
POLITECHNIKA GDAŃSKA
WYDZIAŁ ELEKTROTECHNIKI I AUTOMATYKI
KATEDRA INŻYNIERII SYSTEMÓW STEROWANIA



*Algorytmy alokacji punktów
monitorowania jakości
w systemach dystrybucji wody pitnej*

ROZPRAWA DOKTORSKA

Autor:

mgr inż. Rafał Łangowski

Promotor:

prof. dr hab. inż. Mieczysław Brdys

Gdańsk, 2012

Składam serdeczne podziękowania profesorowi Mieczysławowi Brdysowi za opiekę merytoryczną nad pracą, cenne rady, uwagi i spostrzeżenia, za czas poświęcony na różnego rodzaju dyskusje oraz za cierpliwość i wyrozumiałość przez cały okres powstawania niniejszej rozprawy.

Szczególne podziękowania kieruję do Wszystkich Kolegów z Zespołu Inteligentnych Systemów Wspomagania Decyzji i Sterowania oraz Katedry Inżynierii Systemów Sterowania przede wszystkim za możliwość współpracy, nieocenione wszelkiego rodzaju uwagi, koleżeńską atmosferę oraz bezinteresowną pomoc, o którą tak trudno w dzisiejszych czasach.

Specjalne podziękowania składam moim bliskim, szczególnie mojej żonie Anecie za wsparcie w chwilach trudnych oraz za życzliwość i wyrozumiałość.

Spis treści

| | |
|--|-------------|
| Spis głównych oznaczeń | -5- |
| Rozdział 1 Wstęp | -7- |
| 1.1 Wprowadzenie | -7- |
| 1.2 Teza | -10- |
| 1.3 Struktura rozprawy | -10- |
| Rozdział 2 Systemy wodociągowe | -16- |
| 2.1 Wprowadzenie | -16- |
| 2.2 System zasilania (SZ) | -18- |
| 2.2.1 Źródła wody surowej | -20- |
| 2.2.2 Stacje uzdatniania wody | -21- |
| 2.3 System dystrybucji wody pitnej (SDWP) | -23- |
| 2.3.1 Źródła wody pitnej (uzdatnionej) | -25- |
| 2.3.2 Węzły | -25- |
| 2.3.3 Rurociągi | -26- |
| 2.3.4 Zbiorniki | -27- |
| 2.3.5 Pompy | -28- |
| 2.3.6 Zawory | -29- |
| 2.3.7 Stacje wtórnego uzdatniania | -31- |
| 2.4 Modele elementów SDWP | -31- |
| 2.4.1 Model hydrauliki (ilości) w źródłach wody pitnej | -32- |
| 2.4.2 Model hydrauliki (ilości) w węzłach | -32- |
| 2.4.3 Model hydrauliki (ilości) w rurociągach | -33- |
| 2.4.4 Model hydrauliki (ilości) w zbiornikach | -36- |
| 2.4.5 Model hydrauliki (ilości) w pompach | -37- |
| 2.4.5.1 Model hydrauliki - pompy stałoprędkościowe | -38- |
| 2.4.5.2 Model hydrauliki - pompy zmiennoprędkościowe | -41- |
| 2.4.6 Model hydrauliki (ilości) w zaworach | -43- |
| 2.5 Modele w SDWP | -44- |

| | | |
|-------------------|--|--------------|
| 2.6 | Hydraulika i jakość wody w SDWP | -45- |
| 2.6.1 | Hydraulika w SDWP | -47- |
| 2.6.2 | Jakość wody w SDWP | -48- |
| 2.6.2.1 | Dezynfekcja wody | -50- |
| 2.6.2.2 | Wskaźniki jakości wody | -52- |
| 2.6.2.3 | Produkty uboczne dezynfekcji | -54- |
| 2.7 | Monitorowanie hydrauliki i jakości wody w SDWP | -56- |
| 2.8 | Symulatory SDWP | -59- |
| 2.8.1 | Epanet - podstawowe informacje | -61- |
| 2.8.2 | Przykładowe SDWP | -63- |
| Rozdział 3 | Modele jakości wody | -72- |
| 3.1 | Wprowadzenie | -72- |
| 3.2 | Modele jakości wody poszczególnych elementów SDWP | -75- |
| 3.2.1 | Modele jakości wody w węzłach | -76- |
| 3.2.2 | Modele jakości wody w rurociągach | -81- |
| 3.2.3 | Modele jakości wody w zbiornikach | -86- |
| 3.2.3.1 | Zbiornik przepływowy | -89- |
| 3.2.3.2 | Zbiornik nieprzepływowy | -90- |
| 3.3 | Model jakości wody w SDWP | -91- |
| 3.4 | Metody rozwiązywania modelu jakości wody w SDWP | -92- |
| 3.4.1 | Metody bazujące na podejściu Euler'a | -93- |
| 3.4.1.1 | Metoda różnic skończonych - FDM | -93- |
| 3.4.1.2 | Metoda objętości dyskretnych - DVM | -97- |
| 3.4.2 | Metody bazujące na podejściu Lagrange'a | -103- |
| 3.4.2.1 | Metoda sterowana czasem - TDM | -103- |
| 3.4.2.2 | Metoda sterowana zdarzeniami - EDM | -105- |
| 3.4.3 | Podsumowanie metod numerycznych | -107- |
| 3.5 | Model jakości wody w SDWP dla celów estymacji | -107- |
| 3.5.1 | Implementacja i działanie opracowanego modelu jakości wody w SDWP | -114- |
| 3.5.2 | Porównanie działania modeli jakości (Epanet - Matlab) | -119- |
| Rozdział 4 | Problem estymacji jakości wody w SDWP | -133- |
| 4.1 | Wprowadzenie | -133- |
| 4.2 | Modelowanie niepewności | -134- |

| | |
|--|--------------|
| 4.2.1 Model niepewności w postaci zbiorów ograniczonych | -136- |
| 4.3 Synteza modułu estymacji zmiennych | -139- |
| 4.3.1 Niepewność modelu dynamiki jakości wody w SDWP | -139- |
| 4.3.2 Niepewność informacji pomiarowej | -140- |
| 4.3.3 Niepewność informacji a priori | -144- |
| 4.4 Wiedza a priori o SDWP dla celów estymacji | -150- |
| 4.4.1 Informacja o hydraulice w SDWP | -157- |
| 4.4.2 Informacja o stężeniu chloru w SDWP | -162- |
| 4.4.3 Cechy SDWP | -164- |
| 4.5 Estymacja przedziałowa jakości wody w SDWP | -167- |
| Rozdział 5 Obserwator przedziałowy - podstawowe informacje | -168- |
| 5.1 Wprowadzenie | -168- |
| 5.2 Podstawowe informacje | -168- |
| Rozdział 6 Estymator przedziałowy jakości wody w SDWP | -179- |
| 6.1 Wprowadzenie | -179- |
| 6.2 Obserwator przedziałowy jakości wody w SDWP | -179- |
| 6.2.1 Horyzont estymacji | -207- |
| 6.3 Implementacja i działanie estymatora przedziałowego jakości wody | -208- |
| 6.4 Wyniki estymacji dla przykładowych SDWP | -216- |
| 6.4.1 Wyniki estymacji niemierzonych stężeń chloru | -219- |
| 6.4.2 Wyniki estymacji stężenia chloru w węźle z pomiarem | -227- |
| 6.4.3 Wpływ liczby i rozlokowania urządzeń pomiarowych na jakość estymacji | -228- |
| 6.4.4 Wpływ pseudopomiarów na jakość estymacji | -232- |
| 6.5 Efektywność obliczeniowa estymatora przedziałowego jakości wody | -236- |
| Rozdział 7 Algorytmy alokacji punktów monitorowania jakości wody w SDWP | -238- |
| 7.1 Wprowadzenie | -238- |
| 7.2 Alokacja punktów monitorowania jakości wody w SDWP - przegląd literatury | -239- |
| 7.3 Alokacja punktów monitorowania jakości wody w SDWP | -246- |
| 7.3.1 Algorytm jednowskaźnikowy | -249- |
| 7.3.2 Algorytm dwuwskaźnikowy | -252- |
| 7.3.3 Algorytm wielowskaźnikowy | -256- |
| 7.4 Model decyzyjny | -259- |

| | |
|--|--------------|
| 7.5 Charakterystyka sformułowanych zadań optymalizacji | -262- |
| 7.6 Algorytmy genetyczne | -262- |
| 7.7 Algorytmy alokacji - sformułowanie dla potrzeb NSGA-II | -265- |
| 7.7.1 Algorytm jednowskaźnikowy - sformułowanie dla potrzeb NSGA-II | -266- |
| 7.7.2 Algorytm dwuwskaźnikowy - sformułowanie dla potrzeb NSGA-II | -267- |
| 7.7.3 Algorytm wielowskaźnikowy - sformułowanie dla potrzeb NSGA-II | -268- |
| 7.8 Model decyzyjny - wybór najlepszego osobnika | -269- |
| 7.9 Implementacja i działanie algorytmów alokacji | -269- |
| Rozdział 8 Badania symulacyjne | -272- |
| 8.1 Wprowadzenie | -272- |
| 8.2 SDWP miasta Chojnice | -273- |
| 8.2.1 Model SDWP miasta Chojnice - struktura | -276- |
| 8.2.1.1 Model symulacyjny | -276- |
| 8.2.1.2 Model jakości wody dla potrzeb estymacji | -283- |
| 8.3 Estymacja stężenia chloru - SDWP miasta Chojnice | -288- |
| 8.4 Alokacja punktów monitorowania jakości - SDWP miasta Chojnice | -296- |
| 8.4.1 Algorytm jednowskaźnikowy - SDWP miasta Chojnice | -302- |
| 8.4.2 Algorytm dwuwskaźnikowy - SDWP miasta Chojnice | -313- |
| 8.4.3 Algorytm wielowskaźnikowy - SDWP miasta Chojnice | -348- |
| 8.4.3.1 Algorytm wielowskaźnikowy - dwa scenariusze | -349- |
| 8.4.3.2 Algorytm wielowskaźnikowy - trzy scenariusze | -366- |
| Rozdział 9 Zakończenie | -376- |
| 9.1 Podsumowanie | -376- |
| 9.2 Kierunki przyszłych badań | -380- |
| Bibliografia | -382- |
| Załącznik 1 Dobór wartości $T_{Q,\min}$ oraz $N_{I,\max}$ | -397- |
| Załącznik 2 Główne własności systemu z kooperatywną dynamiką | -416- |
| Załącznik 3 Algorytm NSGA-II | -418- |
| Załącznik 4 Szczegółowe dane modelu symulacyjnego SDWP miasta Chojnice .. | -422- |

Spis głównych oznaczeń

| | |
|------------------|--|
| SZwWP - | system zaopatrzenia w wodę pitną (również w znaczeniu liczby mnogiej) |
| SZ - | system zasilania (również w znaczeniu liczby mnogiej) |
| SDWP - | system dystrybucji wody pitnej (również w znaczeniu liczby mnogiej) |
| SWU - | stacja wtórnego uzdatniania (również w znaczeniu liczby mnogiej) |
| PUD - | produkty uboczne dezynfekcji |
| THM - | trihalometany |
| BOP - | bezpośredni obserwator przedziałowy |
| MOP - | mieszany obserwator przedziałowy |
| T - | horyzont rozważań / estymacji |
| T_H - | krok hydrauliki |
| T_Q - | krok jakości |
| $T_{Q,min}$ - | minimalny krok jakości |
| $N_{l,max}$ - | maksymalna liczba segmentów |
| T_{QP} - | przedział czasu pomiędzy kolejnymi chwilami pomiarowymi dla jakości wody w SDWP |
| ZDWP - | zbiór dopuszczalnych węzłów w SDWP, w których mogą zostać ulokowane urządzenia pomiarowe |
| LD - | liczba dostępnych urządzeń pomiarowych |
| (S^-, S^+) - | para systemów dynamicznych stanowiąca obserwator przedziałowy |
| q - | natężenie przepływu wody |
| c - | stężenie domieszki (dezynfektanta - chloru) |
| L - | długość rurociągu |
| V_{zb} - | objętość wody w zbiorniku |
| v - | liniowa prędkość przepływu wody |
| Δl - | długość segmentu w obrębie rurociągu |
| \mathbf{x} - | wektor zmiennych stanu |
| \mathbf{x}_1 - | wektor estymowanych zmiennych stanu |
| \mathbf{x}_2 - | wektor bezpośrednio mierzonych zmiennych stanu |

| | |
|-----------------------------------|---|
| $\tilde{\mathbf{x}}_2$ - | wektor pośrednio mierzonych zmiennych stanu (pseudopomiarów) |
| $\hat{\mathbf{x}}_1^-$ - | wektor dolnych estymat zmiennych stanu |
| $\hat{\mathbf{x}}_1^+$ - | wektor górnych estymat zmiennych stanu |
| \mathbf{y} - | wektor pomiarowy |
| \mathbf{A} - | macierz stanu |
| \mathbf{b} - | wektor wejść |
| $\boldsymbol{\varepsilon}$ - | wektor błędów |
| \mathbf{e} - | wektor błędu estymacji |
| \geq, \leq - | w odniesieniu do macierzy i wektorów oznacza porównanie po ich elementach |
| $\mathbf{a} \bullet \mathbf{b}$ - | iloczyn Hadamarda, zwany także iloczynem po współrzędnych |
| $^-, ^+$ - | górne indeksy, oznaczające odpowiednio dolne i górne wartości ograniczające daną wielkość lub zmienną |

Rozdział 1 Wstęp

1.1 Wprowadzenie

Trudno sobie wyobrazić funkcjonowanie dzisiejszego społeczeństwa bez bieżącego dostępu do szeregu mediów takich jak: energia elektryczna, gaz czy woda pitna. Co więcej nierzadko można spotkać się ze stwierdzeniem, że media te to swoistego rodzaju „dobro społeczne”, które powinno być dostępne dla każdego. Idąc jeszcze dalej, praktycznie od zarania dziejów dostęp do wody pitnej stanowił kluczową kwestię mającą decydujący wpływ na przetrwanie ludzkości. Na przestrzeni wieków rozwój szeroko pojętej techniki doprowadził do znanego obecnie poziomu społecznego. Innymi słowy, dla większości współczesnego świata odkręcenie kurka z wodą czy podłączenie różnego rodzaju urządzeń do gniazda sieciowego jest czynnością tak naturalną, że to niemożliwość wykonania tej czynności uznawana jest za „stan wyjątkowy”. Naturalnie możliwość takiego funkcjonowania dają odpowiednie systemy, stanowiące niejednokrotnie bardzo skomplikowane organizmy, których podstawowe zadanie można sformułować ogólnie - jako zapewnienie komfortu życia. Jednym z tego typu systemów jest z pewnością system zaopatrzenia w wodę pitną (SZwWP), zwany często systemem wodociągowym czy siecią wodociągową oraz jego część odpowiadająca już ściśle za dostarczenie wody do odbiorców zwana systemem dystrybucji wody pitnej (SDWP). SDWP stanowi obiekt badań zawartych w niniejszej rozprawie. Formułując podstawowe zadanie dla tego systemu dość naturalnym jest mówienie o zaspokojeniu czy zapewnieniu żądanych dostaw wody, czyli zapewnieniu jej ilości zwanej zamiennie hydrauliką. Jednakże obecna świadomość nie pozwala na poprzestaniu na powyższym. Praktycznie dla nikogo nie jest już tajemnicą, że ilość wody to nie wszystko - niemniej ważnym aspektem jest jej jakość. Wobec tego, definiując ogólne zadanie SDWP (czy SZwWP) oba aspekty muszą zostać wzięte pod uwagę. Dokładając do tego kwestię komfortu życia, podstawowe zadanie SDWP można sformułować jako: zapewnienie użytkownikom żądanej ilości wody o odpowiedniej jakości w wymaganym przez nich czasie (Brdys i Ulanicki 1994). Co więcej w dzisiejszym świecie nieodzownym jest pierwiastek ekonomiczny. Dodaje on zatem do powyższego zadania wymaganie w postaci sprostania mu przy minimalizacji kosztów. Jeśli dodamy do tego cechy samego SDWP takie jak: różne skale czasu dynamiki hydrauliki i jakości wody,

dużą liczbę elementów wchodzących w skład systemu, jego rozległość oraz topografię wynikające z cech obszarów które dany SDWP zasila, specyficzne preferencje niektórych użytkowników, itd. okazuje się, iż wydawałoby się proste zadanie staje się niezwykle skomplikowane. I tak jest w rzeczywistości, co widoczne jest chociażby przez pryzmat znacznej liczby intensywnych prac prowadzonych zarówno w sektorach naukowych jak i przemysłowych mających na celu jak najefektywniejsze sprostanie temu zadaniu. Spektrum zagadnień wpływających na sprostanie zadaniu SDWP jest na tyle szerokie, że obecnie postrzegane jest ono jako problem interdyscyplinarny integrujący wiedzę m. in. z systemów środowiskowych, systemów sterowania i technologii informacyjnych (IT). W niniejszej rozprawie poruszone zostaje jedno z tych zagadnień, a mianowicie monitorowanie jakości wody pitnej. Jego głównym zadaniem jest dostarczenie informacji o stanie jakości wody w SDWP rozumianej przez pryzmat przyjętego wskaźnika lub wskaźników jakości. Wiedza ta jest niezbędna dla potrzeb efektywnego prowadzenia procesu dystrybucji wody pitnej, a tym samym spełnienia podstawowego zadania SDWP. Naturalnie, idealną sytuacją byłoby, aby pełna informacja o jakości wody pochodziła z urządzeń do pomiaru ww. wskaźnika czy wskaźników. Jednakże, w związku z dużą liczbą przede wszystkim węzłów, nawet w niewielkim SDWP, zainstalowanie odpowiednich urządzeń pomiarowych we wszystkich węzłach jest sytuacją, którą właściwie można rozważać jedynie teoretycznie. Wynika to zarówno z samej topologii SDWP jak i z powodów ekonomicznych. Innymi słowy, koszty zarówno zainstalowania tak znacznej liczby urządzeń jak i dalszej ich eksploatacji byłyby bardzo duże. Jednym z typowych rozwiązań tego problemu jest wykorzystanie narzędzia pozwalającego na oszacowanie wartości niemierzonych wielkości jakościowych w oparciu o dostępne pomiary. Narzędziem takim jest estymacja, która w powiązaniu z algorytmem alokacji pewnej (wystarczającej) liczby urządzeń pomiarowych jakości, pozwoli na zdobycie wystarczającej wiedzy na temat stanu całego SDWP. Jednakże, aby możliwe było przeprowadzenie procesu estymacji wartości niemierzonych wielkości (wskaźników) jakościowych w SDWP koniecznym jest posiadania odpowiedniego, dla celów estymacji, modelu jakości wody w SDWP. Dodatkowo, w związku z niepewnością występującą zarówno w wielkościach hydraulicznych jak i w dostępnych pomiarach wielkości jakościowych niezbędnym jest modelowanie tej niepewności. Reasumując, poprzez opracowanie odpowiedniego modelu jakości wody pitnej w SDWP, przy uwzględnieniu występującej niepewności oraz jak najlepszym rozmieszczeniu dostępnej liczby urządzeń pomiarowych, w procesie estymacji z wykorzystaniem opracowanego estymatora możliwym powinno być uzyskanie jak najdokładniejszej informacji o jakości wody pitnej w całym

SDWP. Wobec tego ogólny cel badań przedstawionych w niniejszej rozprawie można sformułować jako:

Opracowanie i komputerowa implementacja algorytmów rozmieszczania pewnej (wystarczającej) liczby urządzeń pomiarowych jakości wody (alokacji punktów monitorowania), aby na podstawie pomiarów z nich uzyskiwanych, poprzez zastosowanie odpowiednich narzędzi, otrzymać właściwą wiedzę na temat stanu jakości w całym SDWP.

Ponadto, w rozprawie stawia się dodatkowy cel związany z efektywnością opracowanej metody estymacji jakości wody pitnej w SDWP. Innymi słowy, wymaga się, aby opracowana metoda estymacji mogła mieć zastosowanie w systemie monitorowania *on-line*. Zatem, projektując estymator jakości wody w rozprawie postawiono cel, aby było to narzędzie również efektywne, dzięki czemu może ono mieć zastosowanie nie tylko przy rozwiązaniu projektowego zadania alokacji urządzeń pomiarowych, ale również w samym systemie monitorowania jakości *on-line*.

Jak już wspomniano o aktualności tematyki badań zawartych w niniejszej rozprawie świadczy fakt znacznego nią zainteresowania zarówno sektora naukowego jak i przemysłowego, objawiający się pokaźnym zbiorem zarówno publikacji jak również uruchamianiem kolejnych projektów badawczych. W tym miejscu autor chciałby zaznaczyć, iż rozprawa była wspierana w ramach:

- ✚ projektu badawczego nr 4T11A-008-25 pt.: *Monitorowanie i sterowanie jakością wody w systemach dostarczania i dystrybucji (SDiDW) wody pitnej - MiSterJa*, finansowanego przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego;
- ✚ europejskiego projektu badawczego nr IC0806 pt.: *Intelligent Monitoring, Control and Security of Critical Infrastructure Systems - IntelliCIS*;
- ✚ projektu badawczego nr 638/N - COST/09/20/2010/0 pt.: *Intelligent Systems for Monitoring, Control and Security of Critical Infrastructure Plants: Methodology, Structures, Algorithms and Applications to Drinking Water Distribution Networks - InSIK*, finansowanego przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego;
- ✚ grantu nr 60904042 finansowanego przez National Natural Science Foundation of China;

Autor wyraża podziękowanie za okazane wsparcie.

1.2 Teza

W rozprawie stawia się następującą tezę:

Poprzez opracowanie właściwych algorytmów rozmieszczania pewnej (wystarczającej) liczby urządzeń pomiarowych jakości wody (alokacji punktów monitorowania), w oparciu o dane pomiarowe z nich uzyskiwane, poprzez zastosowanie odpowiednich narzędzi, możliwym jest otrzymanie w sposób efektywny właściwej wiedzy o stanie jakości wody w całym SDWP.

1.3 Struktura rozprawy

Rozprawa swoim zakresem obejmuje:

- + przedstawienie obiektu badań, którym jest SDWP,
- + opis dwóch podstawowych aspektów związanych z SDWP, a więc hydrauliki i jakości wody oraz powiązań pomiędzy nimi,
- + zagadnienie modelowania jakości wody pitnej zakończone opracowaniem modelu jakości wody pitnej w SDWP dla celów estymacji,
- + zagadnienie modelowania niepewności zakończone wyborem modelu niepewności,
- + przedstawienie problemu estymacji jakości wody pitnej zakończone opracowaniem estymatora jakości wody pitnej w SDWP,
- + zagadnienie alokacji dostępnej liczby urządzeń pomiarowych jakości zakończone opracowaniem algorytmów alokacji punktów monitorowania jakości wody pitnej w SDWP,
- + opis komputerowej implementacji zaproponowanej metodologii,
- + wielopłaszczyznową analizę wyników symulacyjnych uzyskanych dla aplikacji rzeczywistego SDWP miasta Chojnice.

Powyższe zagadnienia zostały zawarte w następujących rozdziałach:

Rozdział 1:

Rozdział ten zawiera opis przedmiotu niniejszej rozprawy, aktualności podjętej tematyki badań, celu badań oraz motywacji do ich podjęcia. Postawiona została w nim również teza rozprawy, a rozdział zakończono przedstawieniem struktury rozprawy.

Rozdział 2:

Rozdział ten stanowi swego rodzaju prolog do niniejszej rozprawy. Poruszono w nim praktycznie wszystkie kwestie pojawiające się w dalszej jej części. Szczegółowość ich opisu jest zależna od ich wpływu na zasadnicze rozważania podjęte w rozprawie. Zatem, w rozdziale przedstawiono system zaopatrzenia w wodę pitną (SZwWP) z jego podziałem na system zasilania (SZ) oraz system dystrybucji wody pitnej (SDWP). Następnie zaprezentowano model hydrauliki (ilości) wody SDWP oraz wzajemne powiązania pomiędzy hydrauliką i jakością wody. Kolejnym aspektem poruszonym na znacznym poziomie szczegółowości jest jakość wody wraz z opisem jej dezynfekcji, wskaźników oraz produktów ubocznych dezynfekcji (PUD). W dalszej części przedstawiono zagadnienie monitorowania hydrauliki i jakości wody w SDWP. Rozdział zakończono opisem symulatorów SDWP.

Rozdział 3:

Rozdział ten w całości poświęcony został modelowaniu jakości wody pitnej w SDWP. W pierwszej części rozdziału przedstawiono podstawowe modele jakości wody dla poszczególnych elementów systemu, tworzące w konsekwencji pełen model jakości wody pitnej w SDWP, z punktu widzenia przyjętego w rozprawie wskaźnika jakości - stężenia chloru. Część druga rozdziału zawiera opis podstawowych metod numerycznych wykorzystywanych do rozwiązania tego modelu, ze środkiem ciężkości skierowanym na metody stosowane w symulatorze EPANET. Ostatnia część rozdziału zawiera szczegółowe wyprowadzenie wraz z opisem modelu jakości wody w SDWP dla celów estymacji. Model ten jest wkładem autorskim i stanowi punkt wyjścia do dalszych badań zawartych w niniejszej rozprawie. Rozdział kończy się przedstawieniem sposobu implementacji opracowanego modelu w środowisku MATLAB wraz z opisem jego działania oraz zaprezentowaniem wyników symulacji tego modelu (przebiegów stężeń chloru) dla przykładowych SDWP w porównaniu z wynikami uzyskanymi z symulatora EPANET.

Szereg rozważań oraz wyników przedstawionych w rozdziale 3 zawarto w publikacjach:

Łangowski R., Brdys M.A. (2006). Interval Asymptotic Estimator for Chlorine Monitoring in Drinking Water Distribution Systems. *1st IFAC Workshop on Applications of Large Scale Industrial Systems*. August 30 - 31 2006, Helsinki - Stockholm.

Łangowski R., Brdys M.A. (2007). Monitoring of Chlorine Concentration in Drinking Water Distribution Systems Using an Interval Estimator. *International Journal of Applied Mathematics and Computer Science*, vol. 17, No. 2, pp. 199-216.

Brdys M.A., Łangowski R. (2008). Interval Estimator for Chlorine Monitoring in Drinking Water Distribution Systems under Uncertain System Dynamics, Inputs and State Measurement Errors. *11th IFAC/IFORS/IMACS/IFIP Symposium on Large Scale Systems: Theory and Applications*, IFAC Publisher Oxford ISBN 978-3-902661-25-8, vol. 11, part 1.

Rozdział 4:

W rozdziale tym został opisany problem estymacji jakości wody pitnej w SDWP. W pierwszej części rozdziału przedstawiono główne sposoby modelowania niepewności i dokonano wyboru modelu niepewności w postaci zbiorów ograniczonych dla potrzeb dalszych rozważań zawartych w rozprawie. Część druga rozdziału zawiera syntezę modułu estymacji zmiennych. Synteza ta ma na celu określenie i zamodelowanie wszystkich niepewności mających istotny wpływ na proces estymacji jakościowych zmiennych stanu w SDWP. Rozdział kończy się przedstawieniem wiedzy *a priori* i cech SDWP istotnych dla dalszych rozważań zawartych w rozprawie oraz wprowadzeniem do estymacji przedziałowej jakości wody pitnej w SDWP.

Szereg rozważań przedstawionych w rozdziale 4 zawarto w publikacjach:

Łangowski R., Brdys M.A. (2007). Monitoring of Chlorine Concentration in Drinking Water Distribution Systems Using an Interval Estimator. *International Journal of Applied Mathematics and Computer Science*, vol. 17, No. 2, pp. 199-216.

Brdys M.A., Łangowski R. (2008). Interval Estimator for Chlorine Monitoring in Drinking Water Distribution Systems under Uncertain System Dynamics, Inputs and State Measurement Errors. *11th IFAC/IFORS/IMACS/IFIP Symposium on Large Scale Systems: Theory and Applications*, IFAC Publisher Oxford ISBN 978-3-902661-25-8, vol. 11, part 1.

Rozdział 5:

W rozdziale tym zaprezentowano podstawy teoretyczne obserwatora przedziałowego stanowiącego bazę opracowanego i przedstawionego w rozdziale 6 obserwatora przedziałowego jakości wody w SDWP.

Rozdział 6:

Rozdział ten zawiera opracowanie przedziałowego estymatora jakości wody w SDWP. W pierwszej części rozdziału zawarto szczegółowe rozważania prowadzące do opracowania struktur obserwatora przedziałowego (a w konsekwencji estymatora przedziałowego) jakości wody w SDWP. Dla zaprezentowanych struktur wyprowadzono matematyczne dowody

krzepkości i stabilności generowanych przez nie trajektorii dolnych i górnych estymat. Estymator ten jest oryginalnym wkładem autorskim i stanowi bazę dalszych badań zawartych w niniejszej rozprawie. W dalszej części rozdziału przedstawiono sposób implementacji opracowanych struktur w środowisku MATLAB wraz z opisem ich działania. Następnie zaprezentowano uzyskane, obszernie wyniki estymacji dla przykładowych SDWP, pokazujące istotne cechy estymatora w zależności od panujących warunków w systemie. Rozdział zakończono charakterystyką efektywności obliczeniowej opracowanego obserwatora (estymatora) przedziałowego jakości wody w SDWP.

Szereg rozważań oraz wyników przedstawionych w rozdziale 6 zawarto w publikacjach:

Łangowski R., Brdys M.A. (2006). Interval Asymptotic Estimator for Chlorine Monitoring in Drinking Water Distribution Systems. *1st IFAC Workshop on Applications of Large Scale Industrial Systems*. August 30 - 31 2006, Helsinki - Stockholm.

Łangowski R., Brdys M.A. (2007). Monitoring of Chlorine Concentration in Drinking Water Distribution Systems Using an Interval Estimator. *International Journal of Applied Mathematics and Computer Science*, vol. 17, No. 2, pp. 199-216.

Brdys M.A., Łangowski R. (2008). Interval Estimator for Chlorine Monitoring in Drinking Water Distribution Systems under Uncertain System Dynamics, Inputs and State Measurement Errors. *11th IFAC/IFORS/IMACS/IFIP Symposium on Large Scale Systems: Theory and Applications*, IFAC Publisher Oxford ISBN 978-3-902661-25-8, vol. 11, part 1.

Rozdział 7:

W rozdziale tym przedstawiono zagadnienie alokacji punktów monitorowania jakości wody w SDWP. Część pierwsza rozdziału poświęcona została zaprezentowaniu wybranych pozycji literaturowych rozważających problem alokacji oraz wskazaniu kierunku badań zawartych w niniejszej rozprawie dotyczącego tej kwestii. Dalsza, zasadnicza część rozdziału zawiera opracowanie autorskiego podejścia do zagadnienia alokacji punktów monitorowania jakości wody w SDWP. W wyniku rozważań w niej zawartych sformułowane zostają trzy algorytmy alokacji wykorzystujące wcześniej opracowane w rozprawie: model jakości i estymator przedziałowy. Następnie opracowane algorytmy zostały zaimplementowane w środowisku MATLAB a solverem wykorzystanym w nich do rozwiązania zadania alokacji jest wielokryterialny algorytm genetyczny NSGA-II. Działanie to pociągało za sobą konieczność przeformułowania zdefiniowanych zadań optymalizacji na potrzeby algorytmu NSGA-II, co zostało opisane w kolejnej części rozdziału. Rozdział zakończono przedstawieniem sposobu

implementacji opracowanych algorytmów alokacji punktów monitorowania jakości wody w SDWP wraz z opisem ich działania.

Szereg rozważań oraz wyników przedstawionych w rozdziale 7 zawarto w publikacjach:

Łangowski R., Brdys M.A. (2010). Optimised Allocation of Hard Quality Sensors for Robust Monitoring of Quality in Drinking Water Distribution Systems. *Proc. of the 12th IFAC Symposium on Large Scale Systems: Theory and Applications*, July 11-14, Villeneuve d'Ascq, France.

Łangowski R., Brdys M.A., Ruiyun Qi (2012). Optimised Robust Placement of Hard Quality Sensors for Robust Monitoring of Quality in Drinking Water Distribution Systems. *Proc. of the 10th World Congress on Intelligent Control and Automation*, July 6-8, Beijing, China.

Rozdział 8:

Rozdział ten w całości poświęcony został wielopłaszczyznowej analizie uzyskanych wyników symulacyjnych. Składa się on z dwóch głównych części stanowiących opis aplikacji rzeczywistego SDWP miasta Chojnice oraz prezentację i dyskusję otrzymanych wyników. Druga część rozdziału jest wdrożeniem opracowanej w niniejszej rozprawie metodologii alokacji punktów monitorowania jakości wody w SDWP.

Część rozważań oraz wyników przedstawionych w rozdziale 8 zawarto w publikacjach:

Brdys M.A., Łangowski R. (2008). Monitorowanie stężenia chloru w SDWP - estymator przedziałowy. *Wodociągi - Kanalizacja*, Nr 7/8(53/54), s. 24-27.

Łangowski R., Brdys M.A. (2010). Optimised Allocation of Hard Quality Sensors for Robust Monitoring of Quality in Drinking Water Distribution Systems. *Proc. of the 12th IFAC Symposium on Large Scale Systems: Theory and Applications*, July 11-14, Villeneuve d'Ascq, France.

Łangowski R., Brdys M.A., Ruiyun Qi (2012). Optimised Robust Placement of Hard Quality Sensors for Robust Monitoring of Quality in Drinking Water Distribution Systems. *Proc. of the 10th World Congress on Intelligent Control and Automation*, July 6-8, Beijing, China.

Rozdział 9:

Rozdział ten zawiera podsumowanie rozprawy oraz wskazanie możliwych kierunków przyszłych badań.

Załącznik 1:

Załącznik ten zawiera rozważania związane z doбором minimalnego kroku jakości $T_{Q,min}$ oraz maksymalnej liczby segmentów $N_{l,max}$.

Załącznik 2:

W załączniku tym przedstawiono główne własności systemu z kooperatywną dynamiką, istotne z punktu widzenia rozważań prowadzonych w rozprawie.

Załącznik 3:

Załącznik ten poświęcony został podstawowej charakterystyce wielokryterialnego algorytmu genetycznego NSGA-II.

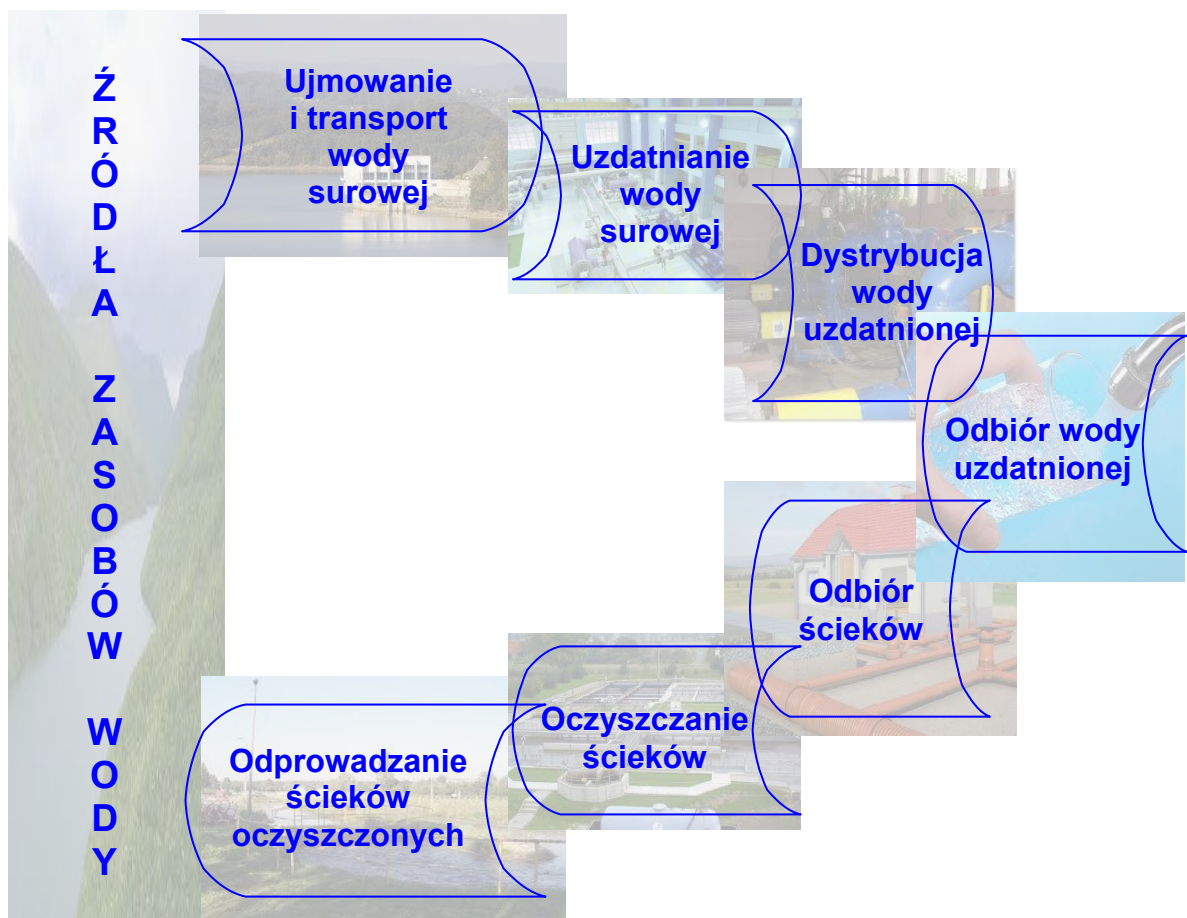
Załącznik 4:

W załączniku tym zawarto szczegółowe dane modelu symulacyjnego rzeczywistego SDWP miasta Chojnice stanowiącego główną aplikację wykorzystywaną w niniejszej rozprawie.

Rozdział 2 Systemy wodociągowe

2.1 Wprowadzenie

System wodno-gospodarczy obejmujący swoim zakresem tzw. systemy środowiskowe jest niezbędny dla komfortowego funkcjonowania dzisiejszego społeczeństwa. Za dwa główne elementy tego systemu uznaje się zwykle (Mikulski 1998) system zaopatrzenia w wodę pitną (SZwWP) oraz system usuwania ścieków. Oba systemy tworzą ogniwa cyklu użytkowania wody (Brdys i Ulanicki 1994) wchodzącego w skład cyklu hydrologicznego (Chin 2000), a powiązania pomiędzy nimi następują poprzez źródła zasobów wody. Powyższe zostało zilustrowane na rysunku 2.1.



Rysunek 2.1 Cykl użytkowania wody

Zgodnie z przedstawioną w rozdziale 1 tematyką niniejszej rozprawy - system usuwania ścieków nie jest w niej prezentowany. Rozpoczynając rozważania dotyczące SZwWP, w pierwszej kolejności wypada zastanowić się nad jego definicją. Okazuje się, iż w literaturze można znaleźć szereg definicji posiadających pewną część wspólną. Mianowicie stwierdzających, że SZwWP stanowi zbiór źródeł wody, różnego rodzaju elementów i urządzeń oraz połączeń pomiędzy nimi, który zaopatruje odbiorców w wodę pitną. Wobec tego nasuwają się dwa następujące spostrzeżenia:

- ✚ nazewnictwo „system zaopatrzenia w wodę pitną” jest tożsame określeniu system wodociągowy, oraz
- ✚ podstawowe zadanie SZwWP ma większe znaczenie praktyczne od jego definicji.

Tym zadaniem jest dostarczenie do wszystkich odbiorców żądanej ilości wody o odpowiedniej jakości w wymaganym przez nich czasie (Brdys i Ulanicki 1994). Co więcej dodać należy, iż sprostanie temu zadaniu powinno być jak najbardziej efektywne pod względem ekonomicznym. Ponadto, koniecznym jest uwzględnienie szeregu wymagań nakładanych na system wodociągowy takich jak np. bezpieczeństwo systemu czy dostępność wody o odpowiednim ciśnieniu w pewnych punktach sieci wodociągowej oraz spełnienie ograniczeń hydrauliki i jakości wody (Brdys i Ulanicki 1994). W SZwWP wyróżnia się zwykle systemy (lub podsystemy) funkcjonalne. Jedną z najbardziej typowych reprezentacji SZwWP jest wyróżnienie w nim systemu zasilania (SZ) oraz systemu dystrybucji wody pitnej (SDWP) (Brdys i Ulanicki 1994). Adekwatny do dalszej części rozprawy opis obu systemów przedstawiony został odpowiednio w podrozdziałach 2.2 i 2.3. Natomiast w tym miejscu warto określić granicę oddzielającą SZ od SDWP. Naturalnie, o ile granice systemu wodociągowego wyznaczają z jednej strony ujęcia (źródła) wody a z drugiej jej odbiorcy, o tyle granica oddzielająca SZ od SDWP ma charakter raczej umowny. Ponadto istotnym jest fakt, iż pomiędzy systemami występują interakcje. Innymi słowy, SZwWP mogą być rozważane jako połączenie dwóch wymienionych, oddziałujących między sobą systemów lub alternatywnie jako dwa wyodrębnione systemy tworzone przez każdą z tych funkcjonalnych części - w celu oddzielenia jednego systemu od drugiego, wzajemne oddziaływania zastępowane są przez warunki graniczne (Duzinkiewicz 2005). W rozprawie stosowane jest drugie z podejść, a jako granicę pomiędzy SZ a SDWP przyjmuje się typowo, miejsce wyprowadzenia z SZ i wprowadzenia do SDWP wody uzdatnionej. Wobec tego, używanie pojęcia źródło wody w odniesieniu do SDWP rozumiane jest w dalszej części rozprawy jako miejsce wprowadzania do niego wody pitnej (źródło wody uzdatnionej). W celu zwiększenia przejrzystości powyższego na rysunku 2.2 zilustrowano SZwWP z wyróżnieniem w nim SZ i SDWP.



Rysunek 2.2 System zaopatrzenia w wodę pitną (SZwWP) z wyróżnieniem SZ i SDWP

Mając już pewien obraz SZwWP oraz znając jego główne zadanie można pokusić się o stwierdzenie, iż sprostanie temu zadaniu nie jest łatwe. Od szeregu lat prowadzone są badania dotyczące pełnej gamy zagadnień mających znaczenie zarówno dla bezpiecznego jak i efektywnego zaopatrywania odbiorców w wodę pitną. Jak już wspomniano w podrozdziale 1.1, w niniejszej rozprawie rozważane jest jedno z takich zagadnień, a mianowicie monitorowanie jakości wody pitnej. Zatem, niniejszy rozdział ma na celu przedstawienie wszystkich zagadnień związanych z systemami wodociągowymi, które mają wpływ na monitorowanie jakości wody pitnej w stopniu niezbędnym dla jasności i przejrzystości rozprawy.

2.2 System zasilania (SZ)

W systemie zasilania stanowiącym, zgodnie z przyjętym w podrozdziale 2.1 podziałem, jedną z dwóch głównych części SZwWP realizowane są następujące podstawowe procesy (Brdys i Ulanicki 1994):

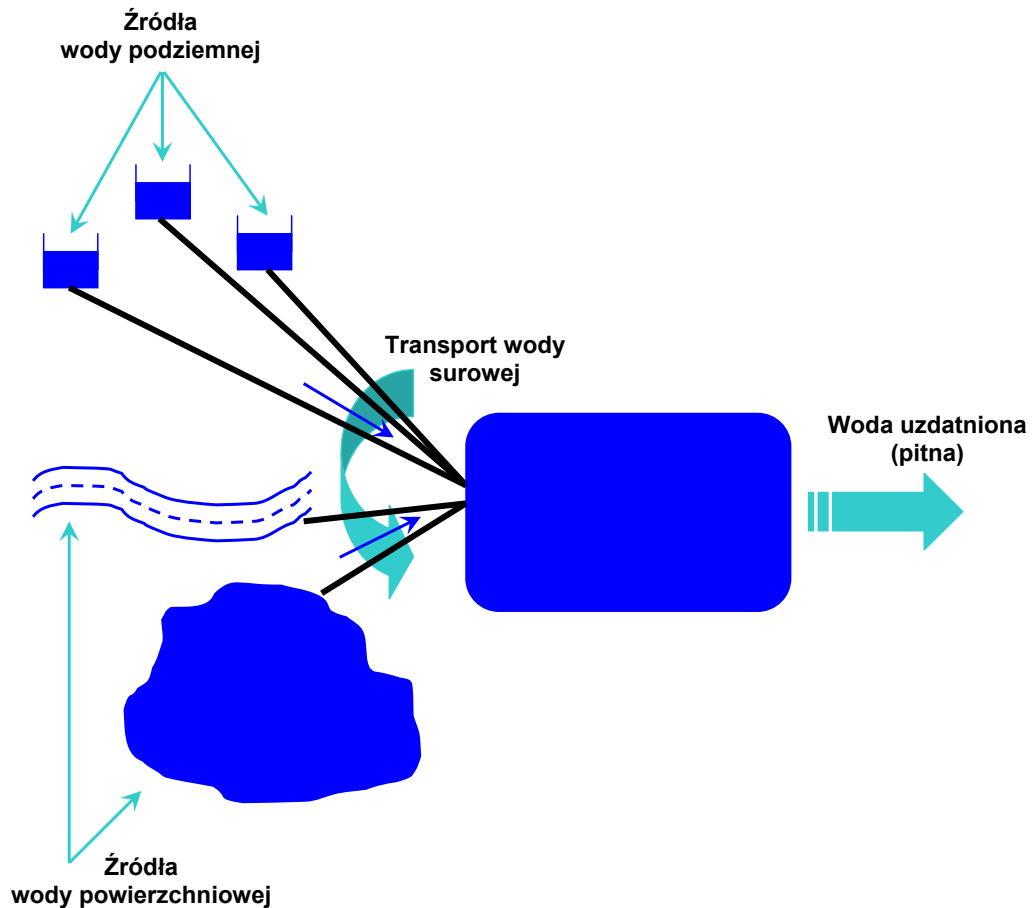
- ✚ ujmowanie wody surowej z powierzchniowych i/lub podziemnych źródeł wody,

- ✚ transport wody surowej poprzez sieć rurociągów, a w niektórych systemach dodatkowo za pośrednictwem zbiorników magazynujących, do stacji uzdatniania wody,
- ✚ uzdatnianie wody surowej w stacjach uzdatniania,
- ✚ dostarczanie wody uzdatnionej (pitnej) rurociągami o znacznych średnicach do systemu dystrybucji.

W tym miejscu warto zwrócić uwagę na dwa aspekty. Mianowicie ostatnia z czynności może się odbywać „bez udziału” rurociągów, tzn. granica pomiędzy systemem zasilania a systemem dystrybucji wody pitnej znajduje się na wyjściu ze stacji uzdatniania wody. Innymi słowy, dostarczenie wody do SDWP następuje bezpośrednio ze stacji uzdatniania. Taka sytuacja rozważana jest w niniejszej rozprawie. Ponadto, z uwagi na znaczny poziom złożoności procesów ujmowania, transportu i uzdatniania wody surowej, SZ niejednokrotnie dzieli się na dwa następujące podsystemy (Duzinkiewicz 2005):

- i. podsystem ujmowania i transportu wody surowej - podstawowymi czynnościami realizowanymi w tym podsystemie są: ujmowanie wody w sposób zapewniający zaspokojenie prognozowanego jej zapotrzebowania u odbiorców oraz jej transport w odpowiednim czasie i w odpowiedniej ilości do stacji uzdatniania; do realizacji powyższego, w podsystemie mogą być wykorzystywane zbiorniki magazynujące,
- ii. podsystem uzdatniania - następuje w nim uzdatnianie dostarczonej ilości wody surowej do standardów wody pitnej; w podsystemie tym nie ma praktycznie możliwości magazynowania wody.

Zgodnie z powyższym opisem, jak łatwo można zauważyć, elementami charakterystycznymi dla SZ są: ujęcia wody (źródła wody surowej) oraz stacje jej uzdatniania. Charakterystyce tych elementów poświęcone zostały poniższe dwa podrozdziały, odpowiednio 2.2.1 i 2.2.2. Na zakończenie niniejszego podrozdziału schematycznie zilustrowano na rysunku 2.3 system zasilania z zaznaczeniem najważniejszych jego komponentów.



Rysunek 2.3 System zasilania (SZ)

2.2.1 Źródła wody surowej

Woda wprowadzana do SZwWP, służąca do zaspokajania potrzeb jej odbiorców, ujmowana jest z dwóch rodzajów jej naturalnych zasobów, którymi są (Mikulski 1998):

- + Źródła wody powierzchniowej - wody powierzchniowe to przede wszystkim: rzeki, strumienie, jeziora oraz sztuczne zbiorniki budowane przeważnie dla celów energetycznych, przeciwpowodziowych, a w niektórych przypadkach specjalnie dla celów zaopatrzenia w wodę. Podstawową wielkością charakteryzującą ujęcie powierzchniowe jest jego wydajność, stanowiąca ilość wody jaką można pobrać w określonej jednostce czasu, w danych warunkach technicznych i hydrologicznych. Ustalenie tej wielkości w przypadku tego rodzaju źródła jest zadaniem stosunkowo prostym (Gabryszewski 1973). Rozróżnia się maksymalną i eksploatacyjną wydajność źródła, przy czym podstawowe znaczenie ma druga z nich. Warto zauważyć, iż eksploatacyjna wydajność źródła wody powierzchniowej może podlegać zmienności uzależnionej od warunków atmosferycznych.

- ✚ Źródła wody podziemnej - wody podziemne to przede wszystkim warstwy wodonośne. Ujmowanie tych wód odbywa się głównie poprzez studnie gruntowe. Podstawową wielkością charakteryzującą ujęcie podziemne jest, podobnie jak w przypadku ujęcia powierzchniowego, jego wydajność, stanowiąca ilość wody podziemnej jaką można pobrać w określonej jednostce czasu, w istniejących warunkach technicznych i hydrologicznych. Wielkość ta jest uzależniona od szeregu składowych o charakterze hydrogeologicznym, których ustalenie jest zadaniem złożonym (Gabryszewski 1973). Podobnie jak w przypadku ujęcia powierzchniowego można mówić o maksymalnej i eksploatacyjnej wydajności źródła, przy czym w przeciwieństwie do ujęcia powierzchniowego, obie te wielkości nie podlegają zasadniczym zmianom nawet w długich horyzontach czasu.

2.2.2 Stacje uzdatniania wody

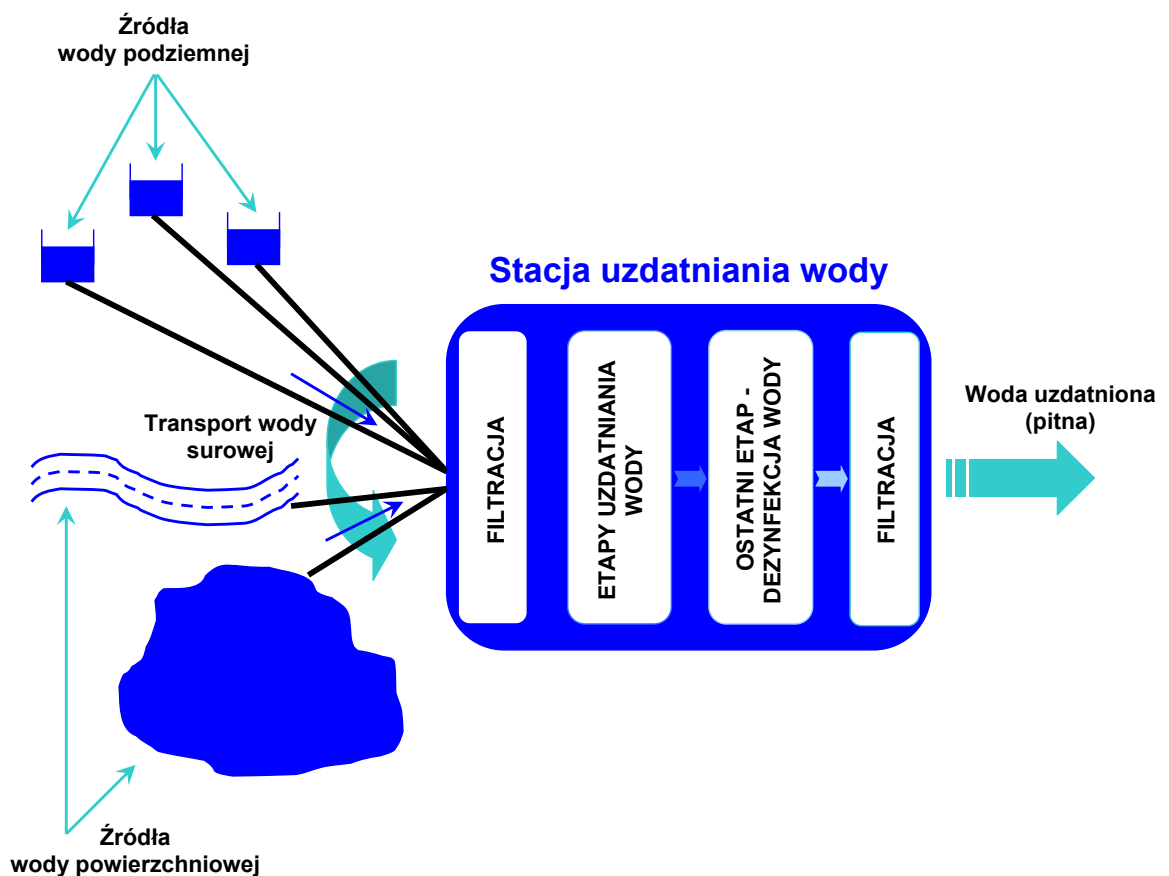
Woda, ujmowana ze scharakteryzowanych w podrozdziale 2.2.1 źródeł jest transportowana do stacji uzdatniania. Głównym procesem realizowanym w stacji jest kształtowanie jakości wody docierającej do jej odbiorców. Innymi słowy, w stacji następuje proces uzdatniania wody, w następstwie którego ujęta woda surowa, po przejściu przez poszczególne stadia uzdatniania, powinna posiadać wartości wskaźników jakości pozwalające stosować ją do celów konsumpcyjnych (Duzinkiewicz 2005). Jakości wody oraz jej wskaźnikom i ich normom poświęcony został podrozdział 2.6.2. W tym miejscu warto podkreślić następujące dwa aspekty wynikające z powyższego:

- ✚ stacje uzdatniania stanowią same w sobie stosunkowo skomplikowane systemy,
- ✚ stacje uzdatniania stają się źródłami wody uzdatnionej w ilości i o jakości zapewniających spełnienie podstawowego zadania SZwWP, czyli dostarczenie do odbiorcy w wymaganej przez niego chwili wody w odpowiedniej ilości i o odpowiedniej jakości.

