoną w pozwoleniu wodnoprawnym. | 169 |
| Rysunek 5.67 Przebieg zmienności stężenia (a) azotu ogólnego, (b) azotu amonowego, (c) azotu azotanowego i (d) stężenia osadu dla symulacji Sc_170 wybranych strategii w okresie letnim. | 170 |
| Rysunek 5.68 Wartości maksymalnych przepływów pogody mokrej, które nie skutkują przekroczeniem granicznych wartości poszczególnych parametrów ścieków oczyszczonych dla poszczególnych analizowanych strategii w okresie letnim. | 171 |
| Rysunek 5.69 Wartości maksymalnych przepływów pogody mokrej, które nie skutkują przekroczeniem granicznych wartości poszczególnych parametrów ścieków oczyszczonych dla poszczególnych analizowanych strategii w okresie zimowym. | 172 |
| Rysunek 5.70 Stężenia azotu ogólnego w próbkach średniodobowych dla układu step-feed w konfiguracji 1pkt 75% w okresie letnim i zimowym | 173 |
| Rysunek 10.1 Stężenie (a) zawiesin ogólnych i (b) fosforu ogólnego w próbkach średniodobowych ścieków oczyszczonych z symulacji dynamicznych układu referencyjnego w okresie letnim dla wybranych scenariuszy. Czerwona linia wskazuje maksymalną dopuszczalną wartość w pozwoleniu wodnoprawnym. | 204 |
| Rysunek 10.2 Stężenie zawiesin ogólnych (a) i fosforu ogólnego (b) w próbkach średniodobowych ścieków oczyszczonych w trakcie symulacji dynamicznych dla układu referencyjnego bez przelewu w okresie letnim dla poszczególnych scenariuszy. Czerwona linia odpowiada wartości pozwolenia wodnoprawnego. | 204 |
| Rysunek 10.3 Wartość ChZT (a), stężenie azotu ogólnego (b), zawiesin ogólnych (c) i fosforu ogólnego (d) w próbkach średniodobowych ścieków oczyszczonych z symulacji dynamicznych układu referencyjnego w okresie zimowym dla wybranych scenariuszy. Czerwona linia wskazuje maksymalną dopuszczalną wartość w pozwoleniu wodnoprawnym. | 205 |

| | |
|--|-----|
| Rysunek 10.4 Wartość ChZT (a), stężenie azotu ogólnego (b), stężenie zawiesin ogólnych (c) i stężenie fosforu ogólnego (d) w próbkach średniodobowych ścieków oczyszczonych w trakcie symulacji dynamicznych dla układu referencyjnego bez przelewu w okresie zimowym dla poszczególnych scenariuszy. Czerwona linia odpowiada wartości pozwolenia wodnoprawnego..... | 205 |
| Rysunek 10.5 Średnie stężenia azotu ogólnego (a) oraz sumarycznego ładunku (b) w całym okresie symulacji dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej w okresie letnim dla układu referencyjnego i układu referencyjnego bez przelewu. | 206 |
| Rysunek 10.6 Średnie stężenia zawiesin ogólnych (a) oraz sumarycznego ładunku (b) w całym okresie symulacji dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej w okresie letnim dla układu referencyjnego i układu referencyjnego bez przelewu. | 206 |
| Rysunek 10.7 Średnie stężenia fosforu ogólnego (a) oraz sumarycznego ładunku (b) w całym okresie symulacji dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej w okresie letnim dla układu referencyjnego i układu referencyjnego bez przelewu. | 206 |
| Rysunek 10.8 Średnie stężenia azotu ogólnego (a) oraz sumarycznego ładunku (b) w całym okresie symulacji dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej w okresie zimowym dla układu referencyjnego i układu referencyjnego bez przelewu. | 207 |
| Rysunek 10.9 Średnie stężenia zawiesin ogólnych (a) oraz sumarycznego ładunku (b) w całym okresie symulacji dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej w okresie zimowym dla układu referencyjnego i układu referencyjnego bez przelewu. | 207 |
| Rysunek 10.10 Średnie stężenia fosforu ogólnego (a) oraz sumarycznego ładunku (b) w całym okresie symulacji dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej w okresie zimowym dla układu referencyjnego i układu referencyjnego bez przelewu. | 207 |
| Rysunek 10.11 Stężenie azotu ogólnego ścieków oczyszczonych w próbkach średniodobowych dla układu step-feed z dozowaniem 75% strumienia do komory tlenowej w 1 lub 2 punktach - dla scenariuszy Sc_130, Sc_150, Sc_170 i Sc_190 o maksymalnym przepływie pogody mokrej równych odpowiednio (a) 12 350 m ³ /h, (b) 14 250 m ³ /h, (c) 16 150 m ³ /h, (d) 18 050 m ³ /h w okresie letnim . Czerwona linia wskazuje maksymalną dopuszczalną wartość w pozwoleniu wodnoprawnym | 208 |
| Rysunek 10.12 Stężenie fosforu ogólnego ścieków oczyszczonych w próbkach średniodobowych dla układu step-feed z dozowaniem 75% strumienia do komory tlenowej w 1 lub 2 punktach - dla scenariuszy Sc_130, Sc_150, Sc_170 i Sc_190 o maksymalnym przepływie pogody mokrej równych odpowiednio (a) 12 350 m ³ /h, (b) 14 250 m ³ /h, (c) 16 150 m ³ /h, (d) 18 050 m ³ /h w okresie letnim . Czerwona linia wskazuje maksymalną dopuszczalną wartość w pozwoleniu wodnoprawnym | 209 |
| Rysunek 10.13 Stężenie zawiesin ogólnych ścieków oczyszczonych w próbkach średniodobowych dla układu step-feed z dozowaniem 75% strumienia do komory tlenowej w 1 lub 2 punktach - dla scenariuszy Sc_130, Sc_150, Sc_170 i Sc_190 o | |

maksymalnym przepływie pogody mokrej równych odpowiednio (a) 12 350 m³/h, (b) 14 250 m³/h, (c) 16 150 m³/h, (d) 18 050 m³/h w **okresie letnim**. Czerwona linia wskazuje maksymalną dopuszczalną wartość w pozwoleniu wodnoprawnym209

Rysunek 10.14 Wartości **ChZT** ścieków oczyszczonych w próbkach średniodobowych dla układu step-feed z dozowaniem 75% strumienia do komory tlenowej w 1 lub 2 punktach - dla scenariuszy Sc_130, Sc_150, Sc_170 i Sc_190 o maksymalnym przepływie pogody mokrej równych odpowiednio (a) 12 350 m³/h, (b) 14 250 m³/h, (c) 16 150 m³/h, (d) 18 050 m³/h w **okresie zimowym**. Czerwona linia wskazuje maksymalną dopuszczalną wartość w pozwoleniu wodnoprawnym210

Rysunek 10.15 Stężenie **azotu ogólnego** ścieków oczyszczonych w próbkach średniodobowych dla układu step-feed z dozowaniem 75% strumienia do komory tlenowej w 1 lub 2 punktach - dla scenariuszy Sc_130, Sc_150, Sc_170 i Sc_190 o maksymalnym przepływie pogody mokrej równych odpowiednio (a) 12 350 m³/h, (b) 14 250 m³/h, (c) 16 150 m³/h, (d) 18 050 m³/h w **okresie zimowym**. Czerwona linia wskazuje maksymalną dopuszczalną wartość w pozwoleniu wodnoprawnym211

Rysunek 10.16 Stężenie **fosforu ogólnego** ścieków oczyszczonych w próbkach średniodobowych dla układu step-feed z dozowaniem 75% strumienia do komory tlenowej w 1 lub 2 punktach - dla scenariuszy Sc_130, Sc_150, Sc_170 i Sc_190 o maksymalnym przepływie pogody mokrej równych odpowiednio (a) 12 350 m³/h, (b) 14 250 m³/h, (c) 16 150 m³/h, (d) 18 050 m³/h w **okresie zimowym**. Czerwona linia wskazuje maksymalną dopuszczalną wartość w pozwoleniu wodnoprawnym211

Rysunek 10.17 Stężenie **zawiesin ogólnych** ścieków oczyszczonych w próbkach średniodobowych dla układu step-feed z dozowaniem 75% strumienia do komory tlenowej w 1 lub 2 punktach - dla scenariuszy Sc_130, Sc_150, Sc_170 i Sc_190 o maksymalnym przepływie pogody mokrej równych odpowiednio (a) 12 350 m³/h, (b) 14 250 m³/h, (c) 16 150 m³/h, (d) 18 050 m³/h w **okresie zimowym**. Czerwona linia wskazuje maksymalną dopuszczalną wartość w pozwoleniu wodnoprawnym212

Rysunek 10.18 Średnie stężenia zanieczyszczeń w całym przedziale symulacji dla okresu letniego: (a) fosfor ogólny, (b) zawiesiny ogólne oraz zimowego: (c) fosfor ogólny, (d) zawiesiny ogólne dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej w układzie step-feed. Czerwona linia odpowiada wartości pozwolenia wodnoprawnego213

Rysunek 10.19 Średnie stężenia zanieczyszczeń w okresie letnim: (a) fosfor ogólny, (b) zawiesiny ogólne oraz w okresie zimowym: (c) fosfor ogólny, (d) zawiesiny ogólne dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej w układzie step-feed oraz różnych stopni rozdziaty strumienia ścieków mechanicznie oczyszczonych. Czerwona linia odpowiada wartości pozwolenia wodnoprawnego213

| | |
|--|-----|
| Rysunek 10.20 Średnie stężenia zanieczyszczeń w okresie letnim (a) fosforu ogólnego i (b) zawiesin ogólnych w całym okresie symulacji dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej w układzie z retencją osadu dla konfiguracji bez oraz z wyprzedzeniem czasowym w okresie letnim. Czerwona linia odpowiada wartości pozwolenia wodnoprawnego..... | 214 |
| Rysunek 10.21 Średnie stężenia zanieczyszczeń w okresie letnim (a) ChZT, (b) azotu ogólnego, (c) fosforu ogólnego i (d) zawiesin ogólnych w całym okresie symulacji dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej w układzie z retencją osadu dla konfiguracji bez oraz z wyprzedzeniem czasowym w okresie zimowym. Czerwona linia odpowiada wartości pozwolenia wodnoprawnego..... | 214 |
| Rysunek 10.22 Średnie stężenia zanieczyszczeń w okresie letnim (a) zawiesiny ogólne i (b) fosforu ogólnego w całym okresie symulacji dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej w układzie z retencją osadu dla konfiguracji 0%-10%-20%-25% w okresie letnim. Czerwona linia odpowiada wartości pozwolenia wodnoprawnego. | 215 |
| Rysunek 10.23 Średnie stężenia zanieczyszczeń w okresie letnim (a) ChZT, (b) azotu ogólnego, (c) zawiesin ogólnych i (d) fosforu ogólnego w całym okresie symulacji dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej w układzie z retencją osadu dla konfiguracji 0%-10%-20%-25% w okresie zimowym. Czerwona linia odpowiada wartości pozwolenia wodnoprawnego. | 215 |
| Rysunek 10.24 Zestawienie (a) stężenia zawiesin ogólnych i (b) stężenia fosforu ogólnego w próbkach średniodobowych ścieków oczyszczonych w trakcie symulacji dynamicznych dla układu z dodatkowym osadnikiem wtórnym w okresie letnim dla wybranych scenariuszy. Czerwona linia odpowiada wartości pozwolenia wodnoprawnego. | 216 |
| Rysunek 10.25 Zestawienie (a) wartości ChZT, (b) stężenia azotu ogólnego, (c) stężenia zawiesin ogólnych i (d) stężenia fosforu ogólnego w próbkach średniodobowych ścieków oczyszczonych w trakcie symulacji dynamicznych dla układu z dodatkowym osadnikiem wtórnym w okresie zimowym dla wybranych scenariuszy. Czerwona linia odpowiada wartości pozwolenia wodnoprawnego. | 216 |
| Rysunek 10.26 Średnie stężenia zawiesin ogólnych i fosforu ogólnego w całym przedziale symulacji, dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej układu z dodatkowym osadnikiem wtórnym w (a) okresie letnim i (b) w zimowym | 217 |
| Rysunek 10.27 Średnie (a) stężenie zawiesin ogólnych i (b) stężenie fosforu ogólnego w całym okresie symulacji dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej w układzie z grawimetryczną selekcją osadu czynnego i układzie referencyjnym bez przelewu. Czerwona linia wskazuje wartości określoną w pozwoleniu wodnoprawnym | 217 |

9. LITERATURA

- Alabaster, G., Johnston, Richard Thevenon, F., & Shantz, A. (2021). Progress on Wastewater Treatment – Global status and Acceleration Needs for SDG Indicator 6.3.1. In *United Nations Human Settlements Program and World Health Organization* (Vol. 1, Issue 1).
- Allen, M. R., & Ingram, W. J. (2002). Constraints on future changes in climate and the hydrologic cycle. *Nature*, 419(6903). <https://doi.org/10.1038/NATURE01092>
- Amerlinck, Y., Vanassche, E., Versluys, H., & Nopens, I. (2016). Hurdles in the investigation of influent fractionation for measurement campaigns under diluted wastewater conditions. *Water Science and Technology*, 74(12), 2958–2969. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.489>
- ATV-DVWK-A 198E. (2003). *Standardisation and derivation of dimensioning values for wastewater facilities*.
- Avila, I., Freedman, D., Johnston, J., Wisdom, B., & McQuarrie, J. (2021). Inducing granulation within a full-scale activated sludge system to improve settling. *Water Science and Technology*, 84(2), 302–313. <https://doi.org/10.2166/wst.2021.006>
- Aziz, A. A. A., De Kretser, R. G., Dixon, D. R., & Scales, P. J. (2000). The characterisation of slurry dewatering. *Water Science and Technology*, 41(8), 9–16. <https://doi.org/10.2166/WST.2000.0136>
- Balbierz, P. (2016). *Modelowanie i symulacja procesu osadu czynnego w kontekście gospodarki energetycznej oczyszczalni ścieków*. Politechnika Wroclawska.
- Barry, U., Choubert, J. M., Canler, J. P., Héduit, A., Robin, L., & Lessard, P. (2012). A calibration protocol of a one-dimensional moving bed bioreactor (MBBR) dynamic model for nitrogen removal. *Water Science and Technology*, 65(7), 1172–1178. <https://doi.org/10.2166/WST.2012.934>
- Bauhs, K., Armenta, M., Maltos, R., Sturm, B., & Regmi, P. (2024). Making waves: Riding the densification wave from current understanding to advancement. *Water Research*, 257, 121690. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.121690>
- Berg, P., Moseley, C., & Haerter, J. O. (2013). Strong increase in convective precipitation in response to higher temperatures. *Nature Geoscience* 2013 6:3, 6(3), 181–185. <https://doi.org/10.1038/ngeo1731>
- Bertrand-Krajewski, J. L., Lefebvre, M., Lefai, B., & Audic, J. M. (1995). Flow and pollutant measurements in a combined sewer system to operate a wastewater treatment plant and its storage tank during storm events. In *Water Science and Technology* (Vol. 31, Issue 7, pp. 1–12). [https://doi.org/10.1016/0273-1223\(95\)00317-G](https://doi.org/10.1016/0273-1223(95)00317-G)
- Bird, R. B., Stewart, W. E., & Lightfoot, E. N. (2002). *Transport Phenomena* (2nd ed.). John Wiley & Sons, Inc.
- Bixio, D., Van Hauwermeiren, P., Thoeye, C., & Ockier, P. (2001). Impact of cold and dilute sewage on pre-fermentation - A case study. *Water Science and Technology*, 43(11),

- 109–117. <https://doi.org/10.2166/wst.2001.0673>
- Booker, N., Cooney, E., Öcal, G., & Priestley, A. J. (1994). *The SIROFLOC Sewage Treatment Process: A High Rate Process for Sewage Clarification BT - Chemical Water and Wastewater Treatment III* (R. Klute & H. H. Hahn (eds.)); pp. 231–242). Springer Berlin Heidelberg.
- Borzooei, S., Miranda, G. H. B., Teegavarapu, R., Scibilia, G., Meucci, L., & Zanetti, M. C. (2019). Assessment of weather-based influent scenarios for a WWTP: Application of a pattern recognition technique. *Journal of Environmental Management*, *242*, 450–456. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.04.083>
- Borzooei, S., Scibilia, G., & Zanetti, M. C. (2022). Wastewater Characterization During Wet Weather Events: Practical Complications of Investigating an Overlooked Necessity. In *Advances in Science, Technology and Innovation* (pp. 451–454). Springer Nature. https://doi.org/10.1007/978-3-031-00808-5_103
- Borzooei, S., Teegavarapu, R., Abolfathi, S., Amerlinck, Y., Nopens, I., & Zanetti, M. C. (2019). Data Mining Application in Assessment of Weather-Based Influent Scenarios for a WWTP: Getting the Most Out of Plant Historical Data. *Water, Air, and Soil Pollution*, *230*(1), 1–12. <https://doi.org/10.1007/s11270-018-4053-1>
- Brickles, T. A. (2017). *A Comparative Study of the Effects of External Selection on Settability and Formation of Aerobic Granular Sludge* [Old Dominion University]. <https://doi.org/10.25777/758D-CK77>
- Bürger, R., Concha, F., & Tiller, F. M. (2000). Applications of the phenomenological theory to several published experimental cases of sedimentation processes. *Chemical Engineering Journal*, *80*(1–3), 105–117. [https://doi.org/10.1016/S1383-5866\(00\)00090-3](https://doi.org/10.1016/S1383-5866(00)00090-3)
- Bürger, R., Diehl, S., Farås, S., & Nopens, I. (2012). On reliable and unreliable numerical methods for the simulation of secondary settling tanks in wastewater treatment. *Computers and Chemical Engineering*, *41*, 93–105. <https://doi.org/10.1016/j.compchemeng.2012.02.016>
- Bürger, R., Diehl, S., Faras, S., Nopens, I., & Torfs, E. (2012). A reliable numerical method for secondary settling modelling. *Communications in Agricultural and Applied Biological Sciences*, *77*(1), 151–156.
- Bürger, R., Diehl, S., Farås, S., Nopens, I., & Torfs, E. (2013). A consistent modelling methodology for secondary settling tanks: a reliable numerical method. *Water Science and Technology*, *68*(1), 192–208. <https://doi.org/10.2166/WST.2013.239>
- Bürger, R., Diehl, S., & Nopens, I. (2011). A consistent modelling methodology for secondary settling tanks in wastewater treatment. *Water Research*, *45*(6), 2247–2260. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.01.020>
- Bürger, R., Evje, S., Karlsen, K. H., & Lie, K. A. (2000). Numerical methods for the simulation of the settling of flocculated suspensions. *Chemical Engineering Journal*, *80*(1–3), 91–104. [https://doi.org/10.1016/S1383-5866\(00\)00080-0](https://doi.org/10.1016/S1383-5866(00)00080-0)
- Burger, W., Krysiak-Baltyn, K., Scales, P. J., Martin, G. J. O., Stickland, A. D., & Gras, S. L.