Wobec powyższego (szczególnie drugiego aspektu) można zauważyć, iż woda opuszczająca stację uzdatniania stanowi naturalne wyjście z SZ i wejście do SDWP. Innymi słowy, stanowi typową granicę pomiędzy SZ i SDWP. I takie podejście zostało przyjęte w niniejszej rozprawie, co zostało zasygnalizowane w podrozdziale 2.1. Ponadto warto zauważyć, iż wartości wskaźników jakości wody pozwalające na uznanie jej za uzdatnioną (zdatną do picia) są ściśle zdefiniowane. Normy te (jak i same wskaźniki) określa Minister Zdrowia w drodze rozporządzenia ogłaszanego w Dzienniku Ustaw (patrz podrozdział 2.6.2). Zatem,

można powiedzieć, że stacja uzdatniania (czy też źródło wody uzdatnionej) pracuje w sposób dość specyficzny - wymaga zachowania na wyjściu z niej odpowiednich wartości określonych parametrów. Wobec tego, bez utraty ogólności, w dalszej części rozprawy przyjmuje się, iż jakość wody definiowana w rozprawie jednym ze wskaźników (patrz podrozdział 2.6.2.2) jest stała na rozważanym horyzoncie czasu. Innymi słowy, zakłada się stałą wartość uwzględnianego wskaźnika jakości wody.

Warto jeszcze wrócić do pierwszego aspektu. Mianowicie przebiegający w stacji proces uzdatniania wody może być zarówno dość złożony jak i odmienny. Wynika to przede wszystkim z dwóch przesłanek (Nawrocki i Biłozor 2000): po pierwsze z wymagań odnoszących się do jakości wody uzdatnionej i po drugie, z jakości dostarczanej wody surowej (składu domieszek i zanieczyszczeń wody docierającej do stacji). Jednakże cechą wspólną praktycznie każdego procesu uzdatniania wody jest występowanie w ostatnim jego etapie dezynfekcji wody (patrz podrozdział 2.6.2.1). Przykładowy przebieg procesu uzdatniania można znaleźć np. w (Brdys i Ulanicki 1994). Natomiast na rysunku 2.4 przedstawiono ogólny przebieg procesu uzdatniania wody w stacji, nałożony na SZ zaprezentowany na rysunku 2.3.

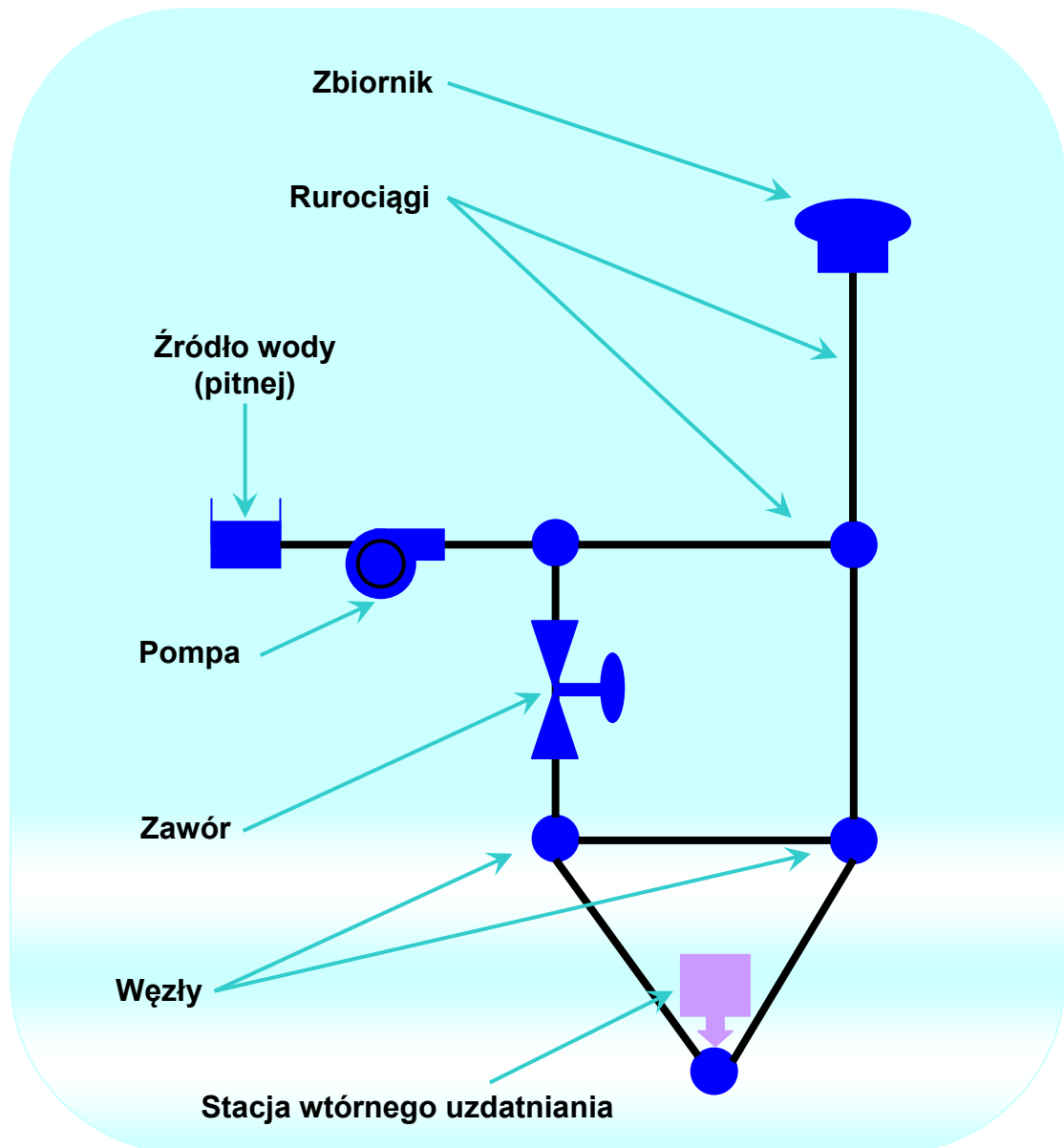


Rysunek 2.4 Ogólny przebieg procesu uzdatniania wody

2.3 System dystrybucji wody pitnej (SDWP)

W systemie dystrybucji wody pitnej stanowiącym, obok opisanego w podrozdziale 2.2 SZ, drugą główną część SZwWP (patrz podrozdział 2.1) realizowany jest proces dystrybucji wody uzdatnionej (pitnej) (Brdys i Ulanicki 1994). Innymi słowy, w SDWP następuje odbiór wody pojawiającej się na wyjściu stacji uzdatniania (ewentualnie na wyjściu rurociągów dostarczających wodę ze stacji do SDWP - patrz podrozdział 2.2), a następnie jej dystrybucja w czasie i w ilości zapewniających zaspokojenie zapotrzebowania odbiorców. Z powyższego opisu wprost wynika, iż proces realizowany w SDWP jest praktycznie tożsamy z podstawowym zadaniem SZwWP (patrz podrozdział 2.1). Wobec tego, w dalszej części rozprawy przyjmuje się, iż wspomniane zadanie SZwWP przenosi się bezpośrednio na główne zadanie SDWP. Ponadto, co zostało już wspomniane w rozdziale 1, SDWP stanowi podstawowy obiekt rozpatrywany w niniejszej rozprawie. W celu dopełnienia zaprezentowanych dotychczas w niniejszym rozdziale informacji, warto jeszcze wspomnieć, iż SDWP klasyfikuje się według wielu różnych kryteriów takich jak np.: zasięg terytorialny, sposób wykorzystania wody czy struktura hydrauliczna. Szczegóły w tym zakresie można znaleźć w wielu pozycjach literaturowych, między innymi w (Duzinkiewicz 2005).

Proces dystrybucji wody pitnej, czy też uszczegóławiając - sprostanie głównemu zadaniu SDWP odbywa się z wykorzystaniem szeregu elementów pełniących różne funkcje zarówno z punktu widzenia ilości jak i jakości wody w SDWP. Adekwatnemu do zawartości rozprawy opisowi tych elementów poświęcone zostały kolejne podrozdziały. Ponadto, w celu zwiększenia przejrzystości opisu, na rysunku 2.5 przedstawiono schematycznie SDWP z zaznaczeniem tych elementów.



Rysunek 2.5 System dystrybucji wody pitnej (SDWP)

Naturalnie SDWP przedstawiony na rysunku 2.5 nie oddaje jego skali. Innymi słowy, nawet stosunkowo niewielkie, typowe SDWP zawierają dziesiątki czy setki np. rurociągów czy węzłów, a dla SDWP obsługujących wielkie aglomeracje miejskie elementy te można liczyć w tysiącach. Zatem, na zakończenie niniejszego podrozdziału warto podkreślić następujące cechy SDWP wyłaniające się z zaprezentowanego do tej pory opisu (Brdys i Ulanicki 1994):

- ✚ skomplikowana struktura sieci rurociągów z setkami połączeń i wieloma pętlami,
- ✚ występowanie w obrębie systemu stref ciśnieniowych zawierających zbiorniki dla utrzymania dostaw i podtrzymania ciśnienia,
- ✚ istotny wpływ poziomu wody w zbiorniku na przepływy i ciśnienia w systemie.

2.3.1 Źródła wody pitnej (uzdatnionej)

Jak już wspomniano w niniejszym rozdziale, źródła wody rozważane w odniesieniu do SDWP są źródłami wody pitnej (uzdatnionej). Źródła te stanowią wejście do SDWP. Jak łatwo można zauważyć, w sposób naturalny, źródła wpływają na oba aspekty rozważane w odniesieniu do SDWP. Innymi słowy, mają one wpływ zarówno na hydraulikę (ilość) jak również jakość wody w SDWP. Typowy sposób modelowania hydrauliki w źródłach w SDWP został przedstawiony, adekwatnie do zawartości niniejszej rozprawy, w podrozdziale 2.4.1. Natomiast sposób modelowania jakości wody został przedstawiony w podrozdziale 3.2.1. Ponadto, w podrozdziale 2.8 zaprezentowano techniczną kwestię modelu źródła w SDWP wykorzystywanego w niniejszej rozprawie, czyli element symulatora, za pomocą którego modelowane są źródła przy spełnieniu wymagań w zakresie hydrauliki i jakości, o których mowa odpowiednio w podrozdziałach 2.4.1 i 3.2.1. Charakteryzując źródła wody pitnej należy jeszcze wspomnieć o typowych wielkościach podlegających w nich pomiarom. Tymi wielkościami są: z punktu widzenia hydrauliki (na wyjściu ze stacji uzdatniania) - natężenie przepływu wody oraz ciśnienie, z punktu widzenia jakości wody - wskaźniki jakościowe. Zagadnieniu pomiarów poszczególnych wielkości, w odniesieniu do całego SDWP, poświęcono odpowiednie fragmenty podrozdziałów 2.6.1 i 2.6.2.

2.3.2 Węzły

Ogólnie węzeł można zdefiniować jako miejsce w SDWP, w którym następuje połączenie rurociągów (Brdys i Ulanicki 1994). Prowadząc dalsze rozważania, z punktu widzenia hydrauliki w SDWP wśród węzłów można wyróżnić (Duzinkiewicz 2005):

- ✚ zwykły węzeł połączeniowy - nie odbywa się w nim pobór wody, nie jest podłączona do niego dostawa wody oraz nie jest on przyłączony do zbiornika,
- ✚ węzeł połączeniowy z dostarczaniem wody - podłączona jest do niego dostawa wody,
- ✚ węzeł połączeniowy z poborem wody - odbywa się w nim pobór wody,
- ✚ węzeł połączeniowy przyłączony do zbiornika - jest on przyłączony do zbiornika.

Natomiast z punktu widzenia jakości wody w SDWP węzły można podzielić na (Duzinkiewicz 2005):

- ✚ węzły, w których nie jest dozowana domieszka,
- ✚ węzły, w których domieszka jest dozowana.

Wobec powyższego, w sposób naturalny, węzły wpływają na oba aspekty rozważane w odniesieniu do SDWP. Innymi słowy, mają one wpływ zarówno na hydraulikę (ilość) jak również jakość wody w SDWP. Typowy sposób modelowania hydrauliki w węźle w SDWP został przedstawiony, adekwatnie do zawartości niniejszej rozprawy, w podrozdziale 2.4.2. Natomiast sposób modelowania jakości wody został przedstawiony w podrozdziale 3.2.1. Ponadto, w podrozdziale 2.8 zaprezentowano techniczną kwestię modelu węzła w SDWP wykorzystywanego w niniejszej rozprawie, czyli element symulatora, za pomocą którego modelowane są węzły przy spełnieniu wymagań w zakresie hydrauliki i jakości, o których mowa odpowiednio w podrozdziałach 2.4.2 i 3.2.1. Charakteryzując węzły należy jeszcze wspomnieć o typowych wielkościach podlegających w nich pomiarom. Tymi wielkościami są: z punktu widzenia hydrauliki - ciśnienie, z punktu widzenia jakości wody - wskaźniki jakościowe.

2.3.3 Rurociągi

Rurociąg jest elementem połączeniowym transportującym wodę pomiędzy poszczególnymi elementami SDWP. Transport wody w rurociągu może mieć charakter grawitacyjny lub ciśnieniowy (Brdys i Ulanicki 1994). W przypadku transportu grawitacyjnego rurociągi mogą być bezciśnieniowe (transport na całej długości rurociągu z otwartym lustrem wody) lub ciśnieniowe (transport pełnym przekrojem rurociągu). W przypadku transportu wywoływanego za pomocą pomp używane są rurociągi ciśnieniowe (Duzinkiewicz 2005). W niniejszej rozprawie autor rozważa SDWP, w których do połączeń pomiędzy ich elementami wykorzystywane są rurociągi ciśnieniowe. Jak łatwo można zauważyć, w sposób naturalny, rurociągi wpływają na oba aspekty rozważane w odniesieniu do SDWP. Innymi słowy, mają one wpływ zarówno na hydraulikę (ilość) jak również jakość wody w SDWP. Typowy sposób modelowania hydrauliki w rurociągu w SDWP został przedstawiony, adekwatnie do zawartości niniejszej rozprawy, w podrozdziale 2.4.3. Natomiast sposób modelowania jakości wody został przedstawiony w podrozdziale 3.2.2. Ponadto, w podrozdziale 2.8 zaprezentowano techniczną kwestię modelu rurociągu w SDWP wykorzystywanego w niniejszej rozprawie, czyli element symulatora, za pomocą którego modelowane są rurociągi przy spełnieniu wymagań w zakresie hydrauliki i jakości, o których mowa odpowiednio w podrozdziałach 2.4.3 i 3.2.2. Charakteryzując rurociągi należy jeszcze wspomnieć o typowych wielkościach podlegających w nich pomiarom. Tymi wielkościami

są: z punktu widzenia hydrauliki - natężenie przepływu wody, z punktu widzenia jakości wody - typowo, brak tego typu pomiarów.

2.3.4 Zbiorniki

Analizując główne zadanie SDWP (patrz podrozdział 2.3) łatwo można zauważyć, iż zapotrzebowanie na wodę w systemie nie jest równomierne. W związku z tym, typowo w SDWP występują zbiorniki, które pozwalają na magazynowanie wody w okresach jej nadmiaru, a następnie na uzupełnienie ilości wody ujmowanej z jej źródeł. Zbiorniki w SDWP spełniają różne zadania, z których najważniejszymi są (Brdys i Ulanicki 1994; Duzinkiewicz 2005):

- ✚ Wyrównywanie dyspozycyjnych zasobów wody w SDWP - zadanie to polega na magazynowaniu wody, w okresach kiedy jej pobór jest mniejszy niż produkcja i jej oddawaniu, gdy pobór przewyższa produkcję. Warunkiem efektywnej realizacji tego zadania jest odpowiednia pojemności zbiornika. Warto jeszcze zauważyć, iż gromadzenie wody może się również przekładać na obniżenie kosztu pompowania.
- ✚ Wyrównywanie ciśnień w SDWP - wypełnienie tego zadania zapewnia uzyskanie pożądanego profilu ciśnień, a jest ono możliwe jeżeli zbiornik jest położony odpowiednio wysoko w stosunku do obszaru dystrybucji wody.
- ✚ Zapewnienie odpowiedniego zasobu wody na wypadek akcji przeciwpożarowych - w SDWP nie przewiduje się gromadzenia wody na przypadek awarii. Jedynym odstępstwem od powyższego, czyli przypadkiem magazynowania wody na wypadek sytuacji nadzwyczajnej, jest zapas wody gaśniczej. Zapas ten powinien zapewnić dostawę wody w ilości odpowiedniej dla określonej akcji przeciwpożarowej.

Występujące w SDWP zbiorniki mogą być klasyfikowane według szeregu kryteriów. Stosownie do zawartości niniejszej rozprawy poniżej przytoczono jedną z klasyfikacji, ze względu na położenie zbiornika w stosunku do terenu ujęcia i obszaru dystrybucji (Duzinkiewicz 2005):

- ✚ zbiorniki początkowe - są to zbiorniki usytuowane między źródłem wody a obszarem jej dystrybucji; są one budowane jako przepływowe, przez które transportowana jest cała ilość wody dostarczanej z ujęcia lub boczne, w których gromadzona jest część wody dostarczanej z ujęcia,
- ✚ zbiorniki końcowe - są to zbiorniki położone po przeciwnej stronie obszaru dystrybucji niż ujęcia wody,

- ✚ zbiorniki centralne - są to zbiorniki położone wewnątrz obszaru dystrybucji i możliwie blisko strefy największego poboru wody.

Zbiorniki początkowe boczne, końcowe i centralne są zbiornikami nieprzepływowymi tzn. fizyczne połączenie z SDWP odbywa się tylko jednym rurociągiem. Natomiast zbiorniki początkowe przepływowe połączone są z SDWP dwoma rurociągami.

Jak łatwo można zauważyć, w sposób naturalny, zbiorniki wpływają na oba aspekty rozważane w odniesieniu do SDWP. Innymi słowy, mają one wpływ zarówno na hydraulikę (ilość) jak również jakość wody w SDWP. Typowy sposób modelowania hydrauliki w zbiorniku w SDWP został przedstawiony, adekwatnie do zawartości niniejszej rozprawy, w podrozdziale 2.4.4. Natomiast sposób modelowania jakości wody został przedstawiony w podrozdziale 3.2.3. Ponadto, w podrozdziale 2.8 zaprezentowano techniczną kwestię modelu zbiornika w SDWP wykorzystywanego w niniejszej rozprawie, czyli element symulatora, za pomocą którego modelowane są zbiorniki przy spełnieniu wymagań w zakresie hydrauliki i jakości, o których mowa odpowiednio w podrozdziałach 2.4.4 i 3.2.3. Charakteryzując zbiorniki należy jeszcze wspomnieć o typowych wielkościach podlegających w nich pomiarom. Tymi wielkościami są: z punktu widzenia hydrauliki - poziom lustra wody, z punktu widzenia jakości wody - wskaźniki jakościowe.

2.3.5 Pompy

Pompy są aktywnymi elementami SDWP służącymi do przenoszenia wody z poziomu niższego na poziom wyższy lub przetłaczania wody z obszaru o ciśnieniu niższym do obszaru o ciśnieniu wyższym, przy czym praca związana z przenoszeniem lub przetłaczaniem wody wykonywana jest kosztem energii doprowadzanej z zewnątrz. Energia zewnętrzna jest najczęściej energią elektryczną dostarczaną przez zewnętrzny silnik elektryczny. Energia ta zamieniana jest na mechaniczną energię wody, a sama transformacja opisywana jest przez współczynnik sprawności pompy. Zatem, działanie pompy polega na wytworzeniu różnicy ciśnień pomiędzy jej stroną ssawną i stroną tłoczną. Typowo daną pompę określają trzy następujące charakterystyki (Brdys i Ulanicki 1994; Duzinkiewicz 2005):

- ✚ charakterystyka przepływu - podająca zależność użytecznej wysokości podnoszenia od natężenia przepływu wody, dla określonej prędkości obrotowej pompy,
- ✚ charakterystyka mocy - podająca zależność mocy na wale pompy od natężenia przepływu wody,

- ✚ charakterystyka sprawności - podająca zależność współczynnika sprawności pompy od natężenia przepływu wody.

Typowo, w SDWP wykorzystywane są dwa podstawowe rodzaje pomp (Brdys i Ulanicki 1994; Duzinkiewicz 2005):

- ✚ pompy stałoprędkościowe - ich prędkość obrotowa pozostaje stała, niezależnie od czynników zewnętrznych, oraz
- ✚ pompy zmiennoprędkościowe - ich prędkość obrotowa może być zmieniana w zależności od warunków panujących w systemie.

Najczęściej pompy są skonfigurowane w stacjach pomp, co pozwala na osiągnięcie pożądaných warunków pracy i niezawodności. Jeżeli w stacji pomp zainstalowane są jedynie pompy stałoprędkościowe wówczas dostępny, do wykorzystania na potrzeby SDWP, jest tylko jeden parametr w postaci konfiguracji pomp. Natomiast jeśli w stacji pomp pojawiają się pompy zmiennoprędkościowe do dyspozycji, oprócz konfiguracji pomp, pojawia się drugi parametr, a mianowicie prędkość.

Jak łatwo można zauważyć, w sposób naturalny, pompy wpływają tylko na jeden z aspektów rozważanych w odniesieniu do SDWP. Uszczegóławiając, mają one wpływ na hydraulikę (ilość) w SDWP. W odniesieniu do jakości wody - nie uległa ona zmianie „po przejściu” przez pompę (jest taka sama po stronie ssawnej jak i tłocznej pompy). Typowy sposób modelowania hydrauliki pompy w SDWP został przedstawiony, adekwatnie do zawartości niniejszej rozprawy, w podrozdziale 2.4.5. Ponadto, w podrozdziale 2.8 zaprezentowano techniczną kwestię modelu pompy w SDWP wykorzystywanego w niniejszej rozprawie, czyli element symulatora, za pomocą którego modelowane są pompy przy spełnieniu wymagań w zakresie hydrauliki, o których mowa w podrozdziale 2.4.5. Charakteryzując pompy należy jeszcze wspomnieć, iż ich praca bazuje przede wszystkim na pomiarach ciśnień w węzłach SDWP.

2.3.6 Zawory

Zawory są elementami, które kontrolują albo ciśnienie lub przepływ wody w określonych punktach SDWP albo nawet całą strukturę SDWP przez otwarcie jednych dróg dla przepływu wody i zamknięcie innych. Dzięki temu powodują, iż SDWP staje się elastyczny (Brdys i Ulanicki 1994; Duzinkiewicz 2005). W SDWP stosowane są różne rodzaje zaworów realizujących różne funkcje. Zawory mogą być zaliczane do jednej z czterech grup (Walski i inni 2001):

- ✚ Zawory odcinające - stanowią najliczniejszą grupę zaworów występujących w SDWP. Przeznaczone są do ręcznego operowania w celu odcięcia przepływu wody. Czasem zawory odcinające są utrzymywane celowo w pozycji zamkniętej, np. dla kontrolowania granic stref ciśnieniowych w SDWP. Istnieje szereg typów zaworów odcinających różniących się konstrukcją.
- ✚ Zawory kierunkowe (zwrotne) - stosowane są dla zapewnienia przepływu wody w rurociągu tylko w jednym kierunku. Umieszczane są z reguły w pompowniach na rurociągach tłocznych dla zabezpieczenia pompy przed cofającą się, przy zatrzymaniu pompy, wodą oraz w celu przeciwdziałania „ucieczce” wody z rurociągu tłoczego.
- ✚ Zawory poziome - stosowane są w miejscach SDWP, w których rurociąg łączy się ze zbiornikiem. Kiedy woda dopływa do zbiornika i poziom wody w zbiorniku osiąga określoną maksymalną wartość, zawór poziomy zamyka się, zabezpieczając w ten sposób zbiornik przed przelaniem. Natomiast, kiedy pojawiają się warunki przepływu w przeciwną stronę - zawór poziomy otwiera się.
- ✚ Zawory regulacyjne - rozróżnia się następujące główne typy zaworów regulacyjnych:
 - ✓ zawory redukcyjne ciśnienia (PRV) - dławią samoczynnie przepływ wody tak, aby ciśnienie za zaworem nie przekroczyło pewnej zadanej wartości maksymalnej;
 - ✓ zawory podtrzymania ciśnienia (PSV) - dławią samoczynnie przepływ wody tak, aby ciśnienie za zaworem nie przekroczyło pewnej zadanej wartości minimalnej;
 - ✓ zawory regulacyjne przepływu (FCV) - regulują natężenie przepływu wody do wartości określonej przez operatora SDWP; stosowane są wszędzie tam w SDWP, gdzie uzasadniona jest regulacja bazująca na przepływie wody.

Jak łatwo można zauważyć, w sposób naturalny, zawory podobnie jak pompy wpływają tylko na jeden z aspektów rozważanych w odniesieniu do SDWP. Uszczegóławiając, mają one wpływ na hydraulikę (ilość) w SDWP. W odniesieniu do jakości wody - nie uległa ona zmianie „po przejściu” przez zawór. Typowy sposób modelowania hydrauliki zaworu w SDWP został przedstawiony, adekwatnie do zawartości niniejszej rozprawy, w podrozdziale 2.4.6. Ponadto, w podrozdziale 2.8 zaprezentowano techniczną kwestię modelu zaworu w SDWP wykorzystywanego w niniejszej rozprawie, czyli element symulatora, za pomocą którego modelowane są zawory przy spełnieniu wymagań w zakresie hydrauliki, o których mowa w podrozdziale 2.4.6. Charakteryzując zawory należy jeszcze wspomnieć, iż ich praca bazuje na pomiarach ciśnień w węzłach oraz natężeń przepływów wody w rurociągach, w SDWP.

2.3.7 Stacje wtórnego uzdatniania

Jak już wspomniano (patrz podrozdział 2.3), SDWP są zazwyczaj systemami złożonymi i rozległymi. Ponadto z uwagi na cechy jakości wody (patrz podrozdział 2.6.2), wartości jej wskaźników spełniające na wyjściu stacji uzdatniania narzucone normy, mogą ulegać pogorszeniu wraz z czasem dotarcia wody od źródła wody pitnej do odbiorcy (mającym naturalnie, również związek z odległością odbiorcy od źródła wody uzdatnionej). Wobec powyższego, w celu przeciwdziałania temu zjawisku, w SDWP może mieć miejsce wtórne uzdatnianie wody w tzw. stacjach (punktach) wtórnego uzdatniania - SWU (Duzinkiewicz 2005). Typowo, SWU nie wymagają wielkogabarytowych instalacji technologicznych i mogą pracować bez bezpośredniego dozoru człowieka. Zatem, SWU mogą być z powodzeniem rozważane jako węzły z dozowaniem domieszki (patrz podrozdział 2.3.2). Jak łatwo można zauważyć, w sposób naturalny, SWU wpływają tylko na jeden z aspektów rozważanych w odniesieniu do SDWP. Uszczegóławiając, mają one wpływ na jakość wody w SDWP. Typowy sposób modelowania SWU reprezentowanej przez węzeł, w którym dozowana jest domieszka został przedstawiony w podrozdziale 3.2.1. Ponadto, w podrozdziale 2.8 zaprezentowano techniczną kwestię modelu SWU w SDWP wykorzystywanego w niniejszej rozprawie, czyli element symulatora, za pomocą którego modelowane są węzły, w których dozowana jest domieszka przy spełnieniu wymagań w zakresie jakości wody, o których mowa w podrozdziale 3.2.1. Charakteryzując SWU należy jeszcze wspomnieć, iż ich praca bazuje na pomiarach danego wskaźnika jakości wody w węzłach z dozowaniem domieszki w SDWP.

2.4 Modele elementów SDWP

W podrozdziałach 2.3.1 - 2.3.7 scharakteryzowane zostały główne elementy SDWP. Zgodnie z przedstawionym w nich opisem elementy te mają istotny wpływ albo na oba aspekty rozważane w odniesieniu do SDWP (ilość oraz jakość wody) albo tylko na jeden z nich. Stosownie do zawartości rozprawy, główny nacisk autor kładzie na kwestię jakości wody, co bezpośrednio przekłada się na fakt poświęcenia rozdziału 3 szczegółowemu opisowi modelowania jakości wody w SDWP. Natomiast w niniejszym rozdziale, w celu pełnego zobrazowania SDWP oraz zwiększenia przejrzystości rozprawy, zaprezentowane zostaną podstawowe modele hydrauliki poszczególnych elementów SDWP. Zasadniczym

przeznaczeniem tych modeli jest prognozowanie (Brdys i Ulanicki 1994; Duzinkiewicz 2005): wartości ciśnień w węzłach, przepływów w rurociągach oraz poziomów luster wody w zbiornikach, w SDWP. Warto zwrócić uwagę, iż przygotowanie tych modeli wymaga znajomości topografii SDWP oraz parametrów rurociągów, zaworów i zbiorników. Natomiast w celu korzystania z nich niezbędna jest wiedza o (Duzinkiewicz 2005):

- ✚ parametrach hydraulicznych wody opuszczającej stacje uzdatniania (natężenie przepływu wody i ciśnienie),
- ✚ prognozach poboru wody w węzłach,
- ✚ wartościach zmiennych sterujących (otwarcia zaworów, praca pomp itp.).

Warto jeszcze podkreślić, iż modele hydrauliki poszczególnych elementów SDWP opierają się przede wszystkim na zasadach zachowania masy i energii wody (Bhave 1991; Boulos i inni 2004).

2.4.1 Model hydrauliki (ilości) w źródłach wody pitnej

Jak już wspomniano, źródła wody pitnej stanowią elementy wejściowe do SDWP. Ze swojej natury, źródła wody pitnej modelowane są jako nieograniczone zasoby wody pozwalające na spełnienie podstawowego zadania SDWP. Innymi słowy, typowo w modelach SDWP źródła wody pitnej modelowane są jako elementy dostarczające wymaganej ilości wody, naturalnie z uwzględnieniem wszystkich ograniczeń technicznych i technologicznych.

2.4.2 Model hydrauliki (ilości) w węzłach

W podrozdziale 2.3.2 przedstawiony został podział węzłów w SDWP z punktu widzenia hydrauliki na cztery podstawowe ich rodzaje. Modele hydrauliki dla każdego z nich wyprowadza się w oparciu o wspomnianą zasadę zachowania masy wody. Jednakże, niezależnie od rodzaju węzła, można napisać jedną wspólną zależność stanowiącą model hydrauliki. Model ten przedstawia poniższa zależność (2.1) (Brdys i Ulanicki 1994; Duzinkiewicz 2005). Naturalnie, w zależności od rodzaju węzła nie wszystkie składowe będą występowały we wzorze (2.1) - szczegóły można znaleźć np. w (Duzinkiewicz 2005).

$$\sum_{l \in INn(t)} q_l(t) + \sum_{l \in EINn(t)} q_l(t) - \sum_{l \in OUTn(t)} q_l(t) - \sum_{l \in ESON(t)} q_l(t) = 0 \quad (2.1)$$

gdzie:

$INn(t)$ - zbiór rurociągów doprowadzających wodę z SDWP do węzła n w chwili t ,

$OUTn(t)$ - zbiór rurociągów odprowadzających wodę z węzła n do SDWP w chwili t ,

$EINn(t)$ - zbiór rurociągów doprowadzających wodę z zewnętrznych źródeł do węzła n w chwili t ,

$ESOn(t)$ - zbiór rurociągów pobierających wodę z węzła n w chwili t ,

l - indeks rurociągu należącego odpowiednio do zbiorów $INn(t)$, $OUTn(t)$, $EINn(t)$ i $ESOn(t)$,

$q_l(t)$ - odpowiednie natężenie dopływu wody do węzła n lub odpływu wody z węzła n w chwili t .

2.4.3 Model hydrauliki (ilości) w rurociągach

W celu przedstawienia modelu hydrauliki dla rurociągu, w pierwszej kolejności należy zdefiniować wielkość zwaną naporem hydraulicznym. Wielkość ta jest określana dla każdego węzła stanowiącego początek oraz koniec rurociągu i wyrażana jest następującą zależnością:

$$H_{E,n} = p_n + E_n \quad (2.2)$$

gdzie:

$H_{E,n}$ - napór hydrauliczny w węźle n ,

p_n - ciśnienie w węźle n ,

E_n - elewacja (wyniesienie) węzła n .

Wykorzystując wyżej wprowadzoną wielkość, podstawowy model hydrauliki dla l -tego rurociągu przedstawia zależność (2.3) (Brdys i Ulanicki 1994; Duzinkiewicz 2005):

$$H_{E,l'} - H_{E,l''} = Q_{l'}(q_l) \quad (2.3)$$

gdzie:

q_l - natężenie przepływu wody w l -tym rurociągu,

$H_{E,l'}$ - napór hydrauliczny w węźle określonym jako początek l -tego rurociągu,

$H_{E,l''}$ - napór hydrauliczny w węźle określonym jako koniec l -tego rurociągu,

$Q_{i,l'}$ - funkcyjna zależność pomiędzy natężeniem przepływu w l -tym rurociągu i naporami hydraulicznymi $H_{E,l'}$ i $H_{E,l''}$ w węzłach określonych jako początek i koniec l -tego rurociągu.

Warto w tym miejscu zauważyć, iż różnica pomiędzy naporami hydraulicznymi $H_{E,l'}$ i $H_{E,l''}$ stanowi spadek naporu hydraulicznego. Spadek ten reprezentuje straty hydrauliczne podczas przepływu wody w rurociągu. Wyróżnia się dwa podstawowe rodzaje strat hydraulicznych (Bhave 1991):

- ✚ straty zasadnicze - spowodowane oporami tarcia wzdłuż linii przepływu,
- ✚ straty miejscowe - spowodowane oporami powstającymi na skutek miejscowych zaburzeń przepływu.

Ogólny model strat hydraulicznych (spadku naporu hydraulicznego) jest postaci (2.4) (Rossman 2000):

$$H_{E,l'} - H_{E,l''} = Q_{i,l'}(q_l) = \Delta H_{E,l'-l''}^{sz}(q_l) + \Delta H_{E,l'-l''}^{sm}(q_l) \quad (2.4)$$

gdzie:

$\Delta H_{E,l'-l''}^{sz}$ - spadek naporu hydraulicznego - straty zasadnicze,

$\Delta H_{E,l'-l''}^{sm}$ - spadek naporu hydraulicznego - straty miejscowe.

Straty zasadnicze w l -tym rurociągu przedstawia następująca zależność (Duzinkiewicz 2005):

$$\Delta H_{E,l'-l''}^{sz}(q_l) = a \cdot q_l \cdot |q_l|^{b-1} \quad (2.5)$$

gdzie:

a - współczynnik oporów hydraulicznych,

b - wykładnik przepływu.

W literaturze można znaleźć szereg wzorów na obliczanie współczynników a i b , przy czym trzy najpowszechniej stosowane postaci równania (2.5) są następujące (Duzinkiewicz 2005):

- ✚ Hazena - Williamsa - typowo stosowana w odniesieniu do wody pitnej (w SDWP),
- ✚ Darcy - Weisbacha - postać bardziej odpowiednia dla przepływów laminarnych i cieczy innych niż woda,

✚ Chezy - Manninga - postać używana dla strumieni z odkrytym lustrem.

Warto zauważyć, iż każda z wyżej wymienionych postaci równania (2.5) jest opartym na empirycznych doświadczeniach przybliżeniem rzeczywistości. Z uwagi na powyższą charakterystykę, we wszystkich modelach wykorzystywanych w niniejszej rozprawie stosowana jest formuła Hazena - Williamsa równania (2.5) postaci (2.6) (Brdys i Ulanicki 1994; Duzinkiewicz 2005):

$$\Delta H_{E,l-l'}^{sz}(q_l) = R_l \cdot q_l \cdot |q_l|^{0,852} \quad (2.6)$$

gdzie:

R_l - rezystancja (oporność) l -tego rurociągu, wyrażana zależnością (2.7):

$$R_l = \frac{10,68 \cdot L_l}{C_{HW,l}^{1,852} \cdot D_l^{4,87}} \quad (2.7)$$

gdzie:

L_l - długość l -tego rurociągu,

D_l - średnica l -tego rurociągu,

$C_{HW,l}$ - współczynnik Hazena - Williamsa (współczynnik chropowatości) l -tego rurociągu.

Należy zwrócić uwagę, iż zależność (2.7) ma bezpośrednie zastosowanie przy naporze hydraulicznym wyrażanym w [m] i natężeniu przepływu wody wyrażanym w [m³/sek]. Ponadto, wartość współczynnika chropowatości dla danego rurociągu zwykle przyjmowana jest jako stała, zatem i rezystancja danego rurociągu jest stała.

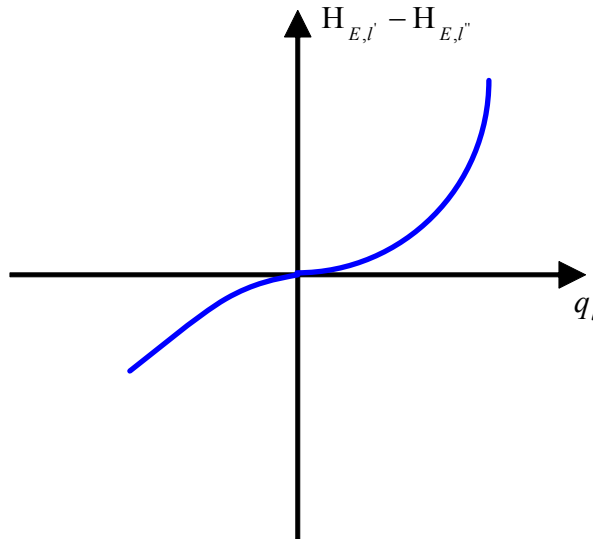
Natomiast straty miejscowe w l -tym rurociągu przedstawia zależność (2.8) (Duzinkiewicz 2005):

$$\Delta H_{E,l-l'}^{sm}(q_l) = a' \cdot q_l \cdot |q_l| \quad (2.8)$$

gdzie:

a' - współczynnik oporów hydraulicznych wynikających z miejscowych zaburzeń.

Kończąc niniejszy podrozdział, w celu zobrazowania zależności (2.4) przy zastosowaniu formuły Hazena - Williamsa, na rysunku 2.6 przedstawiono przykładowy, typowy przebieg charakterystyki hydraulicznej dla l -tego rurociągu.



Rysunek 2.6 Typowa charakterystyka hydrauliczna rurociągu

2.4.4 Model hydrauliki (ilości) w zbiornikach

Podobnie jak dla węzła również dla zbiornika model hydrauliki wyprowadza się w oparciu o zasadę zachowania masy wody. Wykorzystując tę zasadę model hydrauliki dla h -tego zbiornika można przedstawić ogólną zależnością postaci (2.9) (Brdys i Ulanicki 1994; Duzinkiewicz 2005):

$$\frac{dV_{zb,h}(t)}{dt} = \sum_{l \in INzb,h(t)} q_l(t) - \sum_{l \in OUTzb,h(t)} q_l(t) \quad (2.9)$$

gdzie:

$INzb,h(t)$ - zbiór rurociągów doprowadzających wodę do h -tego zbiornika w chwili t ,

$OUTzb,h(t)$ - zbiór rurociągów odprowadzających wodę z h -tego zbiornika w chwili t ,

l - indeks rurociągów należących odpowiednio do zbiorów $INzb,h(t)$ i $OUTzb,h(t)$,

$q_l(t)$ - odpowiednie natężenie dopływu wody do h -tego zbiornika lub odpływu wody z h -tego zbiornika w chwili t ,

$V_{zb,h}(t)$ - objętość wody w h -tym zbiorniku w chwili t .

z warunkiem początkowym:

$$V_{zb,h}(0) = V_{zb,h,0} \quad (2.10)$$

Ograniczając się do zbiorników o stałym polu lustra wody zależność (2.9) przyjmuje postać (2.11) (Brdys i Ulanicki 1994; Duzinkiewicz 2005):

$$\frac{dhl_h(t)}{dt} = \frac{1}{A_{zb,h}} \cdot \left(\sum_{l \in INzb,h(t)} q_l(t) - \sum_{l \in OUTzb,h(t)} q_l(t) \right) \quad (2.11)$$

gdzie:

$hl_h(t)$ - poziom lustra wody w h -tym zbiorniku w chwili t ,

$A_{zb,h}$ - pole powierzchni lustra wody w h -tym zbiorniku.

z warunkiem początkowym:

$$hl_h(0) = hl_{h,0} \quad (2.12)$$

Dla zbiornika nieprzepływowego (patrz podrozdział 2.3.4) dodatkowo należy uwzględnić warunek (Brdys i Ulanicki 1994; Duzinkiewicz 2005):

$$\sum_{l \in INzb,h(t)} q_l(t) - \sum_{l \in OUTzb,h(t)} q_l(t) = 0 \quad (2.13)$$

2.4.5 Model hydrauliki (ilości) w pompach

Jak już wspomniano w podrozdziale 2.3.5, typowo w SDWP wykorzystuje się dwa rodzaje pomp: stało i zmiennoprędkościowe. Pompy te najczęściej skonfigurowane są w stacjach pomp. W dalszej części niniejszego podrozdziału przedstawione zostaną podstawowe modele hydrauliki dla obu rodzajów pomp.

2.4.5.1 Model hydrauliki - pompy stałoprędkościowe

Model hydrauliki (charakterystyka przepływu) dla pompy stałoprędkościowej przedstawia poniższa zależność (2.14) (Brdys i Ulanicki 1994; Duzinkiewicz 2005):

$$\Delta H_{E,n'-n} = H_{E,n'} - H_{E,n} = Q_{n-n'}^s(q_{n-n'}) \quad \text{gdzie} \quad H_{E,n'} \geq H_{E,n} \quad (2.14)$$

gdzie:

$\Delta H_{E,n'-n}$ - spadek (lub wzrost) naporu hydraulicznego na pompie (pomiędzy węzłami n' i n),

$H_{E,n'}$ - napór hydrauliczny w n' -tym węźle,

$H_{E,n}$ - napór hydrauliczny w n -tym węźle,

$Q_{n-n'}^s$ - funkcyjna zależność dla pompy stałoprędkościowej pomiędzy natężeniem przepływu wody pomiędzy węzłami n i n' i naporami hydraulicznymi $H_{E,n}$ i $H_{E,n'}$,

$q_{n-n'}$ - natężenie przepływu wody pomiędzy węzłami n i n' .

Warto zauważyć, iż praca pompy (pompowanie) odbywa się zawsze od węzła o mniejszym naporze hydraulicznym do węzła o większym naporze hydraulicznym.

Nieliniowa funkcja $Q_{n-n'}^s$ może być aproksymowana funkcją kwadratową postaci (2.15) (Brdys i Ulanicki 1994; Duzinkiewicz 2005):

$$\Delta H_{E,n'-n} = Q_{n-n'}^s(q_{n-n'}) = a^p \cdot q_{n-n'}^2 + b^p \cdot q_{n-n'} + c^p \quad (2.15)$$

gdzie:

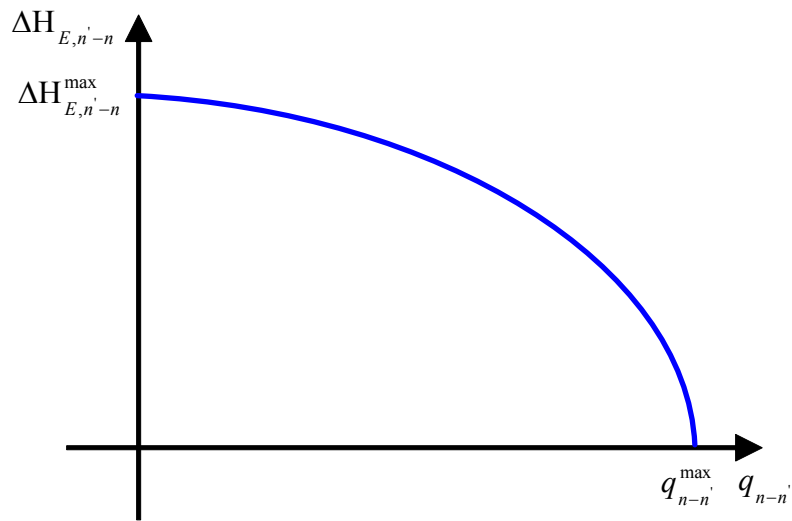
a^p - współczynnik oporów, $a^p < 0$,

b^p - współczynnik dla zapewnienia stabilności punktu pracy pompy, $b^p < 0$,

c^p - napór utknięcia pompy.

W praktyce wartości współczynników a^p , b^p i c^p określone są metodą pomiarów w trzech punktach charakterystyki przepływu pompy (charakterystyki hydraulicznej pompy) (Bhave 1991; Duzinkiewicz 2005).

W celu zobrazowania powyższego na rysunku 2.7 przedstawiono przykładowy, typowy przebieg charakterystyki hydraulicznej pompy (Duzinkiewicz 2005).



Rysunek 2.7 Typowa charakterystyka hydrauliczna pompy

Powszechną praktyką w SDWP jest łączenie pomp w większe grupy w stacjach pomp. Łączenie odbywa się w sposób szeregowy lub równoległy, a uzyskiwany efekt jest następujący (Brdys i Ulanicki 1994; Duzinkiewicz 2005):

- ✚ połączenie szeregowe - zsumowanie przyrostów naporu hydraulicznego, przy niezmiennym całkowitym natężeniu przepływu,
- ✚ połączenie równoległe - zsumowanie natężeń przepływów, przy niezmiennym całkowitym przyroście naporu hydraulicznego.

Pompy o identycznych charakterystykach przepływu, połączone równoległe, mogą być zamodelowane jako jedna pompa ze zmienną sterującą $u_{n-n'}$, której wartość wskazuje na to, jaka liczba pomp w stacji jest w danym momencie załączona. Wynika z tego, iż dla grupy pomp $U_{n-n'}$, można zapisać następującą zależność:

$$\Delta H_{E,n'-n} = Q_{n-n'}^s(q_{n-n'}, u_{n-n'}) \quad (2.16)$$

gdzie:

$\Delta H_{E,n'-n}$ - całkowity przyrost naporu hydraulicznego,

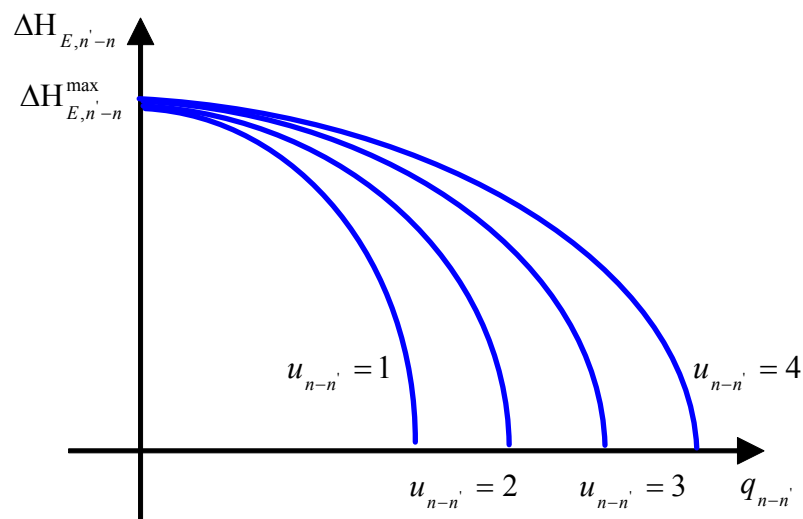
$q_{n-n'}$ - wartość uzyskanego natężenia przepływu,

$u_{n-n'}$ - liczba załączonych pomp, $u_{n-n'} = 1, \dots, U_{n-n'}$.

Wykorzystując, analogicznie jak powyżej, do aproksymacji funkcji Q_{n-n}^s postać funkcji kwadratowej, zależność (2.16) można zapisać jako (2.17) (Brdys i Ulanicki 1994; Duzinkiewicz 2005):

$$\Delta H_{E,n'-n} = Q_{n-n}^s(q_{n-n}', u_{n-n}') = \begin{cases} a^p \cdot \left(\frac{q_{n-n}'}{u_{n-n}'}\right)^2 + b^p \cdot \left(\frac{q_{n-n}'}{u_{n-n}'}\right) + c^p, & \text{dla } u_{n-n}' \neq 0 \\ 0, & \text{dla } u_{n-n}' = 0 \end{cases} \quad (2.17)$$

Przykładowy efekt wpływu liczby pracujących równolegle, identycznych pomp na wypadkową charakterystykę hydrauliczną stacji pomp przedstawia rysunek 2.8 (Brdys i Ulanicki 1994; Duzinkiewicz 2005).



Rysunek 2.8 Przykładowy efekt wpływu liczby pracujących równolegle, identycznych pomp na wypadkową charakterystykę hydrauliczną stacji pomp

Naturalnie pompy mogą być skonfigurowane w stacji w inny sposób niż powyższy, jak również nie muszą one mieć identycznych charakterystyk hydraulicznych - sposób modelowania różnych połączeń pomp w stacji można znaleźć np. w (Brdys i Ulanicki 1994; Duzinkiewicz 2005).

2.4.5.2 Model hydrauliki - pompy zmiennoprędkościowe

Jak sama nazwa wskazuje pompa zmiennoprędkościowa charakteryzuje się możliwością zmiany w sposób ciągły, w pewnym zakresie jej prędkości. Względna prędkość pompy definiowana jest ogólną zależnością postaci (2.18) (Brdys i Ulanicki 1994; Duzinkiewicz 2005):

$$v_{p,n-n'} = \frac{\omega_{p,n-n'}^O}{\omega_{p,n-n'}^N} \quad (2.18)$$

gdzie:

$v_{p,n-n'}$ - względna prędkość pompy zlokalizowanej pomiędzy węzłami n i n' ,

$\omega_{p,n-n'}^O$ - prędkość operacyjna pompy zlokalizowanej pomiędzy węzłami n i n' ,

$\omega_{p,n-n'}^N$ - prędkość znamionowa pompy zlokalizowanej pomiędzy węzłami n i n' .

Model hydrauliki (charakterystykę przepływu) dla pompy zmiennoprędkościowej przedstawia poniższa zależność (2.19) (Brdys i Ulanicki 1994; Duzinkiewicz 2005):

$$\Delta H_{E,n'-n} = H_{E,n'} - H_{E,n} = Q_{n-n'}^z(q_{n-n'}, v_{p,n-n'}) \quad (2.19)$$

gdzie:

$Q_{n-n'}^z$ - funkcyjna zależność dla pompy zmiennoprędkościowej pomiędzy natężeniem przepływu wody pomiędzy węzłami n i n' i naporami hydraulicznymi $H_{E,n}$ i $H_{E,n'}$.

Jeżeli charakterystyka przepływu pompy dla prędkości znamionowej dana jest aproksymacją (2.15) wówczas korzystając z praw podobieństwa, zależność (2.19) można zapisać w postaci (2.20) (Larock i inni 2000; Boulos i inni 2004):

$$\Delta H_{E,n'-n} = Q_{n-n'}^z(q_{n-n'}, v_{p,n-n'}) = A_{n-n'}^p \cdot q_{n-n'}^2 + B_{n-n'}^p \cdot q_{n-n'} \cdot v_{p,n-n'} + C_{n-n'}^p \cdot v_{p,n-n'}^2 \quad (2.20)$$

przy:

$$v_{p,n-n'} = \frac{q_{n-n'}^d}{q_{n-n'}} \quad i \quad v_{p,n-n'}^2 = \frac{\Delta H_{E,n'-n}^d}{\Delta H_{E,n'-n}} \quad (2.21)$$

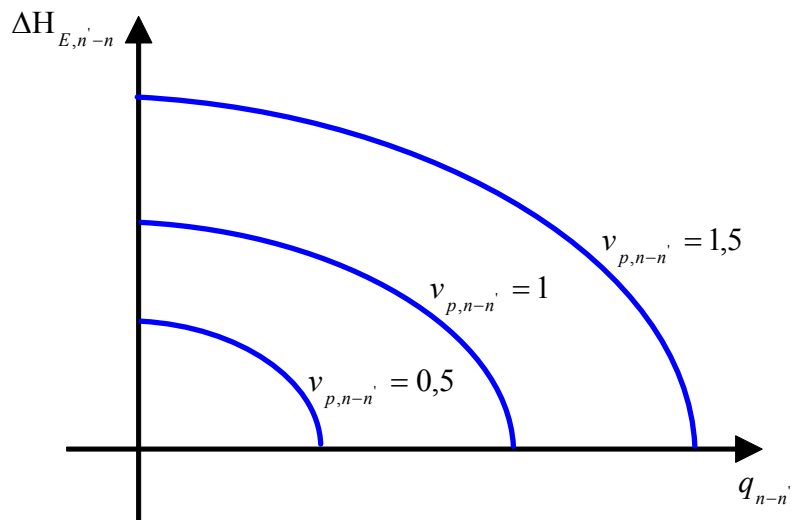
gdzie:

$q_{n-n'}, \Delta H_{E,n'-n}$ - dowolny punkt charakterystyki hydraulicznej pompy dla prędkości znamionowej,

$q_{n-n'}^d, \Delta H_{E,n'-n}^d$ - punkt poszukiwanej charakterystyki hydraulicznej dla bieżącej prędkości operacyjnej,

$A_{n-n'}^p, B_{n-n'}^p, C_{n-n'}^p$ - współczynniki o wartościach wyznaczonych dla charakterystyki znamionowej.

Przykładowy efekt wpływu prędkości pompy na kształt jej charakterystyki hydraulicznej przedstawia rysunek 2.9 (Duzinkiewicz 2005).



Rysunek 2.9 Przykładowy efekt wpływu prędkości pompy na kształt jej charakterystyki hydraulicznej

Modele hydrauliczne pomp zmiennoprędkościowych, skonfigurowanych w stacjach pomp można znaleźć np. w (Brdys i Ulanicki 1994; Duzinkiewicz 2005).

2.4.6 Model hydrauliki (ilości) w zaworach

W podrozdziale 2.3.6 przedstawione zostały, wraz z pełnionymi przez nie funkcjami, cztery główne rodzaje zaworów spotykanych w SDWP. Z punktu widzenia modelowania hydrauliki rodzaje te możemy zgrupować w dwie następujące kategorie (Duzinkiewicz 2005):

- ✚ Zawory, które typowo w SDWP nie są modelowane jako oddzielne elementy. Do kategorii tej należą zawory odcinające, zawory kierunkowe oraz zawory poziomu. Hydraulikę zaworów odcinających oraz kierunkowych modeluje się poprzez jej odpowiednie włączenie do modelu hydrauliki rurociągu. Natomiast ograniczenia wynikające z działania zaworów poziomu uwzględniane są poprzez wprowadzenie do modelu hydrauliki SDWP warunków ograniczających maksymalny i minimalny poziom wody w zbiorniku.
- ✚ Zawory, które typowo w SDWP są modelowane jako oddzielne elementy. Do kategorii tej należą wszystkie zawory regulacyjne. Niezależnie od typu zaworu regulacyjnego, jego ogólny model hydrauliki przedstawia zależność (2.22) (Brdys i Ulanicki 1994; Duzinkiewicz 2005):

$$\Delta H_{E,n-n'} = R_{n-n}^{zaw} \cdot q_{n-n'} \cdot |q_{n-n'}| \quad (2.22)$$

gdzie:

$\Delta H_{E,n-n'}$ - spadek naporu hydraulicznego na zaworze (pomiędzy węzłami n i n'),

R_{n-n}^{zaw} - opór hydrauliczny zaworu wynikający z miejscowych zaburzeń przepływu.

Opór hydrauliczny zaworu jest wielkością zmienną, zależną od stopnia otwarcia zaworu. Wielkość oporu hydraulicznego zaworu określana jest zależnością (2.23) (Duzinkiewicz 2005):

$$R_{n-n}^{zaw}(\circ zaw) = K^{zaw}(\circ zaw) \cdot \frac{8}{\pi^2 \cdot g \cdot (D_{zaw})^4} \quad (2.23)$$

gdzie:

$\circ zaw$ - stopień otwarcia zaworu,

K^{zaw} - współczynnik oporów hydraulicznych zaworu wynikający z miejscowych zaburzeń przepływu,

D_{zaw} - średnica króćców zaworu.

Wyprowadzone w oparciu o powyższe zależności (2.22) i (2.23) modele hydrauliki dla poszczególnych typów zaworów regulacyjnych można znaleźć np. w (Duzinkiewicz 2005).

2.5 Modele w SDWP

Przedstawione do tej pory rozważania, w naturalny sposób wskazują, iż w SDWP możemy mówić o dwóch głównych rodzajach modeli, którymi są: model hydrauliki (ilości) oraz model jakości wody. Pełen model hydrauliki (ilości) w SDWP uzyskuje się łącząc modele hydrauliki poszczególnych elementów przedstawione w podrozdziale 2.4. Uszczegóławiając, model hydrauliki w SDWP składa się z (Brdys i Ulanicki 1994; Duzinkiewicz 2005):

- ✚ równań bilansu masy wody dla węzłów SDWP (patrz podrozdział 2.4.2),
- ✚ równań dynamiki ilości wody dla zbiorników SDWP (patrz podrozdział 2.4.4),
- ✚ równań dla połączeń pomiędzy poszczególnymi węzłami SDWP (patrz podrozdziały 2.4.3, 2.4.5 i 2.4.6).

Poza wyżej wymienionymi trzema grupami równań, model hydrauliki w SDWP uzupełniany jest, tzw. warunkami granicznymi (Bhave 1991; Brdys i Ulanicki 1994). Typowym przykładem takich warunków są napory hydrauliczne w wybranych węzłach SDWP, np. w węzłach z dostarczaniem wody (patrz podrozdział 2.3.2). Taki model hydrauliki (ilości) w SDWP może stanowić podstawę modelu dalej wykorzystywanego w zadaniach monitorowania i sterowania. Warto jeszcze zwrócić uwagę, iż na etapie modelowania SDWP ważnym jest podjęcie decyzji o tym, które elementy tego systemu są istotne z punktu widzenia rozważanego problemu i włączenie tylko tych elementów do definicji rozważanego SDWP. Dla dużych SDWP zazwyczaj niezbędnym jest przeprowadzenie procesu nazywanego szkieletyzacją. Innymi słowy, nie wszystkie rurociągi i związane z nimi elementy w postaci zaworów, pomp, itd. będą włączane do definicji SDWP. Szczegóły dotyczące zagadnienia szkieletyzacji można znaleźć np. w (Larock i inni 2000; Walski i inni 20001; Boulos i inni 2004).

Natomiast jak już wspomniano, modelowanie jakości wody w SDWP stanowi jedno z kluczowych zagadnień niniejszej rozprawy i zostało szczegółowo przedstawione w rozdziale 3.

Kończąc niniejszy podrozdział warto zasygnalizować następujący fakt. Mianowicie rozwiązanie modelu hydrauliki (wartości wielkości hydraulicznych: natężenia przepływów wody w rurociągach, ciśnienia/napory hydrauliczne w węzłach czy poziomy luster wody w zbiornikach) stanowi wielkości wejściowe do modelu jakości wody w SDWP. Powyższe wynika wprost z relacji łączącej hydraulikę z jakością wody, o której mowa w podrozdziale 2.6, a jest łatwym do zauważenia po lekturze rozdziału 3.

2.6 Hydraulika i jakość wody w SDWP

Jak już wspomniano w podrozdziale 2.3, podstawowym zadaniem SDWP jest dostarczenie do wszystkich odbiorców żądanej ilości wody o odpowiedniej jakości w wymaganym przez nich czasie. Spełnienie tak postawionego zadania jednoznacznie wymusza konieczność zastanowienia się nad wzajemnymi relacjami pomiędzy hydrauliką (ilością) i jakością wody w SDWP. Okazuje się, iż związek pomiędzy przebiegiem procesów hydrauliki i jakości w SDWP jest jednostronny. Oznacza to, że wartości wskaźników jakości wody istotnie zależą od czasu przebywania wody w systemie, a więc od przepływów. Idąc krok dalej widać, iż sterowanie hydrauliką w SDWP ma istotny wpływ na jakość wody. Natomiast, sterowanie jakością nie ma żadnego wpływu na stan hydrauliki. Reasumując, należy podkreślić fakt wpływu procesów hydrauliki na jakość wody i brak wpływu odwrotnego. Zauważona powyższa prawidłowość po raz pierwszy została wykorzystana w rozważaniach dotyczących sterowania SDWP w publikacji (Brdys i inni 1995a).

Drugą, obok jednostronnego wpływu hydrauliki na jakość wody, kwestią łączącą oba aspekty jest różna dynamika. Innymi słowy, ze względu na różnice w skalach czasu dynamiki hydrauliki i jakości, układy sterowania obiema wielkościami, choć zintegrowane muszą mieć możliwość odpowiednio szybkiej reakcji. Typowo, w SDWP częstość interwencji w przypadku ilości jest w przedziale od 0,5 do 2 [h]. Przedział ten nosi nazwę kroku hydrauliki i w dalszej części rozprawy będzie oznaczany jako T_H (Brdys i Ulanicki 1994). Natomiast w przypadku jakości wody w SDWP częstość ta jest znacznie większa - jest rzędu pojedynczych minut, a przedział ten zwany jest krokiem jakości i w dalszej części rozprawy będzie oznaczany jako T_Q . Prowadząc dalsze rozważania w tym kontekście, warto zauważyć cechę charakterystyczną związaną z krokiem hydrauliki, którą jest stałość rozwiązania hydrauliki w jego obrębie. Innymi słowy, w obrębie danego kroku hydrauliki T_H zarówno wartości wielkości hydraulicznych (natężenia przepływu wody, liniowe prędkości przepływu

wody, itd.) jak i kierunki przepływów pozostają niezmiennie (Brdys i Ulanicki 1994; Rossman i Boulos 1996). Dopełniając pełni obrazu, warto jeszcze zastanowić się skąd wynika wskazana powyższej typowa długość kroku hydrauliki. Wynika ona z typowej dla SDWP zmienności zapotrzebowania na wodę (Brdys i Ulanicki 1994). Natomiast wskazana długość kroku jakości T_Q wynika wprost z dynamiki jakości wody. Innymi słowy, uzyskanie zadowalającej dokładności rozwiązań równań jakości (patrz rozdział 3) wymaga częstości interwencji rzędu pojedynczych minut (Rossman i Boulos 1996). Z powyższego wynika, iż procesy jakości wody zachodzą w przedziałach znacznie mniejszych niż procesy hydrauliki. W przypadku, gdyby $T_H = T_Q$ oznaczałoby to identyczną częstość interwencji (rozwiązywania odpowiednich zadań) w celu wygenerowania akceptowalnego sterowania hydrauliką i jakością wody. Zatem, w przypadku:

- ✚ $T_H = T_Q =$ kilka minut - pojawiłaby się sytuacja wykonywania częstszych interwencji w sterowanie hydrauliką niż są wymagane do wygenerowania akceptowalnego sterowania hydrauliką oraz pojawiłaby się znaczna złożoność obliczeniowa,
- ✚ $T_H = T_Q =$ około 1 [h] - pojawiłaby się sytuacja wykonywania zbyt rzadkiej interwencji w sterowanie jakością, co mogłoby prowadzić między innymi do generowania nieakceptowalnych sterowań jakością wody (np. przekroczenie ograniczeń jakościowych).

Dodatkowy opis dotyczący zagadnienia zintegrowanego sterowania hydrauliką (ilością) i jakością wody w SDWP, istotny z punktu widzenia niniejszej rozprawy przedstawiony został w podrozdziale 2.7. Natomiast bardziej szczegółowe rozważania w tym zakresie można znaleźć np. w (Brdys i inni 1995a; Brdys i inni 1995b; Duzinkiewicz 2005; Duzinkiewicz i inni 2005).

Warto jeszcze zastanowić się nad długością całego horyzontu rozważań (horyzontu sterowania) w SDWP. Jest ona determinowana hydrauliką i dla typowych SDWP, w zależności od powtarzalności zapotrzebowania na wodę, wynosi od 24 godzin do jednego tygodnia (Brdys i Ulanicki 1994; Duzinkiewicz 2005).

Kolejne podrozdziały niniejszego rozdziału poświęcone zostały uzupełnieniu istotnych, z punktu widzenia przejrzystości rozprawy, informacji o hydraulice oraz przede wszystkim szczegółowemu przedstawieniu zagadnienia jakości wody w SDWP.

2.6.1 Hydraulika w SDWP

Odwołując się ponownie do podstawowego zadania SDWP oraz reasumując przedstawione do tej pory rozważania, prawdziwym jest stwierdzenie, iż z punktu widzenia hydrauliki SDWP musi zapewnić żadaną przez odbiorców ilość wody w wymaganym przez nich czasie. Powyższe można dalej rozwinąć mówiąc, iż wartości natężeń przepływów wody w SDWP powinny być dostosowane do bieżących wartości wielkości poboru wody przez odbiorców. Powyższe jest ściśle powiązane z zapewnieniem właściwego ciśnienia (naporu hydraulicznego) w danych węzłach SDWP, tak aby zapewnić swobodny pobór potrzebnej ilości wody (Brdys i Ulanicki 1994; Duzinkiewicz 2005). Wobec tego, niezwykle istotnym jest określenie zapotrzebowania na wodę przez odbiorców w SDWP. Typowo, w SDWP zapotrzebowanie powiązane jest z danym węzłem (patrz podrozdział 2.3.2) reprezentującym odbiorców na danym obszarze. Możliwy sposób określania wielkości zapotrzebowania na wodę w danym węźle, dla rzeczywistej aplikacji, przedstawiono w podrozdziale 8.2.1.1. Natomiast typowy sposób określania jego przebiegu można znaleźć np. w (Boulos i inni 2004; Walski i inni 2001). Określając wzorzec zapotrzebowania na wodę w danym węźle w SDWP wykorzystuje się dane historyczne oraz wszelkie inne dodatkowe informacje w tym zakresie, co prowadzi wprost do jego prognozowania. Naturalnie mówiąc o prognozach pojawia się konieczność uwzględniania ich niepewności. Sposób uwzględniania niepewności w poszczególnych wielkościach w niniejszej rozprawie został przedstawiony w rozdziale 4. Warto w tym miejscu zauważyć, iż predykcje zapotrzebowania w SDWP na 24-godzinnym horyzoncie mają dokładność 4 - 6% (Brdys i Ulanicki 1994). Określenie wzorców zapotrzebowania na wodę we wszystkich wymagających tego węzłach SDWP tworzy scenariusz zapotrzebowania na wodę. Określenie liczby możliwych scenariuszy zapotrzebowania na wodę w danym SDWP może zostać dokonane z wykorzystaniem wiedzy operatorów tego systemu i przy uwzględnieniu danych historycznych. Działanie takie jest niezwykle pożądane z punktu widzenia sterowania i monitorowania w SDWP. Użyte w niniejszym podrozdziale sformułowanie „dane historyczne” odnosi się przede wszystkim do posiadanych danych pomiarowych. Typowymi wielkościami podlegającymi pomiarom w SDWP, z punktu widzenia hydrauliki są, wcześniej już wspomniane, natężenia przepływów wody w rurociągach, ciśnienia w węzłach oraz poziomy luster wody w zbiornikach. Przedstawione w niniejszym oraz wcześniejszych podrozdziałach informacje stanowią podstawową charakterystykę aspektu hydrauliki w SDWP, który sam w sobie nie stanowi przedmiotu badań niniejszej rozprawy, ale jego adekwatny do dalszej zawartości opis jest

zdaniem autora wskazany, w celu zwiększenia przejrzystości rozważań zawartych w rozprawie.

2.6.2 Jakość wody w SDWP

Drugim, obok hydrauliki aspektem wynikającym z podstawowego zadania SDWP jest jakość wody. Jakość ta, a ściślej mówiąc wymagania jej dotyczące, w odniesieniu do wody przeznaczonej do picia określone są w Rozporządzeniu Ministra Zdrowia w *sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi* z dnia 29 marca 2007 roku wraz z późniejszymi zmianami (Dz. U., Nr 61, poz. 417 z dn. 06.04.2007r.). Wymagania te dzielone są na trzy podstawowe grupy:

- ✚ Wymagania bakteriologiczne - charakteryzują jakość wody z punktu widzenia mikrobiologii. Najważniejszymi parametrami (wskaźnikami) w tej grupie są: bakterie *escherichia coli* i enterokoki. Należy dodać, iż dla poszczególnych wskaźników z tej grupy w ww. rozporządzeniu zdefiniowane zostały dopuszczalne poziomy ich wartości.
- ✚ Wymagania fizykochemiczne - charakteryzują jakość wody z punktu widzenia jej właściwości fizycznych, chemicznych i radiologicznych. Parametrami (wskaźnikami) w tej grupie są między innymi: ołów, pestycydy, rtęć, trihalometany (THM), żelazo, mangan, chlor wolny, chloraminy, ozon, pH i tryt. Podobnie jak dla parametrów bakteriologicznych również dla poszczególnych wskaźników z tej grupy w ww. rozporządzeniu zdefiniowane zostały dopuszczalne poziomy ich wartości.
- ✚ Wymagania organoleptyczne - charakteryzują jakość wody z punktu widzenia jej walorów smakowych czy zapachowych. Parametrami (wskaźnikami) w tej grupie są przede wszystkim: barwa, mętność, smak i zapach. W odróżnieniu od powyższych grup, nie dla wszystkich wskaźników z tej grupy, z przyczyn naturalnych (smak i zapach), w ww. rozporządzeniu zdefiniowane zostały dopuszczalne poziomy ich wartości.

Spełnienie powyższych wymagań (zapewnienie zdefiniowanych w ww. rozporządzeniu wartości poszczególnych wskaźników) jest warunkiem koniecznym nadania wodzie w SDWP statusu wody zdatnej do picia. Można w tym miejscu przyjąć naturalne założenie, iż jakość wody opuszczającej stację uzdatniania (patrz podrozdział 2.2.2), stanowiąca wejście do SDWP spełnia wszystkie powyższe wymagania. Natomiast jej utrzymanie w samym SDWP

jest poważnym problemem, z uwagi na szereg czynników mogących wpływać na jej pogorszenie. Wśród najważniejszych z nich można wymienić (Duzinkiewicz 2005):

- ✚ skażenie z zewnątrz SDWP,
- ✚ wpływ materiałów pozostających w kontakcie z wodą uzdatnioną,
- ✚ procesy biologiczne i fizykochemiczne.

Wybór odpowiednich materiałów oraz odpowiednie procedury pracy stosowane w SDWP mają podstawowe znaczenie dla minimalizowania możliwości wpływu dwóch pierwszych czynników. Natomiast czynnik trzeci, a więc procesy biologiczne i fizykochemiczne zachodzące w SDWP, mogą prowadzić do pojawienia się problemów natury zdrowotnej (rozwój określonych bakterii patogennych), estetycznych (smak i zapach wody) oraz technicznych (korozja materiałów stykających się z wodą). Zasadniczy wpływ na te procesy ma czas przez jaki woda przebywa w SDWP zanim dotrze do odbiorcy. Uszczegóławiając, rurociągi i zbiorniki SDWP stanowią złożoną sieć reaktorów chemicznych i biologicznych, które mogą znacząco zmienić jakość wody zarówno w czasie jak i przestrzeni („odległość” od stacji uzdatniania) na drodze do końcowego odbiorcy. Jako zdarzenia prowadzące do pogarszania się jakości wody można wskazać (Mays 2000):

- ✚ gwałtowne zmiany prędkości wody (np. wskutek załączania i wyłączania pomp),
- ✚ zanieczyszczenia poprzez punkty nieszczelności bądź połączenia z innymi systemami,
- ✚ korozję materiału rurociągów (np. żelaza) oraz rozpuszczanie się składników materiału, z którego wykonane są rurociągi (np. ołowiu i miedzi),
- ✚ zanik dezynfektanta (patrz podrozdział 2.6.2.1) w zbiornikach przy długich czasach przetrzymania w nich wody,
- ✚ reakcje dezynfektanta z substancjami organicznymi i nieorganicznymi wpływające na smak i zapach wody oraz prowadzące do powstawania produktów ubocznych dezynfekcji (PUD) (patrz podrozdział 2.6.2.3),
- ✚ ponowne namnażanie się bakterii.

Widać zatem, że podczas transportu wody w SDWP, jej jakość może ulegać przemianom w masie (objętości) lub w interakcji ze ścianami rurociągów. Przemiany te mogą mieć charakter fizyczny, chemiczny lub mikrobiologiczny. Przeglądowy opis tych procesów można znaleźć np. w (Mays 2000), gdzie zwrócona została uwaga na znaczenie dla jakości wody następujących zagadnień:

- ✚ zmniejszania się ilości pozostałej dezynfektanta,
- ✚ zwiększania się ilości PUD,
- ✚ pojawiania się produktów korozji materiałów wykorzystywanych w SDWP,

- ✚ powstawania biowarstw na ściankach rurociągów i zbiorników.

Reasumując można powiedzieć, iż podstawowymi czynnikami wpływającymi na jakość wody w SDWP są (Duzinkiewicz 2005):

- ✚ jakość wody opuszczającej stację uzdatniania,
- ✚ materiał i stan przede wszystkim rurociągów i zbiorników,
- ✚ ilość czasu, przez który woda przebywa w SDWP (czas przetrzymania).

Uwzględniając wyżej opisaną możliwość pogarszania się jakości wody w SDWP wynikającą zarówno z czasu przetrzymania wody jak i „odległości” od stacji uzdatniania, pojawia się ewentualna, naturalna potrzeba wtórnego uzdatniania wody wewnątrz SDWP. Proces ten odbywa się w stacjach wtórnego uzdatniania (patrz podrozdział 2.3.7).

Dla dopełnienia obrazu zagadnienia jakości wody w SDWP należy jeszcze zwrócić uwagę na pomiary wielkości charakteryzujących jakość. Typowe pomiary wynikają wprost z ww. Rozporządzenia Ministra Zdrowia. Innymi słowy, pomiarom podlegają wielkości stanowiące wskaźniki (parametry) jakości wody w SDWP. Ze swojej natury wiele z nich, do określenia ich wartości, wymaga odpowiednich czynności laboratoryjnych (np. określenie liczby bakterii). Tego typu pomiary, nazywane laboratoryjnymi, choć niezwykle ważne, z uwagi na powyższą cechę nie mają zastosowania w bieżącym sterowaniu i monitorowaniu w SDWP. Zastosowanie to znajdują pomiary wskaźników jakości wody, które mogą być dokonywane *on-line*. Do takich wskaźników należy np. stężenie dezynfektanta. Jak już wspomniano (patrz podrozdziały 2.3.2 i 2.3.4), pomiary wskaźników jakości dokonywane są typowo w SDWP w węzłach i w zbiornikach. Uwzględniając dalsze rozważania zawarte w niniejszej rozprawie niniejszym autor wprowadza pojęcie punktu pomiarowego, jako miejsca w SDWP, w którym zostało ulokowane urządzenie do pomiaru przyjętego w rozprawie wskaźnika jakości wody.

2.6.2.1 Dezynfekcja wody

Jak już wspomniano (patrz podrozdział 2.2.2), cechą wspólną praktycznie każdego procesu uzdatniania wody jest występowanie w ostatnim jego etapie dezynfekcji wody. Ogólnie można powiedzieć, że dezynfekcja wody oznacza usuwanie, deaktywację lub zniszczenie mikroorganizmów chorobotwórczych. Zatem, podczas procesu dezynfekcji mikroorganizmy są niszczone lub deaktywowane, co hamuje ich wzrost oraz reprodukcję. Innymi słowy, można stwierdzić, iż dezynfekcja wody jest niezbędna dla zapewnienia odpowiedniej jakości bakteriologicznej wody w SDWP (Duzinkiewicz 2005). Warto zauważyć, iż substancje

stosowane podczas dezynfekcji, zwane dezynfektantami, są jednocześnie utleniaczami. Do najczęściej stosowanych należą (Nawrocki i Biłozor 2000; Farren 2003; Duzinkiewicz 2005):

- ✚ Chlor - jest historycznie pierwszym utleniaczem zastosowanym do dezynfekcji wody. Jego wprowadzenie w zasadniczy sposób obniżyło liczbę zachorowań na choroby zakaźne przenoszone przez skażoną wodę. Pomimo swoich wad (powstawanie PUD - patrz podrozdział 2.6.2.3) stosowanie chloru jako dezynfektanta jest nadal najbardziej popularną metodą dezynfekcji wody w SDWP. Wynika to przede wszystkim z ekonomii - chlor jest najbardziej rozpowszechnionym z dezynfektantów, przez co i najtańszym.
- ✚ Chloraminy - charakteryzują się dużą trwałością jako dezynfektant i brakiem problemów ze smakiem i zapachem wody. Główną wadą przy ich stosowaniu (w porównaniu z chlorem) jest konieczność zapewnienia bardzo dużych wartości CT (stężenie * czas kontaktu) w celu uzyskania pożądanej efektywności dezynfekcji.
- ✚ Dwutlenek chloru - charakteryzuje się dużą trwałością jako dezynfektant i brakiem reagowania z materią organiczną w wodzie. Główną wadą przy jego stosowaniu (w porównaniu z chlorem) jest znaczny koszt.
- ✚ Ozon - jest bardzo silnym, aczkolwiek niestabilnym chemicznie dezynfektantem - stąd jego stosowanie praktycznie jedynie w stacjach uzdatniania (nie jest wykorzystywany w dezynfekcji wtórnej). Główną wadą przy jego stosowaniu (w porównaniu z chlorem) jest powstawanie toksycznych PUD.

Warto jeszcze zauważyć, iż oceniając utleniacz jako środek dezynfekcji wody, należy mieć na uwadze następujące jego cechy (Kowal i Świdorska-Bróz 1996):

- ✚ potencjał utleniający dezynfektanta - im większy, tym większa jest jego zdolność do utleniania domieszek lub zanieczyszczeń organicznych i nieorganicznych zawartych w wodzie; potencjał utleniający nie odpowiada sile bakteriobójczej środka; ww. dezynfektanty (utleniacze) można uszeregować według malejącej siły utleniania w następujący sposób:

ozon > dwutlenek chloru > chlor > chloraminy

- ✚ zdolność dezynfekcyjna dezynfektanta - zależy nie tylko od potencjału redukcyjnego lecz również od zdolności dezynfektanta do penetracji przez błonę komórkową niszczonego organizmu i jego siły destrukcji; ww. dezynfektanty (utleniacze) można uszeregować według malejącej zdolności dezynfekcyjnej w następujący sposób:

ozon > dwutlenek chloru > chlor > chloraminy

- ✚ stabilność dezynfektanta - określa brak reaktywności dezynfektanta ze składnikami wody innymi niż drobnoustroje; ww. dezynfektanty (utleniacze) można uszeregować według malejącej stabilności dezynfekcyjnej w następujący sposób:

chloraminy > dwutlenek chloru > chlor > ozon

Reasumując, przez utlenianie realizuje się następujące cele w SDWP (Duzinkiewicz 2005):

- ✚ usuwanie żelaza i manganu,
- ✚ usuwanie siarkowodoru i siarczków,
- ✚ usuwanie substancji odpowiedzialnych za barwę, smak i zapach wody,
- ✚ unieszkodliwianie fito- i zooplanktonu,
- ✚ destrukcja materii organicznej zawartej w wodzie surowej,
- ✚ destabilizacja koloidów,
- ✚ dezynfekcja końcowa.

Uwzględniając cechy poszczególnych dezynfektantów oraz wynikające z nich aspekty praktyczne, w niniejszej rozprawie przyjmuje się do dalszych rozważań założenie, iż w danym SDWP proces dezynfekcji odbywa się z wykorzystaniem chloru. Innymi słowy, dezynfektantem rozważanym w rozprawie jest chlor.

Warto jeszcze zwrócić uwagę na naturalny aspekt wynikający z prowadzonych do tej pory rozważań dotyczących jakości wody w SDWP. Mianowicie wartość stężenia dezynfektanta w danym SDWP nie może przekroczyć jego wartości wprowadzonej do tego SDWP.

2.6.2.2 Wskaźniki jakości wody

Jak już wspomniano (patrz podrozdział 2.6.2), jakość wody w SDWP określają jej parametry - wskaźniki jakości. W dalszej części niniejszej rozprawy rozważa się jeden z typowo stosowanych w SDWP wskaźników jakości, którym jest stężenie dezynfektanta. Utrzymanie odpowiedniego stężenia dezynfektanta w wodzie chroni ją przed skażeniem bakteriologicznym. Innymi słowy, odpowiedni poziom stężenia dezynfektanta pozwala na zachowanie norm nakładanych na parametry bakteriologiczne, przez co na zagwarantowanie bezpieczeństwa bakteriologicznego w SDWP (patrz podrozdział 2.6.2). Jak już wskazano w poprzednim podrozdziale, przyjętym do dalszych rozważań dezynfektantem jest chlor. Zatem, w dalszej części niniejszej rozprawy jakość wody rozumiana jest przez pryzmat stężenia chloru. Warto w tym momencie poświęcić nieco miejsca na ogólne przedstawienie procesu chlorowania wody. Sam rodzaj i przebieg reakcji chemicznych zachodzących w wyniku chlorowania wody zależy od składu fizyczno-chemicznego dezynfekowanej wody

(Duzinkiewicz 2005). Dodany do wody chlor natychmiast ulega dysproporcjonowaniu, dając kwas podchlorawy (HClO), który następnie dysocjuje dostarczając jon podchlorynowy (ClO⁻). Zatem, chlor wprowadzony do wody występuje w niej w ilościach zależnych od pH i temperatury jako rozpuszczony gaz Cl₂ lub kwas podchlorawy HClO lub jon podchlorynowy ClO⁻. Ma to istotne znaczenie dla zdolności bakteriobójczych chloru. Zdolność ta spada od postaci Cl₂ przez HClO do ClO⁻ (Duzinkiewicz 2005). Jon podchlorynowy jest około dwa razy mniej skuteczny niż kwas podchlorawy. Z drugiej jednak strony, HClO łatwiej wchodzi w reakcje z materią organiczną, dając PUD (patrz podrozdział 2.6.2.3). Ta reaktywność chloru powoduje, iż wchodzi on w reakcję z domieszkami wody, ulegając następującym przekształceniom (Nawrocki i Biłozor 2000):

- ✚ Część chloru przereagowuje z nieorganicznymi reduktorami obecnymi w wodzie (żelazo, mangan, siarka), redukując się do chlorków;
- ✚ Część chloru (głównie w postaci kwasu podchlorawego) w wodzie zawierającej azot organiczny (azot amonowy) reaguje z jonami amonowymi, dając chloraminy posiadające własności bakteriobójcze, ale mniejsze niż chlorowe substraty reakcji. Rodzaj powstających chloramin zależy od stosunku stężenia chloru do azotu amonowego (a więc praktycznie od dawki chloru), wartości pH, zasadowości i temperatury wody. Ta część produktów chlorowania, jaka występuje w postaci chloramin, określana jest mianem chloru związanego. Zwiększanie dawki chloru w stosunku do stężenia azotu amonowego powyżej wartości 4,4:1 powoduje utlenianie chloramin do azotu gazowego. Proces ten kończy się przy wartości tego stosunku 7,34:1 i w wodzie pojawia się wolny chlor;
- ✚ Część przereagowuje z organicznymi substancjami obecnymi w wodzie, generując PUD, takie jak THM (np. chloroform), kwasy chloroorganiczne i wiele innych;
- ✚ Część zużyta zostaje na utlenianie bromków (jeżeli takie znajdują się w wodzie) do kwasu podbromawego lub jonu podbrominowego, w zależności od wartości pH, który może dalej reagować z materią organiczną, dając w efekcie kolejne PUD, takie jak np. bromoform;
- ✚ Pozostała część chloru ma znaczenie dezynfekcyjne - ta część chloru odpowiada za dezynfekcję wody i utrzymanie efektu dezynfekcyjnego w SDWP; określa się ją zwykle jako pozostały chlor ogólny.

Pozostały chlor ogólny może występować w wodzie jako (Nawrocki i Biłozor 2000):

- ✚ pozostały chlor wolny w postaci chloru cząsteczkowego, kwasu podchlorawego i jonów podchlorynowych,

- ✚ pozostały chlor związany w postaci chloramin, zarówno nieorganicznych jak i organicznych.

Obie powyższe postaci chloru pozostałego mogą występować w wodzie równocześnie. Warto podkreślić, iż ustalenie postaci chloru pozostałego jest bardzo ważne zarówno ze względu na przebieg i efekt dezynfekcji wody, jak również ze względu na właściwości organoleptyczne wody. Dodatkowo warto zauważyć, iż ilość chloru, jaka jest potrzebna na pokrycie wszystkich procesów zużywających chlor do momentu pojawienia się w wodzie pozostałego chloru ogólnego, nazywa się zapotrzebowaniem wody na chlor (Nawrocki i Biłozor 2000).

W tym miejscu uszczegółowienia wymaga następująca kwestia, mianowicie posługiwanie się w dalszej części rozprawy nazewnictwem „stężenie chloru” odnosi się *de facto* do stężenia pozostałego chloru wolnego.

Na zakończenie niniejszego podrozdziału warto jeszcze przytoczyć dopuszczalne w Polsce wartości (normy) dla stężenia pozostałego chloru wolnego w wodzie. Mianowicie (Dz. U., Nr 61, poz. 417 z dn. 06.04.2007r.): pozostały chlor wolny - norma od 0 do 0,3 [mg/l]. Powyższe wskazuje, iż obecne uregulowania nie nakładają dolnej, wymaganej wartości dla stężenia chloru w wodzie w SDWP (wartość zerowa jest wartością naturalną). Jednakże, warto w tym miejscu zauważyć, iż utrzymanie wartości stężenia chloru na poziomie 0,05 [mg/l] praktycznie gwarantuje brak w wodzie bakterii *escherichia coli*, a więc spełnienie w tym zakresie wymagań nakładanych przez Rozporządzeniu Ministra Zdrowia (Dz. U., Nr 61, poz. 417 z dn. 06.04.2007r.).

2.6.2.3 Produkty uboczne dezynfekcji

Definiując jakość wody poprzez wskaźnik w postaci stężenia dezynfektana (w niniejszej rozprawie poprzez stężenie chloru) nie sposób nie wspomnieć o produktach ubocznych dezynfekcji. Innymi słowy, w procesie chlorowania wody powstają produkty uboczne dezynfekcji, przede wszystkim w postaci chlorowych i bromowych produktów ubocznych (Marhaba 2000). Ogólnie pod pojęciem PUD kryje się duża ilość związków powstających pod wpływem chloru z substancji organicznych. Związki te powstają w niewielkich ilościach, ale ze względu na swój charakter: toksyczny, mutagenny lub kancerogeny, powinny być brane pod uwagę w ocenie jakości wody pitnej. W literaturze dotyczącej PUD wyróżnia się przede wszystkim grupę związków, pochodnych metanu, nazywanych trihalometanami (THM). Stanowią one od 5 do 20% wszystkich PUD (Golfinopoulos i inni 1998). Zalicza się do nich: dichlorobromoform, chlorodibromoform, bromoform, trichlorometan (chloroform)

oraz dichlorobromometan, dibromochlorometan i tribromometan (Golfinopoulos i inni 1998; Gallard i von Gunten 2002; Farren 2003; Dz. U., Nr 61, poz. 417 z dn. 06.04.2007r.). W związku z faktem, iż chloroform, główny przedstawiciel tej grupy, zaliczony został przez Światową Organizację Zdrowia do grupy związków kancerogennych dla człowieka i ponieważ występowanie THM w wodzie chlorowanej okazało się powszechne, ustalono maksymalne dopuszczalne stężenia THM w wodzie pitnej (Duzinkiewicz 2005). W Polsce dopuszczalne wartości (normy) dla stężenia THM przedstawiają się następująco (Dz. U., Nr 61, poz. 417 z dn. 06.04.2007r.):

- ✚ ΣTHM (trichlorometan, dichlorobromometan, dibromochlorometan i tribromometan) - norma do 100 [µg/l] z zastrzeżeniem, iż w miarę możliwości bez ujemnego wpływu na dezynfekcję, powinno dążyć się do osiągnięcia niższej wartości,
- ✚ trichlorometan (chloroform) - norma do 0,030 [mg/l].

Oprócz THM innymi typowymi PUD są (Nawrocki i Biłozor 2000; Kampioti i Stephanou 2002; Farren 2003): haloacetonitryle (HAN), kwasy haloorganiczne/halooctowe (HAA), haloaldehydy, haloketony (HK), chlorofenole, chloropikryna (CHP) i inne.

Duże zainteresowanie występowaniem THM i niektórych innych PUD w wodzie pitnej znajduje odzwierciedlenie w liczbie publikacji wyników badań prowadzonych w tym zakresie. Przykładowo, oprócz wyżej wymienionych pozycji prezentujących nie tylko same mechanizmy powstawania PUD, ale również np. metody ich redukcji (Farren 2003) warto wskazać np. publikacje (Clark 1998; Boccelli i inni 2003), w których autorzy zaprezentowali model formowania THM w wodzie w SDWP.

Jak widać, z powyższego opisu zagadnienie uwzględniania PUD w monitorowaniu jakości wody (w powiązaniu z modelowaniem i estymacją np. THM) stanowi samo w sobie poważne wyzwanie badawcze, wykraczające poza ramy niniejszej rozprawy. Tym niemniej warto wspomnieć, iż w zainicjowanym w grudniu 2008 roku europejskim projekcie badawczym pt.: *Intelligent Monitoring, Control and Security of Critical Infrastructure Systems - IntelliCIS* (Memorandum of Understanding 2008) zagadnienie to stanowi jedno z zadań stojących przed jedną z grup roboczych tego projektu (*Working Group 4: Health Monitoring and Control of Water Systems*). Pracownicy Katedry Inżynierii Systemów Sterowania, w ramach której powstała niniejsza rozprawa, biorą czynny udział w tym projekcie.

2.7 Monitorowanie hydrauliki i jakości wody w SDWP

Jak już niejednokrotnie wspomniano w niniejszym rozdziale, podstawowym zadaniem SDWP jest dostarczenie do odbiorców w określonym czasie żądanej ilości wody o odpowiedniej jakości. Aby spełnić to zadanie proces dystrybucji wody pitnej powinien być prowadzony przy wykorzystaniu odpowiedniego systemu sterowania. Uwzględniając fakt istnienia powiązania pomiędzy hydrauliką i jakością wody pitnej (patrz podrozdział 2.6) taki system sterowania powinien generować sterowania zarówno hydrauliką jak i jakością wody. Można zatem powiedzieć, iż dystrybucja wody pitnej powinna być prowadzona przy wykorzystaniu zintegrowanego systemu sterowania. Innymi słowy, powinno zostać wykorzystane zintegrowane sterowanie hydrauliką i jakością wody pitnej. Dodatkowo, uwzględniając czynnik ekonomiczny, sterowanie to powinno minimalizować koszty prowadzenia procesu dystrybucji wody. Systemem sterowania spełniającym powyższe jest dwuwarstwowa hierarchiczna struktura sterowania (Brdys i inni 2000; Brdys i inni 2002). Niemniej jednak, aby system ten mógł generować efektywne i odpowiednie sterowania, potrzebuje on informacji o stanie SDWP. Informacji tej dostarcza system monitorowania. W związku z koniecznością uwzględniania dwóch aspektów w SDWP tj. hydrauliki i jakości wody można powiedzieć, iż również system monitorowania składa się z dwóch części, a mianowicie części związanej z monitorowaniem hydrauliki i z części odpowiedzialnej za monitorowanie jakości. Poniżej scharakteryzowano oba zagadnienia:

- ✚ Monitorowanie hydrauliki w SDWP - jego głównym zadaniem jest dostarczenie informacji o stanie hydrauliki SDWP. Informacje te, to przede wszystkim wartości: natężenia przepływów wody przez rurociągi, poziomy luster wody w zbiornikach oraz ciśnienia w węzłach SDWP. Naturalnie, idealną sytuacją byłoby, aby pełna informacja o hydraulice (pełne rozwiązanie hydrauliki) pochodziła z urządzeń do pomiaru ww. wielkości hydraulicznych. Jednakże, w związku z dużą liczbą rurociągów i węzłów, nawet w niewielkim SDWP, zainstalowanie urządzeń do pomiaru ciśnień we wszystkich węzłach czy też urządzeń do pomiarów natężeń przepływów wody w każdym rurociągu jest sytuacją, którą właściwie można rozważać jedynie teoretycznie. Wynika to zarówno z samej topologii SDWP jak i z powodów ekonomicznych. Innymi słowy, koszty zarówno zainstalowania tak znacznej liczby urządzeń jak i dalszej ich eksploatacji byłyby bardzo duże. Jednym z typowych rozwiązań tego problemu jest wykorzystanie narzędzia pozwalającego na oszacowanie wartości niemierzonych wielkości hydraulicznych w oparciu o dostępne pomiary. Narzędziem takim jest estymacja. Jednakże, aby możliwe było przeprowadzenie

procesu estymacji wartości niemierzonych wielkości hydraulicznych w SDWP koniecznym jest posiadania odpowiedniego, dla celów estymacji, modelu hydrauliki SDWP (patrz podrozdział 2.5). Dodatkowo, w związku z niepewnością występującą zarówno we wzorcach zapotrzebowania na wodę jak i w dostępnych pomiarach wielkości hydraulicznych niezbędnym jest modelowanie tej niepewności. Opracowanie estymatora hydrauliki można znaleźć np. w (Brdys i Chen 1995). Reasumując, informacja o hydraulice w danym SDWP składa się z pomiarów oraz estymat wielkości hydraulicznych. Zagadnienie pozyskiwania wartości wielkości hydraulicznych, dla potrzeb niniejszej rozprawy, przedstawione zostało w podrozdziale 4.4.1.

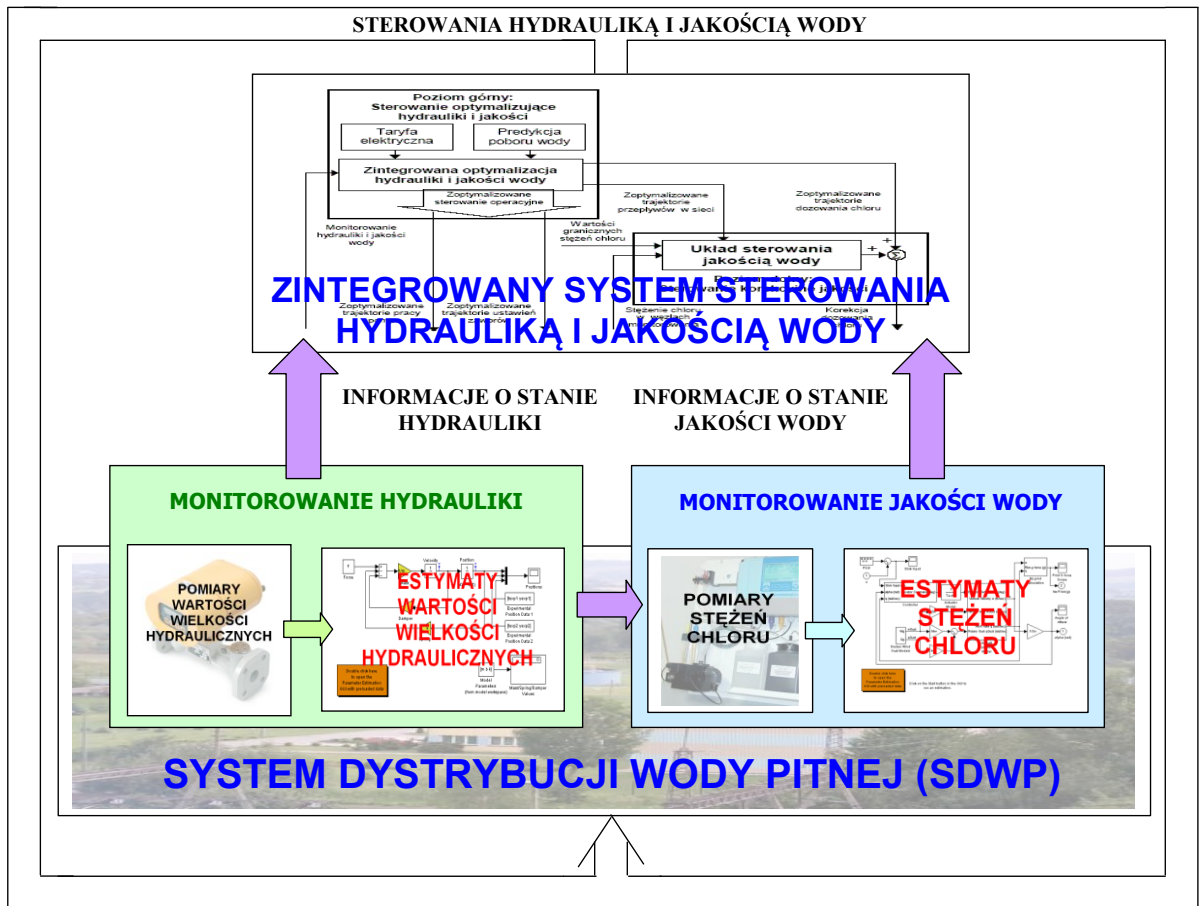
✚ Monitorowanie jakości wody w SDWP - jego głównym zadaniem jest dostarczenie informacji o stanie jakości wody w SDWP. W związku z przyjętym w rozprawie wskaźnikiem jakości wody (patrz podrozdział 2.6.2.2) informacja o stanie jakości to informacja o wartościach stężeń chloru. Z praktycznego punktu widzenia istotne znaczenia ma znajomość stężeń chloru w węzłach oraz w zbiornikach SDWP. Prowadząc analogiczne rozważania do przedstawionych dla aspektu monitorowania hydrauliki można wyciągnąć analogiczne wnioski. Innymi słowy, okazuje się iż ulokowanie urządzeń do pomiaru stężenia chloru w każdym węźle i w każdym zbiorniku SDWP jest praktycznie nierealne. Pojawia się zatem potrzeba wykorzystania estymacji - tym razem estymacji jakości wody pitnej (stężenia chloru). Monitorowanie jakości wody pitnej, a więc opracowanie systemu dostarczającego jak najpełniejszej i jak najdokładniejszej informacji o jakości wody pitnej w całym SDWP jest *de facto* ogólnym sformułowaniem celu niniejszej rozprawy. Zatem, w kolejnych rozdziałach rozprawy przedstawiono:

- ✓ modelowanie jakości wody pitnej zakończone opracowaniem modelu jakości wody pitnej w SDWP dla celów estymacji,
- ✓ modelowanie niepewności zakończone wyborem modelu niepewności,
- ✓ problem estymacji jakości wody pitnej zakończony opracowaniem estymatora jakości wody pitnej w SDWP,
- ✓ problem alokacji dostępnej liczby urządzeń do pomiaru stężenia chloru zakończony opracowaniem algorytmów alokacji punktów monitorowania jakości wody pitnej w SDWP.

Reasumując, poprzez opracowanie odpowiedniego modelu jakości wody pitnej w SDWP, przy uwzględnieniu występującej niepewności oraz jak najlepszym rozmieszczeniu dostępnej liczby urządzeń pomiarowych, w procesie estymacji

z wykorzystaniem opracowanego estymatora uzyskana zostanie jak najdokładniejsza informacja o jakości wody pitnej w całym SDWP. Dodatkowym celem stawianym w rozprawie jest to, aby opracowana metoda estymacji jakości wody pitnej w SDWP była efektywna. Innymi słowy, wymaga się, aby opracowana metoda estymacji mogła mieć zastosowanie w systemie monitorowania *on-line*. Warto podkreślić, iż sam proces alokacji urządzeń pomiarowych postrzegany jest jako zadanie projektowe, zatem czas nie odgrywa tutaj tak znaczącej roli. Niemniej jednak, projektując estymator jakości wody w rozprawie postawiono cel, aby było to narzędzie również efektywne, dzięki czemu może ono mieć zastosowanie nie tylko przy rozwiązaniu problemu alokacji urządzeń pomiarowych, ale również w samym systemie monitorowania jakości *on-line*.

Warto jeszcze podkreślić, iż w związku z wskazaną w podrozdziale 2.6 relacją pomiędzy hydrauliką i jakością wody w SDWP naturalnym jest, iż pełen system monitorowania jest systemem kaskadowym. Innymi słowy, monitorowanie jakości wody wymaga wiedzy o hydraulice. Zatem, zauważalne jest analogiczne powiązanie systemów monitorowania do powiązania pomiędzy hydrauliką i jakością wody pitnej. W celu zwiększenia przejrzystości rozważań przedstawionych w niniejszym podrozdziale na rysunku 2.10 przedstawiono wzajemne powiązania w SDWP pomiędzy systemem monitorowania i zintegrowanym systemem sterowania.



Rysunek 2.10 Ogólny schemat monitorowania i sterowania w SDWP

2.8 Symulatory SDWP

Na podstawie rozważań zawartych w niniejszym rozdziale, można stwierdzić, iż efektywne i właściwe spełnienie podstawowego zadania SDWP wymaga, ogólnie mówiąc, wiedzy o tym systemie. Źródłami tej wiedzy są przede wszystkim:

- ✚ eksperci dziedzinowi oraz operatorzy SDWP,
- ✚ wyniki przeprowadzonych badań i eksperymentów,
- ✚ „historia” SDWP,
- ✚ właściwe narzędzia i algorytmy pozwalające na przewidywanie zachowania się SDWP.

Rozważając bliżej ostatnie ze wskazanych źródeł, naturalnym jest fakt dążenia do posiadania odpowiednich modeli SDWP, w oparciu o które, przy uwzględnieniu celów i ograniczeń można opracowywać, a następnie wdrażać odpowiednie metody sterowania i monitorowania. Zazwyczaj pierwszym krokiem takiego działania jest symulacja, której wyniki w pierwszej

kolejności powinny odzwierciedlać rzeczywiste zachowanie się danego SDWP. Naturalnie, dalsze wyniki symulacji wykorzystujące np. opracowane nowe sterowanie (przeważnie z zastosowaniem dodatkowych narzędzi np. optymalizacji), pozwalają już na prognozę zachowania się SDWP. Warto zaznaczyć, iż powyższy opis ma w mniejszym lub większym zakresie zastosowanie nie tylko do SDWP. Wracając do symulacji, należy zauważyć, iż przeważnie odbywa się ona w dedykowanym dla niej środowisku informatycznym zwanym typowo symulatorem. W SDWP najbardziej rozpowszechnionym z symulatorów jest pakiet EPANET. Został on opracowany w Agencji Ochrony Środowiska USA (ang. *Environmental Protection Agency U.S.*), a jego głównym twórcą jest Lewis A. Rossman. Warto wspomnieć, iż EPANET udostępniony został na zasadach licencji publicznej (ang. *public domain*) gwarantującej możliwość wykorzystywania zarówno samej aplikacji jak i jej kodów źródłowych do zastosowań komercyjnych. Pierwsza wersja symulatora pojawiła się w latach 1993 - 1994, a jej opis można znaleźć w (Rossman 1994). Dalszy rozwój pakietu zaowocował drugą, stosowaną powszechnie wersją z roku 2000 (Rossman 2000). W całej niniejszej rozprawie wykorzystywana była druga wersja symulatora nazywana krótko EPANET. Opis poszczególnych funkcjonalności symulatora wykorzystywanych na danym etapie rozważań pojawia się, na adekwatnym poziomie szczegółowości, w poszczególnych rozdziałach rozprawy. W tym miejscu, autor zwraca jedynie uwagę na następujące, istotne kwestie. Mianowicie:

- ✚ modele symulacyjne zaimplementowane w symulatorze EPANET wykorzystywane są jako generatory wartości wielkości hydraulicznych i pomiarów stężeń chloru,
- ✚ ponadto, modele te wykorzystywane są do weryfikacji uzyskanych wyników np. estymacji, oraz
- ✚ zakłada się, że wyniki (wartości poszczególnych wielkości w SDWP) z modeli symulacyjnych zaimplementowanych w EPANECIE stanowią wierne odzwierciedlenie rzeczywistego zachowania się danego SDWP.