- (2017). The influence of protruding filamentous bacteria on floc stability and solid-liquid separation in the activated sludge process. *Water Research*, 123, 578–585. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.06.063>
- Bye, C. M., & Dold, P. L. (1998). Sludge Volume Index Settleability Measures: Effect of Solids Characteristics and Test Parameters. *Water Environment Research*, 70(1), 87–93. <https://doi.org/10.2175/106143098X126928>
- Caliskaner, O., & Tchobanoglous, G. (2009). Optimization of Compressible Medium Filter for Secondary Effluent Filtration. *Water Practice and Technology*, 4(1). <https://doi.org/10.2166/WPT.2009.011>
- Caliskaner, O., Tchobanoglous, G., & Carolan, A. (1999). High-Rate Filtration with a Synthetic Compressible Media. *Water Environment Research*, 71(6), 1171–1177.
- Carman, P. G. (1937). Fluid flow through granular beds. *Transactions of the Institute of Chemical Engineers*, 15, 150–156.
- Cho, S. H., Colin, F., Sardin, M., & Prost, C. (1993). Settling velocity model of activated sludge. *Water Research*, 27(7), 1237–1242. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(93\)90016-B](https://doi.org/10.1016/0043-1354(93)90016-B)
- Choubert, J. M., Rieger, L., Shaw, A., Copp, J., Speřandio, M., Srøensen, K., Roñner-Holm, S., Morgenroth, E., Melcer, H., & Gillot, S. (2013). Rethinking wastewater characterisation methods for activated sludge systems - A position paper. *Water Science and Technology*, 67(11), 2363–2373. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.158>
- Claeys, F. (2008). *A Generic Software Framework for Modelling and Virtual Experimentation with Complex Environmental Systems*. Ghent University,.
- Clogg, C. C., Petkova, E., & Haritou, A. (1995). Statistical Methods for Comparing Regression Coefficients Between Models. *American Journal of Sociology*, 100(5), 1261–1293. <https://doi.org/10.1086/230638>
- Coe, H. 8, Denver, C., & Clevenoer, C. (1916). Methods for Determining the Capacity of Slime-Settling Tanks. *Transactions of the American Institute of Mining, Metallurgical, and Petroleum Engineers*, 50(1).
- Crow, J., & Coxon, P. (2011, January 1). Ten Years of Operational Experience on HRC for Remote CSO System. *Proceedings of the Water Environment Federation*. <https://doi.org/10.2175/193864711802639390>
- Daigger, G. T., Kuo, J., Derlon, N., Houweling, D., Jimenez, J. A., Johnson, B. R., McQuarrie, J. P., Murthy, S., Regmi, P., Roche, C., Sturm, B., Wett, B., Winkler, M., & Boltz, J. P. (2023). Biological and physical selectors for mobile biofilms, aerobic granules, and densified-biological flocs in continuously flowing wastewater treatment processes: A state-of-the-art review. *Water Research*, 242(June), 120245. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120245>
- Daigger, G. T., & Roper, R. E. (1985). The relationship between SVI and activated sludge settling characteristics. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 57(8), 859–866.

- David, R., Saucez, P., Vassel, J. L., & Vande Wouwer, A. (2009). Modeling and numerical simulation of secondary settlers: A Method of Lines strategy. *Water Research*, 43(2), 319–330. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.10.037>
- De Clercq, B. (2003). *Computational fluid dynamics of settling tanks: Development of experiments and rheological, settling, and scraper submodels*. Ghent University.
- De Clercq, J. (2006). Batch and continuous settling of activated sludge :in-depth monitoring and 1-D compression modelling. *Ph.D. Thesis*. <http://search.ugent.be/meercat/x/all-view?q=fSYS:001019662+source:rug01>
- De Clercq, J., Jacobs, F., Kinnear, D. J., Nopens, I., Dierckx, R. A., Defrancq, J., & Vanrolleghem, P. A. (2005). Detailed spatio-temporal solids concentration profiling during batch settling of activated sludge using a radiotracer. *Water Research*, 39(10), 2125–2135. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.03.023>
- De Clercq, J., Nopens, I., Defrancq, J., & Vanrolleghem, P. A. (2008). Extending and calibrating a mechanistic hindered and compression settling model for activated sludge using in-depth batch experiments. *Water Research*, 42(3), 781–791. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.08.040>
- Di Modugno, M., Gioia, A., Gorgoglione, A., Iacobellis, V., la Forgia, G., Piccinni, A. F., & Ranieri, E. (2015). Build-up/wash-off monitoring and assessment for sustainable management of first flush in an urban area. *Sustainability (Switzerland)*, 7(5), 5050–5070. <https://doi.org/10.3390/su7055050>
- Dick, R. I., & Young, K. W. (1972). Analysis of thickening performance of final settling tanks. *Proceedings of the 27th Industrial Waste Conference*, 33.
- Diehl, S. (2014). Numerical identification of constitutive functions in scalar nonlinear convection-diffusion equations with application to batch sedimentation. *Applied Numerical Mathematics*, 95, 154–172. <https://doi.org/10.1016/j.apnum.2014.04.002>
- Diehl, S., & Jeppsson, U. (1998). A model of the settler coupled to the biological reactor. *Water Research*, 32(2), 331–342. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00048-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00048-1)
- Dupont, R., & Dahl, C. (1995). A one-dimensional model for a secondary settling tank including density current and short-circuiting. *Water Science and Technology*, 31(2), 215–224. [https://doi.org/10.1016/0273-1223\(95\)00194-R](https://doi.org/10.1016/0273-1223(95)00194-R)
- EEA. (2020). *Waterbase – UWWTD: Urban Waste Water Treatment Directive — reported data*. <https://water.europa.eu/freshwater/countries/uwwt/european-union>
- EEA. (2022). *Frequency of extreme precipitation*. <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/frequency-of-extreme-precipitation>
- Ekama, G. A., Barnard, J. L., Günthert, F. W., Krebs, P., McCorquodale, J. A. A., Parker, D. S. S., & Wahlberg, E. J. J. (1997). *Secondary settling tanks : theory, modelling, design and operation*. International Water Association.
- Eriksson, L., Steen, I., & Tendaj, M. (1992). Evaluation of Sludge Properties at an Activated Sludge Plant. *Water Science and Technology*, 25(6), 251–265.

<https://doi.org/10.2166/WST.1992.0127>

European Commission. Directorate-General for Environment. (2022). *Proposal for a revised Urban Wastewater Treatment Directive*. 0345, 69. https://environment.ec.europa.eu/publications/proposal-revised-urban-wastewater-treatment-directive_pl

Ferziger, J. H., & Perić, M. (2002). Computational Methods for Fluid Dynamics. *Computational Methods for Fluid Dynamics*. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-56026-2>

Fischer, E. M., & Knutti, R. (2016). Observed heavy precipitation increase confirms theory and early models. *Nature Climate Change* 2016 6:11, 6(11), 986–991. <https://doi.org/10.1038/nclimate3110>

Fitzgerald, C., Angelotti, R., Brooks, M., Constantine, T., Willoughby, A., Sun, Y., & Fleischer, E. (2020, October 5). Wasting Through The Spin Cycle: A Full-Scale Demonstration of WAS Hydrocyclones to Provide Capacity Improvements. *Proceedings of the 93rd Water Environment Federation Technical Exhibition and Conference*. <https://doi.org/10.2175/193864718825157798>

Fortin, J., Pitt, P., O'Connor, P., Giardina, F., Husband, J., & Koch, C. (2007). Newtown Creek Demonstration Project Wet Weather Operating Strategies. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2007(19), 831–849. <https://doi.org/10.2175/193864707786831309>

Gao, H., & Stenstrom, M. K. (2020). Development and applications in computational fluid dynamics modeling for secondary settling tanks over the last three decades: A review. *Water Environment Research*, 92(6), 796–820. <https://doi.org/10.1002/wer.1279>

Gasperi, J., Laborie, B., & Rocher, V. (2012). Treatment of combined sewer overflows by ballasted flocculation: Removal study of a large broad spectrum of pollutants. *Chemical Engineering Journal*, 211–212, 293–301. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.09.025>

Gellner, W. J., Miklos, D., Tabor, C., Sandino, J., Fitzpatrick, J., Bradley, P. J., Ott, D., & Jenkins, A. (2012). What happens when everyone “flushes” at the same time? – Case studies on management of wet weather flow events. *WEFTEC 2012 - 85th Annual Technical Exhibition and Conference*, 12, 7479–7508. <https://doi.org/10.2175/193864712811703900>

Gemza, N., Janiak, K., Zięba, B., Przyszlak, J., & Kuśnierz, M. (2022). Long-term effects of hydrocyclone operation on activated sludge morphology and full-scale secondary settling tank wet-weather operation in long sludge age WWTP. *Science of the Total Environment*, 845, 157224.

Gernaey, K. V, & Sten, B. J. (2004). *Benchmarking combined biological phosphorus and nitrogen removal wastewater treatment processes*. 12, 357–373. [https://doi.org/10.1016/S0967-0661\(03\)00080-7](https://doi.org/10.1016/S0967-0661(03)00080-7)

Godunov, S. K., & Bohachevsky, I. (1959). Finite difference method for numerical

- computation of discontinuous solutions of the equations of fluid dynamics. *Matematičeskij Sbornik*, 47(3), 271–306.
- Goodwin, J. A. S., & Forster, C. F. (1985). A further examination into the composition of activated sludge surfaces in relation to their settlement characteristics. *Water Research*, 19(4), 527–533. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(85\)90045-4](https://doi.org/10.1016/0043-1354(85)90045-4)
- Gooré Bi, E., Monette, F., & Gasperi, J. (2015). Analysis of the influence of rainfall variables on urban effluents concentrations and fluxes in wet weather. *Journal of Hydrology*, 523, 320–332. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.01.017>
- Guyonvarch, E., Ramin, E., Kulahci, M., & Plósz, B. G. (2015). iCFD: Interpreted Computational Fluid Dynamics – Degeneration of CFD to one-dimensional advection-dispersion models using statistical experimental design – The secondary clarifier. *Water Research*, 83, 396–411. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2015.06.012>
- Guyonvarch, E., Ramin, E., Kulahci, M., & Plósz, B. G. (2020). Quantifying the sources of uncertainty when calculating the limiting flux in secondary settling tanks using iCFD. *Water Science and Technology*, 81(2), 241–252. <https://doi.org/10.2166/wst.2020.090>
- Hartel, L., & Popel, H. J. (1992). A dynamic secondary clarifier model including processes of sludge thickening. *Water Science and Technology*, 25(6), 267–284. <https://doi.org/10.2166/wst.1992.0128>
- Hauduc, H., Gillot, S., Rieger, L., Ohtsuki, T., Shaw, A., Takács, I., & Winkler, S. (2009). Activated sludge modelling in practice: an international survey. *Water Science and Technology*, 60(8), 1943–1951. <https://doi.org/10.2166/WST.2009.223>
- Henze, M., C.M., M., Loosdrecht, V., Ekama, G. A., & Damir Brdjanovic. (2008). *Biological Wastewater Treatment. Principles, Modelling and Design* (Issue August). IWA Publishing.
- Henze, M., Grady, J. R. C. P. L., Gujer, W., Marais, G. v. R., & Matsuo, T. (1987). *Activated Sludge Model No 1*. International Assosiation of Water Pollution, Research and Control.
- Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M. C., Marais, G. v. R., & Van Loosdrecht, M. C. M. (1999). Activated sludge model No.2D, ASM2D. *Water Science and Technology*, 39(1), 165–182. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(98\)00829-4](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(98)00829-4)
- Henze, M., Gujer, W., Mino, T., & van Loosdrecht, M. (2000). *Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3*. IWA Scientific and Technical Report No. 9. IWA Publishing.
- Houghton, J. I., & Quarmby, J. (1999). Biopolymers in wastewater treatment. *Current Opinion in Biotechnology*, 10(3), 259–262. [https://doi.org/10.1016/S0958-1669\(99\)80045-7](https://doi.org/10.1016/S0958-1669(99)80045-7)
- Jenkins, D., Richard, M. G., & Daigger, G. T. (2003). *Manual on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking, Foaming, and Other Solids Separation Problems* (3rd ed.). Taylor & Francis.

- Jeppsson, U., & Diehl, S. (1996). An evaluation of a dynamic model of the secondary clarifier. *Water Science and Technology*, 34(5-6-6 pt 3), 19–26. [https://doi.org/10.1016/0273-1223\(96\)00624-5](https://doi.org/10.1016/0273-1223(96)00624-5)
- Jin, B., Wilén, B. M., & Lant, P. (2003). A comprehensive insight into floc characteristics and their impact on compressibility and settleability of activated sludge. *Chemical Engineering Journal*, 95(1-3), 221–234. [https://doi.org/10.1016/S1385-8947\(03\)00108-6](https://doi.org/10.1016/S1385-8947(03)00108-6)
- Johnson, B. R., Mengelkoch, M., & Baur, R. (2007). Full Scale High Rate Wet Weather Biological Contact Performance. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2007(15), 3467–3474. <https://doi.org/10.2175/193864707787973888>
- Jorand, F., Guicherd, P., Urbain, V., Manem, J., & Block, J. C. (1994). Hydrophobicity of activated sludge flocs and laboratory-grown bacteria. *Water Science and Technology*, 30(11), 211–218. <https://doi.org/10.2166/WST.1994.0561>
- Keiding, K., & Nielsen, P. H. (1997). Desorption of organic macromolecules from activated sludge: Effect of ionic composition. *Water Research*, 31(7), 1665–1672. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00011-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00011-0)
- Keiding, K., Wybrandt, L., & Nielsen, P. H. (2001). Remember the water - A comment on EPS colligative properties. *Water Science and Technology*, 43(6), 17–23. <https://doi.org/10.2166/wst.2001.0330>
- Keller, J., Kobylinski, A., Hunter, G., & Fitzpatrick, J. (2005). ACTIFLO®: A YEAR'S WORTH OF OPERATING EXPERIENCE FROM THE LARGEST SSO SYSTEM IN THE US. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2005, 396–420. <https://doi.org/10.2175/193864705783868070>
- Kharin, V. V., Zwiers, F. W., Zhang, X., & Wehner, M. (2013). Changes in temperature and precipitation extremes in the CMIP5 ensemble. *Climatic Change*, 119(2), 345–357. <https://doi.org/10.1007/S10584-013-0705-8/METRICS>
- Kim, M., Kim, Y., Kim, H., Piao, W., & Kim, C. (2016). Evaluation of the k-nearest neighbor method for forecasting the influent characteristics of wastewater treatment plant. *Frontiers of Environmental Science and Engineering*, 10(2), 299–310. <https://doi.org/10.1007/s11783-015-0825-7>
- Kinnear, D. J. (2002). *Biological solids sedimentation: a model incorporating fundamental settling parameters*. University of Utah.
- Koopman, B., & Cadee, K. (1983). Prediction of thickening capacity using diluted sludge volume index. *Water Research*, 17(10), 1427–1431. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(83\)90274-9](https://doi.org/10.1016/0043-1354(83)90274-9)
- Kothandaraman, V. (1972). *Water Quality Characteristics of Storm Sewer Discharges and Combined Sewer Overflows*. <https://www.isws.illinois.edu/pubdoc/c/iswsc-109.pdf>
- Kynch, G. J. (1952). A theory of sedimentation. *Transactions of the Faraday Society*, 48, 166–176. <https://doi.org/10.1039/tf9524800166>