Natomiast w dwóch ostatnich podrozdziałach niniejszego rozdziału przedstawiono ogólne cechy i możliwości EPANETU wraz z opisem elementów symulatora wykorzystywanych w modelach symulacyjnych SDWP - podrozdział 2.8.1 oraz dwa przykładowe SDWP wykorzystywane w dalszej części rozprawy do ilustracji wyników badań zawartych w poszczególnych rozdziałach - podrozdział 2.8.2. Finalne wyniki niniejszej rozprawy, zaprezentowane w rozdziale 8, również walidowane były w oparciu o model symulacyjny rzeczywistego SDWP miasta Chojnice zaimplementowany w EPANECIE.

Na zakończenie niniejszego podrozdziału warto jeszcze wspomnieć, iż oprócz EPANETU znane są również inne symulatory SDWP np. SANCHO (Laurent i inni 1997) i PICCOBIO

(Dukan i inni 1996; Piriou i inni 1997; Piriou i inni 1998, Piriou i inni 1999). Oba wymienione symulatory ukierunkowane zostały przede wszystkim na modele bakteriologiczne i są produktami komercyjnymi.

2.8.1 EPANET - podstawowe informacje

Symulator EPANET umożliwia modelowanie i symulację działania dowolnego, bez względu na rozmiar, SDWP. Innymi słowy, pakiet ten pozwala na obliczanie wartości wielkości hydraulicznych i jakościowych wody przebywającej w SDWP. Uszczegóławiając, w zakresie hydrauliki SDWP, EPANET pozwala przede wszystkim na (Rossman 2000):

- ✚ wyznaczanie strat hydraulicznych (spadków naporów hydraulicznych) przy wykorzystaniu jednej z trzech możliwych formuł: Hazena - Williamsa, Darcy - Weisbacha lub Chezy - Manninga (patrz podrozdział 2.4.3),
- ✚ modelowanie pomp zarówno stało jak i zmiennoprędkościowych (patrz podrozdziały 2.3.5 i 2.4.5),
- ✚ obliczanie zużycia energii przez pompy i kosztów pompowania,
- ✚ modelowanie zaworów należących do różnych kategorii (patrz podrozdziały 2.3.6 i 2.4.6),
- ✚ modelowanie zbiorników (patrz podrozdziały 2.3.4 i 2.4.4), również o zmiennych kształtach (np. średnica zbiornika może się zmieniać wraz z jego wysokością),
- ✚ rozważanie różnego rodzaju węzłów (patrz podrozdziały 2.3.2 i 2.4.2), węzły z poborem wody mogą mieć przypisany indywidualny wzorzec zapotrzebowania na wodę,
- ✚ wyznaczanie rozplywów wody w SDWP,
- ✚ umożliwienie implementacji zarówno prostych jak i bardziej złożonych reguł sterowania hydrauliką.

Natomiast w odniesieniu do jakości wody w SDWP, EPANET umożliwia przede wszystkim (Rossman 2000):

- ✚ modelowanie rozprzestrzeniania się substancji zachowawczych (patrz podrozdział 3.1),
- ✚ modelowanie rozprzestrzeniania się substancji niezachowawczych np. chloru (patrz podrozdział 3.1),
- ✚ modelowanie kinetyki reakcji danej domieszki np. chloru, zarówno w objętości wody jak również na ściankach rurociągów,

- ✚ użycie dowolnego rzędu modelu kinetyki reakcji danej domieszki np. chloru, w objętości wody (patrz podrozdział 3.2.2),
- ✚ śledzenie reakcji wzrostu lub zanikania danej domieszki np. chloru do wprowadzonych limitów na jej stężenie,
- ✚ wprowadzenie globalnego współczynnika szybkości reakcji danej domieszki np. chloru, w wodzie (patrz podrozdział 3.2.2) z możliwością modyfikacji jego wartości w poszczególnych rurociągach,
- ✚ modelowanie węzłów z dozowaniem domieszki np. chloru (patrz podrozdział 3.2.1),
- ✚ różny sposób modelowania jakości wody np. stężenia chloru, w zbiornikach (patrz podrozdział 3.2.3).

Warto podkreślić, iż powyższe cechy pozwalają na analizę takich zjawisk związanych z jakością wody w SDWP, jak (Rossman 2000):

- ✚ mieszanie wody pochodzącej z różnych źródeł,
- ✚ śledzenie wieku wody w SDWP,
- ✚ zanikanie dezynfektanta np. chloru w SDWP,
- ✚ wzrost stężenia PUD w SDWP,
- ✚ śledzenie rozprzestrzeniania się skażenia wody w SDWP.

Jak już wspomniano w podrozdziale 2.3, w symulatorze SDWP poszczególne jego elementy (węzły, zbiorniki, pompy, itd.) modelowane są za pomocą dedykowanych do tego instrumentów. Nie inaczej jest również w EPANECIE. Wobec tego, w celu zwiększenia komfortu czytelnika, w poniższej tabeli 2.1 zestawiono symbole wraz z podstawowym ich opisem dla poszczególnych elementów EPANETU wykorzystanych do modelowania fizycznych komponentów SDWP w niniejszej rozprawie. Szczegółowe informacje w tym zakresie można znaleźć w (Rossman 2000).

Tabela 2.1 Podstawowe elementy EPANETU

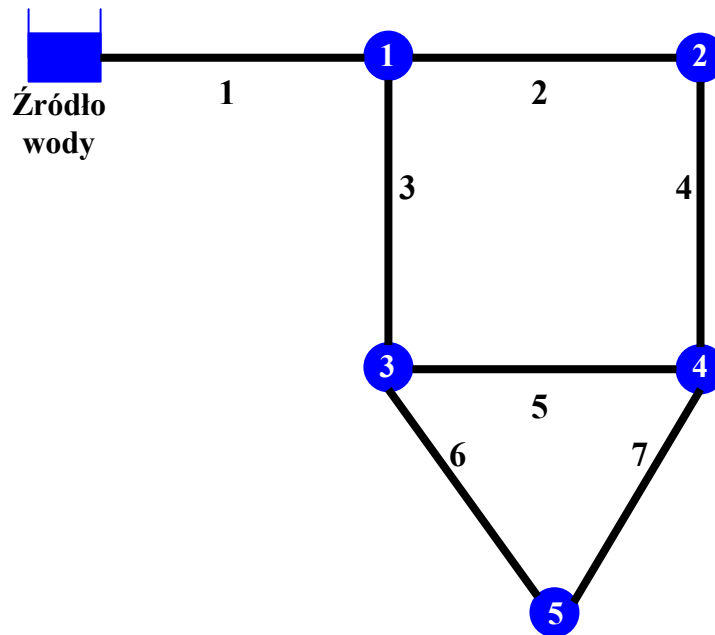
| Nazwa elementu | Symbol | Opis |
|--------------------|--------|--|
| Źródło wody pitnej | ■ | Modelowane za pomocą rezerwuaru (ang. <i>reservoir</i>). Element, z punktu widzenia hydrauliki dostarczający tyle wody ile jest niezbędne w SDWP w danej chwili, a z punktu widzenia jakości wody stanowiący źródło chloru o ustalonym stężeniu. Zatem, podstawowe dane wejściowe rezerwuaru to: napór hydrauliczny (równy elewacji powierzchni wody, jeśli nie jest pod ciśnieniem) oraz początkowe stężenie chloru, które może być utrzymywane, tak jak ma to miejsce w niniejszej rozprawie, przez cały horyzont rozważań (symulacji). |

| | | |
|-----------------------------|---|---|
| Węzeł |  | Miejsce w SDWP stanowiące połączenie innych jego elementów, gdzie może dodatkowo następować wprowadzanie wody do SDWP lub jej pobór z SDWP. Podstawowymi danymi wejściowymi węzła są: elewacja, zapotrzebowanie na wodę oraz początkowe stężenie chloru. Natomiast podstawowymi danymi wyjściowymi uzyskiwanymi w wyniku symulacji SDWP są: napór hydrauliczny, ciśnienie oraz wyjściowe stężenie chloru. |
| Rurociąg |  | Element służący połączeniu innych komponentów SDWP (np. węzłów). Podstawowymi danymi wejściowymi rurociągu są: początkowy i końcowy węzeł, średnica, długość, współczynnik chropowatości (służący do wyznaczania rezystancji), status (otwarty lub zamknięty) oraz współczynniki szybkości reakcji w objętości wody i na ściankach rurociągu. Natomiast podstawowymi danymi wyjściowymi uzyskiwanymi w wyniku symulacji SDWP są: spadek naporu hydraulicznego, natężenie przepływu wody oraz prędkość przepływu wody. |
| Zbiornik |  | Miejsce w SDWP, gdzie następuje gromadzenie i przechowywanie wody. W ogólności można powiedzieć, iż zbiornik to węzeł z pojemnością. Podstawowymi danymi wejściowymi zbiornika są: elewacja dna zbiornika, średnica, minimalny i maksymalny poziom wody oraz początkowe stężenie chloru. Natomiast podstawowymi danymi wyjściowymi uzyskiwanymi w wyniku symulacji SDWP są: napór hydrauliczny oraz wyjściowe stężenie chloru. |
| Pompa |  | Element służący połączeniu innych komponentów SDWP (np. rezerwuaru i węzła). Podstawowymi danymi wejściowymi pompy są: początkowy i końcowy element oraz charakterystyka hydrauliczna. Natomiast podstawowymi danymi wyjściowymi uzyskiwanymi w wyniku symulacji SDWP są: natężenie przepływu wody oraz wzrost naporu hydraulicznego. |
| Zawór |  | Element służący połączeniu innych komponentów SDWP (np. węzłów). Podstawowymi danymi wejściowymi zaworu są: początkowy i końcowy węzeł, średnica, nastawa oraz status (otwarty lub zamknięty). Natomiast podstawowymi danymi wyjściowymi uzyskiwanymi w wyniku symulacji SDWP są: natężenie przepływu wody oraz spadek naporu hydraulicznego. |
| Stacja wtórnego uzdatniania |  | Modelowana z wykorzystaniem elementu w postaci węzła z dodaniem dodatkowej własności stanowiącej możliwość dozowania chloru. Szczegóły dotyczące modelowania tego typu węzłów przedstawiono w podrozdziale 3.2.1. |

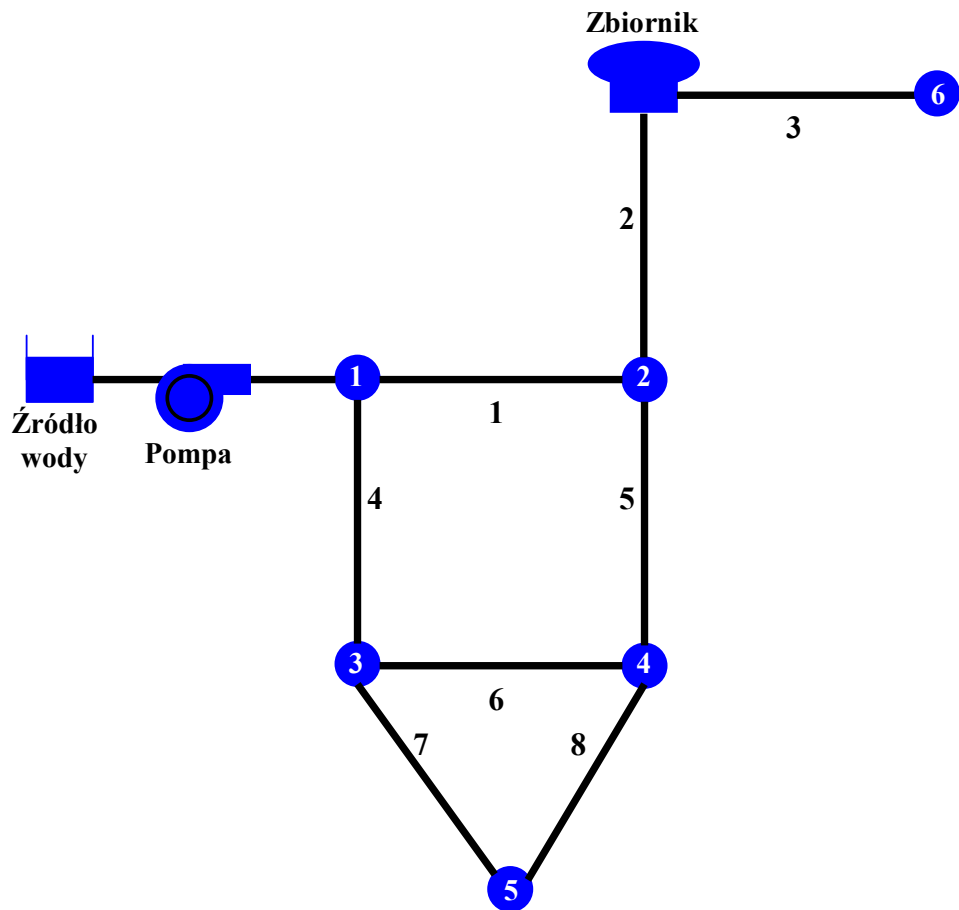
2.8.2 Przykładowe SDWP

Jak już zasygnalizowano w podrozdziale 2.8, poszczególne etapy badań zawartych w niniejszej rozprawie są podsumowywane wynikami uzyskanymi przy wykorzystaniu przykładowych SDWP. Innymi słowy, w celu przedstawienia pełnego obrazu danego etapu badań jest on ilustrowany wynikami uzyskanymi z dwóch przykładowych SDWP. Systemy te

nazywane w dalszej części niniejszej rozprawy *Przykład 1 SDWP* oraz *Przykład 2 SDWP* są systemami wirtualnymi, opracowanymi dla ww. potrzeb. Zostały one zamodelowane w symulatorze EPANET z wykorzystaniem podstawowych jego elementów opisanych w poprzednim podrozdziale. Systemy te zostały zilustrowane odpowiednio na rysunkach: 2.11 - *Przykład 1 SDWP* i 2.12 - *Przykład 2 SDWP*. Natomiast w tabelach 2.2 i 2.3 zestawiono najważniejsze parametry poszczególnych elementów tych SDWP.



Rysunek 2.11 *Przykład 1 SDWP*



Rysunek 2.12 Przykład 2 SDWP

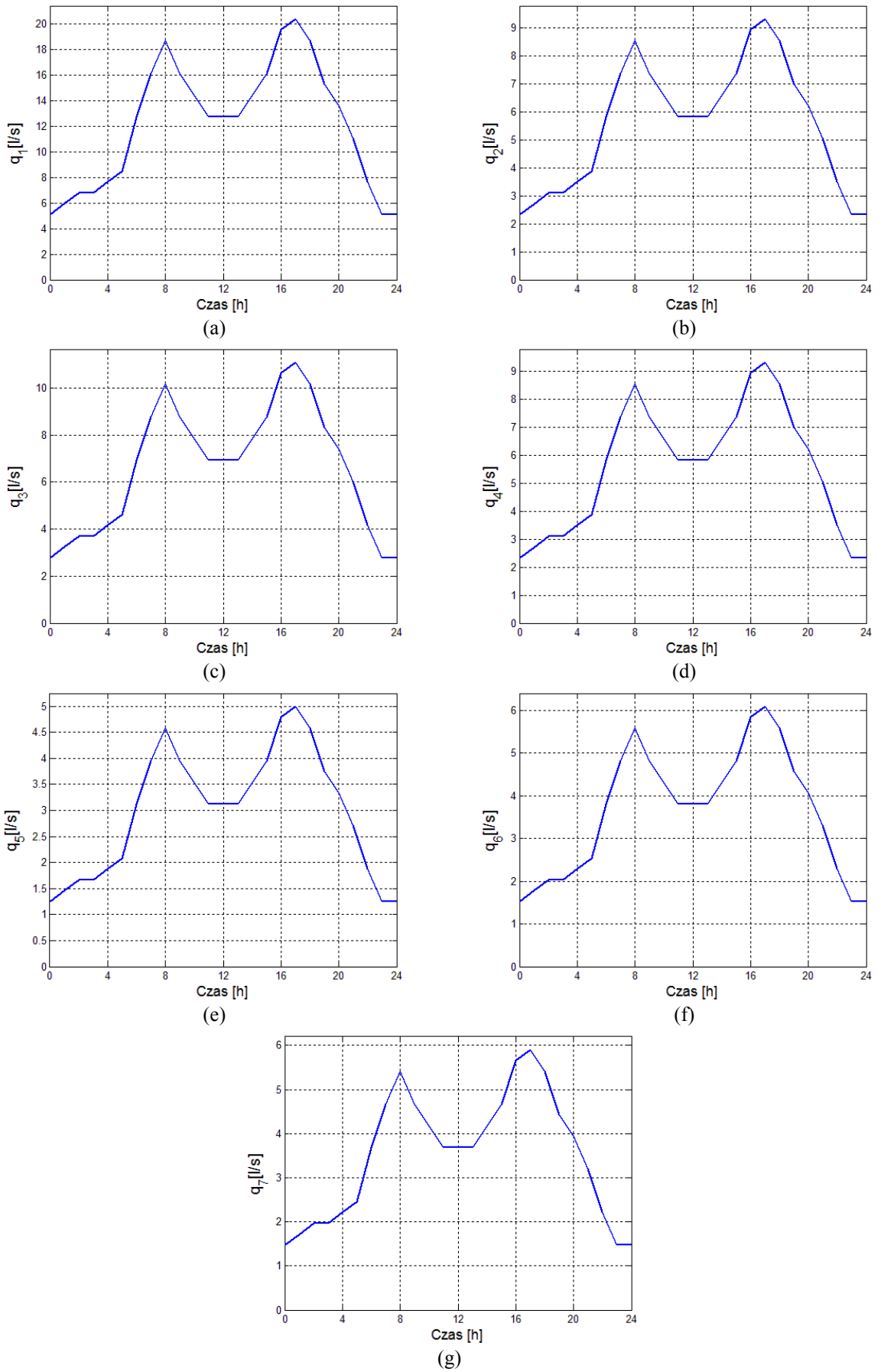
Tabela 2.2 Najważniejsze parametry poszczególnych elementów Przykładu 1 SDWP

| Nazwa elementu | Nr elementu | Podstawowe dane wejściowe | | | | | | |
|-------------------------|-------------|---------------------------|---------------|-------------------------------|-----------------------------------|---------|-------------------------|----------------------------|
| | | Elewacja [m] | | Zapotrzebowanie na wodę [l/s] | Początkowe stężenie chloru [mg/l] | | | |
| Węzeł | - | Elewacja [m] | | Zapotrzebowanie na wodę [l/s] | Początkowe stężenie chloru [mg/l] | | | |
| | 1 | 10 | | 0 | 0 | | | |
| | 2 | 5 | | 0 | 0 | | | |
| | 3 | 8 | | 0 | 0 | | | |
| | 4 | 5 | | 7 | 0 | | | |
| 5 | 5 | | 10 | 0 | | | | |
| Źródło wody (rezerwuár) | - | Elewacja [m] | | | Początkowe stężenie chloru [mg/l] | | | |
| | - | 130 | | | 0,3 | | | |
| Rurociąg | - | Nr węzła pocz. i koń. | Średnica [mm] | Długość [m] | Wsp. chrop. | Status | Wsp. reakcji obj. [1/d] | Wsp. reakcji ścianki [1/d] |
| | 1 | Rez. 1 | 100 | 300 | 100 | otwarty | -20 | 0 |
| | 2 | 1 2 | 100 | 250 | 100 | otwarty | -20 | 0 |
| | 3 | 1 3 | 80 | 150 | 100 | otwarty | -20 | 0 |
| | 4 | 2 4 | 80 | 150 | 100 | otwarty | -20 | 0 |
| | 5 | 3 4 | 100 | 250 | 100 | otwarty | -20 | 0 |
| | 6 | 3 5 | 60 | 250 | 100 | otwarty | -20 | 0 |
| | 7 | 4 5 | 60 | 250 | 100 | otwarty | -20 | 0 |

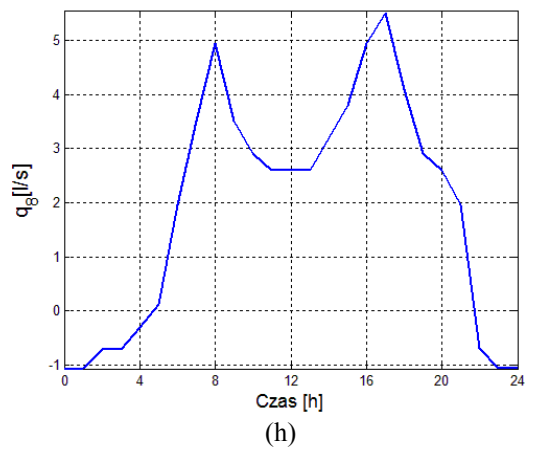
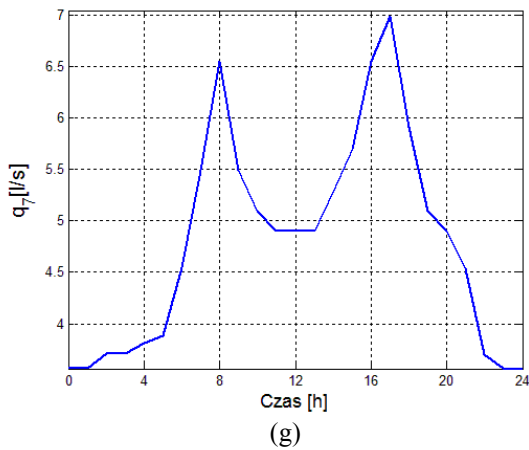
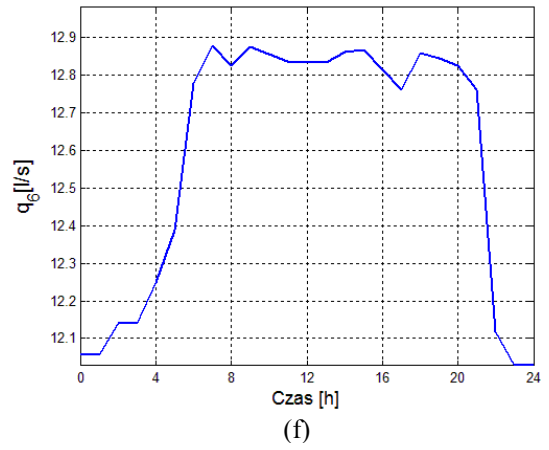
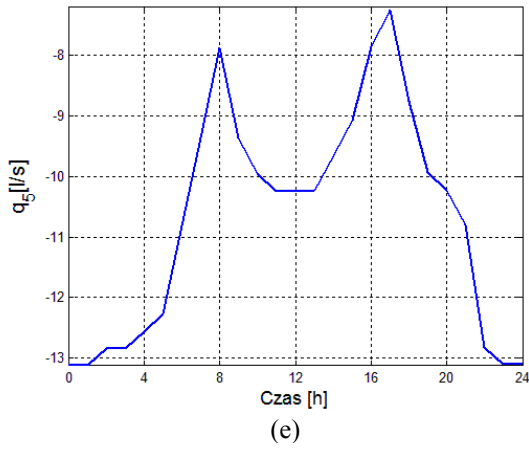
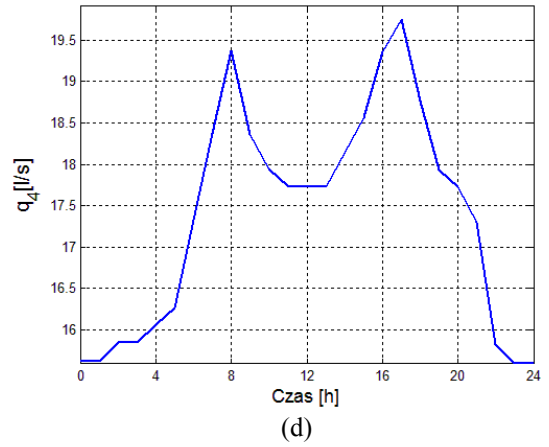
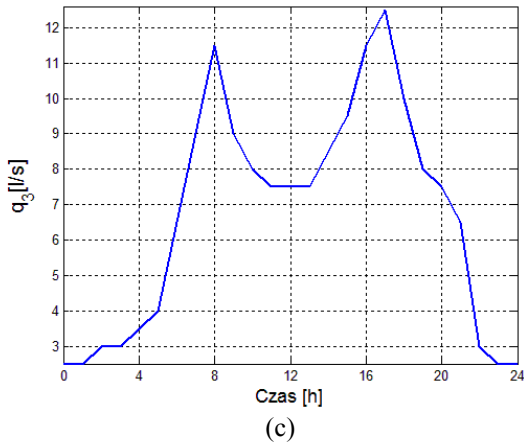
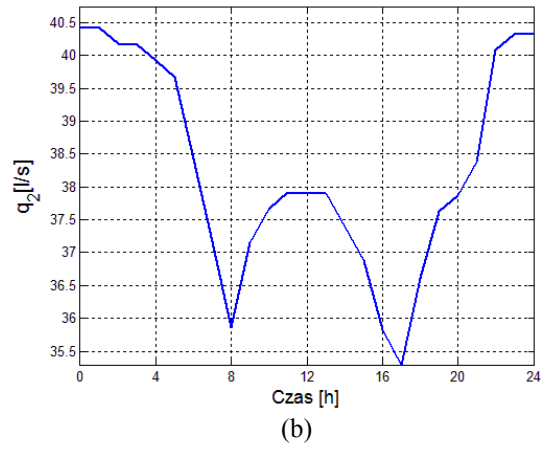
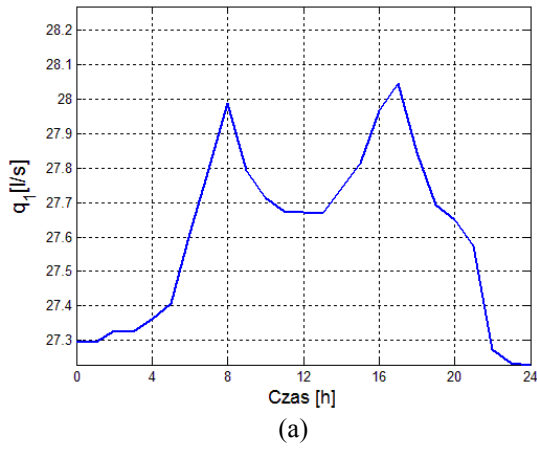
Tabela 2.3 Najważniejsze parametry poszczególnych elementów *Przykładu 2 SDWP*

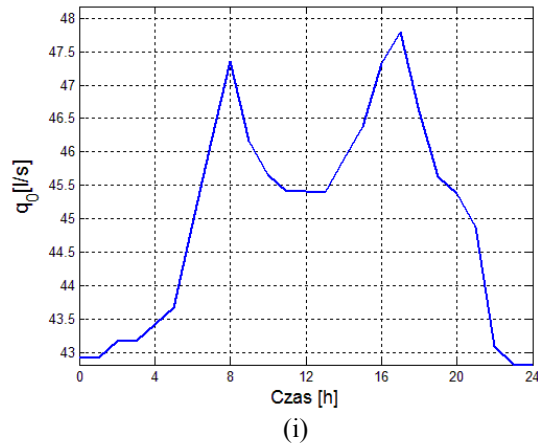
| Nazwa elementu | Nr elementu | Podstawowe dane wejściowe | | | | | | | |
|-------------------------|-------------|---------------------------|------------------------------|-------------------------------|-----------------|-----------------------------------|-------------------------|----------------------------|--|
| Węzeł | - | Elewacja [m] | | Zapotrzebowanie na wodę [l/s] | | Początkowe stężenie chloru [mg/l] | | | |
| | 1 | 10 | | 0 | | 0 | | | |
| | 2 | 10 | | 0 | | 0 | | | |
| | 3 | 10 | | 0 | | 0 | | | |
| | 4 | 5 | | 0 | | 0 | | | |
| | 5 | 5 | | 10 | | 0 | | | |
| | 6 | 0 | | 10 | | 0 | | | |
| Źródło wody (rezerwuar) | - | Elewacja [m] | | | | Początkowe stężenie chloru [mg/l] | | | |
| | | 120 | | | | 0,3 | | | |
| Rurociąg | - | Nr węzła pocz. i koń. | Średnica [mm] | Długość [m] | Wsp. chrop. | Status | Wsp. reakcji obj. [1/d] | Wsp. reakcji ścianki [1/d] | |
| | 1 | 1 2 | 100 | 350 | 100 | otwarty | -20 | 0 | |
| | 2 | 2 Zb. | 100 | 300 | 100 | otwarty | -20 | 0 | |
| | 3 | Zb. 6 | 100 | 350 | 100 | otwarty | -20 | 0 | |
| | 4 | 1 3 | 80 | 150 | 100 | otwarty | -20 | 0 | |
| | 5 | 2 4 | 80 | 150 | 100 | otwarty | -20 | 0 | |
| | 6 | 3 4 | 100 | 350 | 100 | otwarty | -20 | 0 | |
| | 7 | 3 5 | 60 | 250 | 100 | otwarty | -20 | 0 | |
| | 8 | 4 5 | 60 | 250 | 100 | otwarty | -20 | 0 | |
| Zbiornik | - | Elewacja [m] | Średnica [m] | Min. poziom [m] | Max. poziom [m] | Początkowe stężenie chloru [mg/l] | | | |
| | | 8 | 50 | 0 | 20 | 0,05 | | | |
| Pompa | - | Nr elementu pocz. i koń. | Charakterystyka hydrauliczna | | | | | | |
| | | Rez. 1 | | | | | | | |

Jak już wspomniano oba powyższe przykładowe SDWP zostały zamodelowane w EPANECIE, a uzyskane wyniki symulacji dla typowego 24-godzinnego horyzontu rozważań, przy długość kroku hydrauliki T_H wynoszącej 1 [h], przedstawiono na rysunkach 2.13 - 2.16. Na rysunkach 2.13 - 2.16 widoczne są przebiegi najbardziej istotnych z punktu widzenia niniejszej rozprawy wielkości tj.: natężeń przepływów wody w rurociągach oraz stężeń chloru w węzłach i w zbiorniku.



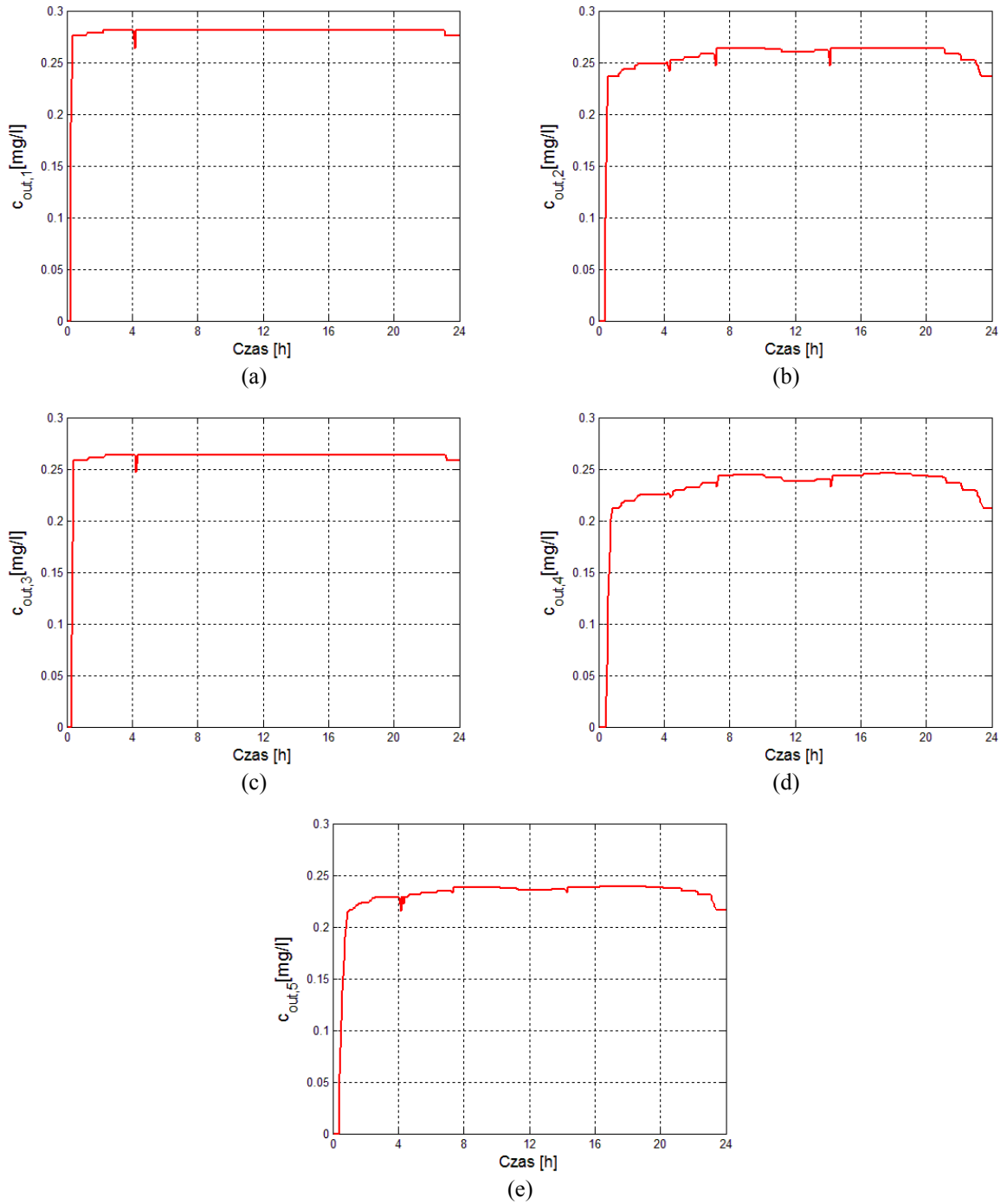
Rysunek 2.13 Przebiegi natężeń przepływów wody z symulatora EPANET w rurociągach 1,2,...,7, odpowiednio: (a), (b), (c), (d), (e), (f) i (g) na rozważanym horyzoncie czasu T dla Przykładu 1 SDWP



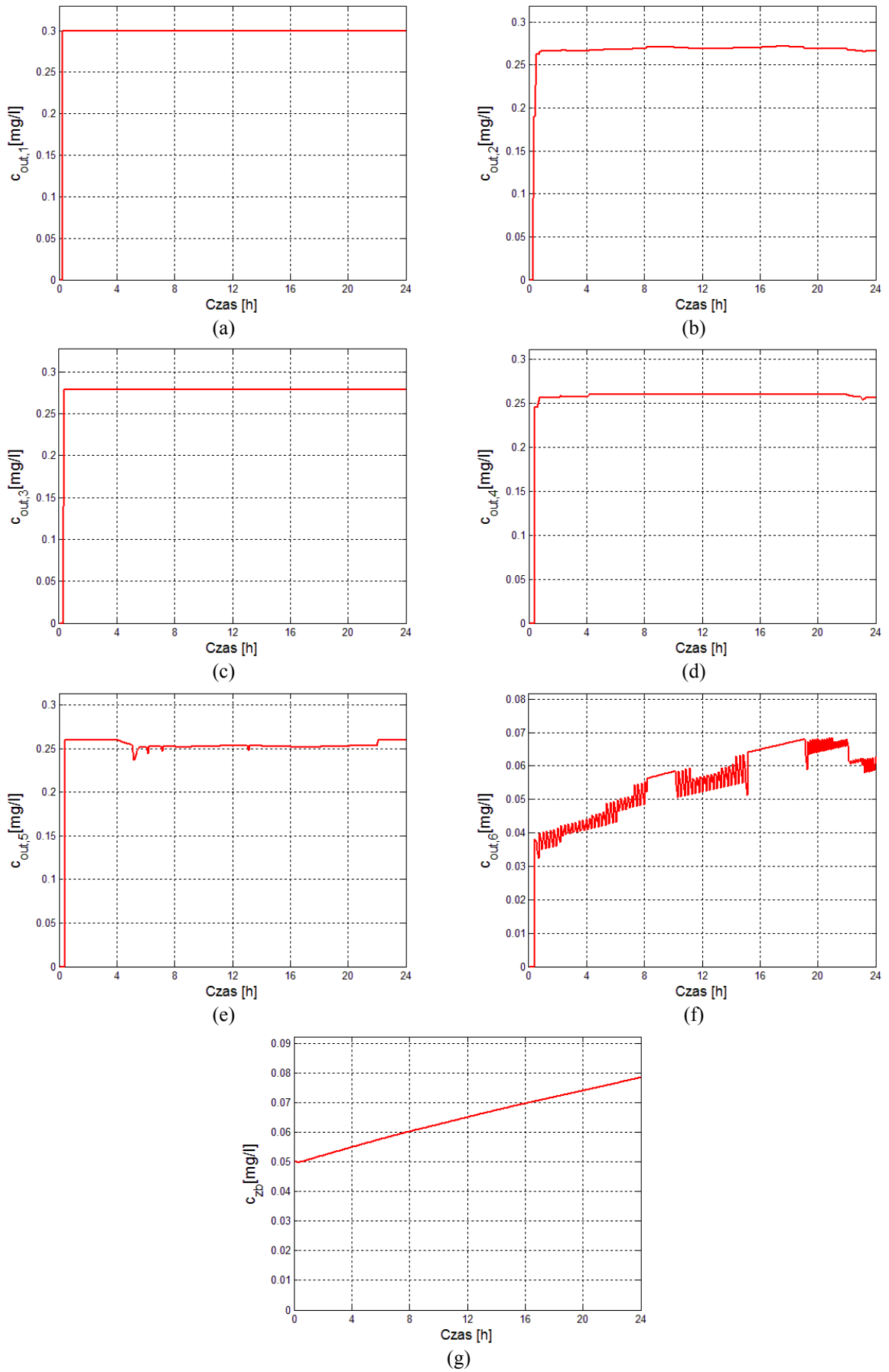


Rysunek 2.14 Przebiegi natężeń przepływów wody z symulatora EPANET w rurociągach 1,2,...,8 oraz 0 (pompa), odpowiednio: (a), (b), (c), (d), (e), (f), (g), (h) i (i) na rozważanym horyzoncie czasu T dla *Przykładu 2 SDWP*

Warto zauważyć, iż ujemna wartość natężenia przepływu wody w rurociągu 5 (patrz rysunek 2.14 (e)) wynika z faktu odwrotnego kierunku przepływu wody w tym rurociągu w stosunku do założonego na etapie budowania modelu symulacyjnego w symulatorze EPANET (Rossman 2000). Natomiast wartości dodatnie i ujemne natężenia przepływu wody w rurociągu 8 (patrz rysunek 2.14 (h)) oznaczają zmianę kierunku przepływu wody w tym rurociągu na rozważanym horyzoncie czasu.



Rysunek 2.15 Przebiegi stężeń chloru z symulatora EPANET w węzłach 1,2,...,5, odpowiednio: (a), (b), (c), (d) i (e) na rozważanym horyzoncie czasu T dla *Przykładu 1 SDWP*



Rysunek 2.16 Przebiegi stężeń chloru z symulatora EPANET w węzłach 1,2,...,6 oraz w zbiorniku, odpowiednio: (a), (b), (c), (d), (e), (f) i (g) na rozważanym horyzoncie czasu T dla Przykładu 2 SDWP

Rozdział 3 Modele jakości wody

3.1 Wprowadzenie

Jak już wspomniano (patrz podrozdział 2.6.2), jakość wody może być określana przez szereg parametrów, często nazywanych wskaźnikami jakości wody. W związku z tym, w ogólności można wskazać dwa główne rodzaje modeli jakości wody (Duzinkiewicz 2005):

I) Modele jakości bakteriologicznej - są to modele charakteryzowane przez liczbę organizmów żywych w wodzie. Liczba organizmów żywych, szczególnie bakterii chorobotwórczych, ma naturalnie bezpośrednie przełożenie na jakość wody pitnej. Innymi słowy, określanie liczby bakterii chorobotwórczych w wodzie pozwala na stwierdzenie czy jest ona zdatna do picia. Wśród metod wpływania na rozwój bakterii w systemach wodociągowych można wyróżnić przede wszystkim (Laurent i inni 1997; Duzinkiewicz 2005):

- a) Kontrolowanie ilości pożywek/składników pokarmowych bakterii w wodzie - praktyczne stosowanie tej metody ograniczone jest do stacji uzdatniania wody.
- b) Płukanie i/lub skrobanie rurociągów oraz zbiorników - stosowanie tego typu metod ma charakter wycinkowy i z uwagi na zaburzenie dostaw wody stosowane jest w stosunkowo dużych odstępach czasu.
- c) Dezynfekowanie wody w obrębie SDWP (głównie za pomocą chloru - zagadnienia związane z tym procesem zostały omówione przede wszystkim w podrozdziałach 2.6.2.1 i 2.6.2.2). Chlorowanie wody zarówno w stacjach jej uzdatniania jak również wewnątrz sieci dystrybucyjnej pozwala na ograniczanie w niej rozwoju bakterii. Jest to główna metoda wpływania na rozwój bakterii w wodzie stosowana w SDWP. Szereg norm narzuca wartości stężenia chloru (patrz podrozdział 2.6.2.2) gwarantujące bezpieczeństwo bakteriologiczne wody, jak również minimalizujące powstawanie produktów ubocznych dezynfekcji.

Głównym przeznaczeniem modeli należących do tej grupy jest prognozowanie wartości parametrów mikrobiologicznych jakości wody (liczebności bakterii). W związku z faktem, iż na liczbę bakterii w wodzie ma wpływ stężenie dezynfektanta (chloru), modele jakości

bakteriologicznej są silnie powiązane z fizyczno - chemicznymi modelami jakości, opisanymi w poniższym punkcie II niniejszego podrozdziału.

II) Modele jakości fizyczno-chemicznej - są to modele jakości charakteryzowane przez stężenia określonych substancji o charakterze nieorganicznym lub organicznym. Zatem, modele te opisują jakość wody w kategoriach stężenia domieszki wody transportowanej w SDWP. W zależności od rodzaju substancji (domieszki) modele te dzieli się na dwie podstawowe grupy (Duzinkiewicz 2005):

Grupa 1 Modele stężeń substancji zachowawczych.

Przeznaczeniem tych modeli jest prognozowanie stężeń substancji niewchodzących w reakcję z innymi substancjami zawartymi w wodzie w różnych punktach sieci wodociągowej. Modele te budowane są przede wszystkim dla substancji zanieczyszczających takich jak fluorki czy pestycydy.

Grupa 2 Modele stężeń dla substancji niezachowawczych.

Przeznaczeniem tych modeli jest prognozowanie stężeń substancji reagujących z innymi substancjami zawartymi w wodzie w różnych punktach sieci wodociągowej. Najczęściej budowanymi modelami z tej grupy są modele zanikania dezynfektanta w SDWP.

Uwzględniając przedstawiony w podrozdziale 2.6.2.2 sposób rozumienia jakości wody, w dalszej części niniejszej rozprawy autor rozważa tylko modele należące do Grupy 2. Uwzględniają one podstawowe procesy fizyczne i chemiczne, które wpływają na daną substancję niezachowawczą. Należą do nich: transport, mieszanie i zanikanie lub ponowny wzrost stężenia danej substancji. Głównym przeznaczeniem modeli stężeń dla substancji niezachowawczych jest badanie czasowej i przestrzennej zmienności stężenia takiej substancji, w tym przede wszystkim: zmian stężenia dezynfektanta oraz zmian stężenia produktów ubocznych dezynfekcji. W związku z tym, iż w niniejszej rozprawie jakość wody determinowana jest przez stężenie chloru, w dalszej części rozdziału szczegółowo omówione zostaną modele dynamiki jego stężenia. Natomiast modele formowania się jednego z głównych produktów ubocznych dezynfekcji, jakim są trihalometany można znaleźć np. w (Clark 1998; Boccelli i inni 2003).

Wszystkie prezentowane w dalszej części niniejszego rozdziału modele jakości fizyczno-chemicznej opierają się na następujących zasadach:

- (1) Zasada natychmiastowego i idealnego wymieszania wody docierającej do węzła SDWP;

- (2) Zasada odpowiedniego wyrażenia kinetyki zwiększania (przyrostu) lub zmniejszania (zaniku) domieszki podczas jej przepływu przez rurociąg lub przebywania w zbiorniku;
- (3) Zasada zachowania masy wody;
Ogólnie zasada zachowania masy wody może być wyrażona zależnością (3.1) (Boulos i inni 2004; Duzinkiewicz 2005):

$$\frac{d}{dt} \int_{OK} \rho \cdot dV = \sum_{WE} \rho_{WE} \cdot q_{WE} - \sum_{WY} \rho_{WY} \cdot q_{WY} \quad (3.1)$$

gdzie:

OK^* - obszar kontrolny,

ρ - gęstość wody w obszarze kontrolnym,

V - objętość wody w obszarze kontrolnym,

ρ_{WE} - gęstość wody wprowadzana do obszaru kontrolnego,

q_{WE} - natężenie dopływu wody do obszaru kontrolnego,

ρ_{WY} - gęstość wody opuszczającej obszar kontrolny,

q_{WY} - natężenie wypływu wody z obszaru kontrolnego.

W związku z faktem, iż woda spełnia warunek stałej gęstości (jest cieczą nieściśliwą) zależność (3.1) przyjmuje postać (3.2) (Boulos i inni 2004; Duzinkiewicz 2005):

$$\frac{dV}{dt} = \sum_{WE} q_{WE} - \sum_{WY} q_{WY} \quad (3.2)$$

Jeśli dodatkowo w obszarze kontrolnym objętość wody pozostaje stała (ma to miejsce w węzłach SDWP), wówczas zależność (3.2) przyjmuje postać (3.3):

$$0 = \sum_{WE} q_{WE} - \sum_{WY} q_{WY} \quad (3.3)$$

- (4) Zasada zachowania masy domieszki w obrębie rozważanego elementu SDWP;

* Obszar kontrolny - pewien fragment systemu, dla którego rozważane jest zachowanie się własności. Pojęcie własności odnosi się do masy wody, masy domieszki zawartej w wodzie, energii wody oraz jej pędu (Boulos i inni 2004; Duzinkiewicz 2005).

Ogólnie zasadę zachowania masy domieszki wody można opisać zależnością (3.4) (Boulos i inni 2004; Duzinkiewicz 2005):

$$\frac{d}{dt} \int_{OK} c_d \cdot dV = \sum_{WE} c_{d,WE} \cdot q_{WE} - \sum_{WY} c_{d,WY} \cdot q_{WY} + \frac{dM_d}{dt} \quad (3.4)$$

gdzie:

c_d - stężenie domieszki wody w obszarze kontrolnym,

$c_{d,WE}$ - stężenie domieszki wody wprowadzane do obszaru kontrolnego,

$c_{d,WY}$ - stężenie domieszki wody wyprowadzane z obszaru kontrolnego,

M_d - masa domieszki wody w obszarze kontrolnym.

Struktura zależności (3.4) jest analogiczna do struktury zależności (3.1). Różnica pomiędzy nimi polega na pojawieniu się w wyrażeniu (3.4) składnika dM_d/dt będącego składnikiem reakcji, który określa transformację domieszki w wodzie w wyniku jej reakcji z innymi domieszkami. Jeżeli stężenie domieszki jest jednorodne w objętości kontrolnej (taki przypadek jest rozważany w dalszej części niniejszej rozprawy), wówczas zależność (3.4) przyjmuje postać (3.5) (Boulos i inni 2004; Duzinkiewicz 2005):

$$\frac{d(c_d \cdot V)}{dt} = \sum_{WE} c_{d,WE} \cdot q_{WE} - \sum_{WY} c_{d,WY} \cdot q_{WY} + \frac{dM_d}{dt} \quad (3.5)$$

Jeśli dodatkowo w obszarze kontrolnym objętość wody pozostaje stała (ma to miejsce w węzłach SDWP), to zależność (3.5) przyjmuje postać (3.6):

$$0 = \sum_{WE} c_{d,WE} \cdot q_{WE} - \sum_{WY} c_{d,WY} \cdot q_{WY} + \frac{dM_d}{dt} \quad (3.6)$$

3.2 Modele jakości wody poszczególnych elementów SDWP

W podrozdziale 2.4 przedstawione zostały modele hydrauliki dla wszystkich typowych elementów występujących w SDWP. W związku z funkcją pełnioną przez poszczególne

elementy nie wszystkie z nich mają wpływ na jakość wody. Do elementów takich należą pompy oraz zawory, które pełnią istotną rolę z punktu widzenia hydrauliki, ale nie mają wpływu na zmianę stężenia chloru w systemie. Natomiast występujące w SDWP źródła wody traktowane są, jako źródła wody uzdatnionej o znanym stężeniu chloru wprowadzanym do sieci (patrz rozdział 2). Zatem, podczas modelowania dynamiki stężenia chloru w SDWP uwzględnia się: węzły, rurociągi oraz zbiorniki. Przy formułowaniu tych modeli powszechnie przyjmuje się założenie, iż wartości wszystkich wielkości hydraulicznych w SDWP (rozwiązanie hydrauliki) są znane i wartości te na określonych przedziałach czasu są stałe (patrz podrozdział 2.6).

3.2.1 Modele jakości wody w węzłach

Jak już wspomniano (patrz podrozdział 2.3.2), węzeł jest miejscem w SDWP, w którym następuje połączenie rurociągów. Modelując jakość wody w węzłach SDWP wprowadza się podział na dwa podstawowe ich rodzaje (Duzinkiewicz 2005):

- (a) węzły, w których nie jest dozowana domieszka (nie jest dozowany chlor),
- (b) węzły, w których domieszka jest dozowana (dozowany jest chlor).

W dalszej części rozprawy węzły należące do grupy (a) nazywane będą węzłami bez sterowania stężeniem chloru (ang. *uncontrolled quality nodes*), natomiast węzły należące do grupy (b) nazywane będą węzłami ze sterowaniem stężeniem chloru (ang. *controlled quality nodes*).

Model jakości dla węzłów wyprowadza się na podstawie prawa zachowania masy domieszki wody oraz prawa zachowania masy wody (patrz zależności (3.6) i (3.3)). Wynika to z faktu, iż do danego węzła docierają strumienie wody z różnymi stężeniami domieszek (z różnymi stężeniami chloru). W związku z tym, iż w węźle nie następuje gromadzenie wody, jak również przyjmuje się, iż czas przebywania domieszek w węźle jest na tyle krótki, że nie następują procesy przyrostu ani zanikania, prawo zachowania masy domieszki wody dla n -tego węzła można zapisać w postaci (3.7):

$$\sum_{l \in INn(t)} q_l(t) \cdot c_l(L_l, t) + \sum_{l \in EINn(t)} q_l(t) \cdot c_l(L_l, t) - \sum_{l \in OUTn(t)} q_l(t) \cdot c_l(0, t) + \\ - \sum_{l \in ESON(t)} q_l(t) \cdot c_l(0, t) + \frac{dM_n(t)}{dt} = 0 \quad (3.7)$$

gdzie:

$INn(t)$ - zbiór rurowciągow doprowadzających wodę z SDWP do węzła n w chwili t ,

$OUTn(t)$ - zbiór rurowciągow odprowadzających wodę z węzła n do SDWP w chwili t ,

$EINn(t)$ - zbiór rurowciągow doprowadzających wodę z zewnętrznych źródeł do węzła n w chwili t ,

$ESOn(t)$ - zbiór rurowciągow pobierających wodę z węzła n w chwili t ,

l - indeks rurowciągu należącego odpowiednio do zbiorów $INn(t)$, $OUTn(t)$, $EINn(t)$ i $ESOn(t)$,

$q_l(t)$ - odpowiednie natężenie dopływu wody do węzła n lub odpływu wody z węzła n w chwili t ,

$c_l(0,t)$ - stężenie chloru w odpowiednim odpływie z węzła n w chwili t (stężenie chloru na początku danego rurowciągu odprowadzającego wodę z węzła n),

$c_l(L_l,t)$ - stężenie chloru w odpowiednim dopływie do węzła n w chwili t (stężenie na końcu danego rurowciągu doprowadzającego wodę do węzła n),

$M_n(t)$ - dodawana masa chloru do węzła n w chwili t .