- Langeveld, J., Van Daal, P., Schilperoort, R., Nopens, I., Flameling, T., & Weijers, S. (2017). Empirical Sewer Water Quality Model for Generating Influent Data for WWTP Modelling. *Water*, 9(7), 491. <https://doi.org/10.3390/w9070491>
- Larsen, T., Broch, K., & Andersen, M. R. (1998). First flush effects in an urban catchment area in aalborg. *Water Science and Technology*, 37(1), 251–257. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00776-2](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00776-2)
- Lasdon, L. S., Waren, A. D., Jain, A., & Ratner, M. (1978). Design and Testing of a Generalized Reduced Gradient Code for Nonlinear Programming. *ACM Transactions on Mathematical Software (TOMS)*, 4(1), 34–50. <https://doi.org/10.1145/355769.355773>
- Lee, J. H., & Bang, K. W. (2000). Characterization of urban stormwater runoff. *Water Research*, 34(6), 1773–1780. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00325-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00325-5)
- Li, B., & Stenstrom, M. K. (2014). Dynamic one-dimensional modeling of secondary settling tanks and design impacts of sizing decisions. *Water Research*, 50, 160–170. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.11.037>
- Li, D., Wan, J., Ma, Y., Wang, Y., Huang, M., & Chen, Y. (2015). Stormwater runoff pollutant loading distributions and their correlation with rainfall and catchment characteristics in a rapidly industrialized city. *PloS One*, 10(3). <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0118776>
- Liao, B. Q., Allen, D. G., Droppo, I. G., Leppard, G. G., & Liss, S. N. (2001). Surface properties of sludge and their role in bioflocculation and settleability. *Water Research*, 35(2), 339–350. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00277-3](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00277-3)
- Liu, Y., & Liu, Q. S. (2006). Causes and control of filamentous growth in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Biotechnology Advances*, 24(1), 115–127. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2005.08.001>
- Liwarska-Bizukojc, E., & Bizukojc, M. (2005). Digital image analysis to estimate the influence of sodium dodecyl sulphate on activated sludge flocs. *Process Biochemistry*, 40(6), 2067–2072. <https://doi.org/10.1016/J.PROCBIO.2004.07.020>
- Locatelli, F., François, P., Laurent, J., Lawniczak, F., Dufresne, M., Vazquez, J., & Bekkour, K. (2015). Detailed Velocity and Concentration Profiles Measurement During Activated Sludge Batch Settling Using an Ultrasonic Transducer. *Separation Science and Technology (Philadelphia)*, 50(7), 1059–1065. <https://doi.org/10.1080/01496395.2014.980002>
- Lyon, T. A. (2014). On-Site Storage/Flow Equalization. In *Wet Weather Design and Operation in Water Resource Recovery Facilities*. Water Environment Federation.
- Lyon, T. A., & Bryan, C. R. O. (2014). High-Rate Treatment. In *Wet Weather Design and Operation in Water Resource Recovery Facilities*. Water Environment Federation.
- Mąkinia, J., Pagilla, K., Czerwionka, K., & Stensel, H. D. (2011). Modeling organic nitrogen conversions in activated sludge bioreactors. *Water Science and Technology*, 63(7), 1418–1426. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.320>

- McCabe, W. L. (1985). *UNIT OPERATIONS OF CHEMICAL ENGINEERING* (J. C. Smith & P. Harriott (eds.); 4 ED.) [Book]. McGraw-Hill Book Co.
- Mcmahan, E. K. (2006). *Impacts of Rainfall Events on Wastewater Treament Processes* [University of South Florida]. <http://scholarcommons.usf.edu/etd><http://scholarcommons.usf.edu/etd/3846>
- Mikkelsen, L. H., & Keiding, K. (2002). Physico-chemical characteristics of full scale sewage sludges with implications to dewatering. *Water Research*, 36(10), 2451–2462. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00477-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00477-8)
- Morgenroth, E., & Shin, H. S. (2006). Groundbreaking papers in Water Research 1967-2006. *Water Research*, 40(16), 2999. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.05.012>
- Morvannou, A. (2012). *Dynamic modelling of nitrification in vertical flow constructed wetlands*. Université de Louvain.
- Myhre, G., Alterskjær, K., Stjern, C. W., Hodnebrog, Marelle, L., Samset, B. H., Sillmann, J., Schaller, N., Fischer, E., Schulz, M., & Stohl, A. (2019). Frequency of extreme precipitation increases extensively with event rareness under global warming. *Scientific Reports 2019 9:1*, 9(1), 1–10. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-52277-4>
- Nelder, J. A., & Mead, R. (1965). A Simplex Method for Function Minimization. *The Computer Journal*, 7(4), 308–313. <https://doi.org/10.1093/COMJNL/7.4.308>
- Nidzgoraska-Lencewicz, J., & Czarnecka, M. (2012). Wieloletnia zmienność sezonowych opadów w Polsce. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, 12(2), 45–60.
- Nielsen, P. H., & Keiding, K. (1998). Disintegration of activated sludge flocs in presence of sulfide. *Water Research*, 32(2), 313–320. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00235-2](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00235-2)
- Oh, J., & Silverstein, J. (1999). Oxygen inhibition of activated sludge denitrification. *Water Research*, 33(8), 1925–1937. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00365-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00365-0)
- Parker, D. S., Kaufman, W. J., & Jenkins, D. (1971). Physical Conditioning of Activated Sludge Floc. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 43(9), 1817–1833. <http://www.jstor.org/stable/25037177>
- Patry, G. G., & Takács, I. (1992). Settling of flocculent suspensions in secondary clarifiers. *Water Research*, 26(4), 473–479. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(92\)90048-9](https://doi.org/10.1016/0043-1354(92)90048-9)
- Petersen, B., Gernaey, K., Henze, M., & Vanrolleghem, P. A. (2002). Evaluation of an ASM1 model calibration procedure on a municipal-industrial wastewater treatment plant. *Journal of Hydroinformatics*, 4(1), 15–38. <https://doi.org/10.2166/hydro.2002.0003>
- Pistocchi, A., Dorati, C., Grizzetti, B., & Udias, A. (2019). *Water quality in Europe: effects of the Urban Wastewater Treatment Directive*. <https://doi.org/10.2760/303163>
- Pitman, A. R. (1985). Settling of Nutrient Removal Activated Sludges. *Water Science and Technology*, 17(4–5), 493–504. <https://doi.org/10.2166/WST.1985.0154>
- Pitt, P., Niekerk, A. van, Garrett, J., Hildebrand, L., Bailey, W., Van Niekerk, A., Sawyer, H.

- &, Garrett, P. C. J., Wpcp, A., & Hildebrand, L. (2007). Management of Wet Weather Storm Flow Conditions at BNR/ENR Treatment Plants. In *Proceedings of the Water Environment Federation* (Vol. 2007, Issue 2). Water Environment Federation. <https://doi.org/10.2175/193864707787976849>
- Plósz, B. G., Climent, J., Griffin, C. T., Chiva, S., Mukherjee, R., Penkarski-Rodon, E., Clarke, M., & Valverde-Pérez, B. (2020). Hindered and compression solid settling functions – Sensor data collection, practical model identification and validation. *Water Research*, 184, 116129. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116129>
- Plósz, B. G., De Clercq, J., Nopens, I., Benedetti, L., & Vanrolleghem, P. A. (2011). Shall we upgrade one-dimensional secondary settler models used in WWTP simulators? - An assessment of model structure uncertainty and its propagation. *Water Science and Technology*, 63(8), 1726–1738. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.412>
- Plósz, B. G., Jobbágy, A., & Grady, C. P. L. (2003). Factors influencing deterioration of denitrification by oxygen entering an anoxic reactor through the surface. *Water Research*, 37(4), 853–863. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00445-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00445-1)
- Plósz, B. G., Nopens, I., Rieger, L., Griborio, A., Clercq, J. De, Vanrolleghem, P. A., Daigger, G. T., Takács, I., Wicks, J., Ekama, G. A., & Peter, A. (2012). A critical review of clarifier modelling: State-of-the-art and engineering practices. *3rd IWA/WEF Wastewater Treatment Modelling Seminar, 1995*, 27–30.
- Plósz, B. G., Weiss, M., Printemps, C., Essemiani, K., & Meinhold, J. (2007). One-dimensional modelling of the secondary clarifier-factors affecting simulation in the clarification zone and the assessment of the thickening flow dependence. *Water Research*, 41(15), 3359–3371. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.03.007>
- Probstein, R. F. (1994). Physicochemical Hydrodynamics. In *Physicochemical Hydrodynamics* (Second Edi, Vol. 184, Issue 1). John Wiley & Sons, Inc. <https://doi.org/doi/10.1002/0471725137>
- Ramin, E., Flores-Alsina, X., Sin, G. G., Gernaey, K. V., Jeppsson, U., Steen Mikkelsen, P., Plósz, B. G., Mikkelsen, P. S., & Steen Mikkelsen, P. (2012). Relative importance of secondary settling tank models in WWTP simulations - A global sensitivity analysis using BSM2. *IEMSS 2012 - Managing Resources of a Limited Planet: Proceedings of the 6th Biennial Meeting of the International Environmental Modelling and Software Society*, 588–595. <http://www.iemss.org/society/index.php/iemss-2012-proceedings>
- Ramin, E., Plósz, B. G., Mikkelsen, P., Yde, L., & Rasmussen, M. R. (2014). *Modelling of secondary sedimentation under wet-weather and filamentous bulking conditions* [Technical University of Denmark]. <http://www.orbit.dtu.dk>
- Ramin, E., Wágner, D. S., Yde, L., Binning, P. J., Rasmussen, M. R., Mikkelsen, P. S., & Plósz, B. G. (2014). A new settling velocity model to describe secondary sedimentation. *Water Research*, 66(September), 447–458. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.08.034>
- Regmi, P., Miller, M., Jimenez, J., Stewart, H., Johnson, B., Amerlinck, Y., Volcke, E. I. P., Arnell, M., García, P. J., Maere, T., Torfs, E., Vanrolleghem, P. A., Miletić, I., Rieger, L.,

- Schraa, O., Samstag, R., Santoro, D., Snowling, S., & Takács, I. (2019). The future of WRRF modelling - Outlook and challenges. *Water Science and Technology*, 79(1), 3–14. <https://doi.org/10.2166/wst.2018.498>
- Regmi, P., Sturm, B., Hiripitiyage, D., Keller, N., Murthy, S., & Jimenez, J. (2022). Combining continuous flow aerobic granulation using an external selector and carbon-efficient nutrient removal with AvN control in a full-scale simultaneous nitrification-denitrification process. *Water Research*, 210, 117991. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117991>
- Rieger, L. (2012). Guidelines for Using Activated Sludge Models. In *Water Intelligence Online* (Vol. 11, Issue 22). <https://doi.org/10.2166/9781780401164>
- Roche, C., Donnaz, S., Murthy, S., & Wett, B. (2022). Biological process architecture in continuous-flow activated sludge by gravimetry: Controlling densified biomass form and function in a hybrid granule–floc process at Dijon WRRF, France. *Water Environment Research*, 94(1), 1–18. <https://doi.org/10.1002/wer.1664>
- Roche, C., Elena, M., Medina, V., Schmitt, P., Pallarès, A., Pallarès, G., Valle Medina, M. E., Schmitt, P., Pallarès, A., Pallarès, G., Meilliez, M., & Laurent, J. (2022). Densification of activated sludge for better settling performances: experimental characterization in batch column and model parameters calibration. *Water Science and Technology*, 86(1), 110–127. <https://doi.org/10.2166/wst.2022.192>
- Roeleveld, P. J., & Van Loosdrecht, M. C. M. (2002). Experience with guidelines for wastewater characterisation in The Netherlands. *Water Science and Technology*, 45(6), 77–87. <https://doi.org/10.2166/wst.2002.0095>
- Rushton, A., Ward, A. S., & Holdich, R. G. (2008). Solid-liquid filtration and separation technology. In *Solid-Liquid Filtration and Separation Technology*. <https://doi.org/10.1002/9783527614974>
- Sandino, J., Willoughby, A., Houweling, D., Havsteen, L., Nielsen, P., & Constantine, T. (2016). Improved settleability in a BNR process from hydrocyclone-induced biomass granulation. *Proceedings of the 89th Water Environment Federation Annual Technical Exhibition and Conference*, 3, 4688–4696. <https://doi.org/10.2175/193864716819706743>
- Schilperoort, R. (2011). Monitoring as a tool for the assessment of wastewater quality dynamics. In *Thesis*. Delft Technical University.
- Scott, K. J. (1966). Mathematical models of mechanism of thickening. *Industrial and Engineering Chemistry Fundamentals*, 5(1), 109–113. https://doi.org/10.1021/I160017A020/ASSET/I160017A020.FP.PNG_V03
- Sezgin, M., Jenkins, D., & Parker, D. (1978). Unified theory of filamentous activated sludge bulking. *J. Water Pollut. Control Fed.; (United States)*, 50:2.
- Spicer, P. T., & Pratsinis, S. E. (1996). Shear-induced flocculation: The evolution of floc structure and the shape of the size distribution at steady state. *Water Research*, 30(5), 1049–1056. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(95\)00253-7](https://doi.org/10.1016/0043-1354(95)00253-7)
- Steinour, H. H. (1944). Rate of sedimentation. Nonflocculated Suspensions of Uniform

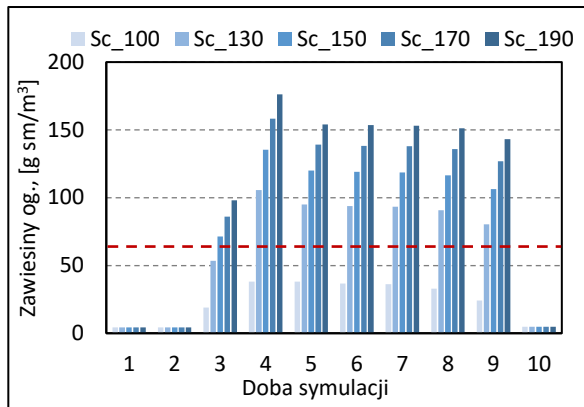
- Spheres. *Industrial & Engineering Chemistry*, 36(7), 618–624. <https://doi.org/10.1021/ie50415a005>
- Stenstrom, M. K. (1976). *A dynamic model and computer compatible control strategies for wastewater treatment plants*. Clemson University.
- Stricker, A. E., Lessard, P., Héduit, A., & Chatellier, P. (2003). Observed and simulated effect of rain events on the behaviour of an activated sludge plant removing nitrogen. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 2(6), 429–440. <https://doi.org/10.1139/S03-045>
- Strieker, A. E., Takács, I., & Marquot, A. (2007). Hindered and compression settling: Parameter measurement and modelling. *Water Science and Technology*, 56(12), 101–110. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.786>
- Sutherland, I. W. (2001). Exopolysaccharides in biofilms, flocs and related structures. *Water Science and Technology*, 43(6), 77–86. <https://doi.org/10.2166/WST.2001.0345>
- Szabo, J., Buchberger, S., & Bishop, P. (2005). Performance of Wet Weather Treatment Facility for Control of Combined Sewer Overflows: Case Study in Cincinnati, Ohio. *Journal of Environmental Engineering-Asce - J ENVIRON ENG-ASCE*, 131. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2005\)131:3\(375\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2005)131:3(375))
- Szetela, R., Janiak, K., Balbierz, P., & Knap, M. (2012). *Optymalizacja pracy systemu napowietrzania bloków biologicznych pod kątem minimalizacji kosztów napowietrzania Wrocławskiej Oczyszczalni Ścieków cz. 4*.
- Takács, I. (2008). *Experiments in Activated Sludge Modelling*. Ghent University.
- Takács, I., Patry, G. G., & Nolasco, D. (1991). A dynamic model of the clarification-thickening process. *Water Research*, 25(10), 1263–1271. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(91\)90066-Y](https://doi.org/10.1016/0043-1354(91)90066-Y)
- Talmage, W. P., & Fitch, E. B. (1955). Determining Thickener Unit Areas. *Industrial & Engineering Chemistry*, 47(1), 38–41. <https://doi.org/10.1021/ie50541a022>
- Tebbutt, T. H. Y. (1998). Preliminary treatment processes. In *Principles of Water Quality control*. <https://doi.org/10.1016/b978-075063658-2/50011-2>
- Thomas, D. N., Judd, S. J., & Fawcett, N. (1999). Flocculation modelling: a review. *Water Research*, 33(7), 1579–1592. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00392-3](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00392-3)
- Tiar, S. M., Bessedik, M., Abdelbaki, C., ElSayed, N. B., Badraoui, A., Slimani, A., & Kumar, N. (2024). Steady-State and Dynamic Simulation for Wastewater Treatment Plant Management: Case Study of Maghnia City, North-West Algeria. *Water 2024, Vol. 16, Page 269, 16(2)*, 269. <https://doi.org/10.3390/W16020269>
- Torfs, E. (2015). *Different settling regimes in secondary settling tanks: experimental process analysis, model development and calibration*. Ghent University.
- Torfs, E., Balemans, S., Locatelli, F., Diehl, S., Bürger, R., Laurent, J., François, P., & Nopens, I. (2017). On constitutive functions for hindered settling velocity in 1-D settler models: Selection of appropriate model structure. *Water Research*, 110, 38–

47. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.067>
- Torfs, E., Locatelli, F., Balemans, S., Diehl, S., Bürger, R., François, P., Laurent, J., & Nopens, I. (2015). Impact of the flocculation state on hindered and compression settling: Experimental evidence and overview of available modelling frameworks. *Proceedings of the 9th IWA Symposium on Systems Analysis and Integrated Assessment (Watermatex 2015). Goldcoast, QLD, Australia, June 14-17 2015.*
- Torfs, E., Maere, T., Bürger, R., Diehl, S., & Nopens, I. (2015). Impact on sludge inventory and control strategies using the benchmark simulation model no. 1 with the Bürger-Diehl settler model. *Water Science and Technology*, 71(10), 1524–1535. <https://doi.org/10.2166/wst.2015.122>
- Torfs, E., Vlasschaert, P., Amerlinck, Y., Urger, R. B. ", Diehl, S., Farås, S.-B. S., Nopens, I., Bürger, R., Diehl, S., Farås, S.-B. S., Nopens, I., Urger, R. B. ", Diehl, S., Farås, S.-B. S., & Nopens, I. (2014). Towards Improved 1-D Settler Modelling: Calibration of the Bürger Model and Case Study. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2013(13), 3953–3969. <https://doi.org/10.2175/193864713813685430>
- Urbain, V., Block, J. C., & Manem, J. (1993). Bioflocculation in activated sludge: an analytic approach. *Water Research*, 27(5), 829–838. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(93\)90147-A](https://doi.org/10.1016/0043-1354(93)90147-A)
- Van Loosdrecht, M. C. M., Lopez-Vazquez, C. M., Meijer, S. C. F., Hooijmans, C. M., & Brdjanovic, D. (2015). Twenty-five years of ASM1: Past, present and future of wastewater treatment modelling. *Journal of Hydroinformatics*, 17(5), 697–718. <https://doi.org/10.2166/hydro.2015.006>
- van Loosdrecht, M. C. M., Nielsen, P. H., Lopez-Vazquez, C. M., & Brdjanovic, D. (2016). Experimental Methods in Wastewater Treatment. *Water Intelligence Online*, 15(0), 9781780404752–9781780404752. <https://doi.org/10.2166/9781780404752>
- Vanhooren, H., Meirlaen, J., Amerlinck, Y., Claeys, F., Vangheluwe, H., & Vanrolleghem, P. A. (2003). WEST: Modelling biological wastewater treatment. *Journal of Hydroinformatics*, 5(1), 27–50. <https://doi.org/10.2166/hydro.2003.0003>
- Vesilind, P. (1968). Design of prototype thickeners from batch settling tests. *Water Sewage Works*, 115(7), 302–307.
- Vitasovic, Z. (1986). *An integrated control system for the activated sludge process*. Rice University, Houston, Texas, USA.
- Vitasovic, Z., & Andrews, J. F. (1989). Control Systems for the Activated Sludge Process Part I — Modelling. *Water Quality Research Journal*, 24(4), 479–496. <https://doi.org/10.2166/wqrj.1989.030>
- Wágner, D. S., Ramin, E., Szabo, P., Dechesne, A., & Plósz, B. G. (2015). Microthrix parvicella abundance associates with activated sludge settling velocity and rheology - Quantifying and modelling filamentous bulking. *Water Research*, 78, 121–132. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.04.003>
- Wágner, D. S., Ramin, E., Szabo, P., Dechesne, A., Smets, B. F., & Plósz, B. G. (2014). *Effects of Filamentous Bulking on Activated Sludge Rheology and Compression*

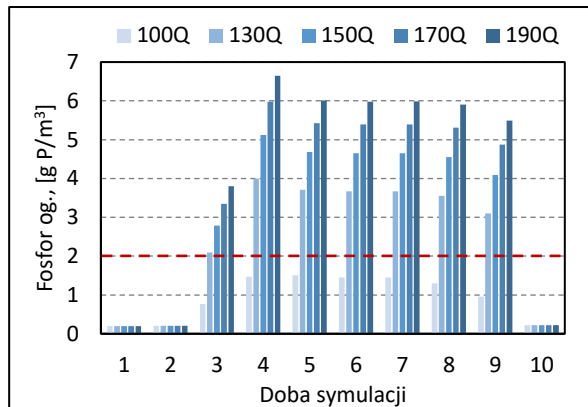
- Settling Velocity*. 1–8. [http://orbit.dtu.dk/en/publications/effects-of-filamentous-bulking-on-activated-sludge-rheology-and-compression-settling-velocity\(b141281f-4035-495e-b5ea-34d260a150d9\).html](http://orbit.dtu.dk/en/publications/effects-of-filamentous-bulking-on-activated-sludge-rheology-and-compression-settling-velocity(b141281f-4035-495e-b5ea-34d260a150d9).html)
- Water Environment Federation. (2015). *Clarifier Design* (T. E. Wilson (ed.); Vol. 7, Issue 11). McGraw-Hill. <https://doi.org/10.13140/2.1.1230.8805>
- Watts, R. W., Svoronos, S. A., & Koopman, B. (1996). One-dimensional modeling of secondary clarifiers using a concentration and feed velocity-dependent dispersion coefficient. *Water Research*, 30(9), 2112–2124. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(96\)00024-3](https://doi.org/10.1016/0043-1354(96)00024-3)
- Whalley, C., Grebot, B., Anderson, N., Scarlat, A., Madzharova, G., & Illes, A. (2019). *Urban Waste Water Treatment Urban Waste Water Treatment: Existing approaches, challenges and opportunities*.
- Wilén, B. M., Lumley, D., Mattsson, A., & Mino, T. (2006). Rain events and their effect on effluent quality studied at a full scale activated sludge treatment plant. *Water Science and Technology*, 54(10), 201–208. <https://doi.org/10.2166/wst.2006.721>
- Wilén, B. M., Lumley, D., Mattsson, A., & Mino, T. (2008). Relationship between floc composition and flocculation and settling properties studied at a full scale activated sludge plant. *Water Research*, 42(16), 4404–4418. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.07.033>
- Willoughby, A., Uri, N., Havsteen, L., Nielsen, P. H., Constantine, T., & Sandino, J. (2018). Induced sludge granulation by a full-scale implementation of WAS hydrocyclone at the Ejby Mølle WWTP. *Proceedings of the IWA Biofilms Granular Sludge Conference*.
- Zeidan, A., Rohani, S., & Bassi, A. (2004). Dynamic and steady-state sedimentation of polydisperse suspension and prediction of outlets particle-size distribution. *Chemical Engineering Science*, 59(13), 2619–2632. <https://doi.org/10.1016/J.CES.2004.01.064>
- Zhang, D., Li, Z., Lu, P., Zhang, T., & Xu, D. (2006). A method for characterizing the complete settling process of activated sludge. *Water Research*, 40(14), 2637–2644. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2006.05.017>
- Zhang, Y., Cai, P., Jiang, F., Dong, K., Jiang, Y., & Wang, B. (2017). Understanding the separation of particles in a hydrocyclone by force analysis. *Powder Technology*, 322, 471–489. <https://doi.org/10.1016/j.powtec.2017.09.031>
- Zita, A., & Hermansson, M. (1994). Effects of ionic strength on bacterial adhesion and stability of flocs in a wastewater activated sludge system. *Applied and Environmental Microbiology*, 60(9), 3041–3048. <https://doi.org/10.1128/AEM.60.9.3041-3048.1994>

10. ZAŁĄCZNIKI

(a)

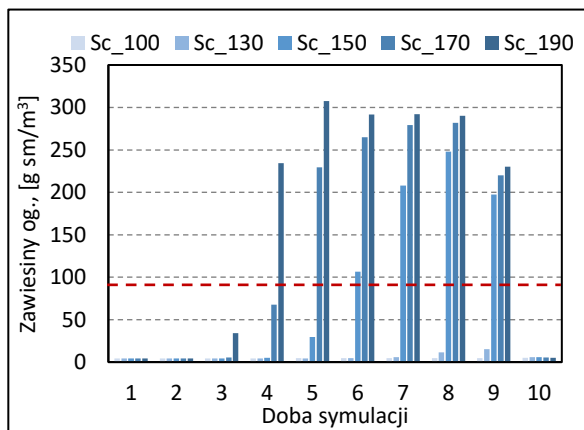


(b)

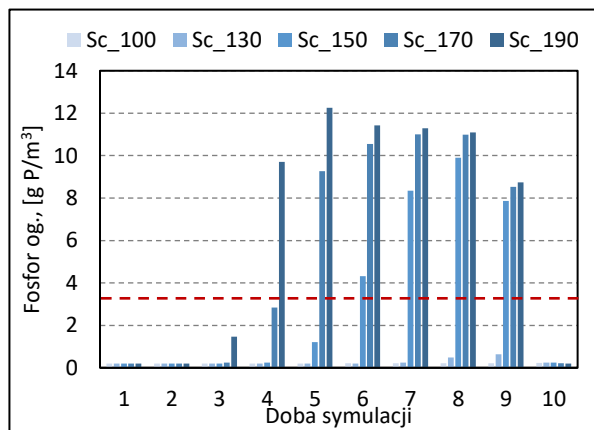


Rysunek 10.1 Stężenie (a) zawiesin ogólnych i (b) fosforu ogólnego w próbkach średniodobowych ścieków oczyszczonych z symulacji dynamicznych układu referencyjnego w okresie letnim dla wybranych scenariuszy. Czerwona linia wskazuje maksymalną dopuszczalną wartość w pozwoleniu wodnoprawnym.

(a)

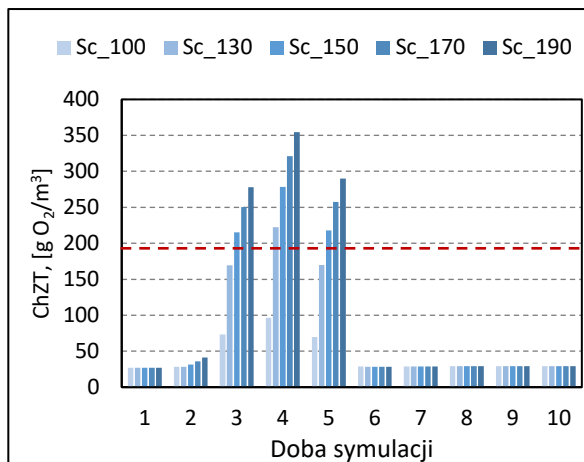


(b)

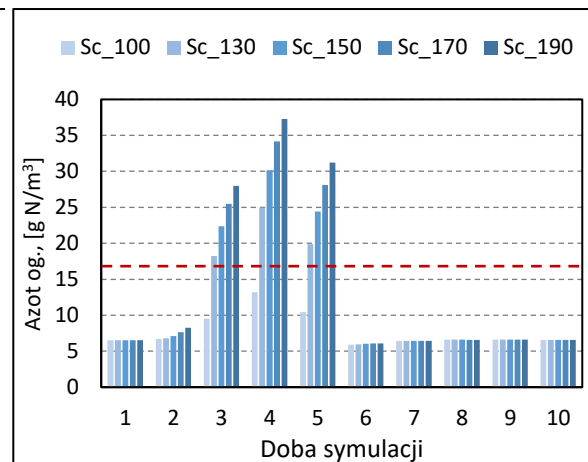


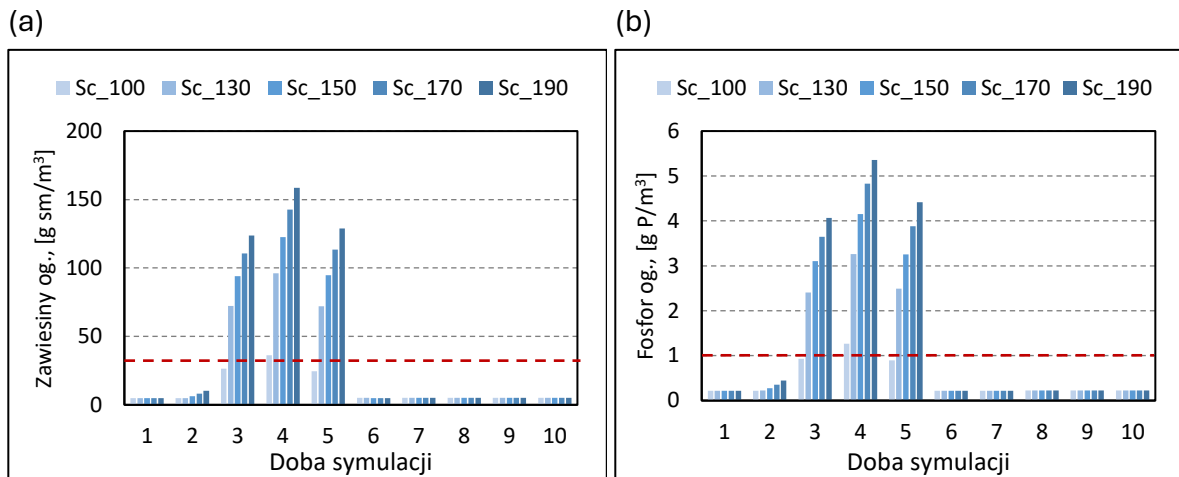
Rysunek 10.2 Stężenie zawiesin ogólnych (a) i fosforu ogólnego (b) w próbkach średniodobowych ścieków oczyszczonych w trakcie symulacji dynamicznych dla układu referencyjnego bez przelewu w okresie letnim dla poszczególnych scenariuszy. Czerwona linia odpowiada wartości pozwolenia wodnoprawnego.

(a)

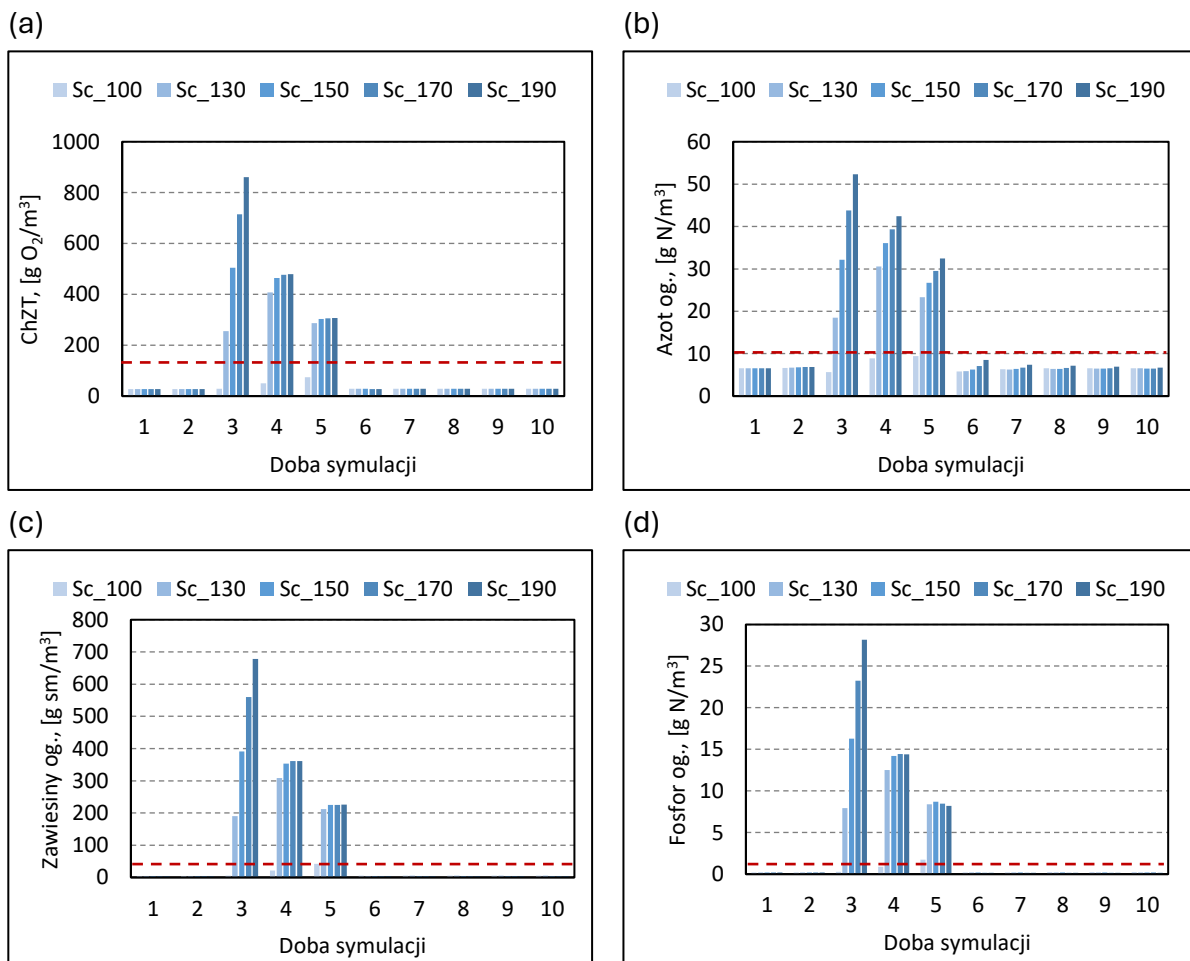


(b)

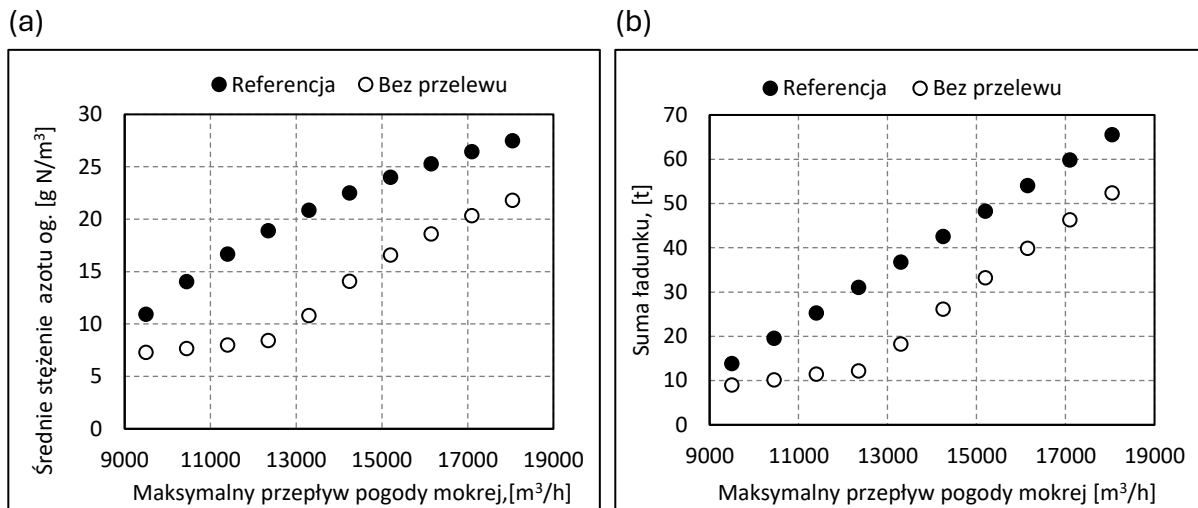




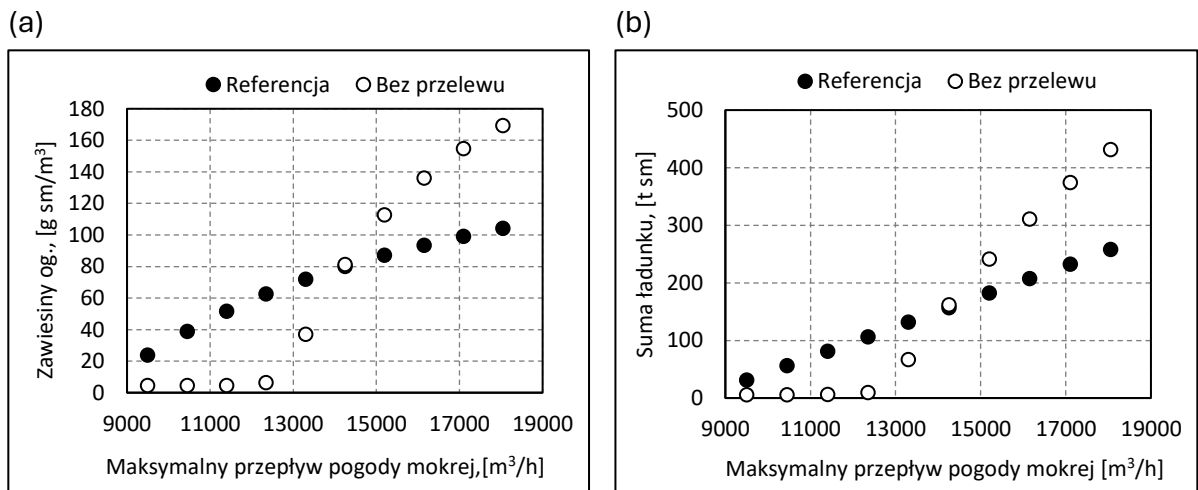
Rysunek 10.3 Wartość ChZT (a), stężenie azotu ogólnego (b), zawiesin ogólnych (c) i fosforu ogólnego (d) w próbkach średniodobowych ścieków oczyszczonych z symulacji dynamicznych układu referencyjnego w okresie zimowym dla wybranych scenariuszy. Czerwona linia wskazuje maksymalną dopuszczalną wartość w pozwoleniu wodnoprawnym.