Rozważając w pierwszej kolejności przypadek (a) - węzły bez sterowania stężeniem chloru. Dla tego typu węzłów składnik dM_n/dt w zależności (3.7) jest równy zero. Zatem, w tej sytuacji zależność (3.7) przyjmuje postać (3.8):

$$\sum_{l \in INn(t)} q_l(t) \cdot c_l(L_l, t) + \sum_{l \in EINn(t)} q_l(t) \cdot c_l(L_l, t) - \sum_{l \in OUTn(t)} q_l(t) \cdot c_l(0, t) - \sum_{l \in ESOn(t)} q_l(t) \cdot c_l(0, t) = 0 \quad (3.8)$$

Zgodnie z zasadą (1) stężenie chloru we wszystkich strumieniach wody opuszczającej dany węzeł jest takie samo, zatem:

$$c_l(0, t) = c_{out, n}(t) \quad (3.9)$$

gdzie:

$c_{out, n}(t)$ - stężenie chloru w węźle n w chwili t .

Biorąc pod uwagę równanie (3.9), równanie (3.8) można zapisać w postaci (3.10):

$$\sum_{l \in INn(t)} q_l(t) \cdot c_l(L_l, t) + \sum_{l \in EINn(t)} q_l(t) \cdot c_l(L_l, t) - c_{out, n}(t) \cdot \left[\sum_{l \in OUTn(t)} q_l(t) + \sum_{l \in ESOn(t)} q_l(t) \right] = 0 \quad (3.10)$$

Natomiast prawo zachowania masy dla n -tego węzła jest postaci (3.11):

$$\sum_{l \in INn(t)} q_l(t) + \sum_{l \in EINn(t)} q_l(t) = \sum_{l \in OUTn(t)} q_l(t) + \sum_{l \in ESONn(t)} q_l(t) \quad (3.11)$$

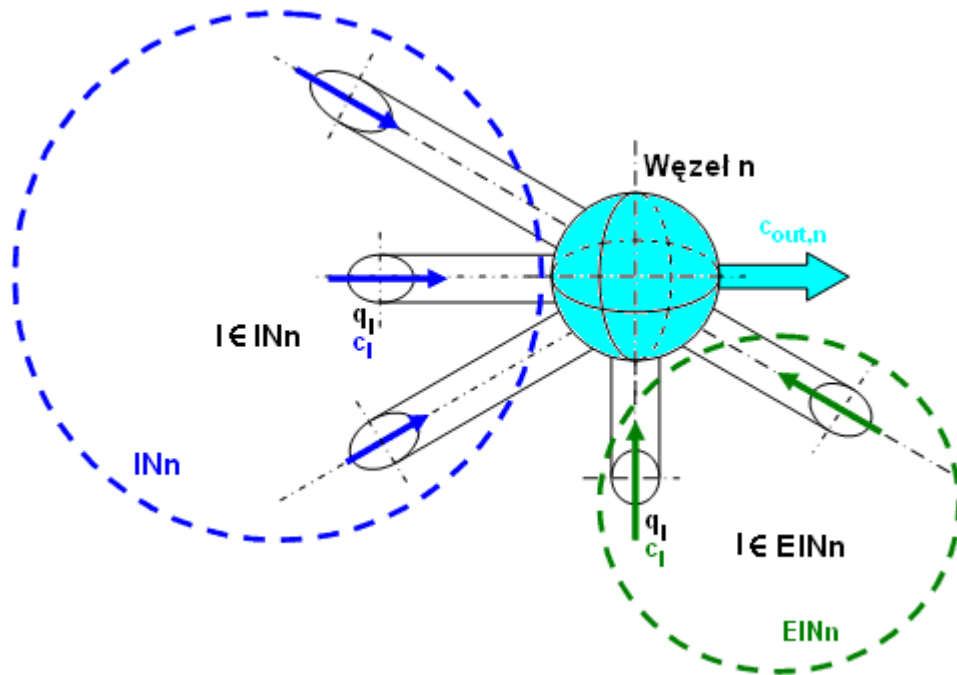
Wykorzystując (3.11), zależność (3.10) można zapisać jako (3.12):

$$\sum_{l \in INn(t)} q_l(t) \cdot c_l(L_l, t) + \sum_{l \in EINn(t)} q_l(t) \cdot c_l(L_l, t) - c_{out,n}(t) \cdot \left[\sum_{l \in INn(t)} q_l(t) + \sum_{l \in EINn(t)} q_l(t) \right] = 0 \quad (3.12)$$

Zatem, przekształcając (3.12) ostatecznie stężenie chloru w n -tym węźle opisuje zależność (3.13) (Males i inni 1985; Boulos i inni 1995; Rossman i Boulos 1996; Mays 2000; Boulos i inni 2004; Duzinkiewicz 2005):

$$c_{out,n}(t) = \frac{\sum_{l \in INn(t)} q_l(t) \cdot c_l(L_l, t) + \sum_{l \in EINn(t)} q_l(t) \cdot c_l(L_l, t)}{\sum_{l \in INn(t)} q_l(t) + \sum_{l \in EINn(t)} q_l(t)} \quad (3.13)$$

Graficzna interpretacja zależności (3.13) dla danej chwili czasu t zilustrowana została na rysunku 3.1.



Rysunek 3.1 Graficzna interpretacja modelu dynamiki stężenia chloru w węźle n

Wobec powyższego, stężenie chloru w węźle n , w danej chwili czasu t , bezpośrednio zależy tylko od stężeń chloru $c_l(L_l, t)$, $l \in INn(t)$ oraz $c_l(L_l, t)$, $l \in EINn(t)$ wprowadzanych do tego węzła w danej chwili czasu t . Innymi słowy, jest zależne od stężeń chloru znajdujących się na końcach (tuż przed węzłem) rurociągów zasilających dany węzeł.

Warto zauważyć, iż w przypadku, gdy woda dostarczana jest do węzła n wyłącznie jednym rurociągiem l zależność (3.13) przyjmuje postać (3.14):

$$c_{out,n}(t) = \frac{q_l(t) \cdot c_l(L_l, t)}{q_l(t)} = c_l(L_l, t) \quad (3.14)$$

Natomiast w przypadku węzłów należących do grupy (b) - węzły ze sterowania stężeniem chloru, składnik dM_n/dt w zależności (3.7) jest różny od zera. Węzły tego typu mogą być modelowane w różny sposób w zależności od tego, jak rozwiązany jest proces dozowania chloru (Boulos i inni 2004). Ogólnie w SDWP rozróżnia się cztery typy węzłów ze sterowaniem stężeniem chloru (Rossman 2000; Boulos i inni 2004):

- ✚ Węzły modelowane jako źródła chloru o ustalonym stężeniu (ang. *concentration source*). Tego typu węzły służą przede wszystkim do zamodelowania źródeł wody uzdatnionej tzn. źródeł wody wprowadzanej do SDWP o znanym stężeniu chloru. W niniejszej rozprawie wszystkie źródła wody występujące w rozważanych SDWP modelowane są za pomocą węzłów tego typu (patrz rozdział 2).
- ✚ Węzły modelowane jako masowe urządzenia dozujące chlor (ang. *mass booster source*). W tego typu węzłach do dopływów zasilających dany węzeł dozowana jest ustalona masa chloru. Zmianę masy chloru w n -tym węźle ze sterowaniem stężeniem chloru określa w tym przypadku zależność (3.15) (Boulos i inni 2004):

$$\frac{dM_n(t)}{dt} = c_{in,n}(t) \cdot \left[\sum_{l \in INn(t)} q_l(t) + \sum_{l \in EINn(t)} q_l(t) \right] \quad (3.15)$$

gdzie:

$c_{in,n}(t)$ - stężenie dozowanego chloru do n -tego węzła w chwili t .

Podstawiając zależność (3.15) do (3.7) oraz wykorzystując (3.9) i wykonując analogiczne do (3.10) - (3.13) przekształcenia, stężenie chloru w n -tym węźle ze sterowaniem stężeniem chloru modelowanym jako masowe urządzenie dozujące chlor można opisać zależnością (3.16) (Boulos i inni 2004):

$$c_{out,n}(t) = \frac{\sum_{l \in INn(t)} q_l(t) \cdot c_l(L_l, t) + \sum_{l \in ENIn(t)} q_l(t) \cdot c_l(L_l, t) + c_{in,n}(t) \cdot \left[\sum_{l \in INn(t)} q_l(t) + \sum_{l \in ENIn(t)} q_l(t) \right]}{\sum_{l \in INn(t)} q_l(t) + \sum_{l \in ENIn(t)} q_l(t)} \quad (3.16)$$

- ✚ Węzły modelowane jako stężeniowe urządzenia dozujące chlor (ang. *flow paced booster source*). W tego typu węzłach ustalone stężenie chloru dozowane jest do wszystkich odpływów z danego węzła. W tym przypadku zmianę masy chloru w *n*-tym węźle określa zależność (3.17) (Boulos i inni 2004):

$$\frac{dM_n(t)}{dt} = c_{in,n}(t) \cdot \left(\sum_{l \in OUTn(t)} q_l(t) + \sum_{l \in ESOn(t)} q_l(t) \right) \quad (3.17)$$

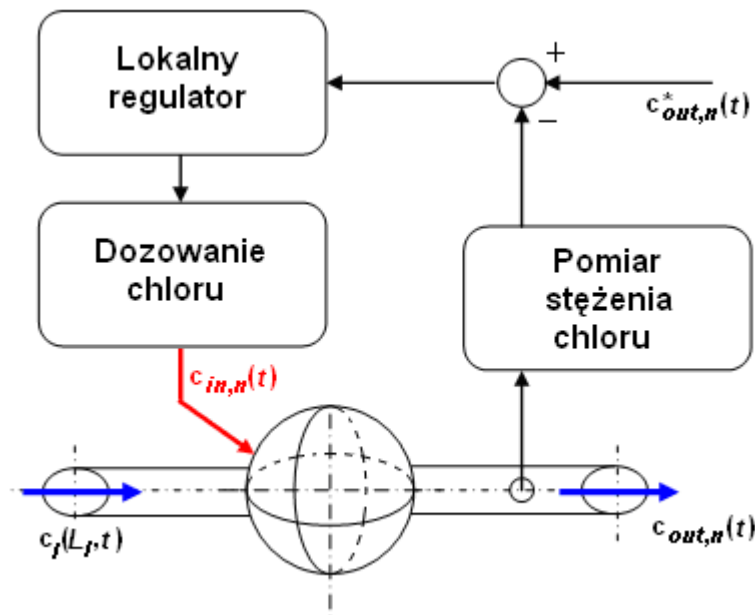
Podstawiając zależność (3.17) do (3.7) oraz wykorzystując (3.9) i wykonując analogiczne do (3.10) - (3.13) przekształcenia, stężenie chloru w *n*-tym węźle ze sterowaniem stężeniem chloru modelowanym jako stężeniowe urządzenie dozujące chlor można opisać zależnością (3.18) (Propato i inni 2001; Boulos i inni 2004):

$$c_{out,n}(t) = \frac{\sum_{l \in INn(t)} q_l(t) \cdot c_l(L_l, t) + \sum_{l \in ENIn(t)} q_l(t) \cdot c_l(L_l, t)}{\sum_{l \in INn(t)} q_l(t) + \sum_{l \in ENIn(t)} q_l(t)} + c_{in,n}(t) \quad (3.18)$$

- ✚ Węzły modelowane jako stężeniowe urządzenia dozujące chlor z wartością zadaną (ang. *setpoint booster source*). Ten typ węzłów jest analogiczny do opisanych wcześniej węzłów modelowanych jako stężeniowe urządzenia dozujące chlor; z tą różnicą, że chlor dozowany jest do danego węzła tylko tak długo, jak długo stężenie chloru w tym węźle jest poniżej wartości zadanej. Zatem, stężenie chloru w tego typu węzłach opisuje również zależność (3.18). W dalszej części niniejszej rozprawy, rozważając węzły ze sterowaniem stężeniem chloru, autor będzie odnosił się właśnie do tego typu węzłów.

Warto zauważyć, iż ilość chloru dozowanego w węzłach ze sterowaniem stężeniem chloru (niezależnie od metody jego dozowania) powinna zapewnić jego pożądane stężenie w tym węźle. W celu zrealizowania tego zadania, w węźle w którym następuje dozowanie chloru instalowany jest lokalny układ regulacji (Polycarpou i inni 2002; Duzinkiewicz 2005; Duzinkiewicz i inni 2005). Lokalny układ regulacji reguluje ilość dozowanego chloru tak, aby stężenie chloru w węźle z dozowaniem osiągnęło zadaną wartość - $c_{out,n}^*(t)$. Ogólnie taki

regulator chloru nie musi być zbyt złożony - regulator typu PID powinien być wystarczający dla osiągnięcia celów regulacji w odpowiednim czasie. Schematycznie lokalny układ regulacji stężenia chloru w węźle z dozowaniem przedstawia rysunek 3.2.



Rysunek 3.2 Lokalny układ regulacji stężenia chloru w węźle ze sterowaniem stężeniem chloru

3.2.2 Modele jakości wody w rurociągach

Jak już wspomniano (patrz podrozdział 2.3.3) rurociąg jest elementem połączeniowym transportującym wodę pomiędzy poszczególnymi punktami SDWP. Wobec tego, ogólna struktura modeli stężenia chloru w rurociągu uwzględnia przede wszystkim mechanizm transportu chloru. Oprócz modelowania procesu transportu, model stężenia chloru zawiera człon związany z kinetyką reakcji prowadzących do zmian stężenia (zanikania) chloru. Ogólnie strukturę modeli jakości wody dla rurociągów określa zasada zachowania masy domieszki wody (patrz zależność (3.5)). Modele zmian stężenia chloru uwzględniające wyżej wymienione zjawiska można znaleźć m.in. w (Males i inni 1988; Rossman i inni 1994; Clark i inni 1995). Wyprowadza się je w oparciu o równanie bilansu masy substancji niezachowawczej rozpuszczonej lub zawieszanej w płynącym płynie, które może być przedstawione w następującej postaci (Park i Kuo 1999; Duzinkiewicz 2005):

$$\frac{\partial c}{\partial t} + (\text{model transportu}) = (\text{model kinetyki reakcji}) \quad (3.19)$$

W ogólnym przypadku model mechanizmu transportu chloru obejmuje dwa jego rodzaje:

- ✚ transport adwekcyjny - transport masy chloru wzdłuż osi rurociągu,
- ✚ transport dyspersyjny - transport masy chloru w wyniku występowania zjawisk: dyfuzji** oraz dyspersji***.

Zatem, pełną strukturę modelu zmian stężenia chloru w wodzie płynącej w l -tym rurociągu w SDWP określa następująca zależność:

$$\frac{\partial c_l(z, r, t)}{\partial t} + v_l(z, r, t) \cdot \frac{\partial c_l(z, r, t)}{\partial z} + D_x \cdot \frac{\partial^2 c_l(z, r, t)}{\partial z^2} + \frac{1}{r} \frac{\partial}{\partial r} \left(r \cdot D_r \cdot \frac{\partial c_l(z, r, t)}{\partial r} \right) = R(C_l, \Theta_l) \quad (3.20)$$

z odpowiednimi warunkami początkowymi i brzegowymi,

gdzie:

$v_l(z, r, t) \cdot \frac{\partial c_l(z, r, t)}{\partial z}$ - człon modelujący transport adwekcyjny w osi l -tego rurociągu,

$D_x \cdot \frac{\partial^2 c_l(z, r, t)}{\partial z^2}$ - człon modelujący transport dyspersyjny w osi l -tego rurociągu,

$\frac{1}{r} \frac{\partial}{\partial r} \left(r \cdot D_r \cdot \frac{\partial c_l(z, r, t)}{\partial r} \right)$ - człon modelujący transport dyspersyjny promieniowy w l -tym rurociągu (transport w kierunku ścianek rurociągu),

$R(C_l, \Theta_l)$ - człon modelujący kinetykę reakcji w l -tym rurociągu,

oraz

$v_l(z, r, t)$ - liniowa prędkość przepływu wody w l -tym rurociągu,

z - odległość wzdłuż osi rurociągu l od jego początku, przy czym $z = 0$ oznacza początek a $z = L_l$ oznacza koniec l -tego rurociągu,

r - odległość od środka rurociągu,

D_x - współczynnik dyfuzji chloru w wodzie w kierunku osi rurociągu,

D_r - współczynnik dyspersji chloru w wodzie w kierunku promieniowym,

R - funkcja opisująca szybkość zmian stężenia chloru w czasie w objętości wody w zależności od stężenia chloru (ewentualnie innych domieszek) i zestawu parametrów,

** Dyfuzja - rozprzestrzenianie się masy będące konsekwencją chaotycznych zderzeń cząstek.

*** Dyspersja - rozprzestrzenianie się masy w różnych kierunkach będące skutkiem występowania dyfuzji.

- C_l - zestaw rozważanych substancji biorących udział w reakcji, w której uczestniczy chlor, dla *l-tego* rurociągu,
- Θ_l - zestaw współczynników charakteryzujących warunki reakcji, w której uczestniczy chlor, dla *l-tego* rurociągu.

Sposób ujmowania w modelu członu związanego z transportem dyspersyjnym promieniowym determinuje model pod względem jego wymiarowości. Innymi słowy, jeżeli model zawiera człon związany z transportem dyspersyjnym promieniowym to model taki jest modelem dwuwymiarowym (Duzinkiewicz 2005). Modele tego typu oraz metody ich rozwiązywania można znaleźć np. w pracach (Ozdemir i Ger 1999; Ozdemir i Ucak 2002). Odmiennym, szeroko rozpowszechnionym podejściem do ujmowania członu związanego z transportem dyspersyjnym promieniowym jest uwzględnianie go w modelu kinetyki reakcji poprzez odpowiednie zdefiniowanie i dobór współczynników szybkości reakcji. Jest to model jednowymiarowy opisywany następującą zależnością (Males i inni 1988; Rossman i inni 1994; Clark i inni 1995; Duzinkiewicz 2005):

$$\frac{\partial c_l(z, t)}{\partial t} + v_l(z, t) \cdot \frac{\partial c_l(z, t)}{\partial z} + D_x \cdot \frac{\partial^2 c_l(z, t)}{\partial z^2} = R(C_l, \Theta_l) \quad (3.21)$$

gdzie:

- $c_l(z, t)$ - stężenie chloru w *l-tym* rurociągu jako funkcja odległości od początku rurociągu z i czasu t ,
- $v_l(z, t)$ - liniowa prędkość przepływu wody w *l-tym* rurociągu jako funkcja odległości od początku rurociągu z i czasu t .

W dalszych rozważaniach zakłada się, że rurociągi są rurociągami ciśnieniowymi oraz woda jest cieczą nieściśliwą, co powoduje, że prędkość (dla *l-tego* rurociągu - $v_l(z, t)$) jest jednakowa w obrębie całego rurociągu.

Uwzględniając, że dla większości warunków hydraulicznych panujących w SDWP, prawdziwe jest założenie, iż adwekcyjny transport chloru w osi rurociągu dominuje nad dyspersyjnym, człon modelujący transport dyspersyjny w osi rurociągu może być zaniebany. Słuszność takiego działania potwierdzona została szeregiem wnikliwych analiz symulacyjnych, które pokazały, że przy turbulentnym charakterze przepływu transport dyfuzyjny jest nieznaczący w systemie wodociągowym (Al-Omari i Chaudhry 2001). Zatem,

jednowymiarowy model zmian stężenia chloru w wodzie płynącej przez l -ty rurociąg uwzględniający tylko transport adwekcyjny w osi rurociągu przedstawia się zależnością:

$$\frac{\partial c_l(z, t)}{\partial t} + v_l(z, t) \cdot \frac{\partial c_l(z, t)}{\partial z} = R(C_l, \Theta_l) \quad (3.22)$$

Człon modelujący kinetykę reakcji określa natomiast szybkość reakcji chloru z innymi substancjami (innymi domieszkami) znajdującymi się w wodzie płynącej przez rurociąg. Szybkość reakcji jest ogólnie zależna od szeregu czynników, z których najbardziej istotne to: stężenia substancji wchodzących w reakcję, temperatura, wartość pH i obecność katalizatora****. Ogólnie model kinetyki reakcji może być zapisany następująco (Duzinkiewicz 2005):

$$\frac{dc}{dt} = R(C, \Theta) \quad (3.23)$$

Najczęściej funkcja R ma postać iloczynu stężeń rozważanych substancji biorących udział w reakcji i współczynników szybkości reakcji (Droste 1997). Zatem, ogólną iloczynową postać modelu kinetyki reakcji (zmiany stężenia) substancji niezachowawczej (chloru) można przedstawić następująco (Duzinkiewicz 2005):

$$\frac{dc}{dt} = \alpha \cdot c_{Cl}^a \cdot c_B^b \cdot \dots \cdot c_N^n \quad (3.24)$$

gdzie:

α - współczynnik szybkości reakcji chloru w wodzie w danym rurociągu,

c_{Cl} - stężenie chloru,

c_B - stężenie substancji B , itd.,

a - wykładnik reakcji w odniesieniu do chloru, itd.

Występujące w zależności (3.24) wykładniki mogą mieć dowolne wartości a ich suma określa rząd reakcji. Współczynnik szybkości reakcji charakteryzuje warunki reakcji a jego wartość określa przyrost (wartość dodatnia) lub zanikanie (wartość ujemna) substancji. Określenie wszystkich stopni pośrednich (wykładników) jest zadaniem bardzo trudnym a niekiedy zbyt trudnym (niektóre stopnie mogą mieć znikomy wpływ na ogólną szybkość reakcji).

**** Katalizator - substancja zwiększająca szybkość reakcji chemicznej.

W związku z tym, szeroko stosowane są uproszczone modele kinetyki: zerowego, pierwszego i drugiego rzędu. Uproszczone modele kinetyki chloru przedstawiają szybkość zanikania chloru jako funkcję jego stężenia i ewentualnie innych domieszek wody (model kinetyki drugiego rzędu) oraz warunków zachodzenia reakcji. W dalszej części niniejszej rozprawy do modelowania kinetyki stężenia chloru wykorzystany zostanie uproszczony model pierwszego rzędu. Model ten jest postaci (Walski i inni 2001; Boulos i inni 2004; Walski i inni 2004; Duzinkiewicz 2005):

$$\frac{dc}{dt} = \alpha \cdot c \quad (3.25)$$

Podstawiając (3.25) do (3.22) uzyskuje się model opisujący adwekcyjny transport chloru przez l -ty rurociąg z kinetyką zanikania pierwszego rzędu postaci:

$$\frac{\partial c_l(z, t)}{\partial t} + v_l(z, t) \cdot \frac{\partial c_l(z, t)}{\partial z} = \alpha_l \cdot c_l(z, t) \quad (3.26)$$

z określonymi warunkami początkowymi i brzegowymi:

$$\begin{aligned} c_l(z, 0) &= c_{l,0,t}(z) \\ c_l(0, t) &= c_{l,0,z}(t) \end{aligned} \quad (3.27)$$

Występujący w zależności (3.26) współczynnik szybkości zanikania chloru α_l określany jest wzorem (Rossman i inni 1994; Mays 2000; Boulos i inni 2004):

$$\alpha_l = \alpha_{l,a} + \frac{\alpha_{l,w} \cdot \alpha_{l,f}}{r_{l,H} (\alpha_{l,w} + \alpha_{l,f})} \quad (3.28)$$

gdzie:

$\alpha_{l,a}$ - stała szybkości reakcji pierwszego rzędu w objętości wody w l -tym rurociągu,

$\alpha_{l,w}$ - stała szybkości reakcji pierwszego rzędu na ściankach l -tego rurociągu,

$\alpha_{l,f}$ - współczynnik wymiany masy chloru pomiędzy objętością wody a ściankami l -tego rurociągu,

$r_{l,H}$ - promień hydrauliczny l -tego rurociągu, $r_{l,H} = r_l / 2$, r_l - promień l -tego rurociągu.

Występujące w wyrażeniu (3.28) współczynniki $\alpha_{l,a}$ oraz $\alpha_{l,w}$ określone są empirycznie lub też są parametrami, które powinny być określone drogą estymacji. Trzeci współczynnik $\alpha_{l,f}$ może być określony z zależności (Clark i inni 1995):

$$\alpha_{l,f} = \frac{Sh \cdot D_{dif}}{D_l} \quad (3.29)$$

gdzie:

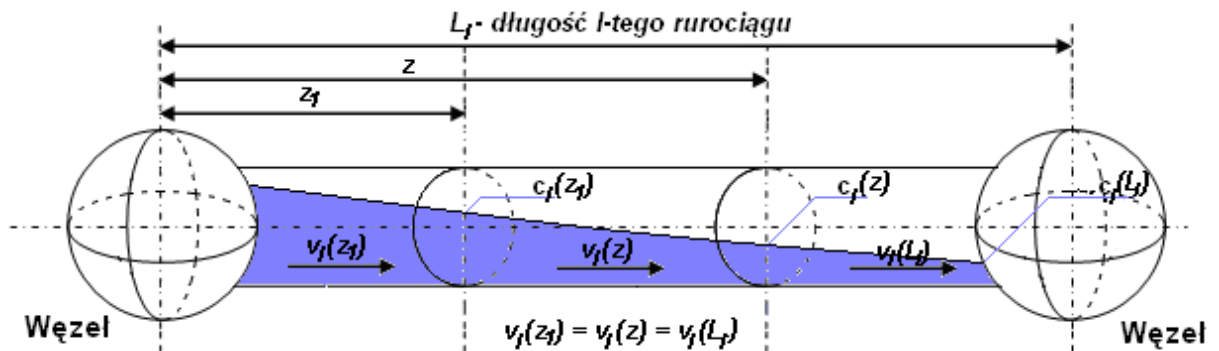
Sh - liczba Sherwooda,

D_{dif} - molekularna dyfuzyjność chloru w wodzie,

D_l - średnica l -tego rurociągu.

W prowadzonych w dalszej części rozprawy rozważaniach zakłada się, iż współczynniki szybkości reakcji dla poszczególnych rurociągów są znane.

Graficzna interpretacja zależności (3.26) dla danej chwili czasu t zilustrowana została na rysunku 3.3.



Rysunek 3.3 Graficzna interpretacja modelu dynamiki stężenia chloru w rurociągu

3.2.3 Modele jakości wody w zbiornikach

Jak już wspomniano (patrz podrozdział 2.3.4) typowo w SDWP występują zbiorniki spełniające różnego rodzaju zadania. Czas zatrzymania wody w zbiornikach może być bardzo różny i niekorzystnie wpływać na jakość wody w całym SDWP. Długi czas zatrzymania wody w zbiornikach może prowadzić do zmniejszania stężenia chloru, wtórnego rozwoju bakterii oraz tworzenia produktów ubocznych dezynfekcji (Boulos i inni 2004). W związku

z tym, w celu określenia jakości wody w SDWP należy również modelować zmiany stężenia chloru w zbiornikach. W literaturze można znaleźć szereg modeli określających przepływ wody przez zbiornik jak i przestrzenny rozkład stężenia chloru w zbiorniku (Mau i inni 1995; Rossman i inni 1995; Clark i inni 1996; Clark i Grayman 1998; Rossman i Grayman 1999; Boulos i inni 2004; Duzinkiewicz 2005). Najbardziej zaawansowanymi modelami są modele przestrzenne zaprezentowane w (Rossman i Grayman 1999).

Wszystkie modele bazują na wykorzystaniu zasady zachowania masy domieszki w obrębie zbiornika (patrz zależność (3.5)). Wykorzystując tę zasadę model jakości dla *h*-tego zbiornika można przedstawić ogólnymi zależnościami postaci (3.30) i (3.31) (Boulos i inni 2004):

$$\frac{d(V_{zb,h} \cdot c_{zb,h})}{dt} = \sum_{l \in INzb,h(t)} q_l(t) \cdot c_l(L_l, t) - \sum_{l \in OUTzb,h(t)} q_l(t) \cdot c_l(0, t) + \frac{dM_{zb,h}(t)}{dt} \quad (3.30)$$

$$\frac{dV_{zb,h}(t)}{dt} = \sum_{l \in INzb,h(t)} q_l(t) - \sum_{l \in OUTzb,h(t)} q_l(t) \quad (3.31)$$

gdzie:

$INzb,h(t)$ - zbiór rurociągów doprowadzających wodę do *h*-tego zbiornika w chwili *t*,

$OUTzb,h(t)$ - zbiór rurociągów odprowadzających wodę z *h*-tego zbiornika w chwili *t*,

l - indeks rurociągów należących odpowiednio do zbiorów $INzb,h(t)$ i $OUTzb,h(t)$,

$q_l(t)$ - odpowiednie natężenie dopływu wody do *h*-tego zbiornika lub odpływu wody z *h*-tego zbiornika w chwili *t*,

$c_{zb,h}(t)$ - stężenie chloru w *h*-tym zbiorniku w chwili *t*,

$c_l(L_l, t)$ - stężenie chloru w odpowiednim dopływie do *h*-tego zbiornika w chwili *t* (na końcu danego rurociągu doprowadzającego wodę do *h*-tego zbiornika),

$c_l(0, t)$ - stężenie chloru w odpowiednim odpływie z *h*-tego zbiornika w chwili *t* (na początku danego rurociągu odprowadzającego wodę z *h*-tego zbiornika),

$V_{zb,h}(t)$ - objętość wody w *h*-tym zbiorniku w chwili *t*.

Składnik $dM_{zb,h}(t)/dt$ w zależności (3.30) reprezentuje zmianę masy chloru w *h*-tym zbiorniku w czasie (kinetykę reakcji) i zazwyczaj przedstawiany jest w postaci (3.32) (Boulos i inni 2004):

$$\frac{dM_{zb,h}(t)}{dt} = V_{zb,h}(t) \cdot R_{zb,h}(c_{zb,h}) \quad (3.32)$$

gdzie:

$R_{z_b,h}$ - funkcja opisująca szybkość zmian stężenia chloru w czasie, w objętości wody w h -tym zbiorniku w zależności od stężenia chloru.

W niniejszej rozprawie dla celów modelowania zmian stężenia chloru w zbiorniku wykorzystany zostanie najprostszy model - model reaktora z ciągłym wymieszaniem - RCW (ang. *continuously stirred reactor* - *CSR*). Model ten traktuje zbiornik jako jednolitą objętość oraz zakłada jednorodne i ciągłe wymieszanie wody w zbiorniku. Dodatkowo zakładając, iż w zbiorniku procesy zmian stężenia chloru zachodzą zgodnie z modelem kinetyki pierwszego rzędu, model h -tego RCW przedstawiają zależności (3.33) - (3.36) (Duzinkiewicz 2005):

$$\frac{d(V_{z_b,h} \cdot c_{z_b,h})}{dt} = q_{in}(t) \cdot c_{in}(L_{in}, t) - q_{out}(t) \cdot c_{z_b,h}(t) + \beta_h \cdot V_{z_b,h}(t) \cdot c_{z_b,h}(t) \quad (3.33)$$

$$\frac{dV_{z_b,h}(t)}{dt} = q_{in}(t) - q_{out}(t) \quad (3.34)$$

z warunkami początkowymi:

$$\begin{aligned} V_{z_b,h}(0) &= V_{z_b,h,0} \\ c_{z_b,h}(0) &= c_{z_b,h,0} \end{aligned} \quad (3.35)$$

Dla zbiornika nieprzepływowego (zbiornik, który fizycznie połączony jest z resztą SDWP tylko jednym rurociągiem) dodatkowo należy uwzględnić warunek:

$$q_{in}(t) \cdot q_{out}(t) = 0 \quad (3.36)$$

gdzie:

$c_{in}(L_{in}, t)$ - stężenie chloru w dopływie do h -tego zbiornika w chwili t (na końcu rurociągu doprowadzającego wodę do h -tego zbiornika),

$q_{in}(t)$ - natężenie dopływu wody do h -tego zbiornika w chwili t ,

$q_{out}(t)$ - natężenie wypływu wody z h -tego zbiornika w chwili t ,

β_h - współczynnik szybkości reakcji chloru w wodzie w h -tym zbiorniku (podobnie jak w przypadku rurociągów dla zanikania ma wartość ujemną).

Dla uproszczenia zapisów w zależnościach (3.33) - (3.36) przyjęto praktyczne założenie, iż woda doprowadzana jest do zbiornika jednym rurociągiem oraz odprowadzana również jednym rurociągiem. Podobnie jak miało to miejsce dla rurociągów, w rozprawie zakłada się, iż współczynniki reakcji chloru w wodzie w zbiornikach są znane.

Jak już zasygnalizowano, w SDWP rozróżnia się dwa rodzaje zbiorników, a mianowicie zbiorniki przepływowe i zbiorniki nieprzepływowe. W dalszej części niniejszego podrozdziału uszczegółowiona zostanie zależność (3.33) dla obu rodzajów zbiorników.

3.2.3.1 Zbiornik przepływowy

Przekształcając zależność (3.33) uzyskuje się:

$$\begin{aligned} \frac{dc_{zb,h}(t)}{dt} \cdot V_{zb,h}(t) + \frac{dV_{zb,h}(t)}{dt} \cdot c_{zb,h}(t) = \\ = q_{in}(t) \cdot c_{in}(L_{in}, t) - q_{out}(t) \cdot c_{zb,h}(t) + \beta_h \cdot V_{zb,h}(t) \cdot c_{zb,h}(t) \end{aligned} \quad (3.37)$$

Podstawiając (3.34) do (3.37):

$$\begin{aligned} \frac{dc_{zb,h}(t)}{dt} \cdot V_{zb,h}(t) + c_{zb,h}(t) \cdot (q_{in}(t) - q_{out}(t)) = \\ = q_{in}(t) \cdot c_{in}(L_{in}, t) - q_{out}(t) \cdot c_{zb,h}(t) + \beta_h \cdot V_{zb,h}(t) \cdot c_{zb,h}(t) \end{aligned} \quad (3.38)$$

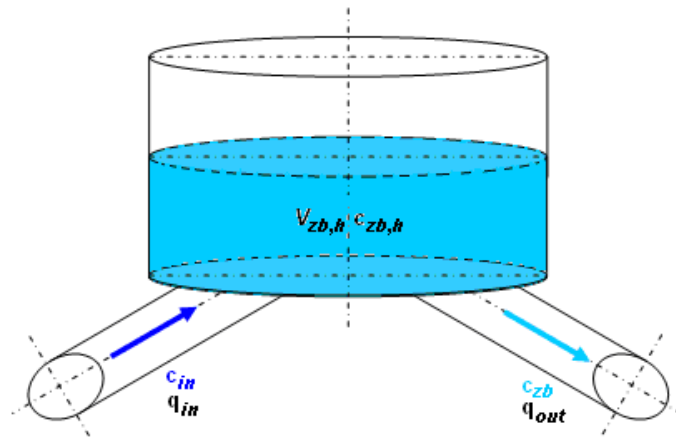
Wykonując dalsze przekształcenia:

$$\begin{aligned} \frac{dc_{zb,h}(t)}{dt} \cdot V_{zb,h}(t) = \\ = q_{in}(t) \cdot c_{in}(L_{in}, t) - c_{zb,h}(t) \cdot q_{in}(t) + c_{zb,h}(t) \cdot q_{out}(t) - q_{out}(t) \cdot c_{zb,h}(t) + \beta_h \cdot V_{zb,h}(t) \cdot c_{zb,h}(t) \quad (3.39) \\ \frac{dc_{zb,h}(t)}{dt} = \frac{q_{in}(t)}{V_{zb,h}(t)} \cdot c_{in}(L_{in}, t) - \frac{q_{in}(t)}{V_{zb,h}(t)} \cdot c_{zb,h}(t) + \beta_h \cdot c_{zb,h}(t) \end{aligned}$$

Porządkując, uzyskuje się model zmian stężenia chloru dla *h*-tego zbiornika przepływowego z kinetyką pierwszego rzędu postaci:

$$\frac{dc_{zb,h}(t)}{dt} = \left(-\frac{q_{in}(t)}{V_{zb,h}(t)} + \beta_h \right) \cdot c_{zb,h}(t) + \frac{q_{in}(t)}{V_{zb,h}(t)} \cdot c_{in}(L_{in}, t) \quad (3.40)$$

Graficzna interpretacja zależności (3.40) dla danej chwili czasu t przedstawiona została na rysunku 3.4.



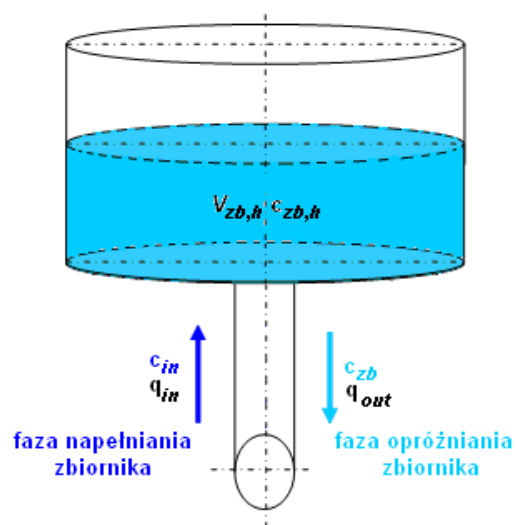
Rysunek 3.4 Graficzna interpretacja modelu dynamiki stężenia chloru w zbiorniku przepływowym

3.2.3.2 Zbiornik nieprzepływowy

W przypadku zbiornika nieprzepływowego wyróżnić można dwie fazy jego pracy, a mianowicie:

- ✚ fazę napełniania zbiornika (gdy woda dopływa do zbiornika), oraz
- ✚ fazę opróżniania zbiornika (gdy woda wypływa ze zbiornika).

Graficzna interpretacja pracy zbiornika nieprzepływowego została przedstawiona na rysunku 3.5.



Rysunek 3.5 Graficzna interpretacja pracy zbiornika nieprzepływowego

W fazie napełniania zbiornika zmianę stężenia chloru w zbiorniku określa identyczny model jak dla zbiornika przepływowego, a więc opisany zależnością (3.40). Natomiast w fazie opróżniania zbiornika zmianę stężenia chloru w zbiorniku opisuje tylko model kinetyki. Zatem, zależność (3.40) dla tej fazy przyjmuje postać (3.41):

$$\frac{dc_{z,b,h}(t)}{dt} = \beta_h \cdot c_{z,b,h}(t) \quad (3.41)$$

Warto zauważyć, że w fazie opróżniania zbiornika nieprzepływowego, zbiornik ten z punktu widzenia rozprywu wody w SDWP, staje się źródłem wody.

3.3 Model jakości wody w SDWP

Pełen model dynamiki stężenia chloru w SDWP uzyskuje się łącząc modele zamian stężenia chloru w poszczególnych jego elementach, przedstawionych w podrozdziale 3.2. Dodatkowo warto zauważyć, iż rozważając model jakości całego systemu, modele dynamiki stężenia chloru w węzłach (3.13), (3.18) oraz w zbiornikach (3.40), (3.41) są jednocześnie warunkami brzegowymi modelu dynamiki stężenia chloru wzdłuż rurociągów (3.26). Zatem, pełen model dynamiki stężenia chloru w SDWP tworzą:

- (a) model zmian stężenia chloru w węźle (zależności: (3.13), (3.18)),
- (b) model zmian stężenia chloru w rurociągu (zależność (3.26)),
- (c) model zmian stężenia chloru w zbiorniku (zależności: (3.40), (3.41)).

Rozważając pełen model dynamiki stężenia chloru w SDWP widać wyraźnie wpływ hydrauliki na jakość (stężenie chloru) wody (wpływ ten omówiono w podrozdziale 2.6). Warto podkreślić, iż do rozwiązania modelu jakości wody w SDWP potrzebna jest znajomość nie tylko wartości wielkości hydraulicznych, ale również kierunków przepływu wody. Pierwsza z cech konieczna jest do, z jednej strony uzyskania liczbowych wartości stężenia chloru w poszczególnych punktach SDWP, natomiast z drugiej wraz z drugą cechą determinuje strukturę modelu jakości. Zatem, jak wynika z powyższego wartości wielkości hydraulicznych stanowią wielkości wejściowe do modelu jakości wody w SDWP.

3.4 Metody rozwiązywania modelu jakości wody w SDWP

W podrozdziałach 3.2 oraz 3.3 przedstawiony został model dynamiki stężenia chloru w SDWP. Składa się on ze zbioru równań algebraicznych oraz różniczkowych (zwykłych i cząstkowych). Analityczne rozwiązanie tego modelu jest zadaniem skomplikowanym, dlatego opracowano szereg metod numerycznych pozwalających na rozwiązanie przedstawionego modelu jakości wody w SDWP. Ponieważ model ten określa zarówno przestrzenne jak i czasowe zmiany stężenia chloru w SDWP, metody numeryczne jego rozwiązania klasyfikuje się z punktu widzenia przestrzennego rozkładu chloru na metody bazujące: na podejściu Euler'a oraz na podejściu Lagrange'a (Rossman i Boulos 1996; Boulos i inni 2004). Natomiast z punktu widzenia rozkładu czasowego, jako metody sterowane czasem (ang. *time-driven*) lub sterowane zdarzeniami (ang. *event-driven*) (Rossman i Boulos 1996). Wszystkie wyżej wymienione metody numeryczne rozwiązywania modelu jakości wody w SDWP cechują się następującymi założeniami (Rossman i Boulos 1996):

- ✚ w obrębie kroku hydrauliki T_H wielkości hydrauliczne (natężenia przepływów wody, liniowe prędkości przepływów wody itd.) są stałe,
- ✚ transport domieszki (chloru) oraz reakcje chloru zachodzą w przedziałach czasu mniejszych niż T_H .

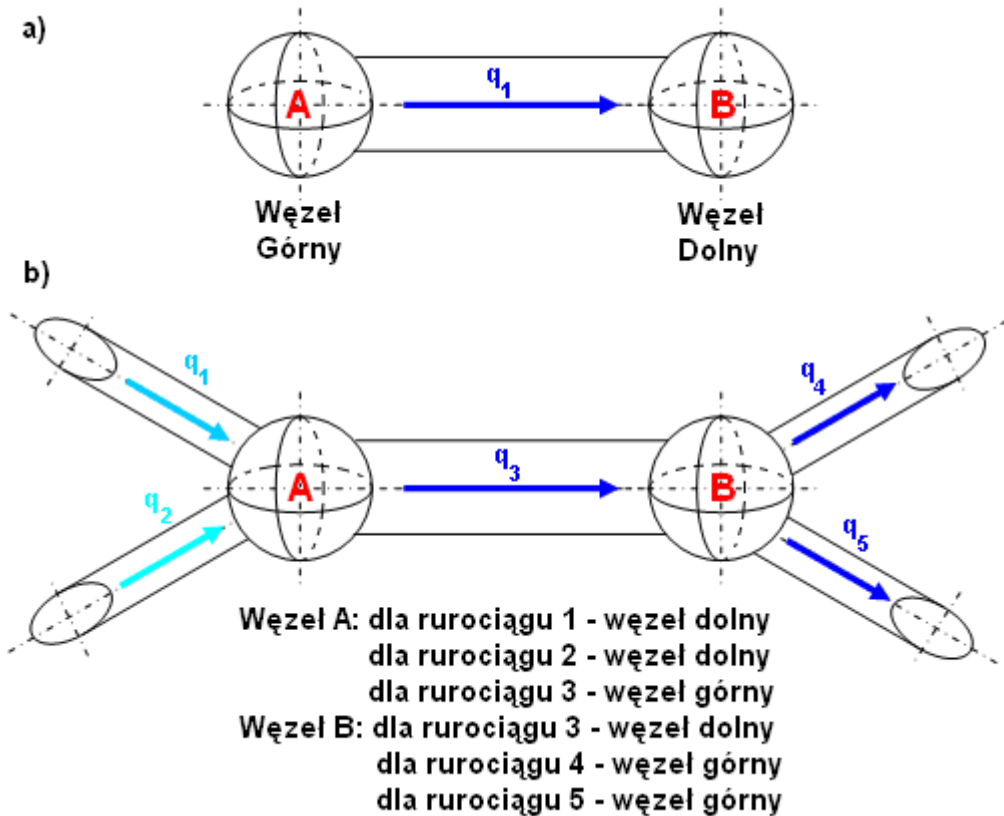
Metody bazujące na podejściu Euler'a:

- metoda różnic skończonych (ang. *Finite-Difference Method - FDM*),
- metoda objętości dyskretnych (ang. *Discrete Volume Method - DVM* lub *Discrete Volume-Element Method - DVEM*).

Metody bazujące na podejściu Lagrange'a:

- metoda sterowana czasem (ang. *Time-Driven Method - TDM*),
- metoda sterowana zdarzeniami (ang. *Event-Driven Method - EDM*).

Powyższe metody zostały opisane w podrozdziałach 3.4.1 oraz 3.4.2. W celu zwiększenia przejrzystości tego opisu zostają wprowadzone pojęcia: węzeł dolny oraz węzeł górny. Pod pojęciem węzeł dolny rozumiany będzie węzeł, do którego woda dopływa, natomiast pod pojęciem węzeł górny rozumiany będzie węzeł, z którego woda odpływa. Określenie węzła dolnego i górnego związane jest z danym rurociągiem. Uszczegóławiając, dany węzeł SDWP, rozpatrywany z punktu widzenia jednego rurociągu dochodzącego do tego węzła, jest dla niego węzłem dolnym, a z punktu widzenia innego rurociągu dochodzącego do tego węzła może być węzłem górnym. Graficzną interpretację powyższego opisu przedstawiono na rysunku 3.6.



Rysunek 3.6 Graficzna interpretacja dolnych i górnych węzłów a) dla pojedynczego rurociągu, b) dla fragmentu SDWP

3.4.1 Metody bazujące na podejściu Euler'a

W ogólności numeryczne metody rozwiązywania modelu jakości SDWP bazujące na podejściu Euler'a polegają na transporcie chloru uwzględniającym jego reakcję zgodnie z kierunkiem przepływu wody pomiędzy sztywnymi punktami siatki (FDM) lub pomiędzy objętościami segmentów w obrębie poszczególnych rurociągow (DVM/DVEM). Reakcje oraz transport w obrębie danego T_H następują w stałym, równomiernym przedziale czasu - kroku jakości T_Q (patrz podrozdział 2.6).

3.4.1.1 Metoda różnic skończonych - FDM

Metoda FDM polega na aproksymacji pochodnych występujących w zależności (3.26) ich ilorazami różnicowymi pomiędzy sztywnymi punktami siatki, zarówno w dziedzinie czasu jak i przestrzeni (Rossman i Boulos 1996). Innymi słowy, w metodzie FDM następuje przestrzenna dyskretyzacja pochodnej przestrzennej w równaniu (3.26), a następnie uzyskane w ten sposób równanie rozwiązywane jest w dyskretnych chwilach czasu (Zierolf i inni 1996;

Zierolf i inni 1998). Schemat dyskretyzowania z wykorzystaniem ilorazów różnicowych można znaleźć np. w (Mitchel i Griffiths 1980). Procedura dyskretyzacji równania (3.26) jest następująca (Chen i Brdys 1995; Brdys i inni 1995b; Brdys i Chen 1996; Chen 1997; Duzinkiewicz 2005):

dla *l*-tego ruociągu wprowadzone zostają następujące oznaczenia:

Δl_i - krok przestrzenny (odległość pomiędzy kolejnymi punktami siatki), który może być interpretowany jako długość segmentu *l* w obrębie *l*-tego ruociągu,

Δt_i - krok czasowy, który może być interpretowany jak krok jakości związany z *l*-tym ruociągiem.

Łącząc wprowadzone powyżej oznaczenia z oznaczeniami czasu (*t*) oraz odległości od początku ruociągu (*z*) wykorzystywanymi w zależności (3.26) dla *l*-tego ruociągu można napisać (3.42):

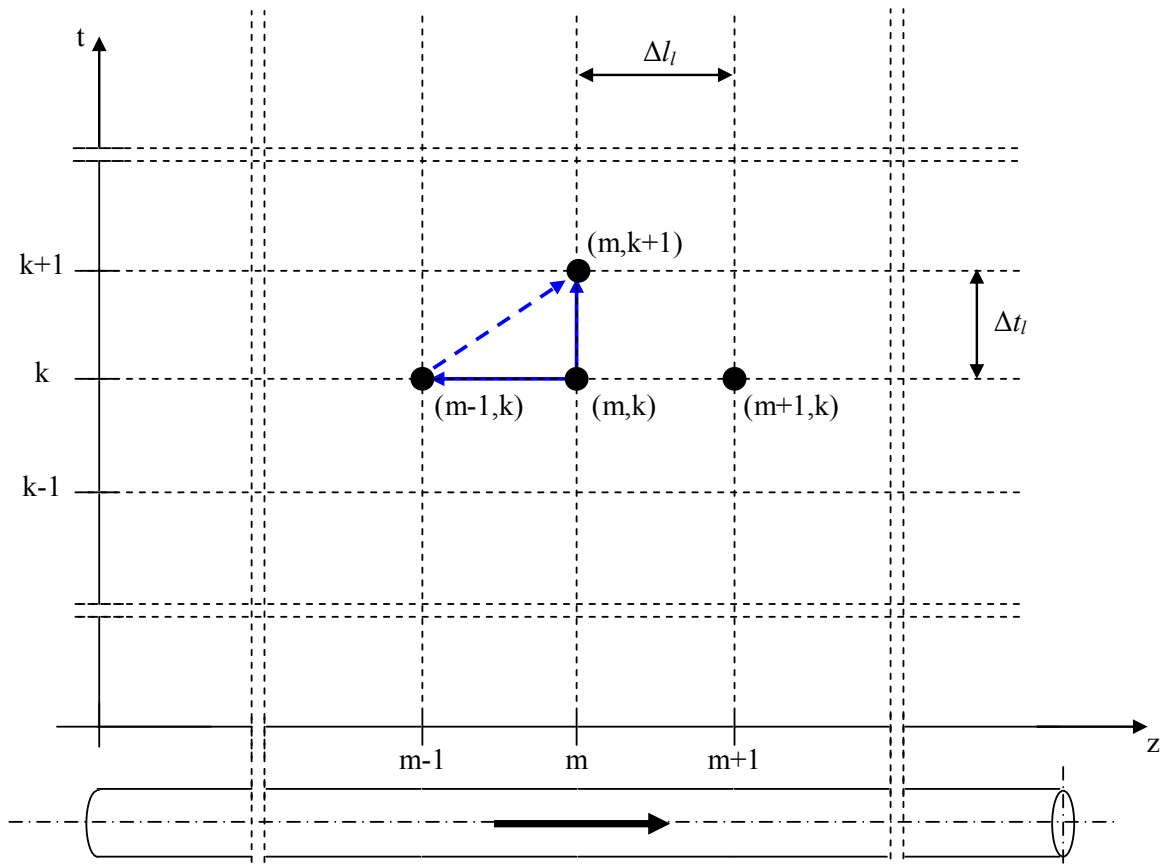
$$\begin{aligned} z &= m\Delta l_i \\ t &= k\Delta t_i \end{aligned} \tag{3.42}$$

gdzie:

m - indeks kroku przestrzennego (indeks segmentu podziału *l*-tego ruociągu),

k - indeks kroku czasowego związanego z *l*-tym ruociągiem.

Zatem, stężenie chloru w punkcie siatki (*m, k*) można zapisać jako: $c_i(m\Delta l_i, k\Delta t_i)$. Dla uproszczenia zapisu w dalszej części rozprawy wykorzystywane będzie oznaczenie: $c_i(m, k) = c_i(m\Delta l_i, k\Delta t_i)$. Graficzna interpretacja wprowadzonych oznaczeń na przestrzennej i czasowej siatce przedstawiona została na rysunku 3.7.