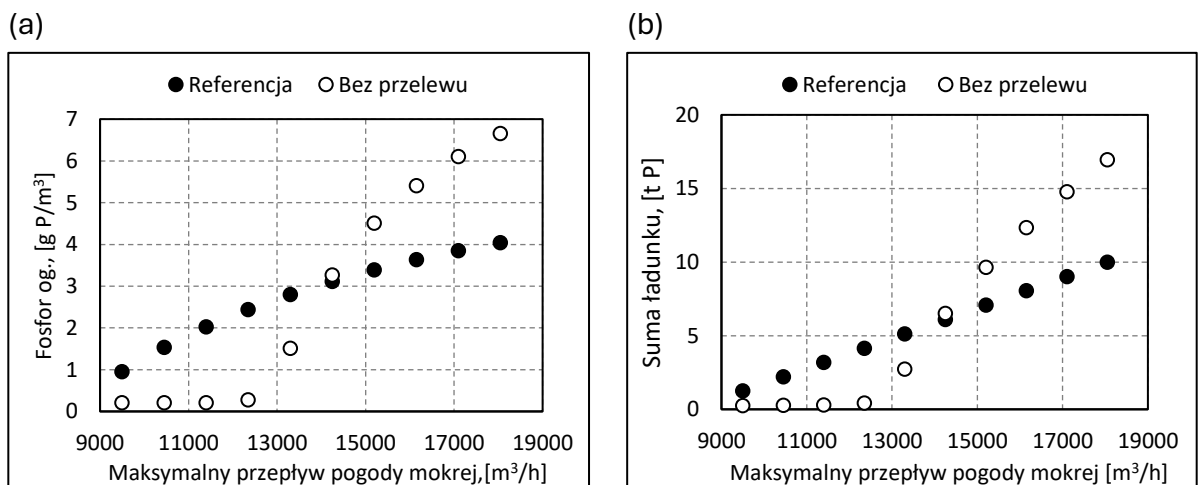
Rysunek 10.4 Wartość ChZT (a), stężenie azotu ogólnego (b), stężenie zawiesin ogólnych (c) i stężenie fosforu ogólnego (d) w próbkach średniodobowych ścieków oczyszczonych w trakcie symulacji dynamicznych dla układu referencyjnego bez przelewu w okresie zimowym dla poszczególnych scenariuszy. Czerwona linia odpowiada wartości pozwolenia wodnoprawnego.



Rysunek 10.5 Średnie stężenia azotu ogólnego (a) oraz sumarycznego ładunku (b) w całym okresie symulacji dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej w okresie letnim dla układu referencyjnego i układu referencyjnego bez przelewu.

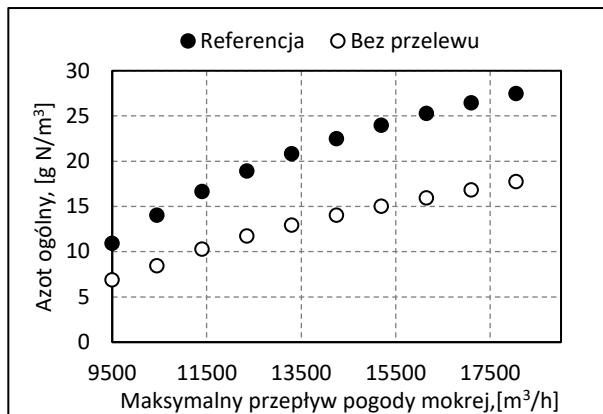


Rysunek 10.6 Średnie stężenia zawiesin ogólnych (a) oraz sumarycznego ładunku (b) w całym okresie symulacji dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej w okresie letnim dla układu referencyjnego i układu referencyjnego bez przelewu.

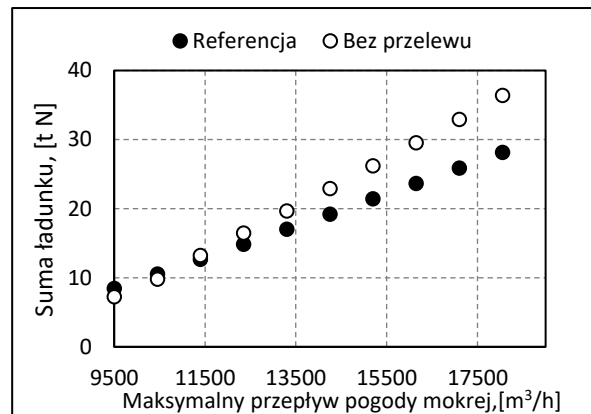


Rysunek 10.7 Średnie stężenia fosforu ogólnego (a) oraz sumarycznego ładunku (b) w całym okresie symulacji dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej w okresie letnim dla układu referencyjnego i układu referencyjnego bez przelewu.

(a)

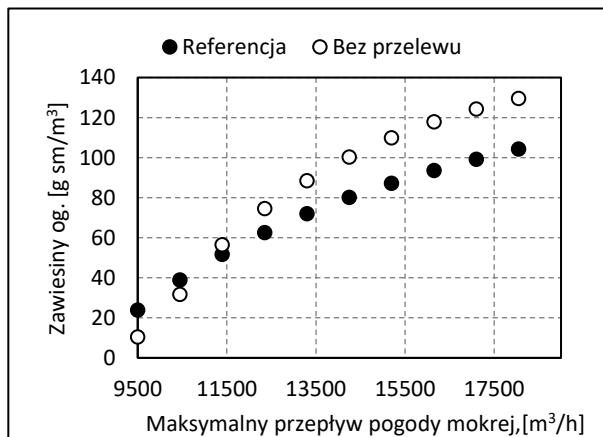


(b)

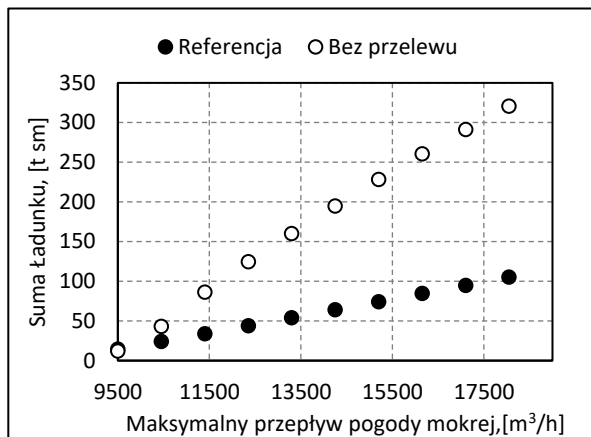


Rysunek 10.8 Średnie stężenia azotu ogólnego (a) oraz sumarycznego ładunku (b) w całym okresie symulacji dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej w okresie zimowym dla układu referencyjnego i układu referencyjnego bez przelewu.

(a)

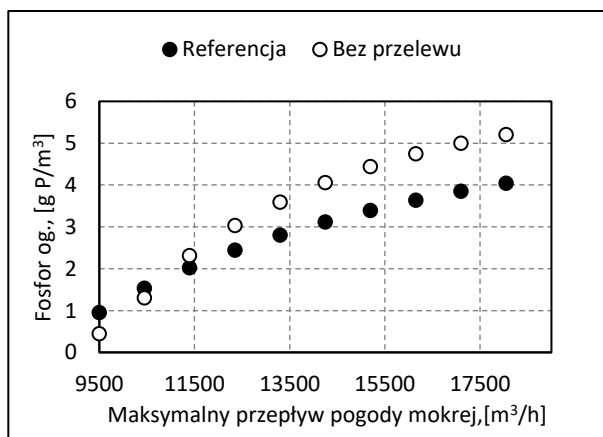


(b)

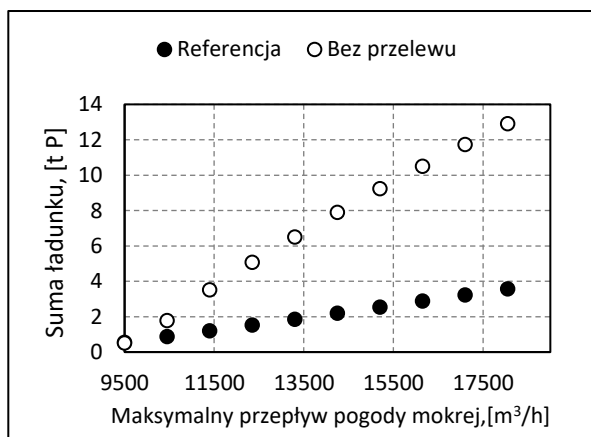


Rysunek 10.9 Średnie stężenia zawiesin ogólnych (a) oraz sumarycznego ładunku (b) w całym okresie symulacji dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej w okresie zimowym dla układu referencyjnego i układu referencyjnego bez przelewu.

(a)

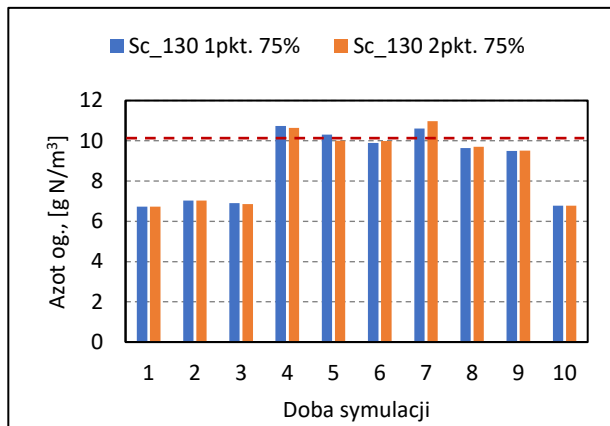


(b)

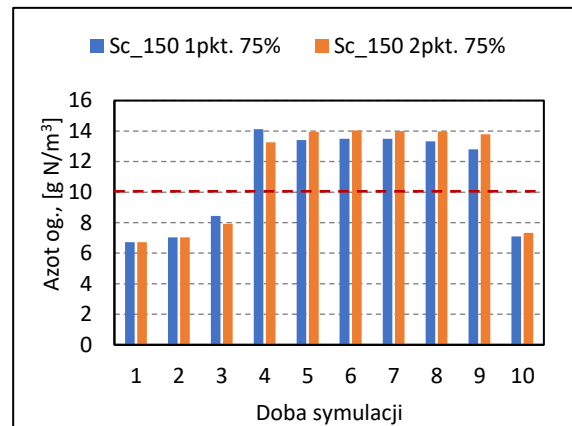


Rysunek 10.10 Średnie stężenia fosforu ogólnego (a) oraz sumarycznego ładunku (b) w całym okresie symulacji dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej w okresie zimowym dla układu referencyjnego i układu referencyjnego bez przelewu.

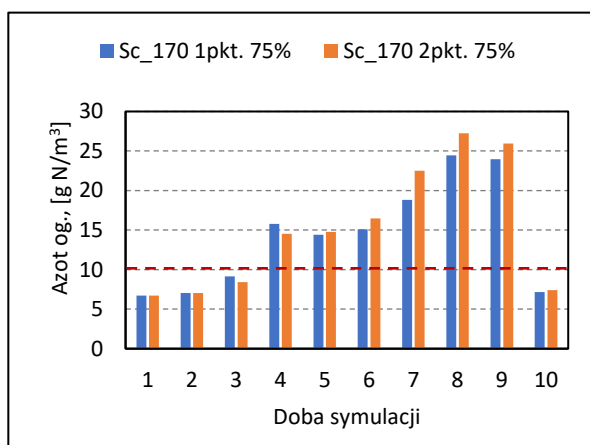
(a)



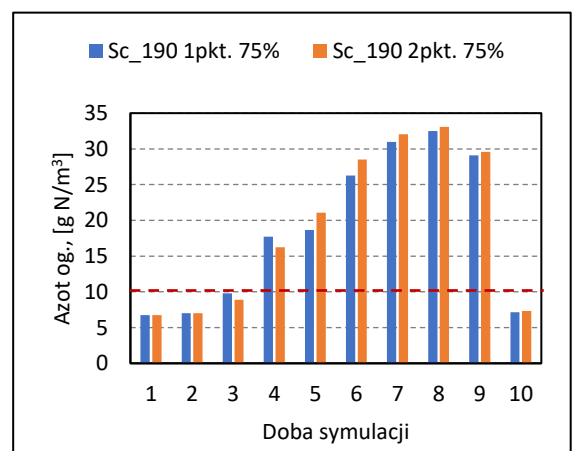
(b)



(c)

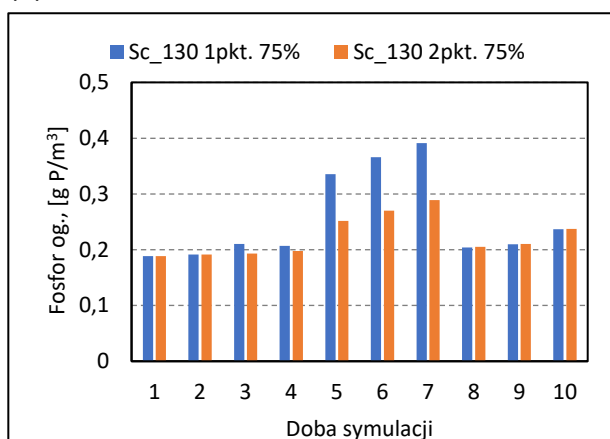


(d)

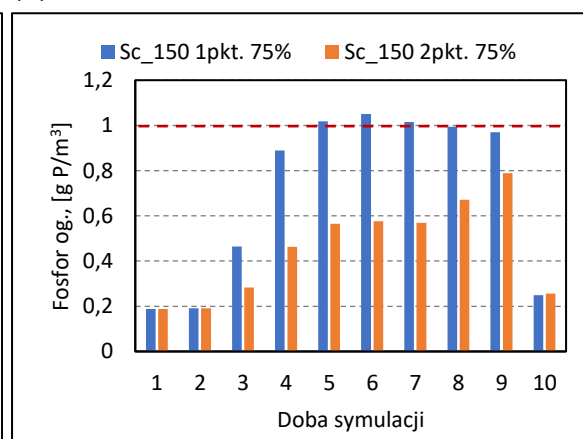


Rysunek 10.11 Stężenie **azotu ogólnego** ścieków oczyszczonych w próbkach średniodobowych dla układu step-feed z dozowaniem 75% strumienia do komory tlenowej w 1 lub 2 punktach - dla scenariuszy Sc_130, Sc_150, Sc_170 i Sc_190 o maksymalnym przepływie pogody mokrej równych odpowiednio (a) 12 350 m³/h, (b) 14 250 m³/h, (c) 16 150 m³/h, (d) 18 050 m³/h w **okresie letnim**. Czerwona linia wskazuje maksymalną dopuszczalną wartość w pozwoleniu wodnoprawnym

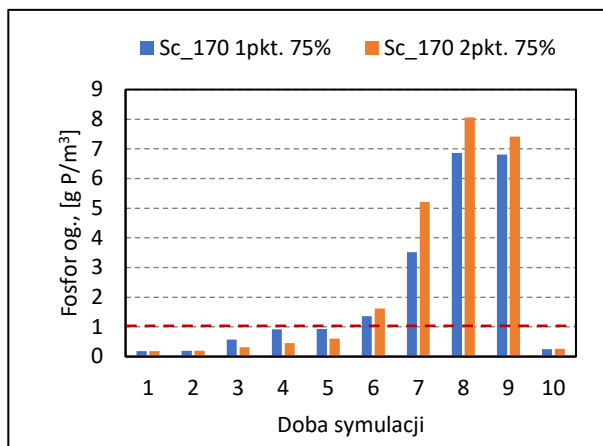
(a)



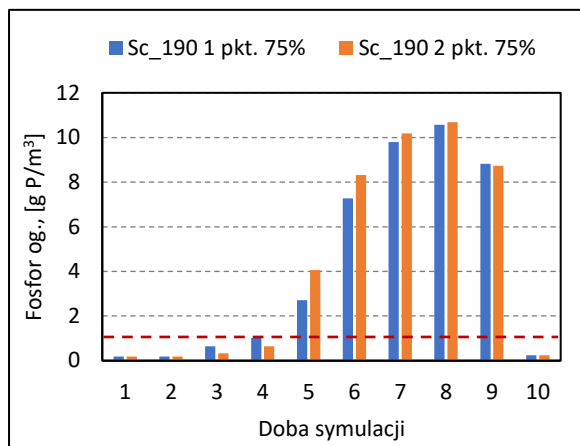
(b)



(c)

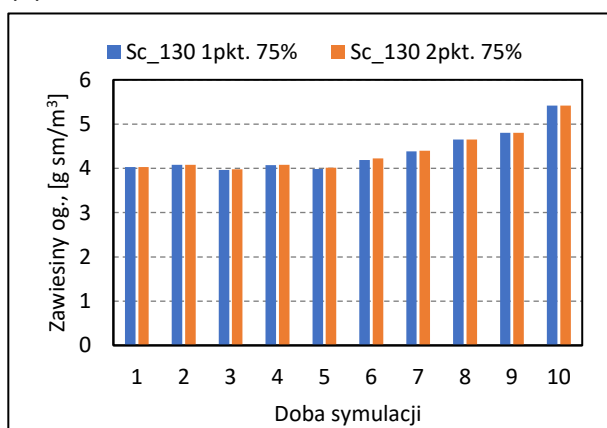


(d)

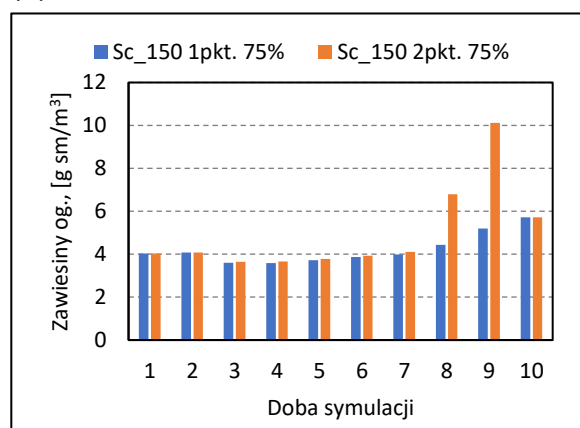


Rysunek 10.12 Stężenie **fosforu ogólnego** ścieków oczyszczonych w próbkach średniodobowych dla układu step-feed z dozowaniem 75% strumienia do komory tlenowej w 1 lub 2 punktach - dla scenariuszy Sc_130, Sc_150, Sc_170 i Sc_190 o maksymalnym przepływie pogody mokrej równych odpowiednio (a) 12 350 m³/h, (b) 14 250 m³/h, (c) 16 150 m³/h, (d) 18 050 m³/h w **okresie letnim**. Czerwona linia wskazuje maksymalną dopuszczalną wartość w pozwoleniu wodnoprawnym

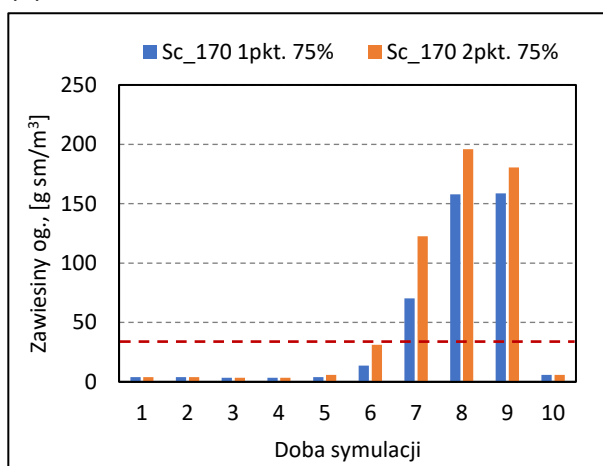
(a)



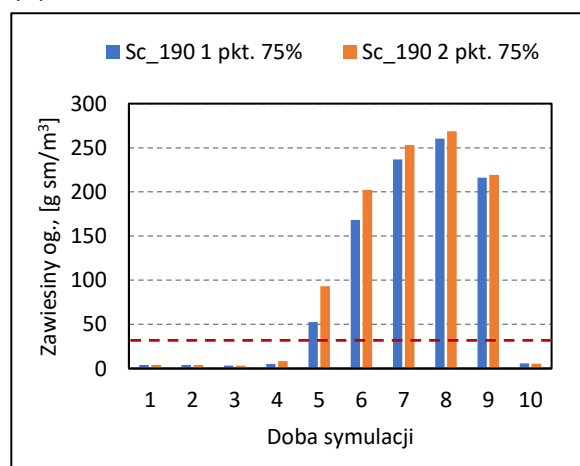
(b)



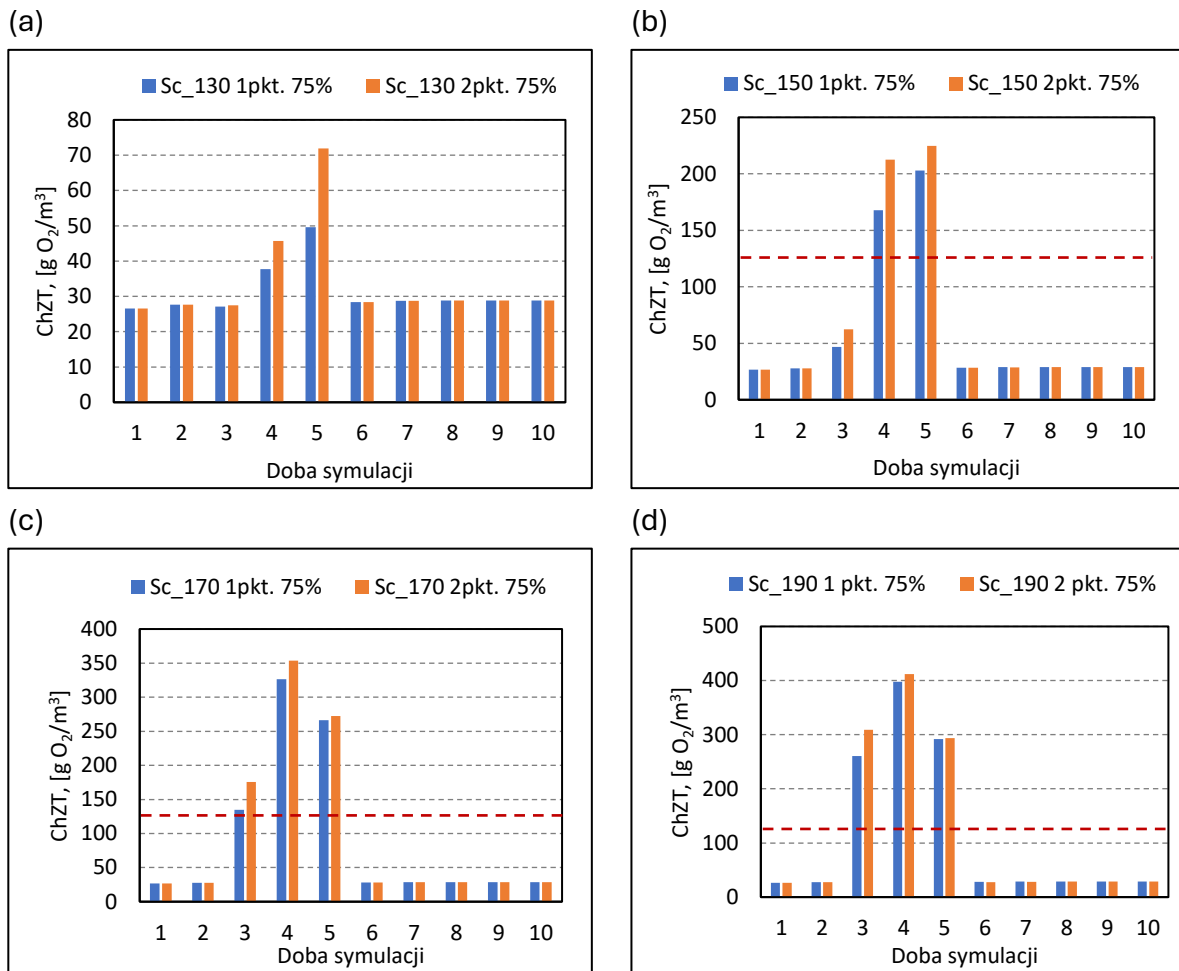
(c)



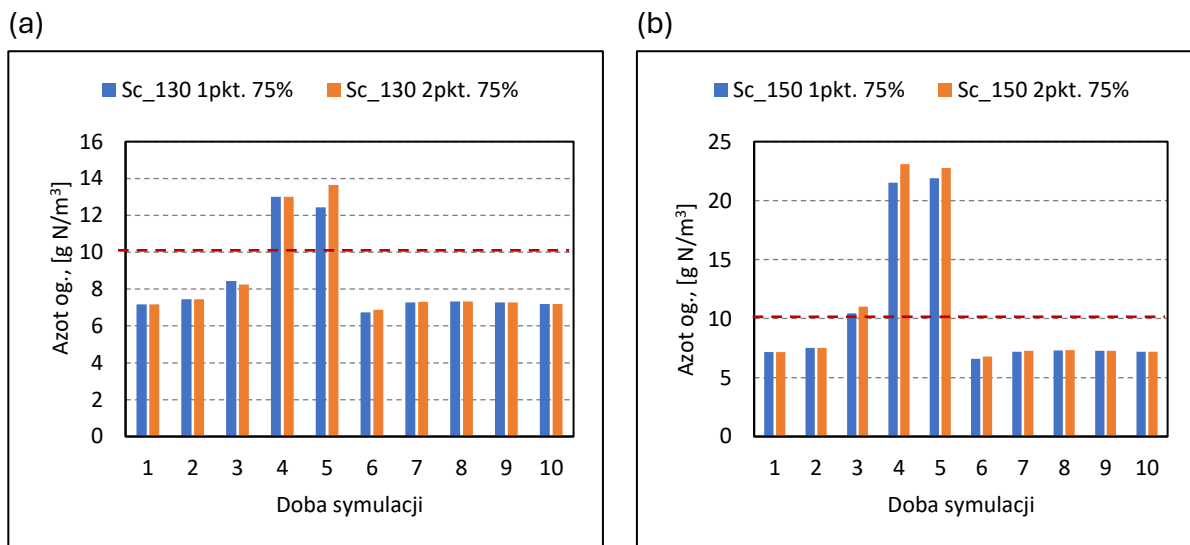
(d)

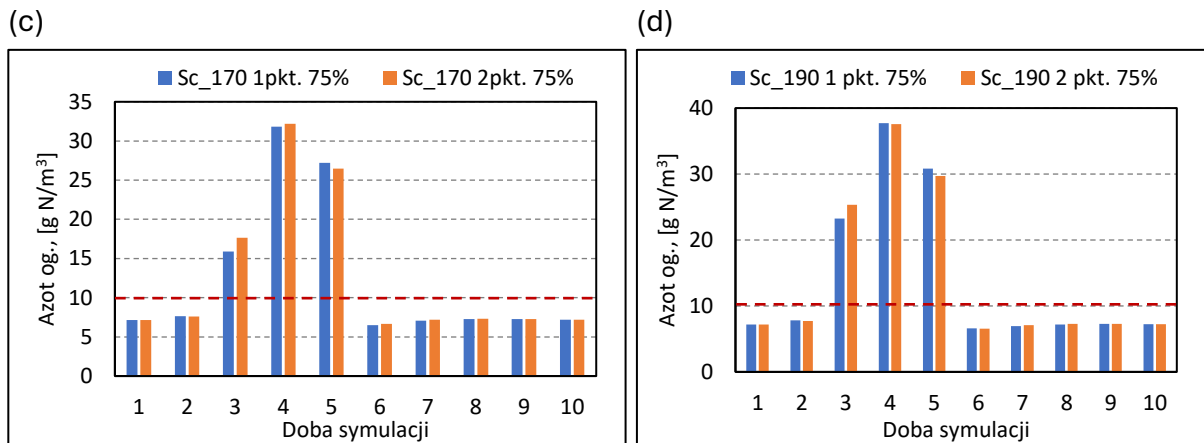


Rysunek 10.13 Stężenie **zawiesin ogólnych** ścieków oczyszczonych w próbkach średniodobowych dla układu step-feed z dozowaniem 75% strumienia do komory tlenowej w 1 lub 2 punktach - dla scenariuszy Sc_130, Sc_150, Sc_170 i Sc_190 o maksymalnym przepływie pogody mokrej równych odpowiednio (a) 12 350 m³/h, (b) 14 250 m³/h, (c) 16 150 m³/h, (d) 18 050 m³/h w **okresie letnim**. Czerwona linia wskazuje maksymalną dopuszczalną wartość w pozwoleniu wodnoprawnym

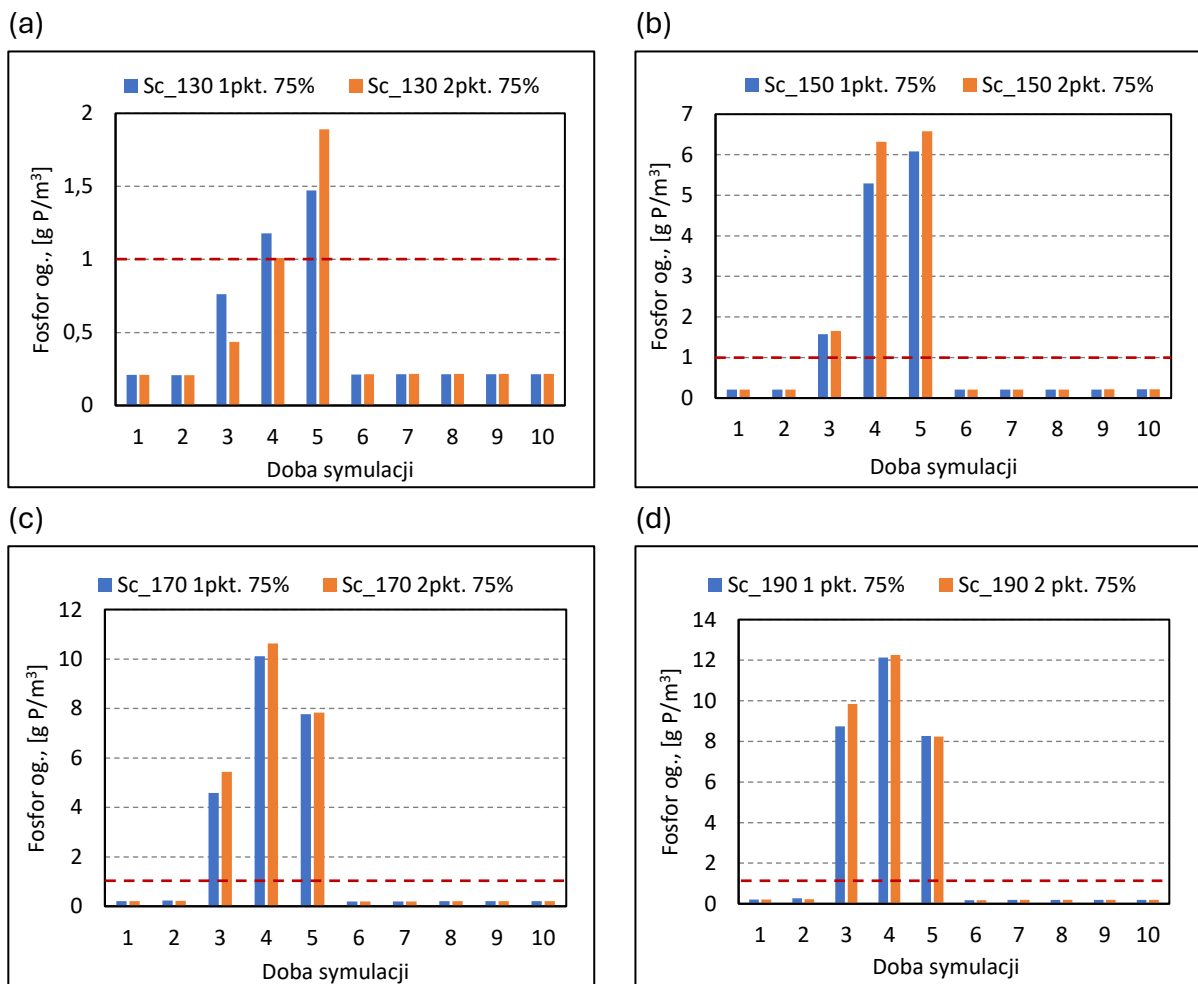


Rysunek 10.14 Wartości **ChZT** ścieków oczyszczonych w próbkach średniodobowych dla układu step-feed z dozowaniem 75% strumienia do komory tlenowej w 1 lub 2 punktach - dla scenariuszy Sc_130, Sc_150, Sc_170 i Sc_190 o maksymalnym przepływie pogody mokrej równych odpowiednio (a) 12 350 m³/h, (b) 14 250 m³/h, (c) 16 150 m³/h, (d) 18 050 m³/h w **okresie zimowym**. Czerwona linia wskazuje maksymalną dopuszczalną wartość w pozwoleniu wodnoprawnym



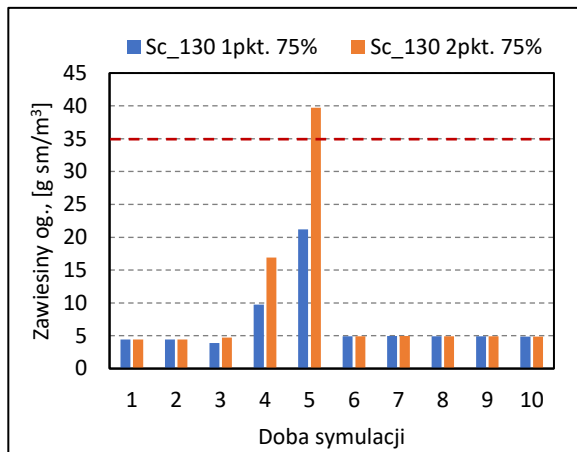


Rysunek 10.15 Stężenie **azotu ogólnego** ścieków oczyszczonych w próbkach średniodobowych dla układu step-feed z dozowaniem 75% strumienia do komory tlenowej w 1 lub 2 punktach - dla scenariuszy Sc_130, Sc_150, Sc_170 i Sc_190 o maksymalnym przepływie pogody mokrej równych odpowiednio (a) 12 350 m³/h, (b) 14 250 m³/h, (c) 16 150 m³/h, (d) 18 050 m³/h w **okresie zimowym**. Czerwona linia wskazuje maksymalną dopuszczalną wartość w pozwoleniu wodnoprawnym