Rysunek 3.7 Graficzna interpretacja przestrzennej i czasowej dyskretyzacji równania (3.26)

Pochodne czasowe i przestrzenne przybliżane zostają ilorazami różnicowymi postaci (3.43) i (3.44):

$$\left. \frac{\partial c_l}{\partial t} \right|_{z,t} \cong \frac{c_l(m, k+1) - c_l(m, k)}{\Delta t_l} \quad (3.43)$$

$$\left. \frac{\partial c_l}{\partial z} \right|_{z,t} \cong \frac{c_l(m, k) - c_l(m-1, k)}{\Delta l_l} \quad (3.44)$$

natomiast stężenie chloru $c_l(z, t)$ przybliżone zostaje zależnością postaci (3.45):

$$c_l(z, t) = \frac{c_l(m, k+1) + c_l(m, k)}{2} \quad (3.45)$$

Podstawiając (3.43) - (3.45) do wyrażenia (3.26) otrzymuje się (3.46):

$$\frac{c_l(m, k+1) - c_l(m, k)}{\Delta t_l} + v_l(k) \cdot \frac{c_l(m, k) - c_l(m-1, k)}{\Delta l_l} = \alpha_l \cdot \frac{c_l(m, k+1) + c_l(m, k)}{2} \quad (3.46)$$

Grupując wyrazy zależność (3.46) przyjmuje postać (3.47):

$$c_l(m, k+1) \cdot \left(\frac{1}{\Delta t_l} - \frac{\alpha_l}{2} \right) = c_l(m, k) \cdot \left(\frac{1}{\Delta t_l} - \frac{v_l(k)}{\Delta l_l} + \frac{\alpha_l}{2} \right) + c_l(m-1, k) \cdot \frac{v_l(k)}{\Delta l_l} \quad (3.47)$$

Zatem, dyskretyzowanie modelu jakości wody przeprowadzane jest przy założeniu stałego kroku jakości dla poszczególnych rurowciągu Δt_l oraz stałej długości segmentu rurowciągu Δl_l , których wartości mogą być różne dla różnych rurowciągu. Z drugiej strony przedział czasowy modelowania jakości powinien być podzielony na całkowitą liczbę jednakowych przedziałów czasu zwanych krokiem jakości (T_Q), czyli powinno zachodzić $\Delta t_l = T_Q$. Dodatkowo przyjmuje się zasadę, że krok hydrauliki T_H jest całkowitą wielokrotnością kroku jakości T_Q oraz uwzględniając, iż krok jakości T_Q powinien być mniejszy niż krok hydrauliki T_H można zapisać zależność (3.48) (Brdys i inni 1995b):

$$\frac{T_H}{T_Q} = \lambda > 1 \quad (3.48)$$

Jak już wspomniano liniowa prędkość przepływu wody w rurowciągu pozostaje stała w obrębie kroku hydrauliki T_H , zatem dla danej wartości k kroku jakości T_Q można wyznaczyć odpowiadającą mu wartość $T_H(k)$ kroku hydrauliki T_H korzystając z następującej nierówności (Brdys i inni 1995b):

$$T_H(k) \cdot \lambda \leq k \leq [T_H(k) + 1] \cdot \lambda - 1 \quad (3.49)$$

Uwzględniając powyższe równanie (3.47) przyjmuje postać (3.50) (Brdys i inni 1995b):

$$c_l(m, k+1) \cdot \left(\frac{1}{T_Q} - \frac{\alpha_l}{2} \right) = c_l(m, k) \cdot \left(\frac{1}{T_Q} - \frac{v_l(T_H(k))}{\Delta l_l} + \frac{\alpha_l}{2} \right) + c_l(m-1, k) \cdot \frac{v_l(T_H(k))}{\Delta l_l} \quad (3.50)$$

Natomiast przejście do postaci dyskretnej dla modeli opisujących dynamikę stężenia chloru w zbiornikach lub w węzłach wykonywane jest poprzez przybliżenie pochodnych funkcji ilorazami różnicowymi ich wartości w chwilach dyskretyzowania. Zatem, wykorzystując

wprowadzone oznaczenia, dla zbiorników zależności (3.40) i (3.41) przyjmują odpowiednio postaci (3.51) i (3.52) (Brdys i inni 1995b):

$$c_{zb,h}(k) \cdot \left(\frac{1}{T_Q} + \frac{q_{in}(T_H(k))}{V_{zb,h}(T_H(k))} + \beta_h \right) = \frac{1}{T_Q} \cdot c_{zb,h}(k-1) + c_{in}(L_{in},k) \cdot \frac{q_{in}(T_H(k))}{V_{zb,h}(T_H(k))} \quad (3.51)$$

$$c_{zb,h}(k) \cdot \left(\frac{1}{T_Q} + \beta_h \right) = \frac{1}{T_Q} \cdot c_{zb,h}(k-1) \quad (3.52)$$

Natomiast modele stężenia chloru dla węzłów przedstawione zależnościami (3.13) i (3.18) są równaniami statyki i w dyskretnych chwilach czasu przyjmują postaci (3.53) i (3.54) (Brdys i inni 1995b):

$$c_{out,n}(k) = \frac{\sum_{l \in INn(k)} q_l(T_H(k)) \cdot c_l(L_l, k) + \sum_{l \in EINn(k)} q_l(T_H(k)) \cdot c_l(L_l, k)}{\sum_{l \in INn(k)} q_l(T_H(k)) + \sum_{l \in EINn(k)} q_l(T_H(k))} \quad (3.53)$$

$$c_{out,n}(k) = \frac{\sum_{l \in INn(k)} q_l(T_H(k)) \cdot c_l(L_l, k) + \sum_{l \in EINn(t)} q_l(T_H(k)) \cdot c_l(L_l, k)}{\sum_{l \in INn(k)} q_l(T_H(k)) + \sum_{l \in EINn(k)} q_l(T_H(k))} + c_{in,n}(k) \quad (3.54)$$

Warto zauważyć, iż przestrzenna i czasowa siatka obowiązuje w obrębie danego kroku hydrauliki, czyli na przedziałach stałych wartości wielkości hydraulicznych. W momencie rozpoczęcia kolejnego kroku T_H następuje wybór nowej siatki i procedura wyznaczania stężeń chloru jest kontynuowana na nowej siatce. Stężenia chloru w nowych punktach siatki są wyznaczone w oparciu o dostępne stężenia z poprzedniego kroku T_H poprzez zastosowanie interpolacji liniowej. Dokładność metody FDM ściśle zależy od długości przyjętego kroku jakości T_Q (Rossman i Boulos 1996; Boulos i inni 2004).

3.4.1.2 Metoda objętości dyskretnych - DVM

W przeciwieństwie do metody FDM opisanej w podrozdziale 3.4.1.1, do określenia czasowego i przestrzennego rozkładu stężenia chloru w każdym rurociągu, metoda DVM wykorzystuje rozwiązanie równania (3.26). Rozwiązanie to dla przedziału czasu, w którym

liniowa prędkość przepływu wody jest stała (czyli w obrębie kroku hydraulicznego T_H) jest postaci (3.55) (Rossman i inni 1993):

$$c_l(z, t + T_Q) = c_l(z - v_l \cdot T_Q, t) e^{\alpha_l T_Q}; \quad \forall T_Q \leq \frac{z}{v_l} \quad (3.55)$$

Zależność (3.55) opisuje rozprzestrzenianie się stężenia chloru (jak również innych substancji niezachowawczych) w rurociągu l w czasie t , jako adwekcyjny transport na odległość $v_l T_Q$ w przedziale czasu T_Q z eksponentyjną kinetyką zmian tego stężenia.

W metodzie DVM następuje podział każdego rurociągu na serię segmentów o jednakowych objętościach, w których zakłada się całkowite i natychmiastowe wymieszanie (Rossman i inni 1993; Rossman i Boulos 1996; Boulos i inni 2004). Procedura podziału rurociągów na segmenty Δl jest następująca (Rossman i inni 1993):

Krok 1. Dla danego kroku hydraulicznego T_H zostają obliczone czasy transportu wody T_T przez rurociągi w oparciu o równanie (3.56):

$$T_{T,l} = \frac{L_l}{v_l} \quad (3.56)$$

gdzie:

l - indeks rurociągu,

L_l - długość l -tego rurociągu,

v_l - liniowa prędkość przepływu wody przez l -ty rurociąg w obrębie danego T_H .

Krok 2. Zgodnie z zależnością (3.55) dla chwili czasu t stężenie chloru w wodzie w obrębie danego rurociągu ulega adwekcyjnemu transportowi na odległość $v_l T_Q$ w przedziale czasu T_Q z eksponentyjną kinetyką zmian tego stężenia. Przedział czasu T_Q traktowany jest zatem jako krok jakości. W celu przeciwdziałania sytuacji, w której nastąpiłby transport wody poza obręb danego rurociągu krok jakości T_Q nie może być dłuższy niż najkrótszy czas transportu wody przez wszystkie rurociągi w SDWP, w obrębie danego kroku hydraulicznego T_H . Zatem, wartość kroku jakości T_Q można wyznaczyć na podstawie zależności (3.57):

$$T_Q = \min_l T_{T,l} \quad (3.57)$$

Jak już wspomniano zakłada się, iż krok hydrauliki T_H jest całkowitą wielokrotnością kroku jakości T_Q (patrz zależność (3.48)); jak również wspomniano (patrz podrozdział 2.6) typowo w SDWP długość kroku jakości T_Q wynosi kilka minut.

Krok 3. Obliczenie liczby segmentów N dla każdego rurociągu, dla danego kroku hydrauliki T_H korzystając z zależności (3.58):

$$N_l = \left[\left(\frac{T_{T,l}}{T_Q} \right) \right]_N \quad (3.58)$$

gdzie:

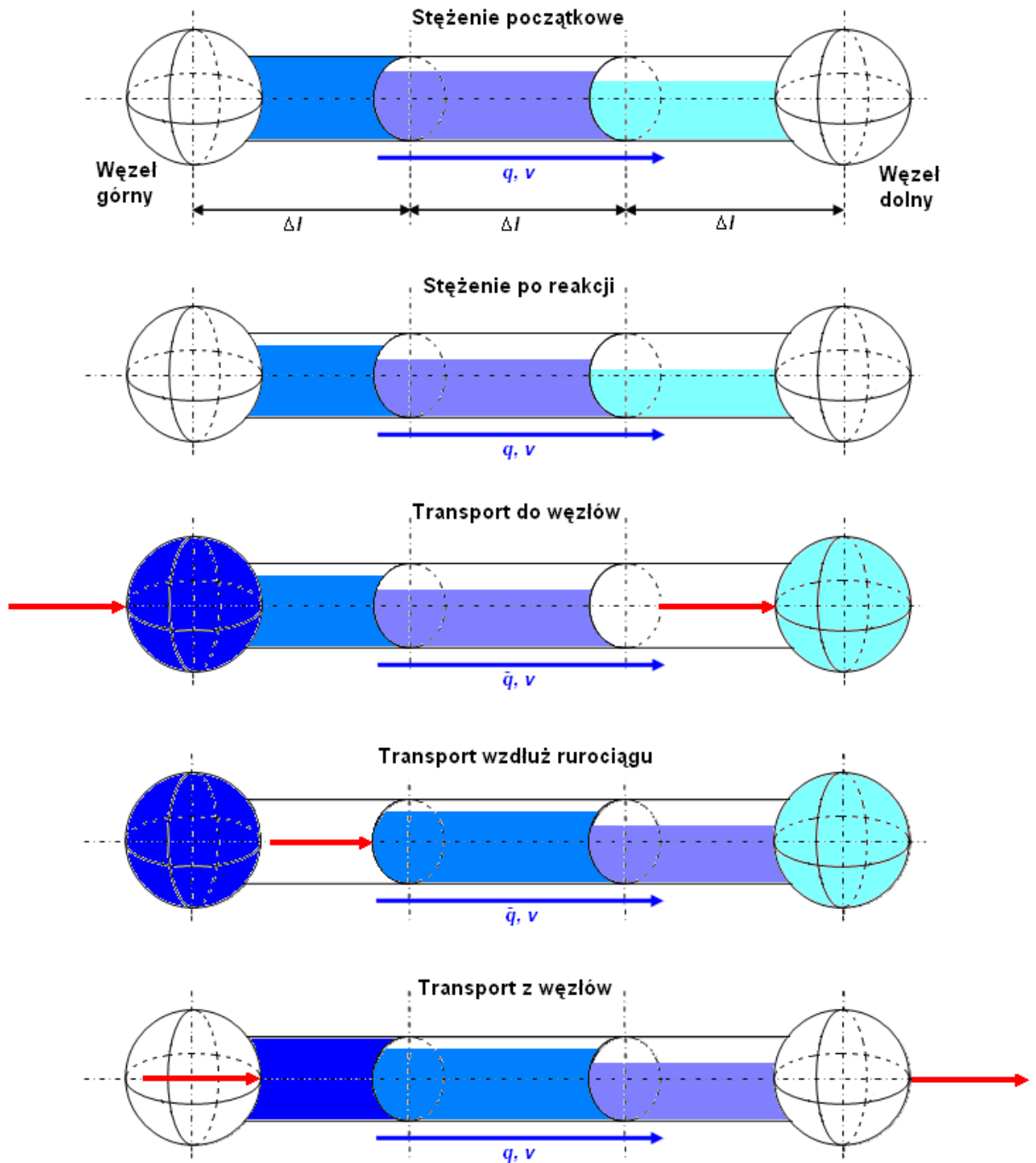
$[\cdot]_N$ - operacja zaokrąglania wartości do najbliższej liczby naturalnej.

Krok 4. Obliczenie długości segmentu Δl dla każdego rurociągu, dla danego kroku hydrauliki T_H na podstawie zależności (3.59):

$$\Delta l_l = \frac{L_l}{N_l} \quad (3.59)$$

W wyznaczonym podziale rurociągów, zgodnie z powyższą procedurą, następuje dla każdego kolejnego T_Q w każdej objętości segmentu, najpierw reakcja chloru zgodnie z przyjętym modelem kinetyki pierwszego rzędu, a następnie transport do sąsiedniego segmentu zgodnie z kierunkiem przepływu wody (Rossman i Boulos 1996; Zierolf i inni 1996; Zierolf i inni 1998; Boulos i inni 2004). Zatem, transport następuje do sąsiedniego segmentu dolnego, w ogólności do węzła dolnego (patrz rysunek 3.6). Kiedy sąsiedni segment jest węzłem (zgodnie z kierunkiem przepływu wody - ostatni segment danego rurociągu), następuje dodanie wprowadzanej masy domieszki (stężenia chloru) oraz natężenia przepływu do stężeń i natężeń przepływów wprowadzanych do tego węzła innymi rurociągami. W związku z tym, po reakcji oraz transporcie następuje wyznaczenie stężenia chloru (zgodnie z zależnościami (3.13) i (3.18)) we wszystkich węzłach SDWP a następnie wprowadzenie tego stężenia do pierwszych segmentów rurociągów, którymi woda opuszcza węzeł. Stężenia chloru w ostatnich segmentach rurociągów wprowadzających wodę do zbiorników wykorzystywane są do wyznaczania stężeń chloru w zbiornikach zgodnie z zależnościami (3.40) i (3.41), a następnie stężenia te wprowadzane są do pierwszych segmentów rurociągów wyprowadzających wodę ze zbiorników. Cała sekwencja powtarzana jest przez kolejne T_Q aż

do momentu zakończenia kroku hydrauliki T_H . W momencie pojawienia się nowych warunków hydraulicznych - rozpoczęcia kolejnego T_H następuje nowy podział rurociągu na segmenty. Zatem, liczba segmentów w obrębie danego rurociągu może być różna dla kolejnych T_H . Działanie to powoduje powstawanie analogicznej siatki przestrzennej jak w metodzie FDM. Przebieg procedury wyznaczania stężenia chloru w rurociągu w metodzie DVM dla pojedynczego T_Q przedstawiono na rysunku 3.8 (Rossman i inni 1993; Rossman i Boulos 1996; Boulos i inni 2004):

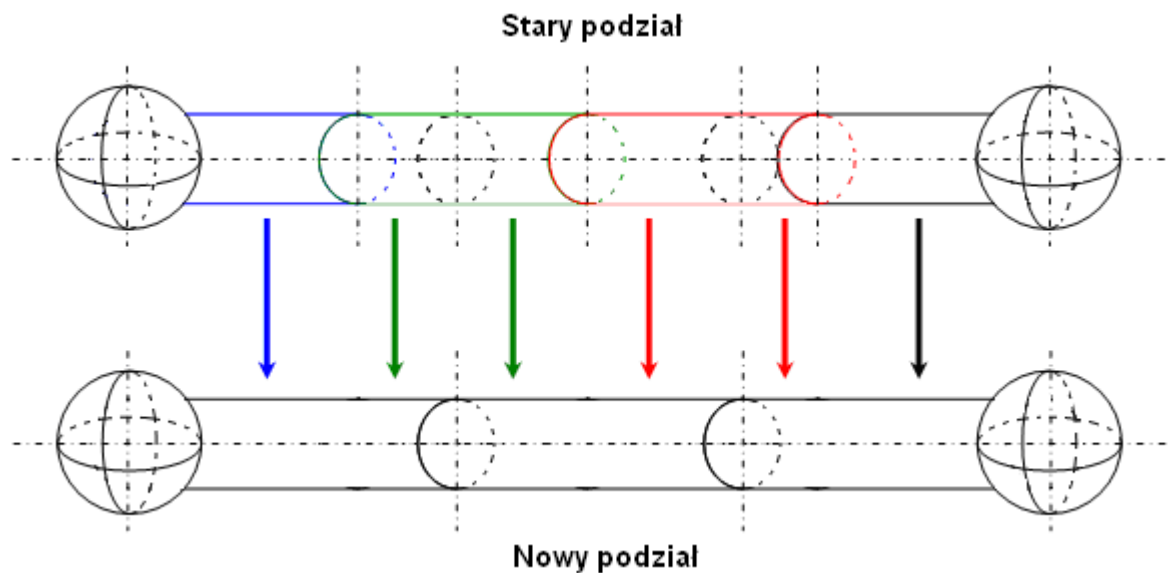


Rysunek 3.8 Metoda DVM - przebieg wyznaczania stężenia chloru dla pojedynczego T_Q

Jak już wspomniano pojawienie się kolejnego kroku hydrauliki powoduje nowy podział rurociągów na segmenty. Pojawia się zatem zadanie wyznaczenia początkowego stężenia chloru w nowych segmentach (na początku nowego T_H) na podstawie stężenia chloru w starych segmentach (na końcu poprzedniego T_H). Stężenie to wyznacza się poprzez „nakładanie” stężenia chloru ze starych segmentów na nowy podział. Możliwe są dwa przypadki:

- (1) dla danego rurociągu liczba segmentów w nowym podziale jest mniejsza niż w starym podziale,
- (2) dla danego rurociągu liczba segmentów w nowym podziale jest większa niż w starym podziale.

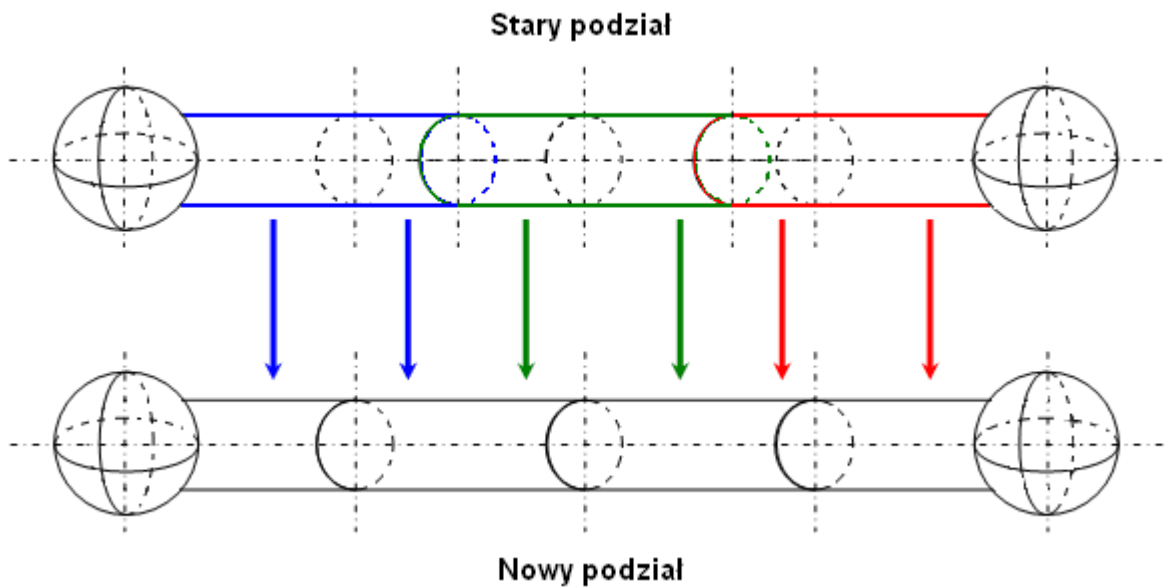
W przypadku (1) objętości ze starych segmentów są bezpośrednio przenoszone do nowego segmentu, aż do momentu pełnego wypełnienia jego objętości. Następnie ustalane jest stężenie w nowym segmencie poprzez proporcjonalne określanie wpływu stężeń ze starych segmentów. Innymi słowy, początkowe stężenie w nowym segmencie jest wynikiem proporcjonalnego podziału stężeń ze wszystkich starych segmentów związanych z konkretnym nowym segmentem. Działanie to zostało zobrazowane na rysunku 3.9 (Rossman i inni 1993; Boulos i inni 2004).



Rysunek 3.9 Wyznaczanie początkowego stężenia chloru w rurociągu w przypadku (1)

W przypadku (2) objętość nowego segmentu i każdego następnego nowego segmentu jest wynikiem przekazania objętości starego segmentu z proporcjonalnym podziałem stężenia, aż

do momentu wyczerpania się objętości starego segmentu. Działanie to zostało zobrazowane na rysunku 3.10 (Rossman i inni 1993; Boulos i inni 2004).



Rysunek 3.10 Wyznaczanie początkowego stężenia chloru w rurociągu w przypadku (2)

W przedstawionej powyżej metodzie DVM wyróżnia się dwa ekstremalne przypadki, które muszą być uwzględniane w procedurze podziału rurociągów. Przypadki te wynikają ze stosunku długości rurociągów i liniowej prędkości natężenia przepływu wody. Są one następujące (Rossman i inni 1993):

- (a) duża liniowa prędkość przepływu wody w rurociągu o małej długości,
- (b) mała liniowa prędkość przepływu wody w rurociągu o znacznej długości.

Przypadek (a) powoduje, iż krok jakości T_Q przyjmuje bardzo małą wartość. W wyniku tego następuje bardzo duże zwiększenie czasu obliczeń. Aby tego uniknąć wprowadza się minimalny krok jakości $T_{Q,min}$. Działanie to powoduje pewną utratę dokładności uzyskiwanego rozwiązania przede wszystkim dla rurociągów z krótkim czasem transportu (będzie następowało w nich większe niż powinno zanikanie stężenia chloru).

W przypadku (b) występuje bardzo duża liczba segmentów w rurociągach, co również wydłuża czas obliczeń oraz może prowadzić do przekroczenia pamięci komputera. Aby tego uniknąć wprowadza się maksymalną liczbę segmentów w obrębie rurociągu $N_{l,max}$. Analogicznie jak poprzednio wprowadza to pewną utratę dokładności rozwiązania przede wszystkim dla rurociągów z długim czasem transportu (będzie w nich następował szybszy niż powinien transport stężenia chloru).

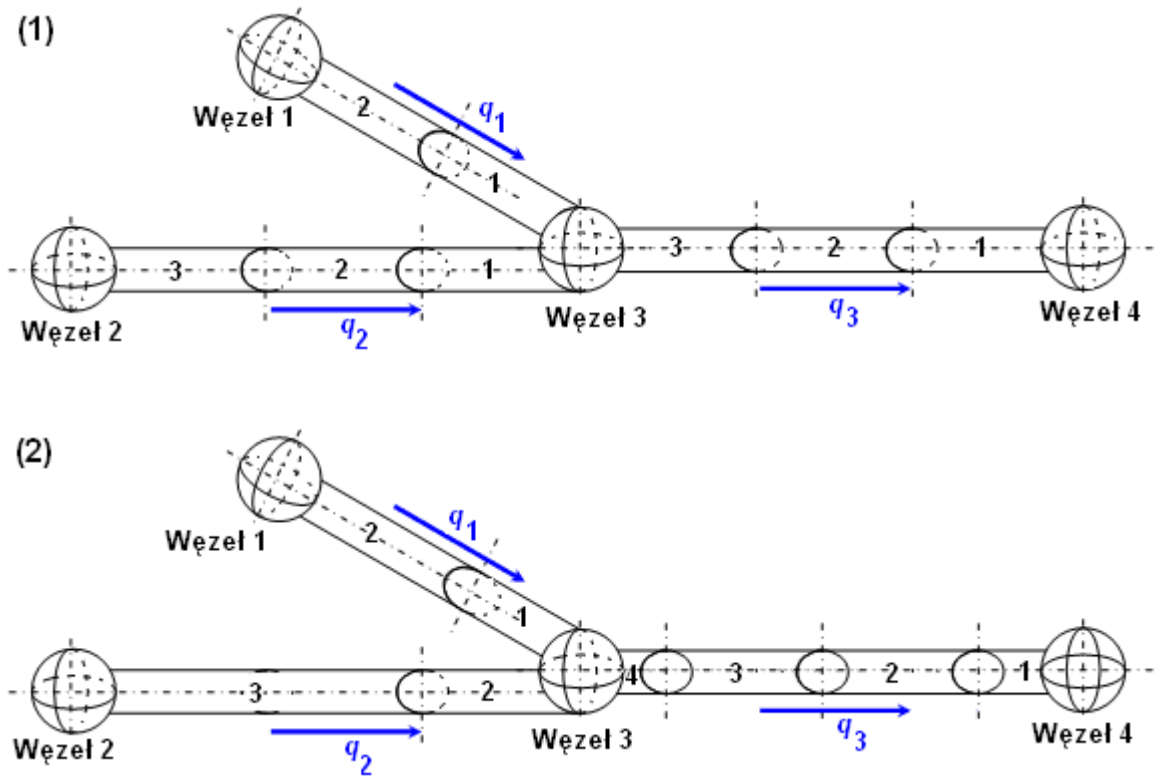
Warto zauważyć, iż w metodzie DVM w danym T_H zawartości sąsiednich segmentów nie są mieszane ze sobą. Mieszanie to może następować tylko pomiędzy kolejnymi T_H , co wynika z nowego podziału rurociągów na segmenty. Dokładność metody podobnie jak w przypadku metody FDM zależy od długości kroku jakości T_Q (Rossmann i Boulos 1996).

3.4.2 Metody bazujące na podejściu Lagrange'a

Metody numeryczne bazujące na podejściu Lagrange'a polegają na śledzeniu zmian stężenia chloru w szeregu dyskretnych porcji wody podczas ich transportu przez rurociągi (Rossmann i Boulos 1996; Zierolf i inni 1996; Zierolf i inni 1998; Boulos i inni 2004). Dyskretne porcje wody mogą być traktowane, podobnie jak w metodach bazujących na podejściu Euler'a, jako segmenty w obrębie rurociągu. Różnica w tych metodach polega na tym, że segmenty w obrębie danego rurociągu, wyznaczone analogicznie jak w metodzie DVM (patrz podrozdział 3.4.1.2), wraz ze wzrostem czasu (w obrębie danego T_H) zmieniają swój rozmiar. Jak już wspomniano metody bazujące na podejściu Lagrange'a dzieli się na dwa rodzaje: sterowane czasem (TDM) oraz sterowane zdarzeniami (EDM). W metodzie TDM uaktualnianie stanu SDWP (z punktu widzenia jakości) następuje w ustalonych, sztywnych chwilach czasu (co krok jakości T_Q). Natomiast w metodzie EDM uaktualnianie to następuje tylko momencie kiedy nowa, dyskretna porcja wody osiągnie koniec danego rurociągu (dotrze do węzła dolnego) i nastąpi jej zmieszanie z wodą wprowadzaną do tego węzła innymi rurociągami (Rossmann i Boulos 1996; Zierolf i inni 1996; Zierolf i inni 1998). Obie metody bazujące na podejściu Lagrange'a, podobnie jak metoda DVM, wykorzystują rozwiązanie równania (3.26) postaci (3.55) (Zierolf i inni 1996; Zierolf i inni 1998).

3.4.2.1 Metoda sterowana czasem - TDM

W metodzie TDM następuje śledzenie stężenia i rozmiaru szeregu nienachodzących na siebie segmentów z wodą wypełniających każdy rurociąg w SDWP. Wraz z upływem czasu rozmiar górnego segmentu (czyli leżącego najbliżej węzła górnego) zwiększa się, a rozmiar segmentu dolnego (czyli leżącego najbliżej węzła dolnego) ulega zmniejszeniu. Rozmiary segmentów, które leżą pomiędzy segmentem górnym i dolnym pozostają bez zmian. Opisane powyżej działanie zilustrowane zostało na rysunku 3.11 (Rossmann i Boulos 1996; Rossmann 2000):



Rysunek 3.11 Zmiana rozmiarów segmentów w metodzie TDM: (1) Chwila czasu t , (2) Chwila czasu $t + T_Q$

W metodzie TDM w każdym kroku jakości T_Q można wyróżnić następujące fazy (Rossman 2000; Boulos i inni 2004):

- 1) Uaktualnianie stężenia chloru w każdym segmencie, poprzez uwzględnienie reakcji chloru zachodzącej w segmencie, w danym T_Q .
- 2) Stężenia chloru wprowadzane do węzła (a więc stężenia w dolnych segmentach) mieszane są ze sobą w celu wyznaczenia nowych stężeń w węzłach z uwzględnieniem ewentualnych zewnętrznych źródeł (zgodnie z zależnościami (3.13) i (3.18)). Objętość wnoszona z każdego segmentu do węzła jest iloczynem kroku jakości T_Q i natężenia przepływu wody w danym rurociągu. Jeżeli wyliczona objętość przekracza rozmiar segmentu wtedy segment ten jest „niszczony” i sąsiedni segment będący za nim staje się segmentem wprowadzającym objętość do węzła.
- 3) Stężenia chloru w zbiornikach uaktualniane są w zależności od przyjętego modelu mieszania. Jeśli przyjęty model zbiornika jest typu RCW (patrz podrozdział 3.2.3) to uaktualnianie odbywa się zgodnie z zależnościami (3.40) i (3.41).
- 4) Nowe segmenty są tworzone w rurociągach wyprowadzających wodę z węzłów, źródeł i zbiorników (patrz rysunek 3.11)). Objętość nowego segmentu jest iloczynem natężenia przepływu wody w rurociągu oraz kroku jakości T_Q , natomiast stężenie

chloru w tym segmencie równe jest stężeniu obliczonemu dla węzła (źródła lub zbiornika).

Wykonanie 4) następuje tylko wówczas, gdy obliczone nowe stężenie chloru w węźle różni się od dopuszczalnej tolerancji. Dokładniej mówiąc wtedy, gdy różnica pomiędzy obliczonym nowym stężeniem w węźle i stężeniem w przylegającym do węzła segmencie rurociągu odpływowego przekracza założoną dopuszczalną wartość. Jeżeli różnica ta jest mniejsza od założonej tolerancji, wówczas nowy segment nie jest tworzony, a wymiar segmentu przylegającego jest zwiększany o objętość wprowadzaną do rurociągu odpływowego w kroku jakości T_Q .

Cała procedura jest powtarzana dla kolejnego T_Q . W momencie rozpoczęcia się kolejnego kroku hydrauliki T_H kolejność segmentów w każdym rurociągu, w którym następuje zmiana kierunku przepływu wody jest przestawiana. Następuje ponowny podział rurociągu na segmenty oraz uaktualnienie stężenie chloru w nowych segmentach w sposób analogiczny jak w metodzie DVM (patrz podrozdział 3.4.1.2).

Dokładność metody TDM zależy od długości kroku jakości T_Q oraz od przyjętej tolerancji ograniczającej generowanie nowych segmentów (Rossman i Boulos 1996).

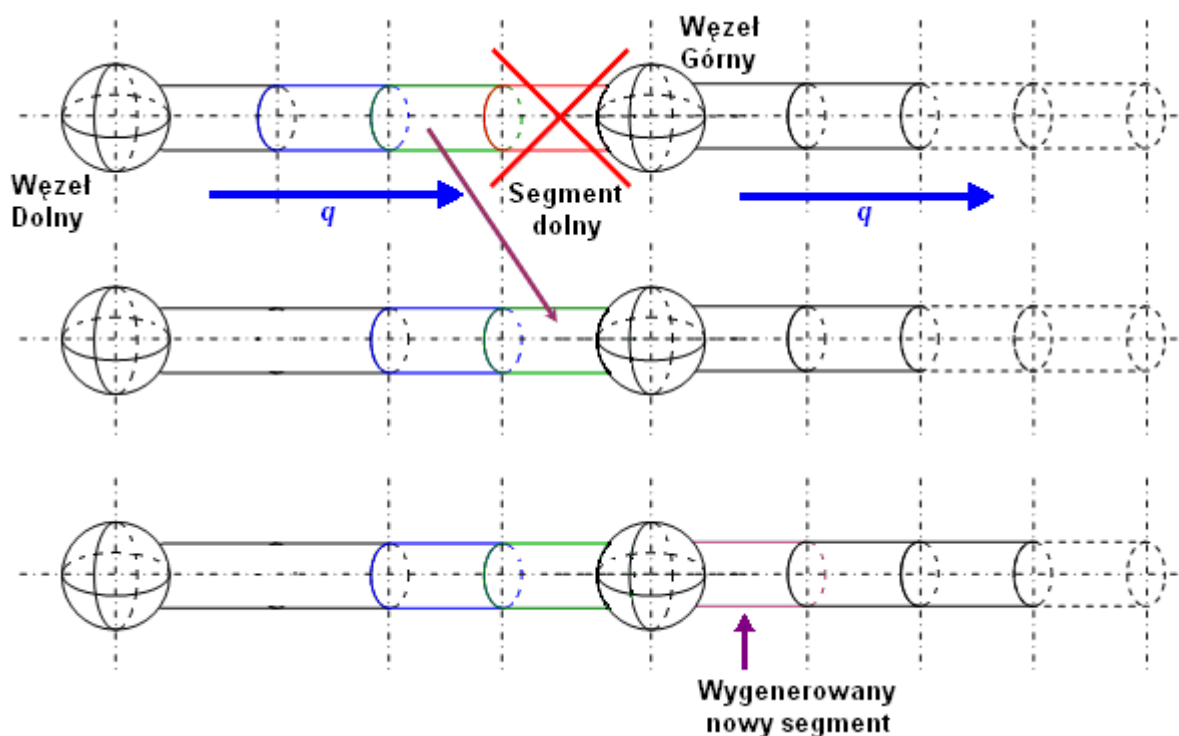
3.4.2.2 Metoda sterowana zdarzeniami - EDM

Metoda EDM jest bardzo zbliżona do metody TDM z tą różnicą, iż w metodzie EDM uaktualnianie stanu całego SDWP nie następuje w sztywnych, ustalonych chwilach czasu. Stan związany z poszczególnym węzłem/rurociągiem uaktualniany jest w momencie, gdy segment dolny danego rurociągu doprowadzającego wodę do węzła zostanie całkowicie „zniszczony”. Innymi słowy, kiedy dyskretna porcja wody dotrze do węzła dolnego (Boulos i inni 1995; Rossman i Boulos 1996; Boulos i inni 2004). Zatem, rysunek 3.11 ilustruje również działanie metody EDM.

Metoda EDM wymaga utworzenia i utrzymywania uporządkowanej listy „czasów życia” segmentów dolnych dla każdego rurociągu. W związku z tym, dla każdego rurociągu bazując na bieżącej liniowej prędkości przepływu wody oraz na wielkości dyskretnej porcji wody (rozmiarze segmentu) wyznaczany jest czas, po którym dolny segment ulegnie „zniszczeniu”. Miejsce na liście poszczególnych dolnych segmentów uzależnione jest od długości ich „czasów życia”, w kolejności od najkrótszego. Uaktualnienie stanu sieci następuje po upływie najkrótszego „czasu życia”. Po tym czasie wykonywane są następujące działania:

- 1) Dolny segment z najkrótszym „czasem życia” zostaje „zniszczony”, a jego miejsce zajmuje segment sąsiadujący z nim w kierunku węzła górnego. Następuje uaktualnienie czasu symulacji.
- 2) Uaktualnienie stężenia w węźle, do którego dochodził dolny segment z najkrótszym „czasem życia”, zgodnie z zależnością (3.13) lub (3.18). W przypadku, gdy dolny segment z najkrótszym „czasem życia” dochodził do zbiornika uaktualniane jest stężenie w zbiorniku zgodnie z zależnością (3.40).
- 3) Jeżeli uaktualnione stężenie w węźle z punktu 2) różni się od dopuszczalnej tolerancji tworzone są nowe segmenty w rurociągach odprowadzających wodę z tego węzła o stężeniu równym uaktualnionemu stężeniu w węźle (analogicznie jak ma to miejsce w metodzie TDM - patrz podrozdział 3.4.2.1 punkt 4)).
- 4) Uaktualnienie listy „czasów życia” dla dolnych segmentów poszczególnych rurociągów.

W celu zwiększenia przejrzystości, powyższe działanie zostało zobrazowane na rysunku 3.12.



Rysunek 3.12 Graficzna ilustracja metody EDM

Cały proces jest kontynuowany aż do zakończenia bieżącego T_H . W momencie rozpoczęcia kolejnego kroku hydrauliki następuje uaktualnienie stężeń i kolejności segmentów w rurociągu (analogicznie jak w metodzie TDM) oraz listy „czasów życia” dolnych segmentów.

Dokładność metody EDM zależy tylko od przyjętej tolerancji związanej z generowaniem nowych segmentów. Wykorzystując do rozwiązania modelu jakości wody metodę EDM mogą pojawić się błędy w momencie zmiany kierunku natężenia przepływu wody (Boulos i inni 1995; Rossman i Boulos 1996; Boulos i inni 2004).

3.4.3 Podsumowanie metod numerycznych

Porównanie wyżej opisanych metod numerycznych rozwiązywania modelu jakości wody w SDWP pod kątem ich efektywności obliczeniowej oraz dokładności w odniesieniu do rozwiązania analitycznego można znaleźć np. w (Rossman i Boulos 1996; Boulos 2004). Poszczególne metody zostały zaimplementowane w symulatorze EPANET i uzyskane wyniki symulacji porównano z rozwiązaniem analitycznym. Podstawowe wnioski są następujące (Rossman i Boulos 1996; Boulos 2004):

- ✚ dokładność uzyskanych rozwiązań jest porównywalna dla wszystkich metod,
- ✚ metody bazujące na podejściu Lagrange'a są bardziej efektywne obliczeniowo,
- ✚ metody bazujące na podejściu Euler'a charakteryzują się mniejszymi wymaganiami odnośnie wielkości pamięci komputera.

Ostatecznie w pierwszej edycji EPANETU zaimplementowana została metoda DVM (Rossman 1994). Natomiast w powszechnie obecnie stosowanej drugiej wersji EPANETU wykorzystywana jest metoda TDM (Rossman 2000). Jak już wspomniano, w niniejszej rozprawie wykorzystywana była druga wersja symulatora nazywana krótko EPANET.

3.5 Model jakości wody w SDWP dla celów estymacji

Przedstawiony w podrozdziale 3.2 model jakości wody opisuje przestrzenną i czasową zmianę stężenia chloru w SDWP. Jak zaznaczono w podrozdziale 3.3 model ten składa się z trzech rodzajów równań. Dynamika stężenia chloru opisywana jest za pomocą równań różniczkowych zwyczajnych (zależności: (3.40) i (3.41)) oraz cząstkowych (zależność (3.26)). Natomiast zmiany stężenia chloru w węzłach SDWP opisują równania algebraiczne postaci (3.13) oraz (3.18). Zatem, dla potrzeb estymacji pojawia się konieczność aproksymowania równań różniczkowych cząstkowych (3.26) równaniami różniczkowymi zwyczajnymi. Metoda ich aproksymacji z wykorzystaniem ilorazów różnicowych przedstawiona została w podrozdziale 3.4.1.1. Aproksymacja równania (3.26) metodą opisaną

w podrozdziale 3.4.1.1 sprowadza się więc do dyskretyzacji równania różniczkowego cząstkowego zarówno w dziedzinie czasu jak i przestrzeni. Wobec tego, po dyskretyzacji wzrasta liczba zmiennych oraz uzyskany system jest systemem z czasem dyskretnym, co jest niekorzystne z punktu widzenia proponowanej metody estymacji (patrz rozdziały 4 i 6). W związku z tym, w rozprawie proponuje się alternatywną metodę aproksymacji równania (3.26). Polega ona na dyskretyzacji równania (3.26) tylko w dziedzinie przestrzeni pozostawiając czas ciągły (Łangowski i Brdys 2006; Łangowski i Brdys 2007). Innymi słowy, aproksymując pochodną cząstkową $\frac{\partial c_l(z,t)}{\partial t}$ jej ilorazem różnicowym przy Δt_l dążącym do zera zależność (3.43) można zapisać w postaci (3.60):

$$\frac{\partial c_l(z,t)}{\partial t} \Big|_{z,t} \cong \frac{c_l(m,k+1) - c_l(m,k)}{\Delta t_l} \underset{\Delta t_l \rightarrow 0}{=} \frac{dc_l(m,t)}{dt} \quad (3.60)$$

Zatem, zależności (3.44) oraz (3.45) przyjmą odpowiednio postaci (3.61) i (3.62):

$$\frac{\partial c_l(z,t)}{\partial z} \Big|_{z,t} \cong \frac{c_l(m,t) - c_l(m-1,t)}{\Delta l_l} \quad (3.61)$$

$$c_l(z,t) = c_l(m,t) \quad (3.62)$$

Uwzględniając zależności (3.60) - (3.62) równanie (3.26) może być aproksymowane równaniem (3.63):

$$\frac{dc_l(m,t)}{dt} + v_l(m,t) \cdot \frac{c_l(m,t) - c_l(m-1,t)}{\Delta l_l} = \alpha_l \cdot c_l(m,t) \quad (3.63)$$

z warunkiem początkowym (3.64):

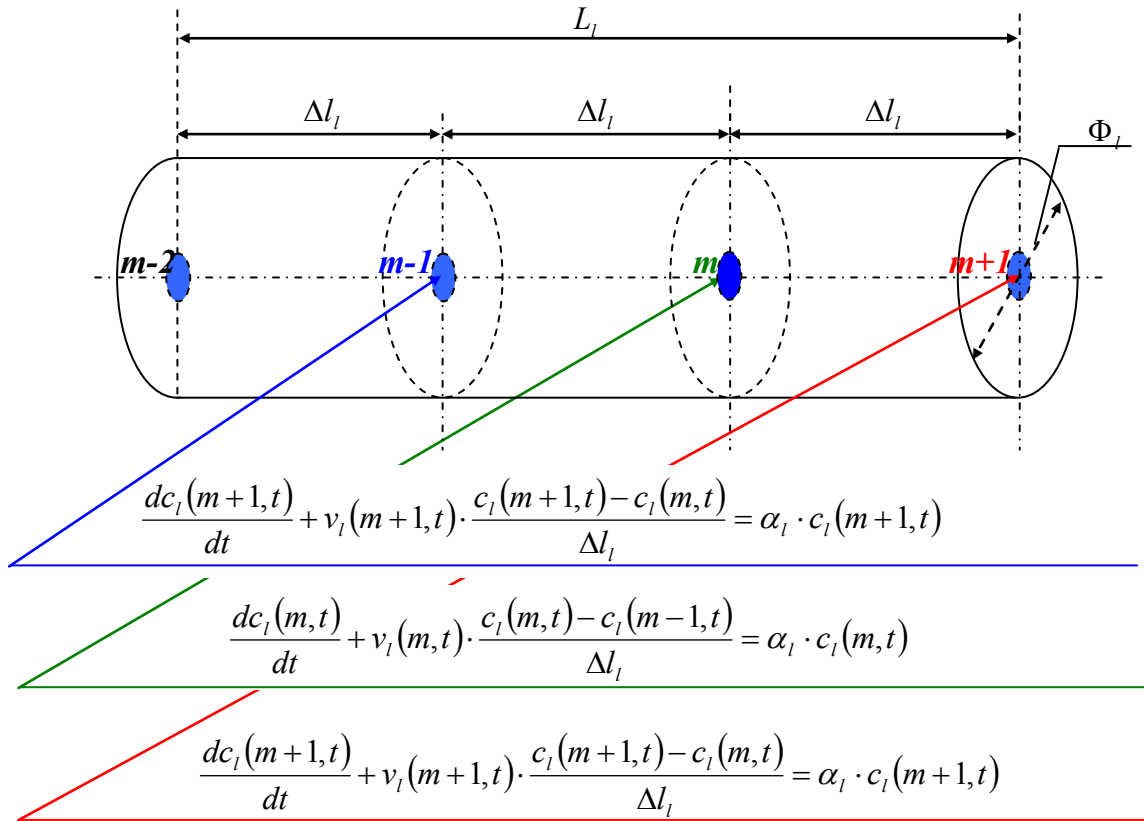
$$c_l(m,0) = c_{l,0,t}(m) \quad (3.64)$$

gdzie:

m - definiuje strukturę (określa położenie w przestrzeni).

Zatem, równanie (3.63) opisuje zmiany stężenia chloru w m punktach l -tego rurociągu (w odległości $m\Delta l_l$ od początku rurociągu) w każdej chwili czasu t . Można więc powiedzieć,

iz równanie to ilustruje wirtualny podział rurociągu na segmenty. Graficznie, przykładowy podział rurociągu na segmenty przedstawiono na rysunku 3.13.



L_l – długość rurociągu, Δl_l – długość segmentu rurociągu, Φ_l – średnica rurociągu

Rysunek 3.13 Przykładowy podział rurociągu na segmenty

Wobec powyższego, każdy rurociąg dzielony jest na segmenty o długości Δl (poprzez wstawienie dodatkowych węzłów - nazywanych dalej podwęzłami). Dla danego rurociągu segmenty mają tę samą długość. Nie oznacza to, że wszystkie rurociągi mają segmenty o tej samej długości. Warto jeszcze podkreślić, iż zakładając, że rurociągi są rurociągami ciśnieniowymi oraz woda jest cieczą nieściśliwą, w obrębie danego rurociągu liniowa prędkość przepływu wody dla wszystkich segmentów jest taka sama, co dla przedstawionego na rysunku 3.13 przykładowego rurociągu można zapisać jako:

$$v_l(m-1,t) = v_l(m,t) = v_l(m+1,t) = v_l(L_l,t) \quad (3.65)$$

Biorąc pod uwagę informacje zawarte w podrozdziałach 2.6 oraz 3.4 wiadomym jest, iż natężenie przepływu wody jak i wynikająca z niego liniowa prędkość przepływu wody jest

stała tylko na pewnych przedziałach czasu w obrębie rozważanego horyzontu czasu T . Jak już wspomniano (patrz podrozdział 2.6) przedział czasu, w obrębie którego zarówno natężenie przepływu wody jak i liniowa prędkość przepływu wody jest stała to krok hydrauliki T_H , którego długość przyjmowana jest pomiędzy 0,5 - 2 [h] (Brdys i Ulanicki 1994). W związku z tym, liczba przedziałów czasu (kroków hydrauliki T_H), na których natężenie przepływu wody jak i liniowa prędkość przepływu wody, w obrębie rozważanego horyzontu czasu, jest stała wynosi: $J = T/T_H$.

Wykorzystywana w dalszej części rozprawy procedura podziału rurociągów na segmenty Δl (wymagane przez równanie (3.63)) została przedstawiona w podrozdziale 3.4.1.2. Jest ona powtarzana dla każdego kroku hydrauliki T_H . Zatem, liczba segmentów w obrębie danego rurociągu może być różna dla kolejnych T_H i w konsekwencji struktura modelu jakości wody dla celów estymacji złożonego z równań: (3.13), (3.18), (3.40), (3.41) oraz (3.63) jest zmienna. Jak można zauważyć model ten jest ciągłym, liniowym modelem o parametrach skupionych.

Warto zauważyć, iż praktyczne znaczenie w SDWP ma przede wszystkim znajomość stężeń chloru w węzłach oraz w zbiornikach. Zatem, w dalszej części rozprawy, wielkości te postrzegane będą jako wyjścia z SDWP. Stężenia chloru w węzłach SDWP wyznacza się na podstawie zależności (3.13) i (3.18). Struktura tych równań dla poszczególnych węzłów będzie zależała od liczby rurociągów doprowadzających wodę do danego węzła. Tak więc, rozważając zależności (3.13) i (3.18) można zauważyć, iż wyznaczenie stężenia chloru w danym węźle sieci wymaga znajomości zarówno wartości natężeń dopływów do tego węzła jak i znajomości stężeń chloru wprowadzanych do niego. Dodatkowo w przypadku węzłów ze sterowaniem stężeniem chloru koniecznym jest znajomość wartości dozowanego chloru do węzła. Jak już wspomniano stężenia chloru wprowadzane do danego węzła są równe stężeniom chloru na końcach rurociągów wprowadzających wodę do tego węzła i wyznacza się je na podstawie zależności (3.63). Natomiast stężenia chloru w poszczególnych zbiornikach wyznaczone są na podstawie zależności (3.40) i (3.41). Warto zwrócić uwagę, iż równania (3.40) i (3.41) podobnie jak równanie (3.63) są równaniami dynamicznymi. W związku z tym, w dalszej części rozprawy, stężenia chloru w zbiornikach oraz na końcach poszczególnych rurociągów traktowane będą jako jakościowe zmienne stanu SDWP i oznaczane przez wektor $\mathbf{x}(t)$. Warto podkreślić, iż zmienne stanu reprezentujące stężenia chloru w zbiornikach przenoszone są bezpośrednio na wyjścia SDWP. Podobna sytuacja występuje w przypadku, gdy do węzła doprowadzana jest woda tylko jednym rurociągiem i nie jest to węzeł ze sterowaniem stężeniem chloru.

W związku z różnym czasem transportu wody przez poszczególne rurowości następuje podział rurowości w SDWP na segmenty. Jak wspomniano wcześniej liczba segmentów dla poszczególnych rurowości może być różna i w szczególnym przypadku wynosić jeden (gdy rurowość nie jest dzielona). Dla każdego segmentu w SDWP dynamikę stężenia chloru można opisać zależnością (3.63). Zatem, naturalnym jest rozszerzenie wektora stanu o zmienne reprezentujące stężenia chloru na końcach „pośrednich” segmentów. W związku z tym, pełen wektor stanu $\mathbf{x}(t)$ reprezentuje stężenia chloru na końcach wszystkich segmentów wszystkich rurowości występujących w danym SDWP oraz w zbiornikach. Jak już wspomniano model jakości wody w SDWP dla celów estymacji charakteryzuje się zmienną w czasie strukturą. Konsekwencją tego jest fakt, iż liczba zmiennych stanu dla każdego T_H może być różna. Stężenia chloru na końcach poszczególnych segmentów rurowości wyznaczane są na podstawie zależności (3.63). Wprowadzając oznaczenie $x_r(t)$ dla stężenia chloru na końcu r -tego segmentu w obrębie l -tego rurowości, zależność (3.63) dla tego segmentu przyjmuje postać (3.66):

$$\frac{dx_r(t)}{dt} = \left(-\frac{v_r(t)}{\Delta l_r} + \alpha_l \right) \cdot x_r(t) + \frac{v_r(t)}{\Delta l_r} \cdot c_{inp,l,r}(t) \quad (3.66)$$

gdzie:

$v_r(t)$ - liniowa prędkość przepływu wody w r -tym segmencie l -tego rurowości,

Δl_r - długość r -tego segmentu w l -tym rurowości,

$c_{inp,l,r}(t)$ - stężenie chloru na początku r -tego segmentu l -tego rurowości.

Stężenie chloru na początku r -tego segmentu l -tego rurowości $c_{inp,l,r}(t)$ może być albo

(Łangowski i Brdys 2007; Brdys i Łangowski 2008):

- (i) równe stężeniu chloru na końcu $r-1$ segmentu l -tego rurowości,
- (ii) równe stężeniu chloru w źródle wody,
- (iii) równe stężeniu chloru w h -tym zbiorniku,
- (iv) równe stężeniu chloru w n -tym węźle.

W przypadku (i) równanie (3.66) jest postaci (3.67):

$$\frac{dx_r(t)}{dt} = \left(-\frac{v_r(t)}{\Delta l_r} + \alpha_l \right) \cdot x_r(t) + \frac{v_r(t)}{\Delta l_r} \cdot x_{r-1}(t) \quad (3.67)$$

gdzie:

$x_{r-1}(t)$ - zmienna stanu reprezentująca stężenie chloru na końcu $r-1$ segmentu l -tego rurociągu.

W przypadku (ii) równanie (3.66) przyjmuje postać (3.68):

$$\frac{dx_r(t)}{dt} = \left(-\frac{v_r(t)}{\Delta l_r} + \alpha_l \right) \cdot x_r(t) + \frac{v_r(t)}{\Delta l_r} \cdot c_{zr}(t) \quad (3.68)$$

gdzie:

$c_{zr}(t)$ - stężenie chloru w źródle wody.

W przypadku (iii) równanie (3.66) jest postaci (3.69):

$$\frac{dx_r(t)}{dt} = \left(-\frac{v_r(t)}{\Delta l_r} + \alpha_l \right) \cdot x_r(t) + \frac{v_r(t)}{\Delta l_r} \cdot x_h(t) \quad (3.69)$$

gdzie:

$x_h(t)$ - zmienna stanu reprezentująca stężenie chloru w h -tym zbiorniku.

Natomiast w przypadku (iv) równanie (3.66) przyjmuje postać (3.70):

$$\frac{dx_r(t)}{dt} = \left(-\frac{v_r(t)}{\Delta l_r} + \alpha_l \right) \cdot x_r(t) + \frac{v_r(t)}{\Delta l_r} \cdot c_{out,n}(t) \quad (3.70)$$

gdzie:

$c_{out,n}(t)$ - stężenie chloru w n -tym węźle wyznaczone z zależności (3.13) lub (3.18).

Natomiast stężenia chloru w zbiornikach wyznaczone są na podstawie zależności (3.40) oraz (3.41). Wprowadzając oznaczenie $x_h(t)$ dla stężenia chloru w h -tym zbiorniku, zależności (3.40) i (3.41) dla tego zbiornika przyjmują postaci (3.71) i (3.72).

$$\frac{dx_h(t)}{dt} = \left(-\frac{q_{in}(t)}{V_{zb,h}(t)} + \beta_h \right) \cdot x_h(t) + \frac{q_{in}(t)}{V_{zb,h}(t)} \cdot c_{izb,h}(t) \quad (3.71)$$

gdzie:

$c_{izb,h}(t)$ - stężenie chloru wprowadzane do h -tego zbiornika,

$$\frac{dx_h(t)}{dt} = \beta_h \cdot x_h(t) \quad (3.72)$$

Zgodnie z rozważaniami przeprowadzonymi w podrozdziale 3.2.3 stężenie chloru w h -tym zbiorniku opisywane jest albo zależnością (3.40) (zbiornik przepływowy) albo zależnościami (3.40) (zbiornik nieprzepływowy w fazie jego napełniania) i (3.41) (zbiornik nieprzepływowy w fazie jego opróżniania). Dla zbiornika nieprzepływowego w fazie jego opróżniania nie występuje mechanizm transportu wody przez zbiornik i stężenie chloru w nim zmniejsza się zgodnie z kinetyką zanikania (patrz zależność (3.72)). Natomiast dla zbiornika przepływowego oraz nieprzepływowego w fazie jego napełniania (patrz zależność (3.71)) stężenie chloru w dopływie $c_{izb,h}(t)$ do zbiornika równe jest stężeniu chloru na końcu ostatniego segmentu rurociągu dostarczającego wodę do zbiornika. Zatem, równanie (3.71) przyjmuje postać (3.73):

$$\frac{dx_h(t)}{dt} = \left(-\frac{q_{in}(t)}{V_{zb,h}(t)} + \beta_h \right) \cdot x_h(t) + \frac{q_{in}(t)}{V_{zb,h}(t)} \cdot x_\kappa(t) \quad (3.73)$$

gdzie:

$x_\kappa(t)$ - zmienna stanu reprezentująca stężenie chloru na końcu ostatniego segmentu rurociągu dostarczającego wodę do zbiornika.

W sytuacji, gdy woda doprowadzana jest do zbiornika większą liczbą rurociągów odpowiednio zmienia się struktura równania (3.73).

Zatem, na podstawie zależności (3.67) - (3.70), (3.72), (3.73) oraz uwzględniając (3.13) i (3.18) dynamikę stężenia chloru w SDWP można opisać ogólną zależnością (3.74):

$$\dot{\mathbf{x}}(t) = \mathbf{A}(t)\mathbf{x}(t) + \mathbf{b}(t) \quad (3.74)$$

gdzie:

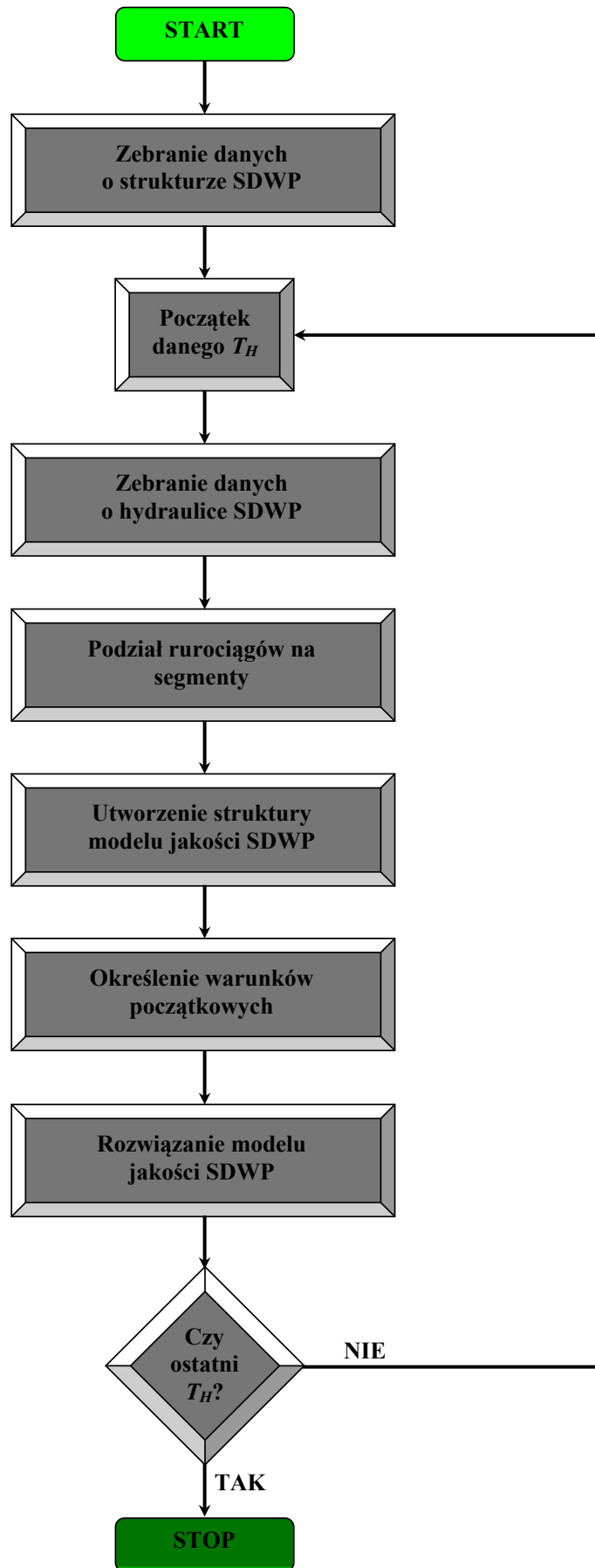
- $\mathbf{x}(t)$ - wektor jakościowych zmiennych stanu reprezentujących stężenia chloru na końcach wszystkich segmentów wszystkich rurociągów występujących w SDWP oraz w zbiornikach; przy czym w wektorze w pierwszej kolejności znajdują się zmienne stanu reprezentujące stężenia chloru na końcach segmentów, a dokładna ich kolejność jest zgodna z przepływami wody w SDWP począwszy od źródeł poprzez wykorzystanie wzajemnych powiązań pomiędzy nimi,
- $\mathbf{A}(t)$ - zmienna w czasie macierz stanu, której elementy zależą od wielkości hydraulicznych (natężenia przepływów wody, liniowe prędkości przepływów wody, objętości wody w zbiornikach), długości segmentów rurociągów oraz współczynników szybkości reakcji α i β ,
- $\mathbf{b}(t)$ - wektor wejść, którego elementy zależą od wielkości hydraulicznych (liniowe prędkości przepływów wody), długości segmentów rurociągów, stężeń chloru w źródłach wody oraz w przypadku występowania w SDWP węzłów ze sterowaniem stężeniem chloru od dozowanych stężeń chloru w tych węzłach.

Wyrowadzony i opisany w niniejszym podrozdziale model jakości wody w SDWP został zaimplementowany w środowisku MATLAB. Implementacja modelu, jego działanie oraz porównanie z symulatorem EPANET przedstawione zostały odpowiednio w podrozdziałach 3.5.1 oraz 3.5.2.

3.5.1 Implementacja i działanie opracowanego modelu jakości wody w SDWP

Opracowany model jakości wody w SDWP, szczegółowo przedstawiony w podrozdziale 3.5, został zaimplementowany w środowisku MATLAB. Dane niezbędne dla jego rozwiązania (struktura sieci, wartości wielkości hydraulicznych, stężenia chloru w źródłach wody) uzyskano z zaimplementowanego w symulatorze EPANET modelu symulacyjnego. Dodatkowo odpowiednie działanie modelu wymagało zdefiniowania wartości następujących trzech wielkości: T_H , $T_{Q,min}$ oraz $N_{l,max}$. W zaprezentowanych w podrozdziale 3.5.2 wynikach symulacji dwóch przykładowych SDWP wartość T_H przyjęta została jako 1 [h]. Wyznaczenie wartości $T_{Q,min}$ oraz $N_{l,max}$ odbywa się na drodze eksperymentu i zależy od struktury jak i własności hydraulicznych danego SDWP. Podstawową wytyczną przy ustaleniu wartości $T_{Q,min}$ jest fakt, iż minimalny krok jakości w SDWP przyjmowany jest na poziomie kilku minut (patrz podrozdział 2.6). Zarówno wybór wartości $T_{Q,min}$ jak również $N_{l,max}$ jest

kompromisem pomiędzy efektywnością obliczeń, a dokładnością uzyskanego rozwiązania. Wpływ wyboru wartości $T_{Q,min}$ oraz $N_{l,max}$ na dokładność uzyskiwanego rozwiązania modelu jakości SDWP, w odniesieniu do rozwiązania uzyskanego z symulatora EPANET, przedstawiony został w załączniku 1. W przypadku rozważanego w podrozdziale 3.5.2 *Przykładu 1 SDWP* parametry te nie musiały być definiowane, co bezpośrednio wynika z „właściwego” stosunku natężeń przepływu wody do długości rurociągów. Innymi słowy, w *Przykładzie 1 SDWP* liczba segmentów dla danego rurociągu, jak również wartość kroku jakości T_Q wynikały bezpośrednio z obliczeń zgodnie z przedstawioną w podrozdziale 3.4.1.2 procedurą podziału rurociągów na segmenty. Natomiast dla rozważanego również w tym podrozdziale *Przykładu 2 SDWP* wartości $T_{Q,min}$ oraz $N_{l,max}$ wyznaczone zostały eksperymentalnie i wynoszą odpowiednio 2 minuty i 10 segmentów. Opracowany model jakości SDWP zaimplementowano w środowisku MATLAB według opracowanego algorytmu, który został przedstawiony na rysunku 3.14.



Rysunek 3.14 Algorytm działania opracowanego modelu jakości wody w SDWP

Poszczególne bloki w zaprezentowanym na rysunku 3.14 algorytmie pełnią następujące funkcje:

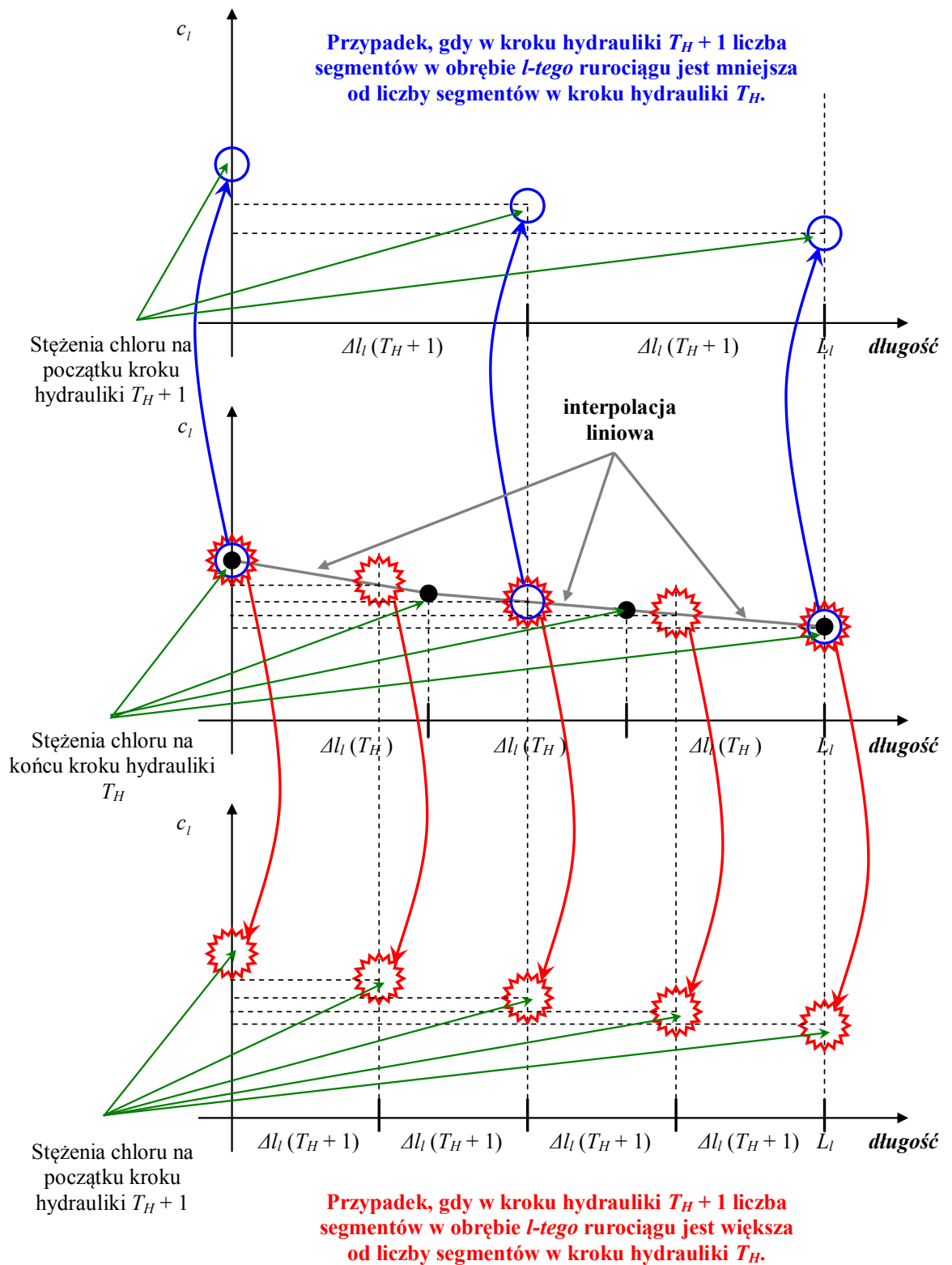
Zebranie danych o strukturze SDWP - na podstawie zaimplementowanego w symulatorze EPANET modelu symulacyjnego następuje zebranie i przesłanie do MATLABA danych o strukturze SDWP, takich jak: numery węzłów, numery rurociągów, numery źródeł, struktura połączeń pomiędzy węzłami i rurociągami, długości i średnice rurociągów, początkowe wartości stężeń chloru itd.

Zebranie danych o hydraulice SDWP - symulacja hydrauliki SDWP w symulatorze EPANET i przesłanie do MATLABA wartości wielkości hydraulicznych, takich jak: natężenia przepływów wody, liniowe prędkości przepływów wody, itd.

Podział rurociągów na segmenty - zgodnie z przedstawioną w podrozdziale 3.4.1.2 procedurą następuje podział rurociągów na segmenty z uwzględnieniem wartości $T_{Q,min}$ oraz $N_{l,max}$.

Utworzenie struktury modelu jakości SDWP - uwzględniając wartości wielkości hydraulicznych, długości segmentów rurociągów, współczynniki szybkości reakcji chloru oraz wartości wielkości jakościowych (stężenia chloru w źródłach wody i dozowane stężenia chloru do węzłów ze sterowaniem stężeniem chloru) zostaje utworzona struktura modelu jakości SDWP zgodnie z zależnością (3.74).

Określenie warunków początkowych - w związku z faktem, iż dla kolejnych T_H liczba segmentów w obrębie danego rurociągu może być różna (patrz podrozdział 3.4.1.2), rozwiązanie modelu jakości SDWP dla kroku hydrauliki $T_H + 1$ wymaga określenia stężeń chloru na początku każdego segmentu. Znając wartości stężeń chloru na koniec kroku T_H znane są wartości stężeń chloru na początku każdego górnego segmentu każdego rurociągu dla kroku $T_H + 1$ (są to wartości stężeń chloru w węzłach na koniec kroku T_H). Wyznaczenie początkowych stężeń chloru dla kroku $T_H + 1$ na podstawie stężeń z kroku T_H dla pozostałych segmentów odbywa się z wykorzystaniem interpolacji liniowej, co zobrazowane zostało na rysunku 3.15.

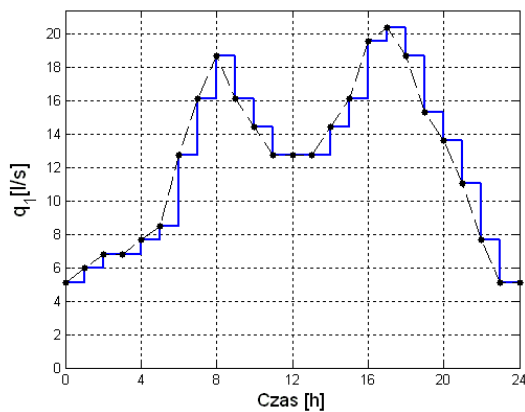


Rysunek 3.15 Wyznaczanie początkowych stężeń chloru z wykorzystaniem interpolacji liniowej dla l -tego rurociągu

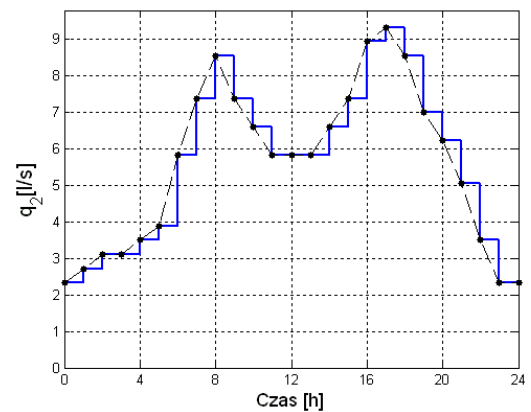
Rozwiązanie modelu jakości SDWP - obliczenie wartości poszczególnych jakościowych zmiennych stanu (stężeń chloru na końcach segmentów poszczególnych rurociągów) oraz stężeń chloru w zbiornikach i w węzłach SDWP.

3.5.2 Porównanie działania modeli jakości (EPANET - MATLAB)

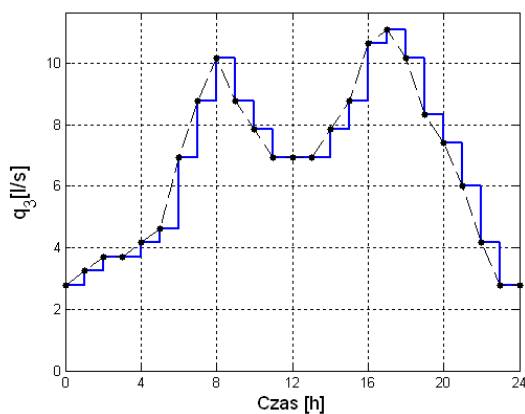
Niniejszy podrozdział poświęcony został przedstawieniu i omówieniu uzyskanych wyników rozwiązania przedstawionego w podrozdziale 3.5 modelu jakości wody w SDWP, którego działanie omówiono w podrozdziale 3.5.1. Do przedstawienia wyników wykorzystano opisane w podrozdziale 2.8.2 dwa przykładowe SDWP: *Przykład 1 SDWP* oraz *Przykład 2 SDWP*. Każdy z nich charakteryzuje się brakiem występowania węzłów ze sterowaniem stężeniem chloru. Podstawowe różnice pomiędzy nimi wynikają z faktu, iż w *Przykładzie 1 SDWP* kierunki natężeń przepływów wody pozostają niezmiennie na całym rozważanym horyzoncie czasu T , natomiast struktura *Przykładu 2 SDWP* jest bardziej złożona oraz kierunki natężeń przepływów wody ulegają zmianie. Jak już wspomniano w podrozdziale 3.5.1 długość kroku hydraulic T_H wynosi 1 [h], natomiast długość rozważanego horyzontu czasu T to 24 [h]. Jest to typowa długość horyzontu rozważań w SDWP, co szerzej omówiono w podrozdziale 2.6. Biorąc pod uwagę informacje zawarte w niniejszym rozdziale związane ze znajomością i stałością wielkości hydraulicznych na danym kroku hydrauliki T_H , przedstawione w podrozdziale 2.8.2 przebiegi wielkości hydraulicznych (natężeń przepływów wody) są praktycznie postaci przedstawionej linią niebieską na rysunkach 3.16 i 3.17.



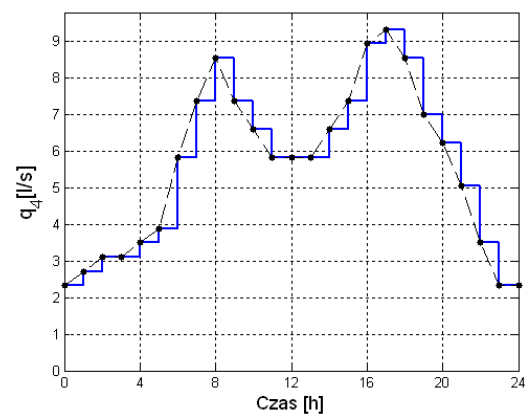
(a)



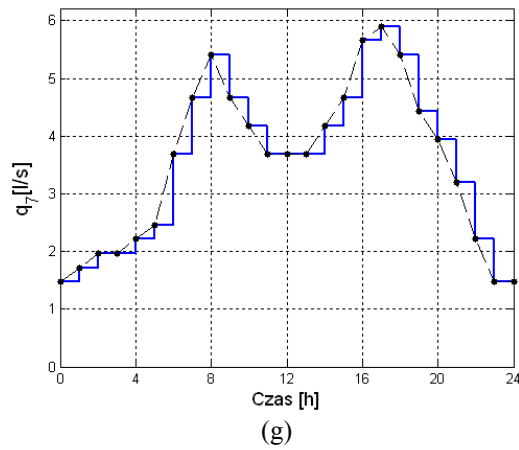
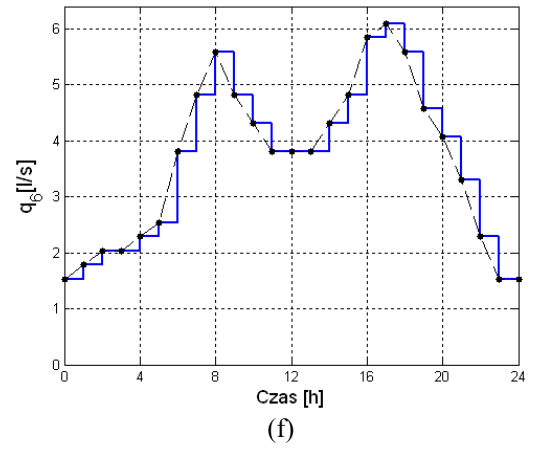
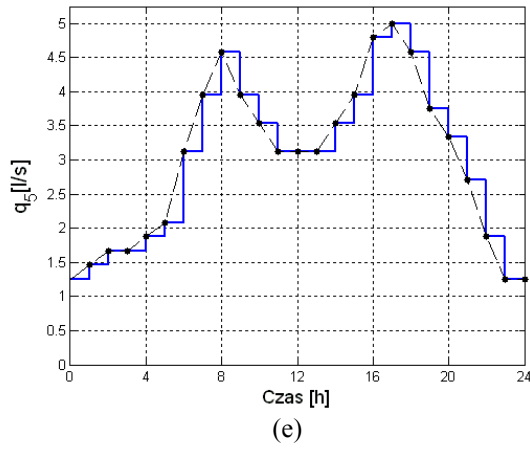
(b)



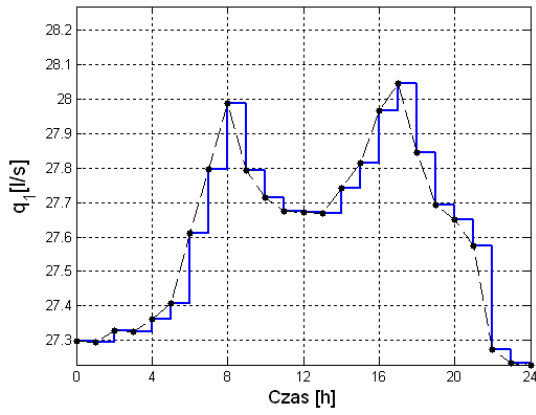
(c)



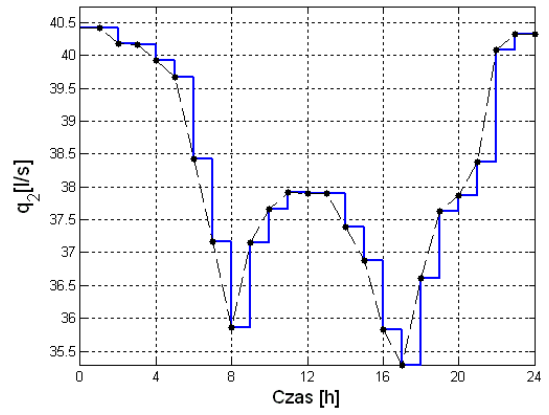
(d)



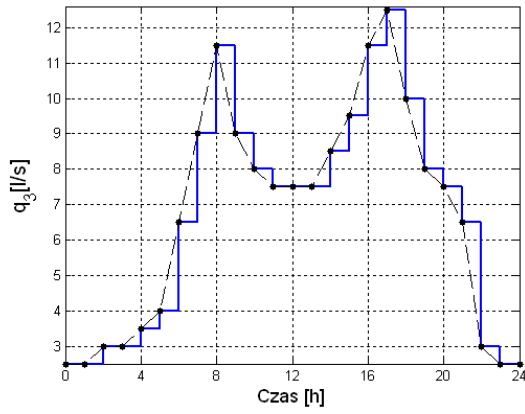
Rysunek 3.16 Przebiegi natężeń przepływów wody w rurociągach 1,2,...,7, odpowiednio: (a), (b), (c), (d), (e), (f) i (g) na rozważanym horyzoncie czasu T dla *Przykładu 1 SDWP*



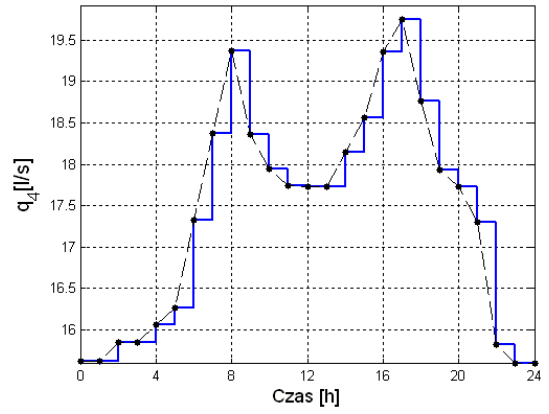
(a)



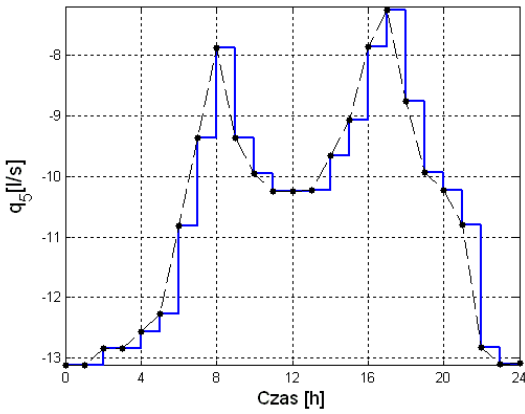
(b)



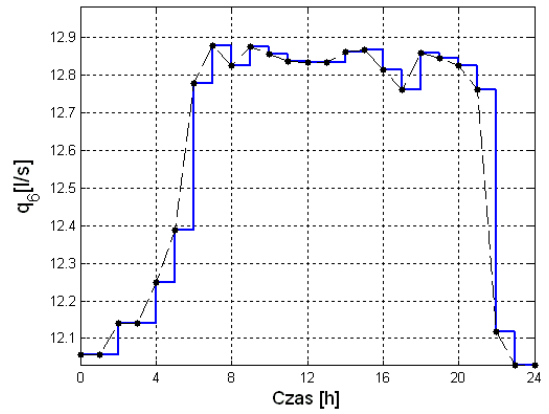
(c)



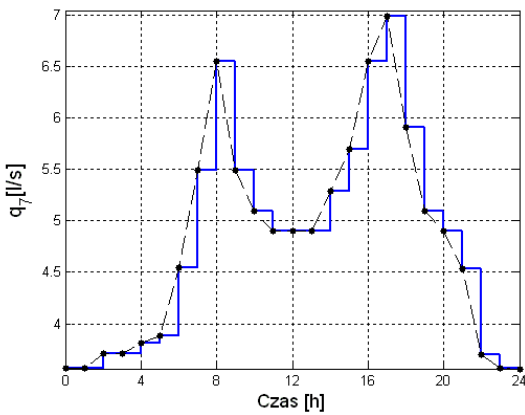
(d)



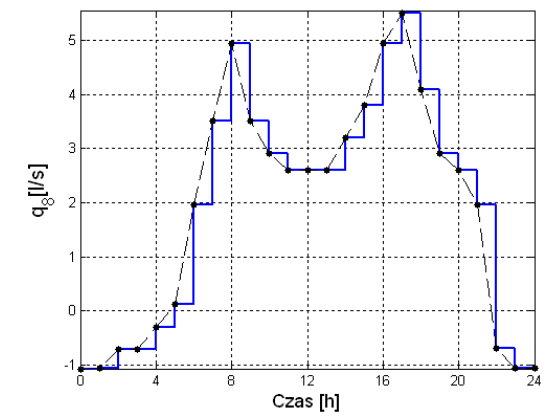
(e)



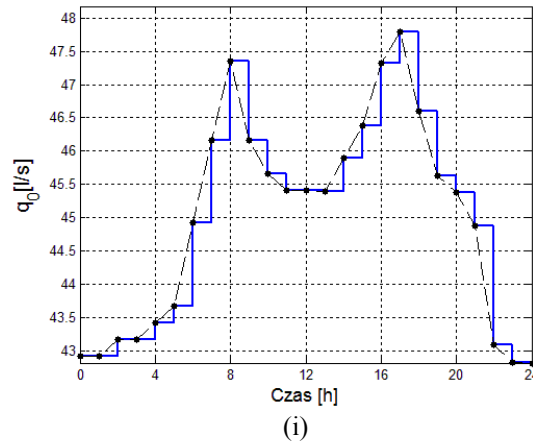
(f)



(g)



(h)



Rysunek 3.17 Przebiegi natężeń przepływów wody w rurociągach 1,2,...,8 oraz 0 (pompa), odpowiednio: (a), (b), (c), (d), (e), (f), (g), (h) i (i) na rozważanym horyzoncie czasu T dla *Przykładu 2 SDWP*

Naturalnie postaci przebiegów pozostałych wielkości hydraulicznych są analogiczne do przedstawionych na rysunkach 3.16 i 3.17.

Zgodnie z przedstawioną w podrozdziale 3.4.1.2 procedurą podziału rurociągów na segmenty dla pierwszego kroku hydrauliki, dane związane z liczbą oraz długością segmentów zestawiono w tabelach 3.1 i 3.2, odpowiednio dla *Przykładu 1 SDWP* i *Przykładu 2 SDWP*.

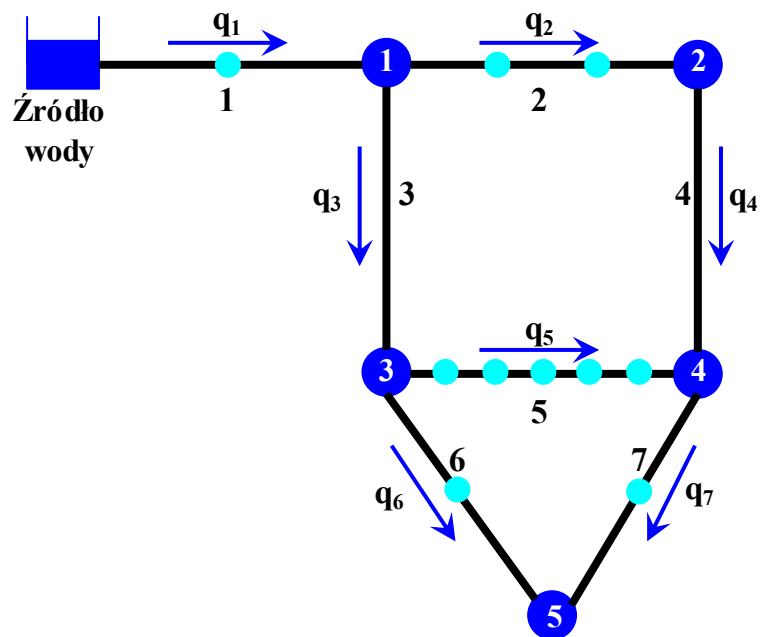
Tabela 3.1 Wyniki podziału rurociągów na segmenty dla *Przykładu 1 SDWP* dla pierwszego T_H

| Numer rurociągu | Natężenie przepływu wody [l/s] | Czas transportu wody T_T [min] | Liczba segmentów N | Długość pojedynczego segmentu Δl [m] | Długość kroku jakości T_Q [min] |
|-----------------|--------------------------------|----------------------------------|----------------------|--|-----------------------------------|
| 1 | 5,1 | 7,7 | 2 | 150 | 4,615 |
| 2 | 2,33 | 14,07 | 3 | 83,33 | |
| 3 | 2,77 | 4,53 | 1 | 150 | |
| 4 | 2,33 | 5,4 | 1 | 150 | |
| 5 | 1,25 | 26,19 | 6 | 41,67 | |
| 6 | 1,52 | 7,73 | 2 | 125 | |
| 7 | 1,48 | 7,98 | 2 | 125 | |

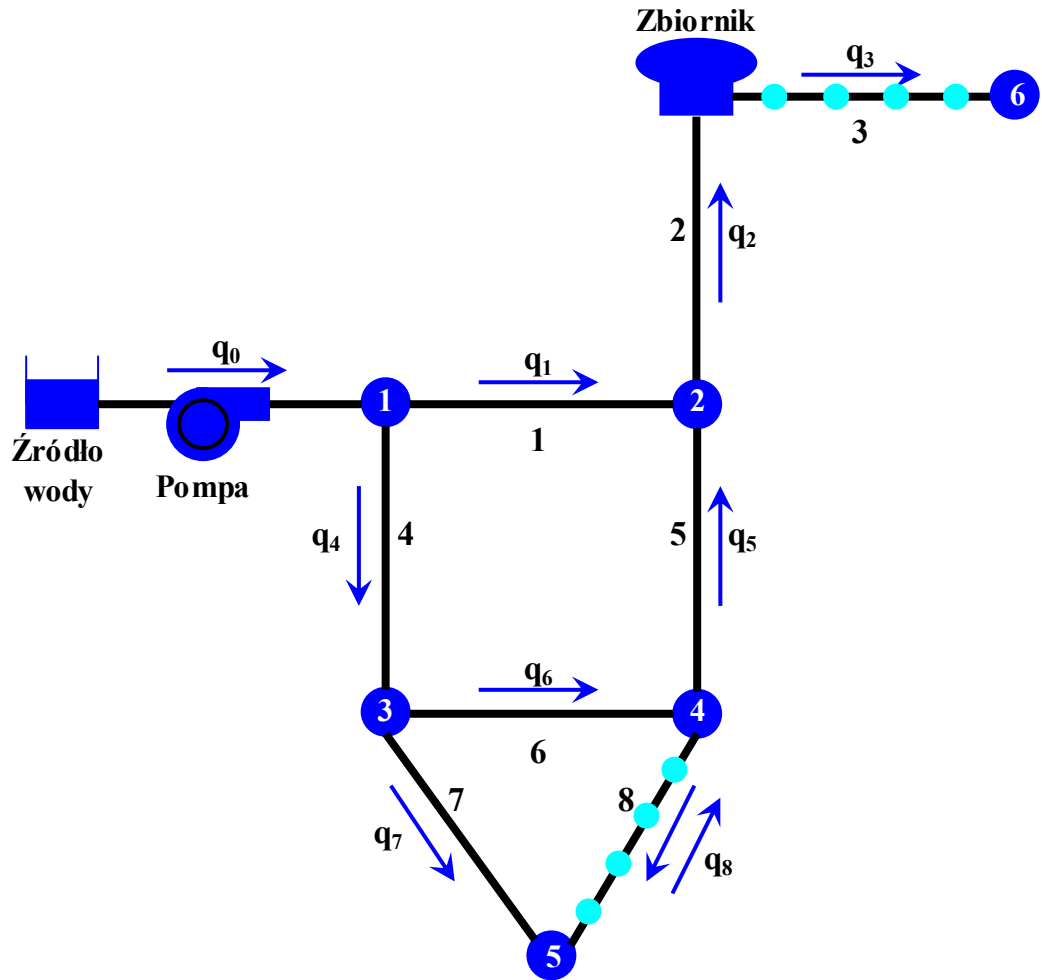
Tabela 3.2 Wyniki podziału rurociągów na segmenty dla Przykładu 2 SDWP dla pierwszego T_H

| Numer połączenia | Natężenie przepływu wody [l/s] | Czas transportu wody T_T [min] | Liczba segmentów N | Długość pojedynczego segmentu Δl [m] | Długość kroku jakości T_Q [min] |
|------------------|--------------------------------|----------------------------------|----------------------|--|-----------------------------------|
| 1 | 27,3 | 1,68 | 1 | 350 | 3,158 |
| 2 | 40,42 | 0,98 | 1 | 300 | |
| 3 | 2,5 | 15,27 | 5 | 70 | |
| 4 | 15,63 | 0,79 | 1 | 150 | |
| 5 | 13,13 | 0,98 | 1 | 150 | |
| 6 | 12,06 | 3,77 | 1 | 350 | |
| 7 | 3,57 | 3,18 | 1 | 250 | |
| 8 | 1,07 | 16,65 | 5 | 50 | |
| Pompa | 42,92 | - | - | - | |

Rozważane przykładowe SDWP przedstawiono na rysunkach 3.18 i 3.19 z zaznaczeniem kierunków przepływów wody. Dodatkowo na rysunkach 3.18 i 3.19 przedstawiono podział rurociągów na segmenty dla pierwszego T_H zgodnie z danymi z tabel 3.1 i 3.2.



Rysunek 3.18 Przykład 1 SDWP z zaznaczonymi kierunkami przepływów wody oraz podziałem rurociągów na segmenty



Rysunek 3.19 Przykład 2 SDWP z zaznaczonymi kierunkami przepływów wody oraz podziałem rurociągów na segmenty

Zatem, szczegółowy model dynamiki jakości wody, dla pierwszego T_H , dla Przykładu 1 SDWP przedstawia zależności (3.75), natomiast dla Przykładu 2 SDWP zależność (3.79).

$$\dot{\mathbf{x}}(t) = \mathbf{A}(T_H)\mathbf{x}(t) + \mathbf{b}(T_H) \quad (3.75)$$

gdzie:

$$\mathbf{A}(T_H) = \begin{bmatrix} a_{1,1}(T_H) & \cdots & a_{1,i}(T_H) & \cdots & a_{1,17}(T_H) \\ \vdots & \ddots & & & \vdots \\ a_{j,1}(T_H) & \cdots & a_{j,i}(T_H) & \cdots & a_{j,17}(T_H) \\ \vdots & & & \ddots & \vdots \\ a_{17,1}(T_H) & \cdots & a_{17,i}(T_H) & \cdots & a_{17,17}(T_H) \end{bmatrix}$$

współczynniki znajdujące się na głównej przekątnej macierzy $\mathbf{A}(T_H)$ są postaci:

$$a_{1,1}(T_H) = a_{2,2}(T_H) = -\frac{v_1(T_H)}{\Delta l_1(T_H)} + \alpha_1; \quad a_{3,3}(T_H) = a_{4,4}(T_H) = a_{5,5}(T_H) = -\frac{v_2(T_H)}{\Delta l_2(T_H)} + \alpha_2$$

$$a_{6,6}(T_H) = -\frac{v_3(T_H)}{\Delta l_3(T_H)} + \alpha_3; \quad a_{7,7}(T_H) = -\frac{v_4(T_H)}{\Delta l_4(T_H)} + \alpha_4;$$

$$a_{8,8}(T_H) = \dots = a_{13,13}(T_H) = -\frac{v_5(T_H)}{\Delta l_5(T_H)} + \alpha_5; \quad a_{14,14}(T_H) = a_{15,15}(T_H) = -\frac{v_6(T_H)}{\Delta l_6(T_H)} + \alpha_6;$$

$$a_{16,16}(T_H) = a_{17,17}(T_H) = -\frac{v_7(T_H)}{\Delta l_7(T_H)} + \alpha_7;$$

współczynniki znajdujące się poza główną przekątną macierzy $\mathbf{A}(T_H)$ są postaci:

$$a_{2,1}(T_H) = \frac{v_1(T_H)}{\Delta l_1(T_H)}; \quad a_{6,2}(T_H) = \frac{v_3(T_H)}{\Delta l_3(T_H)}; \quad a_{7,5}(T_H) = \frac{v_4(T_H)}{\Delta l_4(T_H)}; \quad a_{17,16}(T_H) = \frac{v_7(T_H)}{\Delta l_7(T_H)};$$

$$a_{3,2}(T_H) = a_{4,3}(T_H) = a_{5,4}(T_H) = \frac{v_2(T_H)}{\Delta l_2(T_H)}; \quad a_{14,6}(T_H) = a_{15,14}(T_H) = \frac{v_6(T_H)}{\Delta l_6(T_H)};$$

$$a_{8,6}(T_H) = a_{n,n-1}(T_H) = \frac{v_5(T_H)}{\Delta l_5(T_H)} \quad \text{gdzie: } n = 9, \dots, 13;$$

$$a_{16,13}(T_H) = \frac{v_7(T_H) \cdot q_5(T_H)}{\Delta l_7(T_H) \cdot (q_4(T_H) + q_5(T_H))}; \quad a_{16,7}(T_H) = \frac{v_7(T_H) \cdot q_4(T_H)}{\Delta l_7(T_H) \cdot (q_4(T_H) + q_5(T_H))};$$

pozostałe współczynniki w macierzy $\mathbf{A}(T_H)$ mają wartości zerowe.

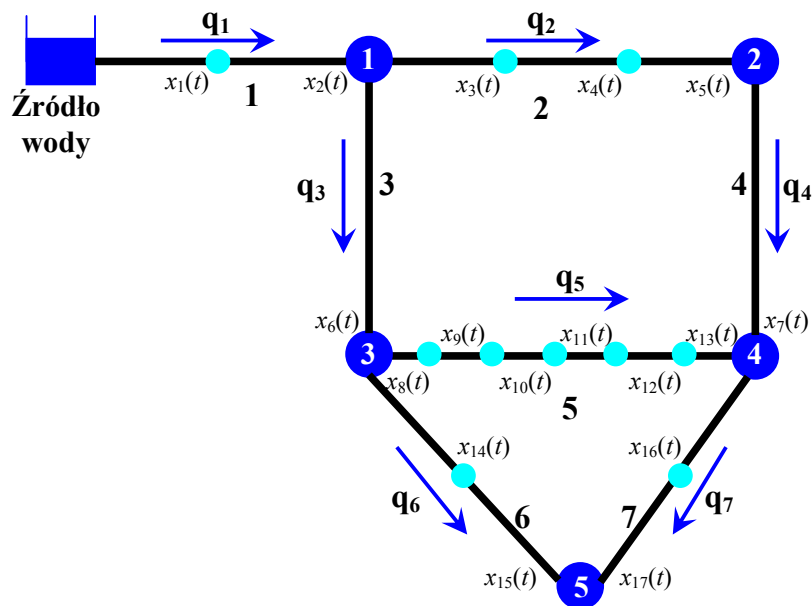
$$\mathbf{b}(T_H) = \begin{bmatrix} b_1(T_H) \\ \vdots \\ b_i(T_H) \\ \vdots \\ b_{17}(T_H) \end{bmatrix}$$

gdzie:

$$b_1(T_H) = \frac{v_1(T_H)}{\Delta l_1(T_H)} c_{zr}(T_H); \quad b_2(T_H) = \dots = b_{17}(T_H) = 0$$

Warto zwrócić uwagę, iż tak jak zostało to wspomniane w podrozdziale 3.5 poszczególne współczynniki w macierzy $\mathbf{A}(T_H)$ oraz w wektorze $\mathbf{b}(T_H)$ zależą przede wszystkim od

wartości wielkości hydraulicznych i długości segmentów w obrębie poszczególnych rurociągów. Uszczegóławiając, dane współczynniki w macierzy $\mathbf{A}(T_H)$ oraz w wektorze $\mathbf{b}(T_H)$ zależne między innymi od danej liniowej prędkości przepływu wody związane są z danym rurociągiem z uwzględnieniem jego podziału na segmenty. Przykładowo wartości współczynników $a_{1,1}(T_H)$, $a_{2,2}(T_H)$, $a_{2,1}(T_H)$ i $b_1(T_H)$ w powyższej zależności (3.75) zależne są między innymi od liniowej prędkości przepływu wody $v_1(T_H)$ co oznacza, iż związane są z rurociągiem o numerze 1 (patrz tabela 3.1). W związku z faktem, iż współczynniki $a_{1,1}(T_H)$, $a_{2,2}(T_H)$, $a_{2,1}(T_H)$ znajdują się dwóch wierszach macierzy $\mathbf{A}(T_H)$ wiadomym jest, iż rurociąg o numerze 1 podzielony jest na dwa segmenty (patrz tabela 3.1). Pozostałe wiersze (poprzez przyzmat współczynników) w macierzy $\mathbf{A}(T_H)$ oraz w wektora $\mathbf{b}(T_H)$ należy interpretować analogicznie. Powyższe wynika naturalnie z kolejności zmiennych stanu w wektorze $\mathbf{x}(t)$ ustalanej zgodnie z informacjami zawartymi w podrozdziale 3.5. Innymi słowy, począwszy od źródła wody poprzez wykorzystanie wzajemnych powiązań pomiędzy poszczególnymi zmiennymi, przy uwzględnieniu rozptyłu wody w SDWP można stwierdzić, iż dwie pierwsze zmienne stanu związane są z rurociągiem 1, trzy kolejne z rurociągiem 2, następne dwie odpowiednio z rurociągami 3 i 4, zmienne stanu od ósmej do trzynastej dotyczą rurociągu 5, czternasta i piętnasta zmienna związane są z rurociągiem 6, a dwie ostatnie odnoszą się do rurociągu 7. W celu zwiększenia przejrzystości powyższego opisu na rysunku 3.12 przedstawiono *Przykład 1 SDWP* z zaznaczeniem poszczególnych zmiennych stanu.