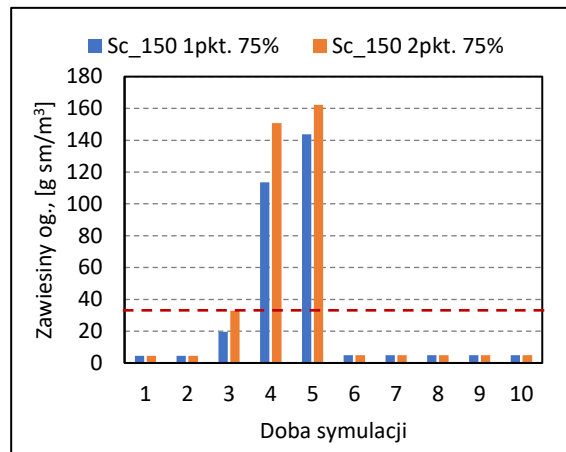


Rysunek 10.16 Stężenie **fosforu ogólnego** ścieków oczyszczonych w próbkach średniodobowych dla układu step-feed z dozowaniem 75% strumienia do komory tlenowej w 1 lub 2 punktach - dla scenariuszy Sc_130, Sc_150, Sc_170 i Sc_190 o maksymalnym przepływie pogody mokrej równych odpowiednio (a) 12 350 m³/h, (b) 14 250 m³/h, (c) 16 150 m³/h, (d) 18 050 m³/h w **okresie zimowym**. Czerwona linia wskazuje maksymalną dopuszczalną wartość w pozwoleniu wodnoprawnym

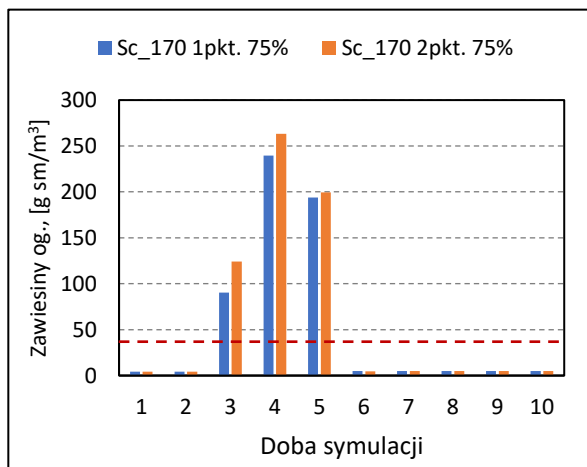
(a)



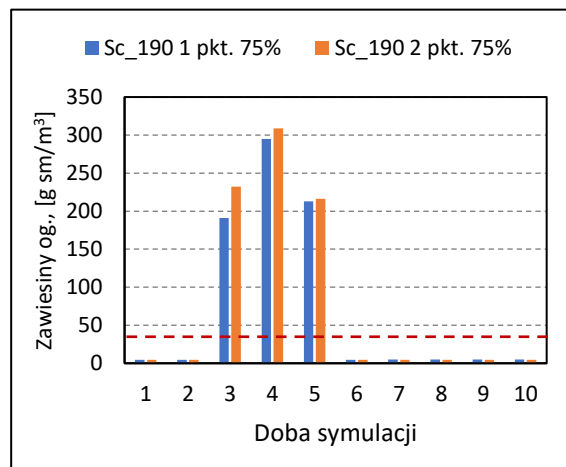
(b)



(c)

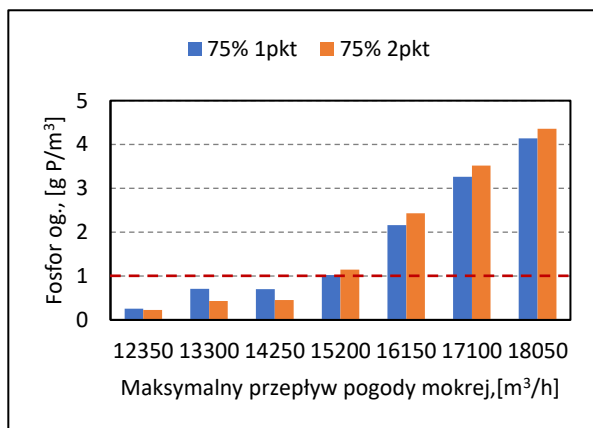


(d)

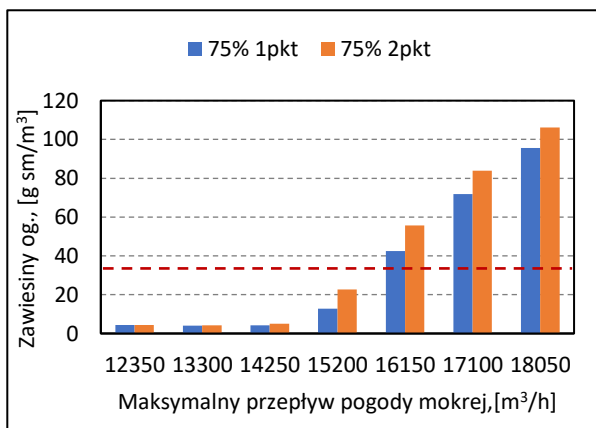


Rysunek 10.17 Stężenie **zawiesin ogólnych** ścieków oczyszczonych w próbkach średniodobowych dla układu step-feed z dozowaniem 75% strumienia do komory tlenowej w 1 lub 2 punktach - dla scenariuszy Sc_130, Sc_150, Sc_170 i Sc_190 o maksymalnym przepływie pogody mokrej równych odpowiednio (a) 12 350 m³/h, (b) 14 250 m³/h, (c) 16 150 m³/h, (d) 18 050 m³/h w **okresie zimowym**. Czerwona linia wskazuje maksymalną dopuszczalną wartość w pozwoleniu wodnoprawnym

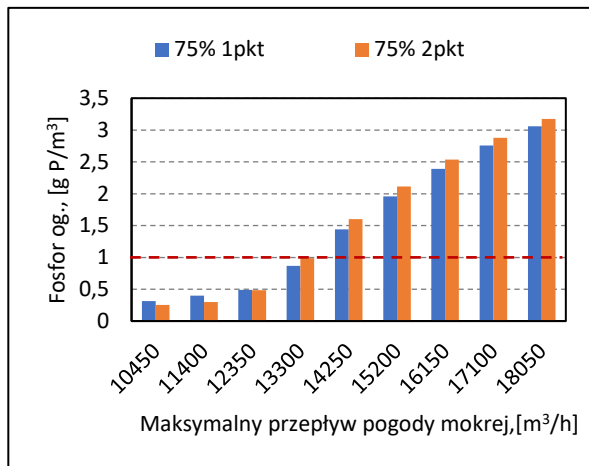
(a)



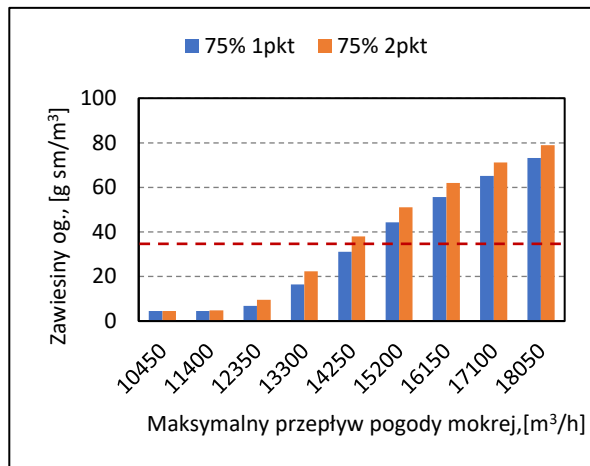
(b)



(c)

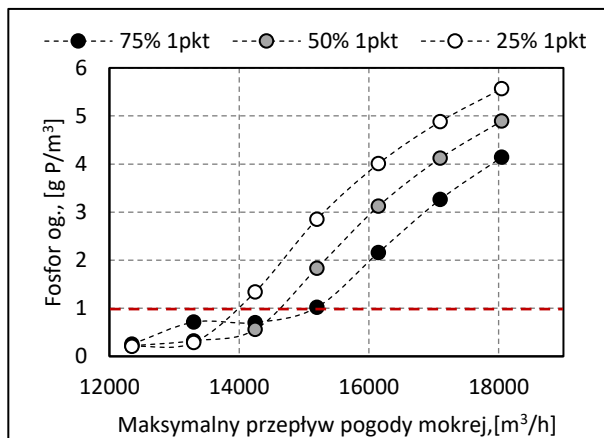


(d)

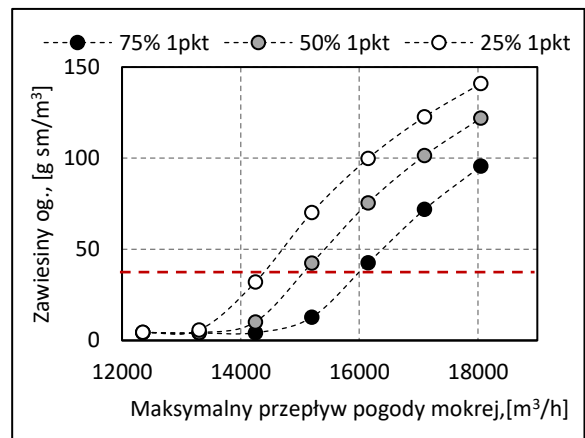


Rysunek 10.18 Średnie stężenia zanieczyszczeń w całym przedziale symulacji dla okresu letniego: (a) fosfor ogólny, (b) zawiesiny ogólne oraz zimowego: (c) fosfor ogólny, (d) zawiesiny ogólne dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej w układzie step-feed. Czerwona linia odpowiada wartości pozwolenia wodnoprawnego

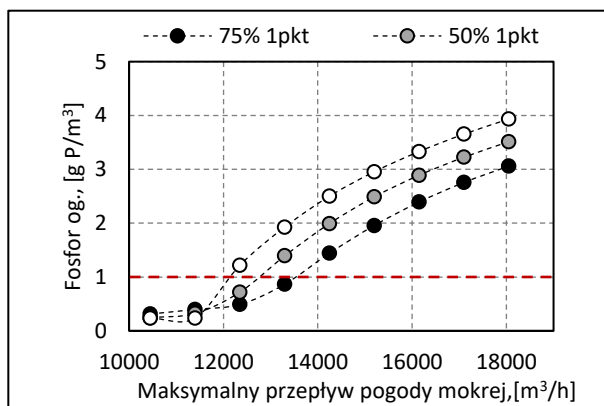
(a)



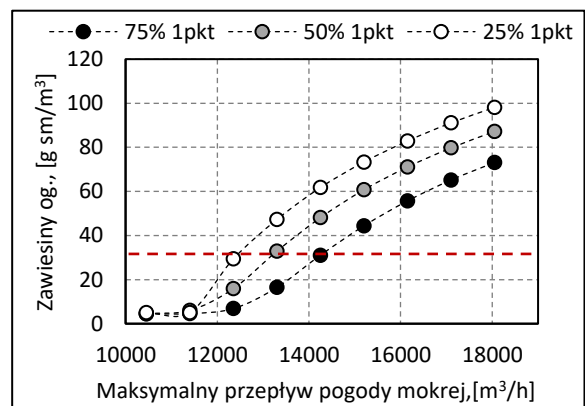
(b)



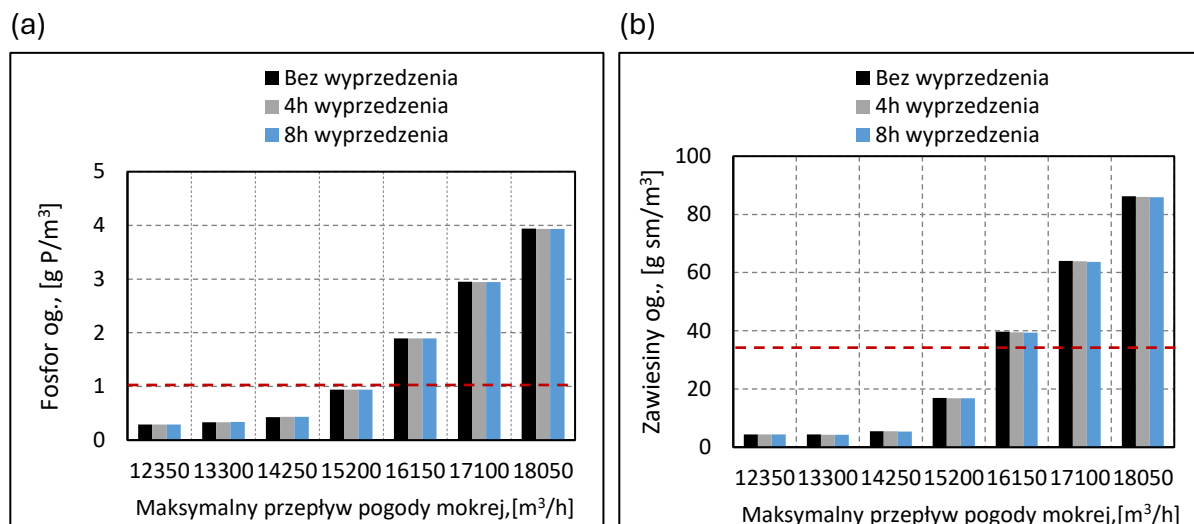
(c)



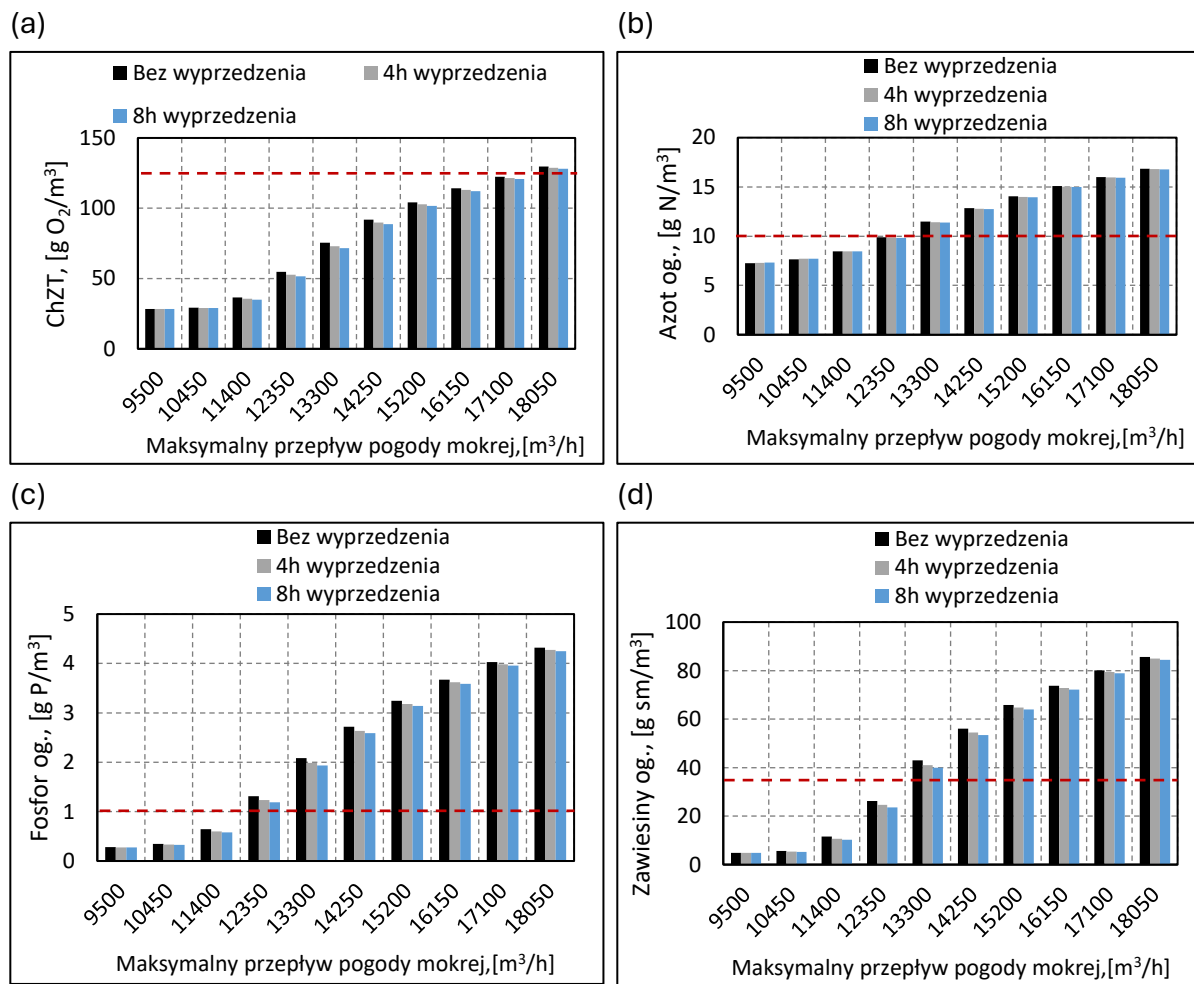
(d)



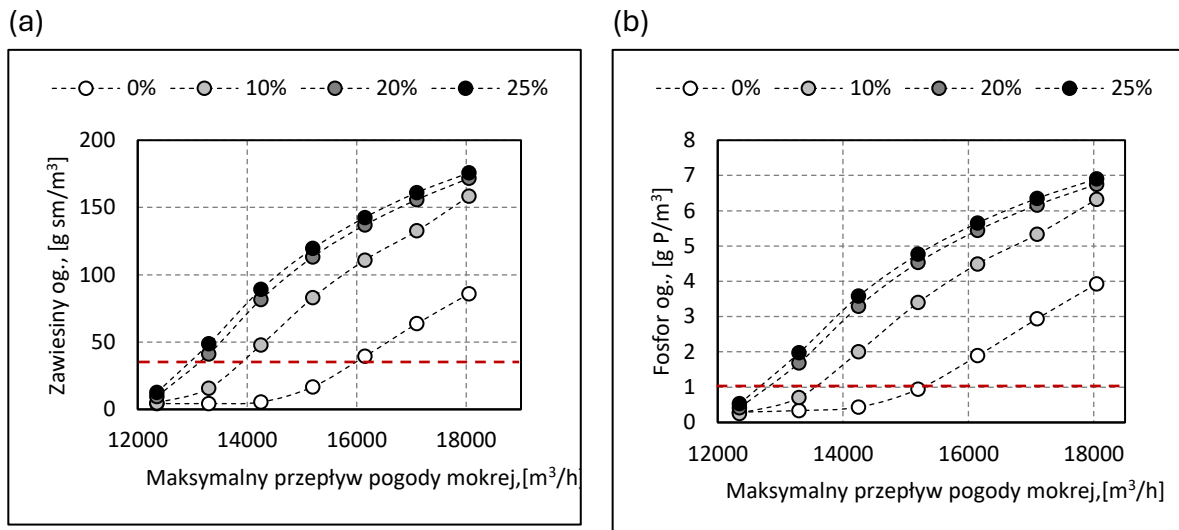
Rysunek 10.19 Średnie stężenia zanieczyszczeń w okresie letnim: (a) fosfor ogólny, (b) zawiesiny ogólne oraz w okresie zimowym: (c) fosfor ogólny, (d) zawiesiny ogólne dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej w układzie step-feed oraz różnych stopni rozdziału strumienia ścieków mechanicznie oczyszczonych. Czerwona linia odpowiada wartości pozwolenia wodnoprawnego



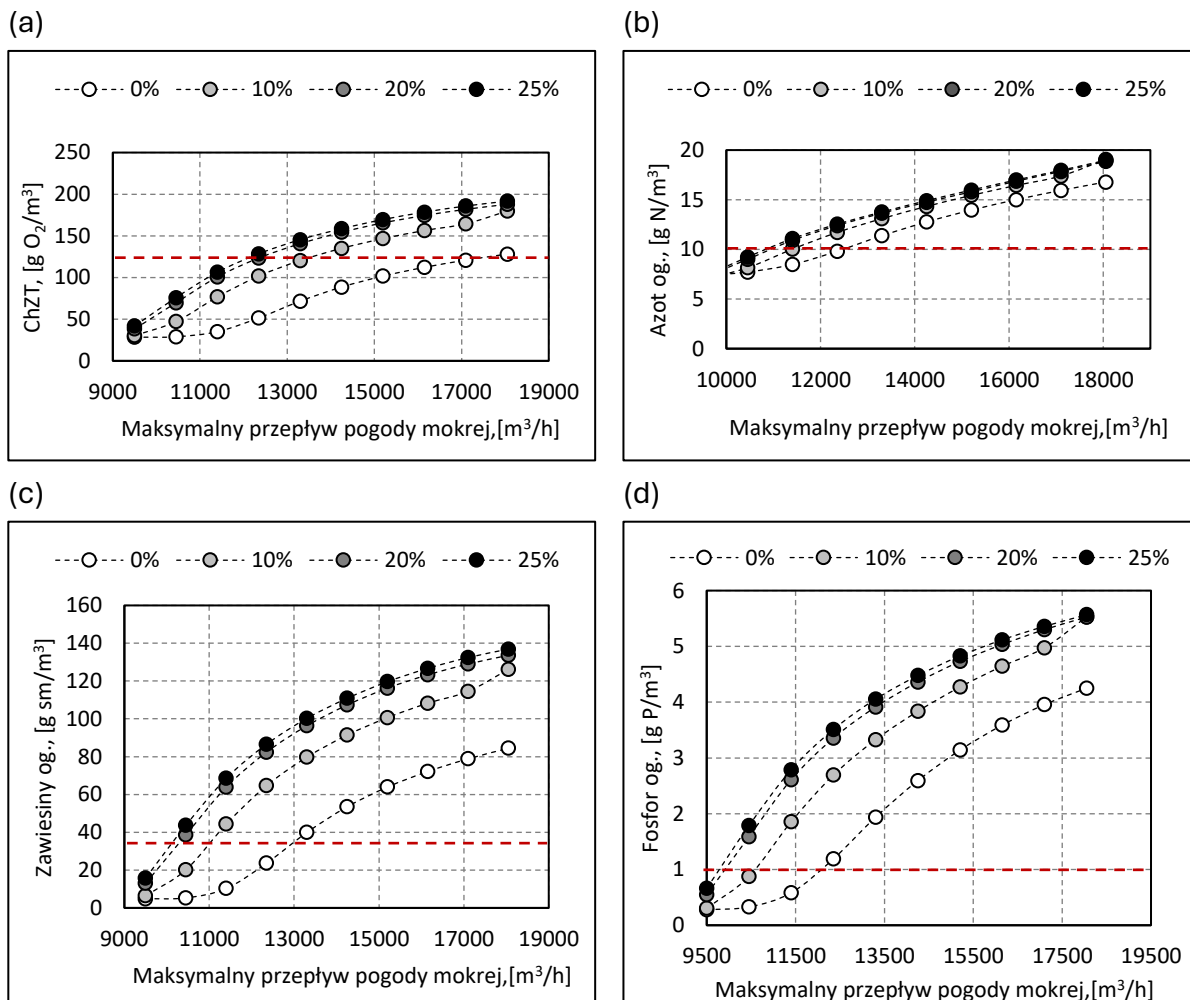
Rysunek 10.20 Średnie stężenia zanieczyszczeń w okresie letnim (a) fosforu ogólnego i (b) zawiesin ogólnych w całym okresie symulacji dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej w układzie z retencją osadu dla konfiguracji bez oraz z wyprzedzeniem czasowym w okresie letnim. Czerwona linia odpowiada wartości pozwolenia wodnoprawnego



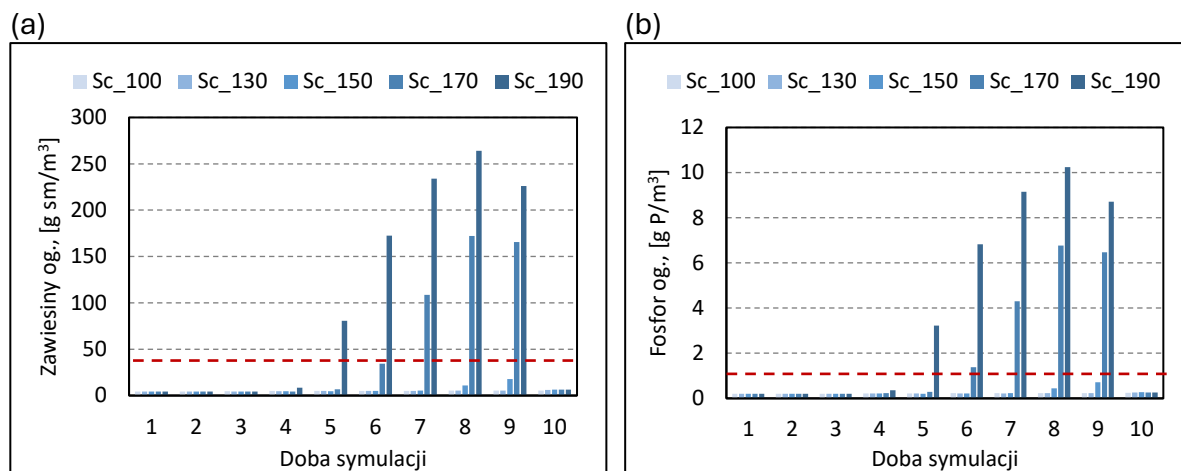
Rysunek 10.21 Średnie stężenia zanieczyszczeń w okresie zimowym (a) ChZT, (b) azotu ogólnego, (c) fosforu ogólnego i (d) zawiesin ogólnych w całym okresie symulacji dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej w układzie z retencją osadu dla konfiguracji bez oraz z wyprzedzeniem czasowym w okresie zimowym. Czerwona linia odpowiada wartości pozwolenia wodnoprawnego



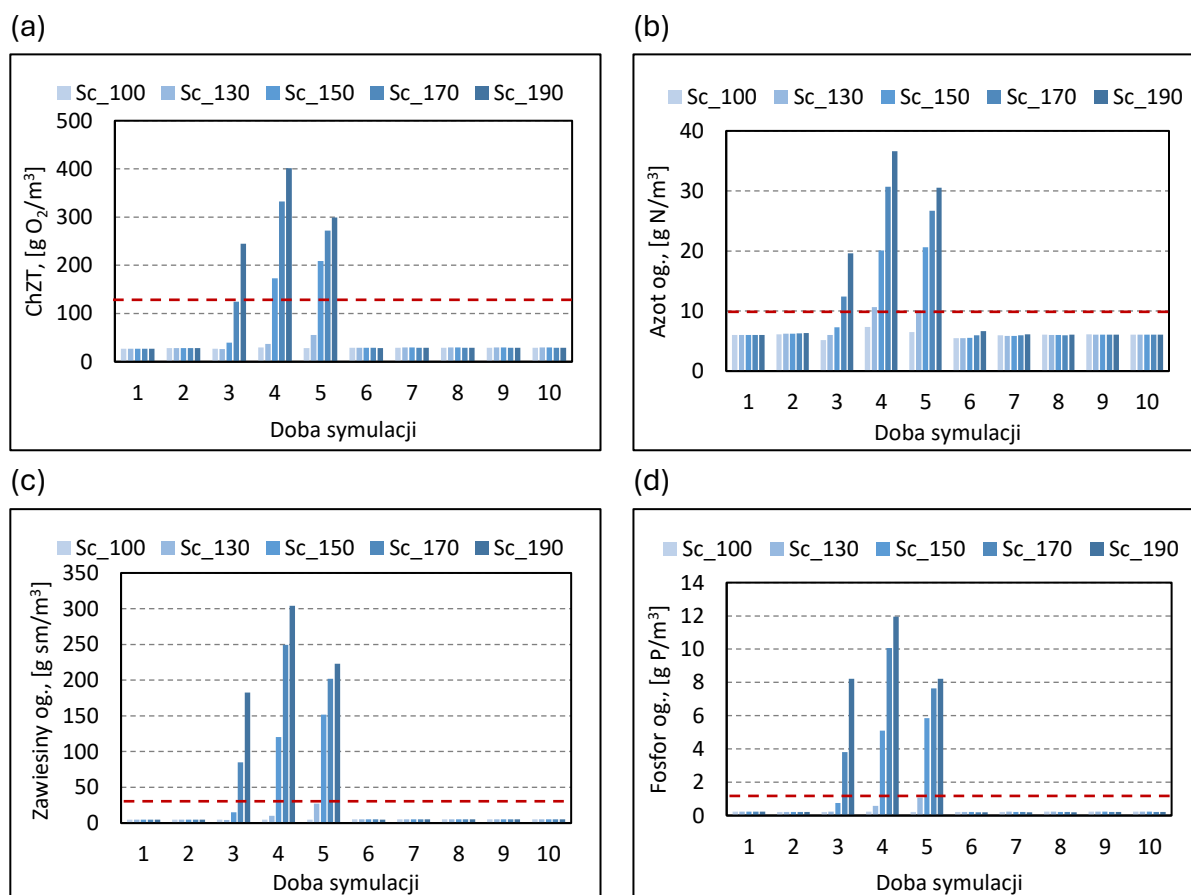
Rysunek 10.22 Średnie stężenia zanieczyszczeń w okresie letnim (a) zawiesiny ogólne i (b) fosforu ogólnego w całym okresie symulacji dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej w układzie z retencją osadu dla konfiguracji 0%-10%-20%-25% w okresie letnim. Czerwona linia odpowiada wartości pozwolenia wodnoprawnego.



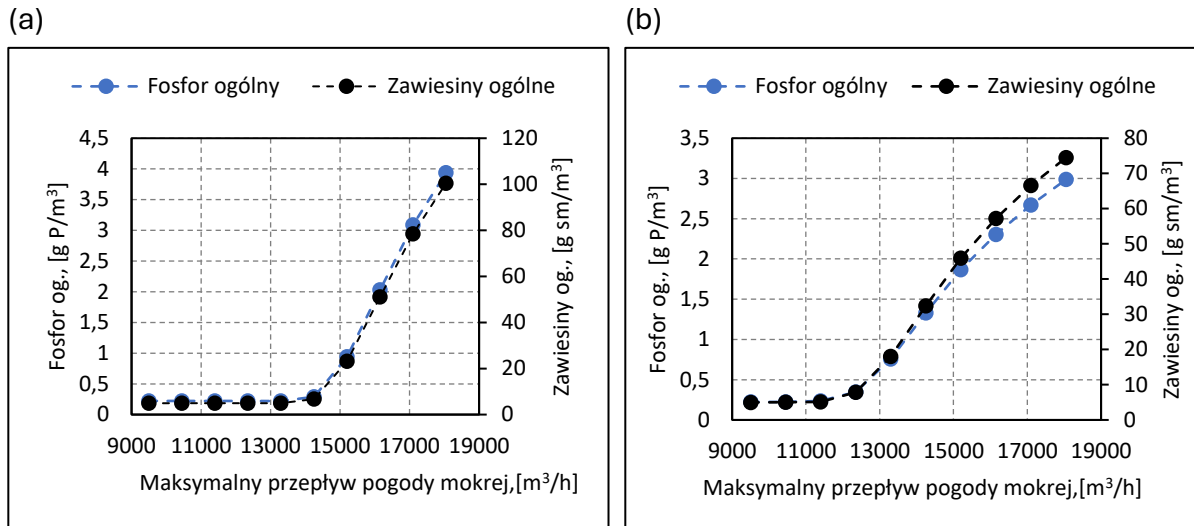
Rysunek 10.23 Średnie stężenia zanieczyszczeń w okresie zimowym (a) ChZT, (b) azotu ogólnego, (c) zawiesin ogólnych i (d) fosforu ogólnego w całym okresie symulacji dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej w układzie z retencją osadu dla konfiguracji 0%-10%-20%-25% w okresie zimowym. Czerwona linia odpowiada wartości pozwolenia wodnoprawnego.



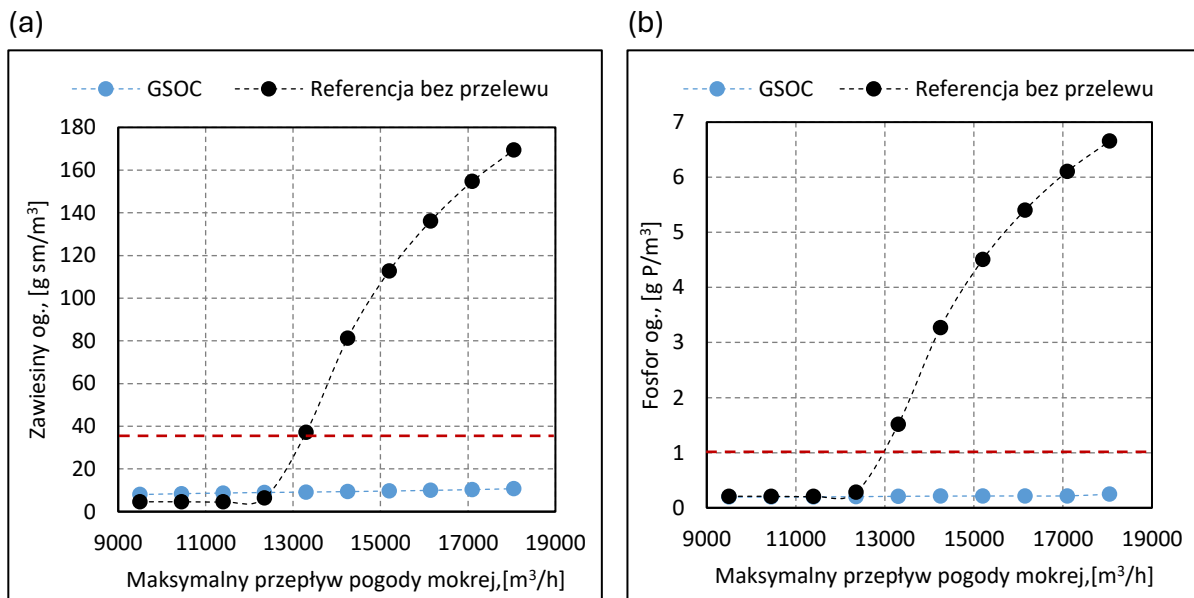
Rysunek 10.24 Zestawienie (a) stężenia zawiesin ogólnych i (b) stężenia fosforu ogólnego w próbkach średniodobowych ścieków oczyszczonych w trakcie symulacji dynamicznych dla układu z dodatkowym osadnikiem wtórnym w okresie letnim dla wybranych scenariuszy. Czerwona linia odpowiada wartości pozwolenia wodnoprawnego.



Rysunek 10.25 Zestawienie (a) wartości ChZT, (b) stężenia azotu ogólnego, (c) stężenia zawiesin ogólnych i (d) stężenia fosforu ogólnego w próbkach średniodobowych ścieków oczyszczonych w trakcie symulacji dynamicznych dla układu z dodatkowym osadnikiem wtórnym w okresie zimowym dla wybranych scenariuszy. Czerwona linia odpowiada wartości pozwolenia wodnoprawnego.



Rysunek 10.26 Średnie stężenia zawiesin ogólnych i fosforu ogólnego w całym przedziale symulacji, dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej układu z dodatkowym osadnikiem wtórnym w (a) okresie letnim i (b) w zimowym



Rysunek 10.27 Średnie (a) stężenie zawiesin ogólnych i (b) stężenie fosforu ogólnego w całym okresie symulacji dla poszczególnych maksymalnych przepływów pogody mokrej w układzie z grawimetryczną selekcją osadu czynnego i układzie referencyjnym bez przelewu. Czerwona linia wskazuje wartości określone w pozwoleniu wodnoprawnym