Rysunek 3.20 *Przykład 1 SDWP* z zaznaczonymi: kierunkami przepływów wody, podziałem rurociągów na segmenty oraz z zaznaczeniem poszczególnych zmiennych stanu

Warto jeszcze zauważyć, iż zgodnie z powyższym dla *Przykładu 1 SDWP* występują trzy postaci równania (3.66) tj.: (i), (ii) i (iv), przy czym przypadek (iv) dotyczy jedynie sytuacji, gdy woda wprowadzana jest do rurociągu z węzła bez sterowaniem stężeniem chloru zasilanym tylko jednym rurociągiem. Uszczegóławiając, dla przykładowych trzech zmiennych stanu $x_1(t)$, $x_2(t)$ oraz $x_3(t)$, przy pominięciu składowych zerowych wynikających z zerowych współczynników w macierzy $\mathbf{A}(T_H)$, równania stanu mają następujące postaci:

$$\dot{x}_1(t) = a_{1,1}(T_H) \cdot x_1(t) + b_1(T_H) = \left(-\frac{v_1(T_H)}{\Delta l_1(T_H)} + \alpha_1 \right) \cdot x_1(t) + \frac{v_1(T_H)}{\Delta l_1(T_H)} c_{zr}(T_H) \quad (3.76)$$

$$\begin{aligned} \dot{x}_2(t) = a_{2,2}(T_H) \cdot x_2(t) + a_{2,1}(T_H) \cdot x_1(t) + b_2(T_H) = & \left(-\frac{v_1(T_H)}{\Delta l_1(T_H)} + \alpha_1 \right) \cdot x_2(t) + \\ & + \frac{v_1(T_H)}{\Delta l_1(T_H)} \cdot x_1(t) \end{aligned} \quad (3.77)$$

$$\begin{aligned} \dot{x}_3(t) = a_{3,3}(T_H) \cdot x_3(t) + a_{3,2}(T_H) \cdot x_2(t) + b_3(T_H) = & \left(-\frac{v_2(T_H)}{\Delta l_2(T_H)} + \alpha_2 \right) \cdot x_3(t) \\ & + \frac{v_2(T_H)}{\Delta l_2(T_H)} \cdot x_2(t) \end{aligned} \quad (3.78)$$

$$\dot{\mathbf{x}}(t) = \mathbf{A}(T_H) \mathbf{x}(t) + \mathbf{b}(T_H) \quad (3.79)$$

gdzie:

$$\mathbf{A}(T_H) = \begin{bmatrix} a_{1,1}(T_H) & \cdots & a_{1,i}(T_H) & \cdots & a_{1,18}(T_H) \\ \vdots & \ddots & & & \vdots \\ a_{j,1}(T_H) & \cdots & a_{j,i}(T_H) & \cdots & a_{j,18}(T_H) \\ \vdots & & & \ddots & \vdots \\ a_{18,1}(T_H) & \cdots & a_{18,i}(T_H) & \cdots & a_{18,18}(T_H) \end{bmatrix}$$

współczynniki znajdujące się na głównej przekątnej macierzy $\mathbf{A}(T_H)$ są postaci:

$$\begin{aligned}
 a_{1,1}(T_H) &= -1; & a_{2,2}(T_H) &= -\frac{v_1(T_H)}{\Delta l_1(T_H)} + \alpha_1; & a_{3,3}(T_H) &= -\frac{v_5(T_H)}{\Delta l_5(T_H)} + \alpha_5; \\
 a_{4,4}(T_H) &= -\frac{v_4(T_H)}{\Delta l_4(T_H)} + \alpha_4; & a_{5,5}(T_H) &= -\frac{v_6(T_H)}{\Delta l_6(T_H)} + \alpha_6; & a_{11,11}(T_H) &= -\frac{v_7(T_H)}{\Delta l_7(T_H)} + \alpha_7; \\
 a_{17,17}(T_H) &= -\frac{v_2(T_H)}{\Delta l_2(T_H)} + \alpha_2; & a_{18,18}(T_H) &= -\frac{q_2(T_H)}{V_{zb}(T_H)} + \beta_{zb}; \\
 a_{6,6}(T_H) &= \dots = a_{10,10}(T_H) = -\frac{v_8(T_H)}{\Delta l_8(T_H)} + \alpha_8; & a_{12,12}(T_H) &= \dots = a_{16,16}(T_H) = -\frac{v_3(T_H)}{\Delta l_3(T_H)} + \alpha_3;
 \end{aligned}$$

współczynniki znajdujące się poza główną przekątną macierzy $\mathbf{A}(T_H)$ są postaci:

$$a_{2,1}(T_H) = \frac{v_1(T_H)}{\Delta l_1(T_H)}; \quad a_{4,1}(T_H) = \frac{v_4(T_H)}{\Delta l_4(T_H)}; \quad a_{5,4}(T_H) = \frac{v_6(T_H)}{\Delta l_6(T_H)}; \quad a_{11,4}(T_H) = \frac{v_7(T_H)}{\Delta l_7(T_H)};$$

$$a_{6,11}(T_H) = a_{n,n-1}(T_H) = \frac{v_8(T_H)}{\Delta l_8(T_H)}; \quad \text{gdzie: } n = 7, \dots, 10; \quad a_{18,17}(T_H) = \frac{q_2(T_H)}{V_{zb}(T_H)};$$

$$a_{12,18}(T_H) = a_{n,n-1}(T_H) = \frac{v_3(T_H)}{\Delta l_3(T_H)} \quad \text{gdzie: } n = 13, \dots, 16;$$

$$a_{3,5}(T_H) = \frac{v_5(T_H) \cdot q_6(T_H)}{\Delta l_5(T_H) \cdot (q_6(T_H) + q_8(T_H))}; \quad a_{3,10}(T_H) = \frac{v_5(T_H) \cdot q_8(T_H)}{\Delta l_5(T_H) \cdot (q_6(T_H) + q_8(T_H))};$$

$$a_{17,2}(T_H) = \frac{v_2(T_H) \cdot q_1(T_H)}{\Delta l_2(T_H) \cdot (q_1(T_H) + q_5(T_H))}; \quad a_{17,3}(T_H) = \frac{v_2(T_H) \cdot q_5(T_H)}{\Delta l_2(T_H) \cdot (q_1(T_H) + q_5(T_H))};$$

pozostałe współczynniki w macierzy $\mathbf{A}(T_H)$ mają wartości zerowe.

$$\mathbf{b}(T_H) = \begin{bmatrix} b_1(T_H) \\ \vdots \\ b_i(T_H) \\ \vdots \\ b_{18}(T_H) \end{bmatrix}$$

gdzie:

$$b_1(T_H) = c_{zr}(T_H); \quad b_2(T_H) = \dots = b_{18}(T_H) = 0$$

Zatem, dla *Przykładu 2 SDWP* występują zarówno trzy postaci równania (3.66), wskazane powyżej podczas analizy *Przykładu 1 SDWP* jak i postać czwarta tj.: (iii) oraz przypadek (iv) dotyczy również sytuacji, gdy woda wprowadzana jest do rurociągu z węzła bez sterowaniem stężeniem chloru zasilanego więcej jednym rurociągiem. Uszczegóławiając, dla przykładowych dwóch zmiennych stanu $x_{12}(t)$ (reprezentującej stężenie chloru na końcu pierwszego segmentu rurociągu 3) oraz $x_{17}(t)$ (reprezentującej stężenie chloru na końcu rurociągu 2), przy pominięciu składowych zerowych wynikających z zerowych współczynników w macierzy $\mathbf{A}(T_H)$, równania stanu mają następujące postaci:

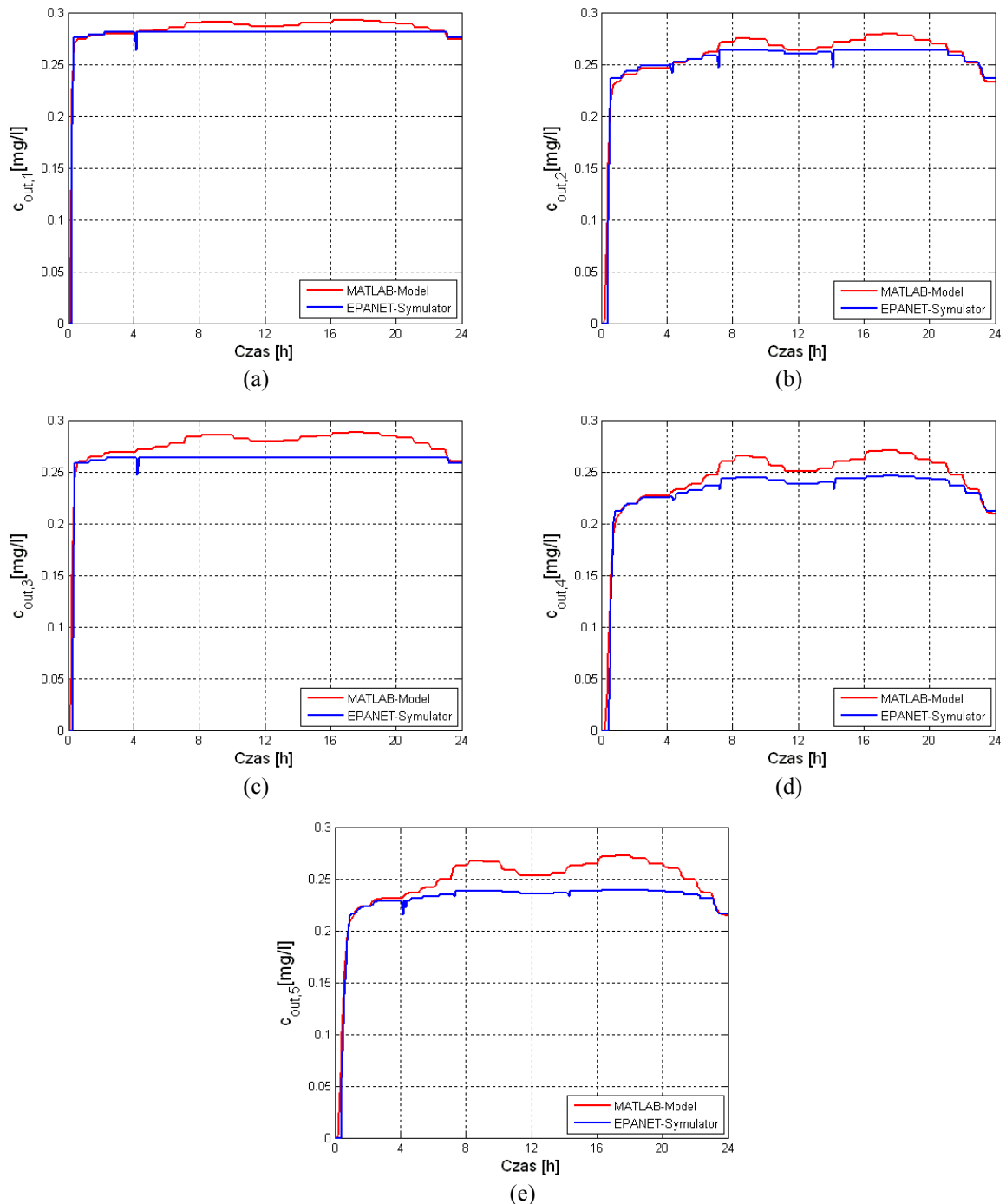
$$\begin{aligned} \dot{x}_{17}(t) &= a_{17,17}(T_H) \cdot x_{17}(t) + a_{17,2}(T_H) \cdot x_2(t) + a_{17,3}(T_H) \cdot x_3(t) + b_{17}(T_H) = \\ &= \left(-\frac{v_2(T_H)}{\Delta l_2(T_H)} + \alpha_2 \right) \cdot x_{17}(t) + \\ &+ \frac{v_2(T_H) \cdot q_1(T_H)}{\Delta l_2(T_H) \cdot (q_1(T_H) + q_5(T_H))} \cdot x_2(t) + \frac{v_2(T_H) \cdot q_5(T_H)}{\Delta l_2(T_H) \cdot (q_1(T_H) + q_5(T_H))} \cdot x_3(t) \end{aligned} \quad (3.80)$$

$$\begin{aligned} \dot{x}_{12}(t) &= a_{12,12}(T_H) \cdot x_{12}(t) + a_{12,18}(T_H) \cdot x_{18}(t) + b_{12}(T_H) = \left(-\frac{v_3(T_H)}{\Delta l_3(T_H)} + \alpha_3 \right) \cdot x_{12}(t) + \\ &+ \frac{v_3(T_H)}{\Delta l_3(T_H)} \cdot x_{18}(t) \end{aligned} \quad (3.81)$$

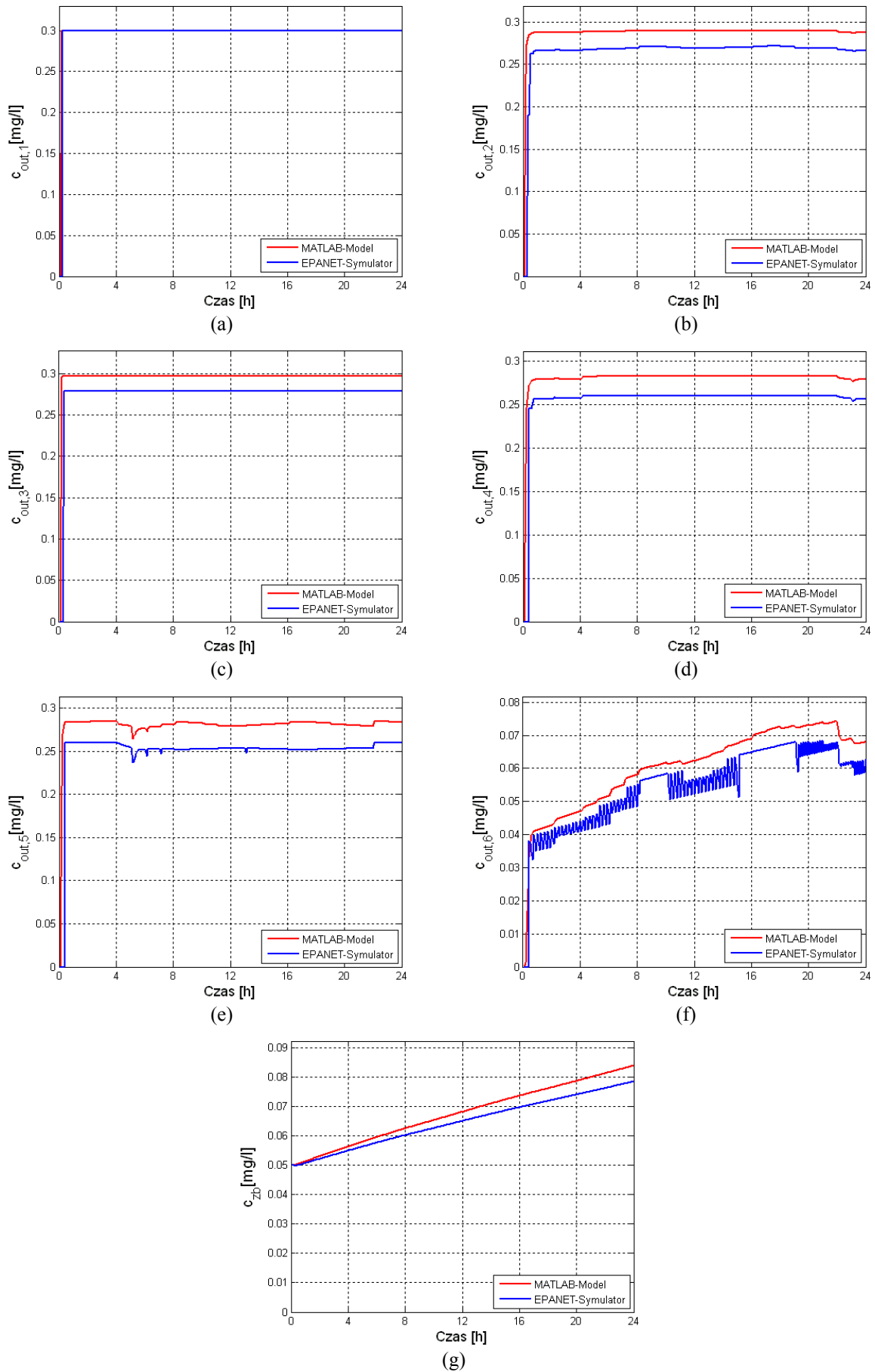
Analizując strukturę węzłów w obu przedstawionych powyżej przykładowych SDWP widać wyraźnie, że część zmiennych stanu przenoszona jest bezpośrednio na wyjście, co zostało już zasygnalizowane w podrozdziale 3.5. W przypadku *Przykładu 1 SDWP* są to zmienne stanu $x_2(t)$, $x_5(t)$ oraz $x_6(t)$ reprezentujące stężenia chloru na końcach segmentów dolnych odpowiednio rurociągów 1, 2 oraz 3, czyli są to stężenia chloru odpowiednio w węzłach 1, 2 i 3. Natomiast dla *Przykładu 2 SDWP* są to zmienne stanu $x_1(t)$, $x_4(t)$, $x_{11}(t)$, $x_{16}(t)$ oraz $x_{18}(t)$ reprezentujące stężenia chloru na tłoczeniu pompy, na końcach segmentów dolnych odpowiednio rurociągów 4, 7 i 3 oraz w zbiorniku. Zatem, podobnie jak dla *Przykładu 1 SDWP*, te zmienne stanu reprezentują równocześnie stężenia chloru odpowiednio w węzłach 1, 3, 5 i 6 oraz w zbiorniku.

W dalszej części niniejszego podrozdziału przedstawiono wyniki symulacji dla obu przykładowych SDWP. Przebiegi stężeń chloru w poszczególnych węzłach dla *Przykładu 1 SDWP* zilustrowane zostały na rysunku 3.21 (Łangowski i Brdys 2007), natomiast przebiegi stężeń chloru w poszczególnych węzłach oraz w zbiorniku dla *Przykładu 2 SDWP* przedstawiono na rysunku 3.22. Na każdym z rysunków widoczne są dwa przebiegi: stężenie

chlorku wyznaczone poprzez numeryczne rozwiązanie modelu jakości wody przedstawionego w podrozdziale 3.5, zwanego dalej krótko MATLAB-Model (linia czerwona) oraz stężenie chlorku uzyskane z modelu symulacyjnego zaimplementowanego w symulatorze EPANET, zwanego dalej krótko EPANET-Symulator (linia niebieska).



Rysunek 3.21 Przebiegi stężeń chlorku w węzłach 1,2,...,5, odpowiednio: (a), (b), (c), (d) i (e) na rozważanym horyzoncie czasu T dla *Przykładu 1 SDWP*



Rysunek 3.22 Przebiegi stężeń chloru w węzłach 1,2,...,6 oraz w zbiorniku odpowiednio: (a), (b), (c), (d), (e), (f) i (g) na rozważanym horyzoncie czasu T dla Przykładu 2 SDWP

Przedstawione na rysunkach 3.21 i 3.22 wyniki symulacji pokazują, iż uzyskana została rozsądna dokładność rozwiązania modelu jakości SDWP (MATLAB-Model) w stosunku do rozwiązania uzyskanego z symulatora EPANET. Biorąc pod uwagę fakt, iż jak zostało to zaznaczone w podrozdziale 2.8, symulator EPANET traktowany jest w niniejszej rozprawie jako wierne odzwierciedlenie rzeczywistości, dokładność uzyskanych wyników jest zadowalająca. Zatem, autor uznaje, iż opracowany i przedstawiony w podrozdziale 3.5 model jakości wody w SDWP z zadowalającą dokładnością odzwierciedla rzeczywiste zachowanie się SDWP i model ten zostanie użyty do dalszych badań przedstawionych w kolejnych rozdziałach niniejszej rozprawy.

Rozdział 4 Problem estymacji jakości wody w SDWP

4.1 Wprowadzenie

Jak już wspomniano w podrozdziale 2.7, informacja o stanie danego systemu jest niezbędna dla bezpiecznego i efektywnego prowadzenia procesu w tym systemie. Idealną sytuacją byłoby prowadzenie procesu w oparciu o wartości pomiarów wszystkich zmiennych biorących udział w procesie. Niestety, w większości procesów tylko niektóre zmienne biorące udział w procesie są mierzone. Wynika to zarówno z braku odpowiednich urządzeń pomiarowych, jak również z powodu ich wysokiego kosztu. Analogiczna sytuacja ma miejsce w SDWP, w których aby uzyskać informacje o stężeniach chloru w węzłach oraz w zbiornikach niezbędna jest wiedza o wartościach stężeń chloru na końcach poszczególnych segmentów poszczególnych rurociągów - jakościowych zmiennych stanu (patrz podrozdział 3.5). Trudno jest bowiem wyobrazić sobie sytuację, w której w każdym węźle SDWP zlokalizowane jest urządzenie do pomiaru stężenia chloru. Wobec powyższego niezbędnym staje się posiadanie narzędzia pozwalającego na uzyskanie, w oparciu o dostępne dane pomiarowe, informacji o niemierzalnych czy też, jak ma to miejsce w SDWP, niemierzonych zmiennych stanu. Narzędziem takim jest estymacja. Ogólnie proces estymacji można przedstawić jako proces poszukiwania przybliżonych wartości (estymat) pewnych zmiennych charakteryzujących dany proces na podstawie dostępnej informacji o systemie. Informacja taka dostarczana jest z dwóch podstawowych źródeł: informacja pomiarowa pochodząca z urządzeń pomiarowych oraz informacja dostarczana przez matematyczny model systemu. W SDWP informacja pomiarowa dostarczana jest z dwóch głównych typów urządzeń pomiarowych, którymi są urządzenia do pomiaru wielkości hydraulicznych oraz urządzenia do pomiaru wielkości jakościowych. Szerzej zagadnienie to omówiono w podrozdziale 4.3 niniejszego rozdziału. Natomiast w celu uzyskania informacji o systemie dostarczanej przez model matematyczny niezbędnym jest jego odpowiednie opracowanie. Zagadnienie modelowania jakości wody w SDWP zostało szeroko i adekwatnie do dalszej zawartości niniejszej rozprawy omówione w rozdziale 3. Zatem, jak zostało to zaznaczone w podrozdziale 3.5 modelem matematycznym jakości wody w SDWP, który zostanie wykorzystany dla celów estymacji jest model opisany ogólną zależnością (3.74). Jeżeli

wszystkie parametry tego modelu, a więc współczynniki macierzy stanu $\mathbf{A}(t)$ oraz wektora wejść $\mathbf{b}(t)$ będą dokładnie znane, jak również informacja pomiarowa dostarczana z urządzeń pomiarowych będzie dokładna, wówczas w celu estymacji niemierzonych jakościowych zmiennych stanu może zostać wykorzystany obserwator Luenbergera (Luenberger 1979). Jednakże w rzeczywistości dostępna o obiekcie, zarówno informacja pomiarowa jak również informacja dostarczana z modelu matematycznego systemu, obarczona jest niepewnością. Wynika ona z dwóch podstawowych źródeł, którymi są błędy pomiarowe oraz błędy modelowania. Zatem, wykorzystanie estymacji jako narzędzia dostarczającego informacji o niemierzalnych czy też niemierzonych zmiennych, oprócz opracowania odpowiedniego modelu matematycznego systemu, pociąga za sobą również konieczność modelowania niepewności.

4.2 Modelowanie niepewności

Modelowanie niepewności może odbywać się na wiele sposobów (Schweppe 1973; Milanese i Vicino 1991; Kurzhanski i Veliov 1994; Brdys i Ulanicki 1994; Milanese i inni 1996; Ayyub i Gupta 1997; Chang i inni 2004; Rutkowski 2004; Duzinkiewicz 2005), spośród których najbardziej rozpowszechnionymi są następujące trzy modele:

- I) *Probabilistyczny model niepewności.*** W podejściu tym modelowanie niepewności oparte jest na modelach probabilistycznych wyprowadzanych przy przyjęciu określonych założeń statystycznych o zakłóceniach. Niepewne wielkości reprezentowane są przez wartości zmiennych losowych wylosowanych ze ściśle określonych zbiorów. Informacja o wielkościach niepewnych jest podawana za pomocą łącznej funkcji gęstości prawdopodobieństwa (lub funkcji rozkładu).
- II) *Rozmyty model niepewności.*** Modelowanie niepewności w tym podejściu bazuje na teorii zbiorów rozmytych. Niepewne wielkości reprezentowane są przez wartości zmiennych rozmytych, zdefiniowanych bezpośrednio przez funkcję przynależności.
- III) *Model niepewności w postaci zbiorów ograniczonych.*** W podejściu tym niepewne wielkości modelowane są w postaci granic - dolnej i górnej, wewnątrz których na pewno znajdują się nieznanne wielkości. W przypadku pojedynczych zmiennych są to więc przedziały niepewności. W przypadku wielkości zmiennych w czasie nieznanne ich trajektorie ograniczane są przez górną i dolną trajektorię graniczną.

Rozpatrując przedstawioną powyżej klasyfikację pod kątem wybrania sposobu modelowania niepewności w SDWP należy przede wszystkim prześledzić wymagania nakładane na system z punktu widzenia wyżej wymienionych sposobów modelowania niepewności.

Podejście probabilistyczne wymaga posiadania wiarygodnych modeli probabilistycznych. Dla uzyskania takich modeli konieczne jest posiadanie wystarczającej liczby danych gwarantujących wiarygodność przyjętych funkcji gęstości prawdopodobieństwa (Duzinkiewicz 2005). Dodatkowo niestacjonarność procesów wymusza posiadanie długich próbek danych dla uzyskania charakterystyk probabilistycznych. Jedną z najbardziej popularnych metod estymacji wykorzystujących probabilistyczne modele niepewności jest estymacja z wykorzystaniem filtru Kalmana, a w przypadku systemów nieliniowych jego zmodyfikowanej wersji w postaci rozszerzonego filtru Kalmana (ang. *Extended Kalman Filter*) (Kalman 1960; Jazwinski 1970; Grewal i Andrews 2001). Niemniej jednak należy zdawać sobie sprawę, iż wykorzystanie w procesie estymacji filtru Kalmana pociąga za sobą konieczność nałożenia na występującą niepewność specyficznych założeń. Typową sytuacją, w której wykorzystywane są probabilistyczne modele niepewności jest sytuacja, w której niepewność posiada rozkład Gaussa oraz nie posiada ona struktury czasowej. Jeśli niepewności występujące w systemie spełniają powyższe założenia wówczas wykorzystując filtr Kalmana uzyskuje się optymalne w sensie kowariancji błędu estymacji estymaty wielkości niemierzalnych czy też niemierzonych. Filtr Kalmana został z powodzeniem wykorzystany między innymi w procesie estymacji zmiennych stanu reaktora biologicznego oczyszczalni ścieków (Brdys i inni 2003; Konarczak 2004). Niestety, w wielu sytuacjach założenie o losowej naturze niepewności może być dyskusyjne. Wynika to z faktu, iż w warunkach rzeczywistych statystyczne właściwości błędu pomiarowego jak i błędu modelowania są rzadko znane, jeśli w ogóle można je określić. Ogólnie przyjmowane założenie o gaussowskim rozkładzie błędu nie zawsze jest poprawne w wyniku złożoności czynników wpływających na powstawanie błędów (Brdys i Ulanicki 1994).

W modelowaniu niepewności w sposób rozmyte występują podobne problemy jak w podejściu probabilistycznym (Duzinkiewicz 2005). Wynika to z faktu, iż aby rozmyte modele niepewności oddawały charakter błędu, konieczna jest znajomość jego właściwości prowadząca do odpowiedniego doboru funkcji przynależności.

Zatem, uzyskanie wiarygodnych modeli probabilistycznych lub rozmytych niepewności w SDWP jest zadaniem bardzo trudnym, przede wszystkim ze względu na ich niestacjonarny charakter i strukturę (Duzinkiewicz 2005). Dodatkowo uzyskane estymaty w oparciu o probabilistyczne lub rozmyte modele niepewności mogą być kwestionowane przy

rozwiązywaniu problemów decyzyjnych, w których wymagana jest duża pewność przewidywanych konsekwencji decyzji.

W przeciwieństwie do modeli probabilistycznych i rozmytych, modele niepewności w postaci zbiorów ograniczonych są bardziej realistyczne, gdyż potrzebują mniej informacji *a priori* o charakterze systemu oraz są łatwiejsze do uzyskania i interpretacji (Brdys i Ulanicki 1994). Dodatkowo z punktu widzenia podejmowania decyzji o prowadzeniu systemu, informacja w postaci dolnych i górnych ograniczeń wartości zmiennych często jest bardziej wartościowa niż dokładna ich wartość. Ponadto, taki model niepewności umożliwia uzyskanie krzepkich estymat poszukiwanych zmiennych oraz gwarantowanego oszacowania błędu estymacji. Wymienione w bieżącym podrozdziale cechy każdego ze sposobów modelowania niepewności miały kluczowe znaczenie odnośnie wyboru sposobu modelowania niepewności wykorzystywanego w rozprawie. Wybrany został model niepewności w postaci zbiorów ograniczonych. Takie podejście do modelowania niepewności wykorzystane zostało w problemach estymacji zarówno w systemach wodociągowych (Brdys i Kang 1994; Brdys i Chen 1995; Chen i Brdys 1995; Brdys i Chen 1996; Chen 1997; Brdys 1999; Brdys i inni 2001a; Brdys i inni 2001b; Duzinkiewicz 2006) jak i w systemach ściekowych (Rutkowski i inni 2003; Rutkowski 2004; Rutkowski i Brdys 2008).

4.2.1 Model niepewności w postaci zbiorów ograniczonych

Modelowanie niepewności w postaci zbiorów ograniczonych jest szeroko opisane w literaturze, np. w (Brdys i Ulanicki 1994; Milanese i inni 1996; Rutkowski 2004; Duzinkiewicz 2005). Jak już wspomniano (patrz podrozdział 4.2), w podejściu tym niepewne wielkości modelowane są w postaci granic - dolnej i górnej, wewnątrz których na pewno znajdują się nieznane wartości. Rozważmy, więc pewną rzeczywistą zmienną w czasie, niepewną wielkość $s_r(t)$. Wykorzystując modelowanie niepewności w postaci zbiorów ograniczonych, w oparciu o informację pomiarową $s_p(t)$ oraz informację o błędzie pomiarowym $\varepsilon(t)$ uzyskuje się trajektorie ograniczające wartość rzeczywistej zmiennej $s_r(t)$. Sytuację tę przedstawiono na rysunku 4.1. Biorąc pod uwagę fakt, iż informacja pomiarowa $s_p(t)$ obciążona jest błędem pomiarowym $\varepsilon(t)$ można napisać następującą zależność:

$$s_p(t) = s_r(t) + \varepsilon(t) \quad (4.1)$$

Następnie zakładając ograniczoność błędu $\varepsilon(t)$:

$$|\varepsilon(t)| \leq \varepsilon^{\max} \quad (4.2)$$

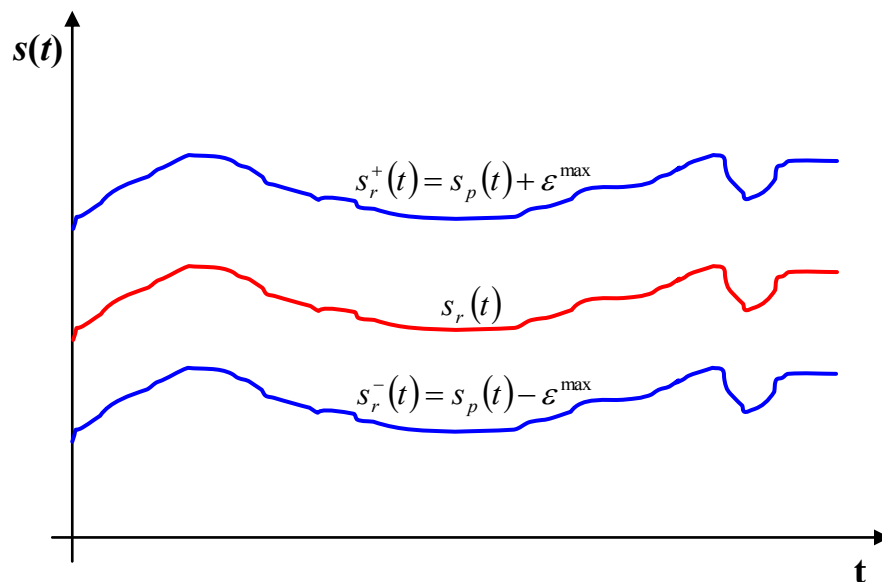
zachodzi nierówność (4.3):

$$s_p(t) - \varepsilon^{\max} \leq s_r(t) \leq s_p(t) + \varepsilon^{\max} \quad (4.3)$$

Wprowadzając oznaczenia: $s_r^-(t) = s_p(t) - \varepsilon^{\max}$ oraz $s_r^+(t) = s_p(t) + \varepsilon^{\max}$ nierówność (4.3) można zapisać w formie (4.4):

$$s_r^-(t) \leq s_r(t) \leq s_r^+(t) \quad (4.4)$$

Zatem, trajektorie ograniczające rzeczywistą trajektorię wielkości $s_r(t)$ można przedstawić w postaci odpowiednich trajektorii ograniczających: dolnej $s_r^-(t)$ oraz górnej $s_r^+(t)$ (patrz rysunek 4.1).



Rysunek 4.1 Graficzna interpretacja modelowania niepewności w postaci zbiorów ograniczonych

Analogiczny sposób postępowania można przedstawić dla wielkości $s_r(t)$ w przypadku, gdy nie dysponujemy informacją pomiarową, a jedynie informacją z modelu systemu. Nierówność (4.3) przyjmuje wówczas postać (4.5):

$$s_{\text{mod}}(t) - \varepsilon^{\text{mod,max}} \leq s_r(t) \leq s_{\text{mod}}(t) + \varepsilon^{\text{mod,max}} \quad (4.5)$$

gdzie:

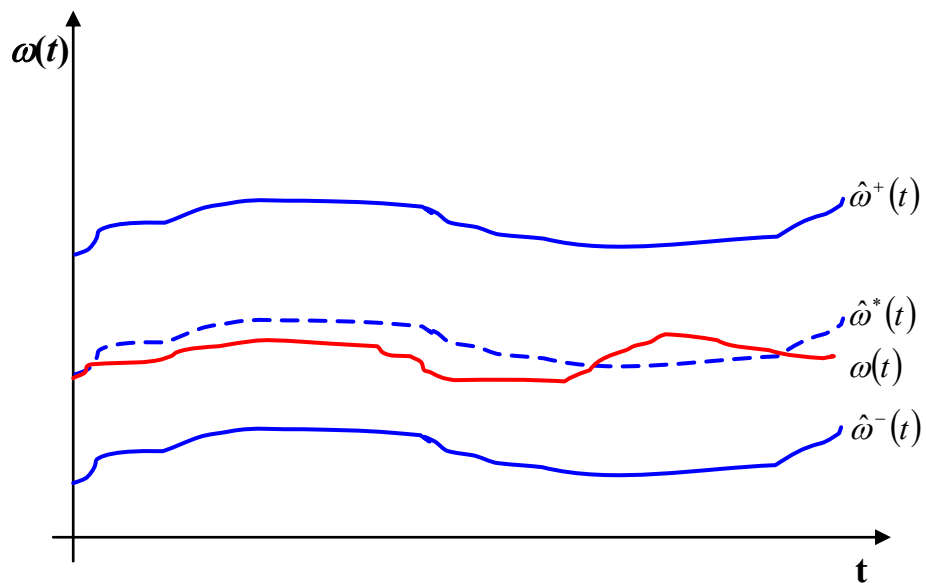
$s_{\text{mod}}(t)$ - informacja uzyskana z modelu systemu,

$\varepsilon^{\text{mod,max}}$ - wartość ograniczająca błąd modelowania.

Wykorzystując przedstawione powyżej modelowanie niepewności w postaci zbiorów ograniczonych, w wyniku rozwiązania zadania estymacji uzyskuje się również trajektorie graniczne wielkości estymowanych. Dla przykładowej estymowanej wielkości $\omega(t)$ na rysunku 4.2 przedstawiono trajektorie dolnej estymaty $\hat{\omega}^-(t)$ i górnej estymaty $\hat{\omega}^+(t)$ ograniczające odpowiednio z dołu i z góry trajektorię nieznanej wielkości $\omega(t)$. Dodatkowo na rysunku 4.2 przedstawiono trajektorię centrum Chebysheva - $\hat{\omega}^*(t)$ wyznaczonego zgodnie z zależnością (4.6):

$$\hat{\omega}^*(t) = \frac{\hat{\omega}^-(t) + \hat{\omega}^+(t)}{2} \quad (4.6)$$

Trajektorie graniczne wyznaczone są w trakcie procesu estymacji i pomiędzy nimi na pewno znajduje się trajektoria zmiennej estymowanej $\omega(t)$.



Rysunek 4.2 Wyniki estymacji przy wykorzystaniu modelu niepewności w postaci zbiorów ograniczonych

4.3 Synteza modułu estymacji zmiennych

Wykorzystując ogólną postać modelu niepewności w postaci zbiorów ograniczonych, który został przedstawiony w podrozdziale 4.2.1 dokonano syntezy modułu estymacji jakościowych zmiennych stanu w SDWP. Synteza ta miała na celu określenie i zamodelowanie wszystkich niepewności mających istotny wpływ na proces estymacji jakościowych zmiennych stanu w SDWP. Wyniki przeprowadzonych rozważań przedstawiono kolejno w podrozdziale 4.3.1 - niepewność modelu dynamiki jakości wody w SDWP, podrozdziale 4.3.2 - niepewność informacji pomiarowej oraz podrozdziale 4.3.3 - niepewność informacji *a priori*.

4.3.1 Niepewność modelu dynamiki jakości wody w SDWP

Model dynamiki jakości wody w SDWP dla celów estymacji składa się z szeregu równań różniczkowych zwyczajnych opisujących dynamikę stężenia chloru w wodzie przebywającej w zbiornikach jak i transportowanej przez rurociągi (patrz podrozdział 3.5). Modele te uwzględniają tylko część zjawisk wpływających na stężenie chloru, a mianowicie: kinetykę zanikania chloru w rurociągach i w zbiornikach (model kinetyki zanikania pierwszego rzędu) oraz transport adwekcyjny wody przez rurociągi. Dodatkowo, dla modeli zbiorników zakłada się jednorodne i ciągle wymieszanie (patrz podrozdział 3.2.3). Zatem, odwzorowanie rzeczywistości jest niepełne, co stanowi błąd struktury modelu. W rozważanym modelu znajduje się szereg parametrów, które stanowią kolejne źródło niepewności. Parametrami tymi są: długości rurociągów/segmentów rurociągów, współczynniki szybkości reakcji chloru w wodzie w rurociągach oraz współczynniki szybkości reakcji chloru w wodzie w zbiornikach. W związku z faktem, iż zanikanie chloru w rurociągu opisują równania różniczkowe cząstkowe, które w celu ich rozwiązania aproksymowane są równaniami różniczkowymi zwyczajnymi, pojawia się błąd wprowadzany przez przyjętą procedurę aproksymacji. Wszystkie wyżej wymienione czynniki stanowią błąd modelowania.

Wobec powyższego równanie opisujące dynamikę jakości wody w SDWP (patrz zależność (3.74)) po uwzględnieniu błędu modelowania w postaci addytywnej można przedstawić w następującej formie:

$$\dot{\mathbf{x}}(t) = \mathbf{A}(t)\mathbf{x}(t) + \mathbf{b}(t) + \boldsymbol{\varepsilon}_M(t) \quad (4.7)$$

gdzie:

$\boldsymbol{\varepsilon}_M(t)$ - wektor błędów modelowania.

Wykorzystując model niepewności w postaci zbiorów ograniczonych zachodzi fakt, iż wektor błędów modelowania jest ograniczony, co można zapisać w następujący sposób:

$$\|\boldsymbol{\varepsilon}_M(t)\| \leq \boldsymbol{\varepsilon}_M^{\max} \quad (4.8)$$

4.3.2 Niepewność informacji pomiarowej

Jak już wspomniano (patrz podrozdział 2.3), podstawowe zadanie SDWP polega na dostarczeniu do wszystkich odbiorców występujących w systemie żądanej ilości wody o odpowiedniej jakości. W związku z tym informacja pomiarowa w SDWP jest dwójakiego rodzaju. Innymi słowy, urządzenia pomiarowe zainstalowane w SDWP można podzielić na dwie podstawowe grupy:

- ✚ urządzenia do pomiaru wielkości hydraulicznych,
- ✚ urządzenia do pomiaru wielkości jakościowych.

Typowymi wielkościami hydraulicznymi mierzonymi w SDWP są: natężenia przepływów wody w rurociągach, poziomy luster wody w zbiornikach oraz ciśnienia w węzłach. Natomiast pomiary wielkości charakteryzujących jakość wody mogą być podzielone zgodnie ze wskaźnikami determinującymi jakość wody. Szerzej zagadnienie związane z jakością wody zostało omówione w rozdziałach 2 i 3. Wykorzystując zdefiniowanie jakości wody, poprzez stężenie chloru jako pomiary wielkości jakościowych, w rozprawie, rozumie się pomiary stężeń chloru w SDWP. Typowo, w SDWP pomiary te są wykonywane w zbiornikach i w węzłach oraz na wyjściu ze stacji uzdatniania. Dokładność dostarczanej informacji pomiarowej związanej zarówno z pomiarami wielkości hydraulicznych jak i pomiarami stężeń chloru uzależniona jest od zastosowanej technologii pomiaru (Mays 2000).

W nawiązaniu do powyższych informacji, w celu przejrzystości dalszych rozważań definiuje się wektor pomiarowy y . Pomiary poszczególnych wielkości wchodzących w skład tego wektora dokonywane są w pewnych pomiarowych chwilach czasu. W związku z faktem, iż dynamika jakości wody jest różna od dynamiki hydrauliki (patrz podrozdział 2.6) pomiary stężeń chloru dokonywane są częściej od pomiarów wielkości hydraulicznych. Wprowadzone zostają zatem następujące oznaczenia:

i_{hyd} - pomiarowa chwila czasu związana z hydrauliką,

i_{Cl} - pomiarowa chwila czasu związana z jakością wody.

Wobec powyższego wektor pomiarowy \mathbf{y} można przedstawić następująco:

$$\mathbf{y} = [\mathbf{y}_{hyd}(i_{hyd}) \quad \mathbf{y}_{Cl}(i_{Cl})]^T \quad (4.9)$$

Uszczegóławiając:

$$\mathbf{y}_{hyd}(i_{hyd}) = [\mathbf{y}_q(i_{hyd}) \quad \mathbf{y}_{hl}(i_{hyd}) \quad \mathbf{y}_p(i_{hyd})]^T \quad (4.10)$$

gdzie:

$\mathbf{y}_{hyd}(i_{hyd})$ - wektor pomiarów wielkości hydraulicznych w i_{hyd} -tych chwilach pomiarowych,

$\mathbf{y}_q(i_{hyd})$ - wektor pomiarów natężeń przepływów wody w rurociągach w i_{hyd} -tych chwilach pomiarowych,

$\mathbf{y}_{hl}(i_{hyd})$ - wektor pomiarów poziomów luster wody w zbiornikach w i_{hyd} -tych chwilach pomiarowych,

$\mathbf{y}_p(i_{hyd})$ - wektor pomiarów ciśnień w węzłach w i_{hyd} -tych chwilach pomiarowych,

oraz:

$$\mathbf{y}_{Cl}(i_{Cl}) = [\mathbf{y}_{c_{zr}}(i_{Cl}) \quad \mathbf{y}_{c_{zb}}(i_{Cl}) \quad \mathbf{y}_{c_{out}}(i_{Cl})]^T \quad (4.11)$$

gdzie:

$\mathbf{y}_{Cl}(i_{Cl})$ - wektor pomiarów stężeń chloru w i_{Cl} -tych chwilach pomiarowych,

$\mathbf{y}_{c_{zr}}(i_{Cl})$ - wektor pomiarów stężeń chloru w źródłach w i_{Cl} -tych chwilach pomiarowych,

$\mathbf{y}_{c_{zb}}(i_{Cl})$ - wektor pomiarów stężeń chloru w zbiornikach w i_{Cl} -tych chwilach pomiarowych,

$\mathbf{y}_{c_{out}}(i_{Cl})$ - wektor pomiarów stężeń chloru w węzłach w i_{Cl} -tych chwilach pomiarowych.

Jak już wspomniano, w praktyce pomiary danych wielkości różnią się od ich wartości rzeczywistych. Wynika to bezpośrednio z faktu, iż pomiary poszczególnych wielkości, a więc wartości zmiennych wchodzących w skład wektora pomiarowego \mathbf{y} w pomiarowych chwilach czasu, zakłócone są przez szum pomiarowy. Zatem, dla poszczególnych wielkości

w oparciu o model niepewności w postaci zbiorów ograniczonych formułuje się następujące modele pomiarowe:

$$\mathbf{y}_{q,p}(i_{hyd}) = \mathbf{y}_q(i_{hyd}) + \boldsymbol{\varepsilon}_q(i_{hyd}) \quad (4.12)$$

$$\mathbf{y}_{hl,p}(i_{hyd}) = \mathbf{y}_{hl}(i_{hyd}) + \boldsymbol{\varepsilon}_{hl}(i_{hyd}) \quad (4.13)$$

$$\mathbf{y}_{p,p}(i_{hyd}) = \mathbf{y}_p(i_{hyd}) + \boldsymbol{\varepsilon}_p(i_{hyd}) \quad (4.14)$$

$$\mathbf{y}_{c_{zr},p}(i_{Cl}) = \mathbf{y}_{c_{zr}}(i_{Cl}) + \boldsymbol{\varepsilon}_{c_{zr}}(i_{Cl}) \quad (4.15)$$

$$\mathbf{y}_{c_{zb},p}(i_{Cl}) = \mathbf{y}_{c_{zb}}(i_{Cl}) + \boldsymbol{\varepsilon}_{c_{zb}}(i_{Cl}) \quad (4.16)$$

$$\mathbf{y}_{c_{out},p}(i_{Cl}) = \mathbf{y}_{c_{out}}(i_{Cl}) + \boldsymbol{\varepsilon}_{c_{out}}(i_{Cl}) \quad (4.17)$$

gdzie:

$\mathbf{y}_q(i_{hyd}), \mathbf{y}_{q,p}(i_{hyd})$ - odpowiednio wektory rzeczywistych i pomiarowych natężeń przepływów wody w rurociągach w i_{hyd} -tych chwilach pomiarowych,

$\mathbf{y}_{hl}(i_{hyd}), \mathbf{y}_{hl,p}(i_{hyd})$ - odpowiednio wektory rzeczywistych i pomiarowych poziomów luster wody w zbiornikach w i_{hyd} -tych chwilach pomiarowych,

$\mathbf{y}_p(i_{hyd}), \mathbf{y}_{p,p}(i_{hyd})$ - odpowiednio wektory rzeczywistych i pomiarowych ciśnień w węzłach w i_{hyd} -tych chwilach pomiarowych,

$\mathbf{y}_{c_{zr}}(i_{Cl}), \mathbf{y}_{c_{zr},p}(i_{Cl})$ - odpowiednio wektory rzeczywistych i pomiarowych stężeń chloru w źródłach w i_{Cl} -tych chwilach pomiarowych,

$\mathbf{y}_{c_{zb}}(i_{Cl}), \mathbf{y}_{c_{zb},p}(i_{Cl})$ - odpowiednio wektory rzeczywistych i pomiarowych stężeń chloru w zbiornikach w i_{Cl} -tych chwilach pomiarowych,

$\mathbf{y}_{c_{out}}(i_{Cl}), \mathbf{y}_{c_{out},p}(i_{Cl})$ - odpowiednio wektory rzeczywistych i pomiarowych stężeń chloru w węzłach w i_{Cl} -tych chwilach pomiarowych,

$\boldsymbol{\varepsilon}_q(i_{hyd})$ - wektor błędów pomiarowych natężeń przepływów w rurociągach w i_{hyd} -tych chwilach pomiarowych,

$\boldsymbol{\varepsilon}_{hl}(i_{hyd})$ - wektor błędów pomiarowych poziomów luster wody w zbiornikach w i_{hyd} -tych chwilach pomiarowych,

$\boldsymbol{\varepsilon}_p(i_{hyd})$ - wektor błędów pomiarowych ciśnień w węzłach w i_{hyd} -tych chwilach pomiarowych,

$\boldsymbol{\varepsilon}_{c_{zr}}(i_{Cl})$ - wektor błędów pomiarowych stężeń chloru w źródłach w i_{Cl} -tych chwilach pomiarowych,

$\boldsymbol{\varepsilon}_{c_{zb}}(i_{Cl})$ - wektor błędów pomiarowych stężeń chloru w zbiornikach w i_{Cl} -tych chwilach pomiarowych,

$\boldsymbol{\varepsilon}_{c_{out}}(i_{Cl})$ - wektor błędów pomiarowych stężeń chloru w węzłach w i_{Cl} -tych chwilach pomiarowych.

Oszacowanie wartości wektora błędów pomiarowych może być wykonane na drodze statystycznej. Jednakże szacowanie własności statystycznych szumów pomiarowych jest zadaniem skomplikowanym i co więcej nie zawsze możliwym do wykonania. Znacznie bardziej naturalnym podejściem jest oszacowanie granic zmienności błędów pomiarowych, na podstawie dokładności urządzeń pomiarowych. Wykorzystując tę możliwość zakłada się, iż błędy pomiarowe są ograniczone. Rozważanie takie prowadzi do wykorzystania przedstawionego w podrozdziale 4.2.1 modelu niepewności w postaci zbiorów ograniczonych. Zatem, zakłada się, iż błędy pomiarowe spełniają w kolejnych chwilach pomiarowych nierówności (4.18) - (4.23):

$$|\boldsymbol{\varepsilon}_q(i_{hyd})| \leq \boldsymbol{\varepsilon}_q^{\max}(i_{hyd}) \quad (4.18)$$

$$|\boldsymbol{\varepsilon}_{hl}(i_{hyd})| \leq \boldsymbol{\varepsilon}_{hl}^{\max}(i_{hyd}) \quad (4.19)$$

$$|\boldsymbol{\varepsilon}_p(i_{hyd})| \leq \boldsymbol{\varepsilon}_p^{\max}(i_{hyd}) \quad (4.20)$$

$$|\boldsymbol{\varepsilon}_{c_{zr}}(i_{Cl})| \leq \boldsymbol{\varepsilon}_{c_{zr}}^{\max}(i_{Cl}) \quad (4.21)$$

$$|\boldsymbol{\varepsilon}_{c_{zb}}(i_{Cl})| \leq \boldsymbol{\varepsilon}_{c_{zb}}^{\max}(i_{Cl}) \quad (4.22)$$

$$|\boldsymbol{\varepsilon}_{c_{out}}(i_{Cl})| \leq \boldsymbol{\varepsilon}_{c_{out}}^{\max}(i_{Cl}) \quad (4.23)$$

Wykorzystując oszacowania błędów pomiarowych w postaci nierówności (4.18) - (4.23) w równaniach pomiarowych (4.12) - (4.17) uzyskuje się modele niepewności informacji pomiarowej, w postaci nierówności:

$$\mathbf{y}_{q,p}(i_{hyd}) - \boldsymbol{\varepsilon}_q^{\max}(i_{hyd}) \leq \mathbf{y}_q(i_{hyd}) \leq \mathbf{y}_{q,p}(i_{hyd}) + \boldsymbol{\varepsilon}_q^{\max}(i_{hyd}) \quad (4.24)$$

$$\mathbf{y}_{hl,p}(i_{hyd}) - \boldsymbol{\varepsilon}_{hl}^{\max}(i_{hyd}) \leq \mathbf{y}_{hl}(i_{hyd}) \leq \mathbf{y}_{hl,p}(i_{hyd}) + \boldsymbol{\varepsilon}_{hl}^{\max}(i_{hyd}) \quad (4.25)$$

$$\mathbf{y}_{p,p}(i_{hyd}) - \boldsymbol{\varepsilon}_p^{\max}(i_{hyd}) \leq \mathbf{y}_p(i_{hyd}) \leq \mathbf{y}_{p,p}(i_{hyd}) + \boldsymbol{\varepsilon}_p^{\max}(i_{hyd}) \quad (4.26)$$

$$\mathbf{y}_{c_{zr},p}(i_{Cl}) - \boldsymbol{\varepsilon}_{c_{zr}}^{\max}(i_{Cl}) \leq \mathbf{y}_{c_{zr}}(i_{Cl}) \leq \mathbf{y}_{c_{zr},p}(i_{Cl}) + \boldsymbol{\varepsilon}_{c_{zr}}^{\max}(i_{Cl}) \quad (4.27)$$

$$\mathbf{y}_{c_{zb},p}(i_{Cl}) - \boldsymbol{\varepsilon}_{c_{zb}}^{\max}(i_{Cl}) \leq \mathbf{y}_{c_{zb}}(i_{Cl}) \leq \mathbf{y}_{c_{zb},p}(i_{Cl}) + \boldsymbol{\varepsilon}_{c_{zb}}^{\max}(i_{Cl}) \quad (4.28)$$

$$\mathbf{y}_{c_{out},p}(i_{Cl}) - \boldsymbol{\varepsilon}_{c_{out}}^{\max}(i_{Cl}) \leq \mathbf{y}_{c_{out}}(i_{Cl}) \leq \mathbf{y}_{c_{out},p}(i_{Cl}) + \boldsymbol{\varepsilon}_{c_{out}}^{\max}(i_{Cl}) \quad (4.29)$$

Wykorzystując oznaczenia wprowadzone w podrozdziale 4.2.1 modele niepewności informacji pomiarowej dostarczanej z urządzeń pomiarowych wielkości hydraulicznych i jakościowych w SDWP (4.24) - (4.29) przyjmują następujące postaci:

$$\mathbf{y}_q^-(i_{hyd}) \leq \mathbf{y}_q(i_{hyd}) \leq \mathbf{y}_q^+(i_{hyd}) \quad (4.30)$$

$$\mathbf{y}_{hl}^-(i_{hyd}) \leq \mathbf{y}_{hl}(i_{hyd}) \leq \mathbf{y}_{hl}^+(i_{hyd}) \quad (4.31)$$

$$\mathbf{y}_p^-(i_{hyd}) \leq \mathbf{y}_p(i_{hyd}) \leq \mathbf{y}_p^+(i_{hyd}) \quad (4.32)$$

$$\mathbf{y}_{c_{zr}}^-(i_{Cl}) \leq \mathbf{y}_{c_{zr}}(i_{Cl}) \leq \mathbf{y}_{c_{zr}}^+(i_{Cl}) \quad (4.33)$$

$$\mathbf{y}_{c_{zb}}^-(i_{Cl}) \leq \mathbf{y}_{c_{zb}}(i_{Cl}) \leq \mathbf{y}_{c_{zb}}^+(i_{Cl}) \quad (4.34)$$

$$\mathbf{y}_{c_{out}}^-(i_{Cl}) \leq \mathbf{y}_{c_{out}}(i_{Cl}) \leq \mathbf{y}_{c_{out}}^+(i_{Cl}) \quad (4.35)$$

4.3.3 Niepewność informacji *a priori*

Zdefiniowany w podrozdziale 4.3.1 błąd modelowania jest ograniczony (patrz zależność (4.8)). Szacując wartości $\boldsymbol{\varepsilon}_M^{\max}$ naturalnym jest przyjęcie założenia, iż długości rurociągów są znane na tyle dokładnie, że ich wpływ na wartość $\boldsymbol{\varepsilon}_M^{\max}$ jest pomijalny. Niemniej jednak wpływ pozostałych czynników na błąd modelowania powoduje, iż w dalszym ciągu

oszacowanie wartości ε_M^{\max} jest zadaniem nietrywialnym. W wyniku przeprowadzonych eksperymentów związanych zarówno z doбором minimalnego kroku jakości $T_{Q,min}$ oraz maksymalnej liczby segmentów w obrębie danego rurociągu $N_{l,max}$, których wyniki zaprezentowano w załączniku 1, jak również z wpływem poszczególnych niepewności (patrz podrozdziały 4.2.2 i 4.2.3) na jakość estymacji zaobserwowano, iż wpływ błędu modelowania można znacznie zredukować. Innymi słowy, odpowiedni dobór $N_{l,max}$ oraz $T_{Q,min}$ pozwala na przyjęcie założenia, iż błąd modelowania może zostać zaniedbany. Powyższe założenie zostało wykorzystane w dalszej części rozprawy.

Pomiary stężeń chloru w węzłach oraz w zbiornikach dokonywane są w chwilach pomiarowych i_{Cl} . Pojawia się zatem konieczność interpolacji tych wartości pomiędzy poszczególnymi chwilami pomiarowymi. W celu ich interpolacji zakłada się, że:

Założenie A

Przedział czasowy pomiędzy kolejnymi chwilami pomiarowymi i_{Cl} , oznaczany w dalszej części niniejszej rozprawy przez T_{QP} , jest na tyle mały, że można przyjąć, iż wartości stężeń chloru w obrębie przedziału czasu T_{QP} są stałe.

Dodatkowo wprowadza się:

Założenie B

Maksymalne wartości błędów pomiarowych (patrz zależności (4.21) - (4.23)) w każdej pomiarowej chwili czasu i_{Cl} są takie same.

Ponadto, w oparciu o założenie A przyjmuje się, iż w obrębie przedziału czasu T_{QP} maksymalne wartości błędów pomiarowych są takie same jak w pomiarowych chwilach czasu i_{Cl} .

W wyniku wprowadzenia założenia B zależności (4.21) - (4.23) przyjmują następujące postaci:

$$|\varepsilon_{c_{zp}}(i_{Cl})| \leq \varepsilon_{c_{zp}}^{\max} \quad (4.36)$$

$$|\varepsilon_{c_{zb}}(i_{Cl})| \leq \varepsilon_{c_{zb}}^{\max} \quad (4.37)$$

$$|\varepsilon_{c_{out}}(i_{Cl})| \leq \varepsilon_{c_{out}}^{\max} \quad (4.38)$$

Wykorzystując założenia A i B można powiedzieć, iż pomiary stężeń chloru w węzłach oraz w zbiornikach dostępne są w każdej chwili czasu t . Zatem, nierówności (4.34) i (4.35) można napisać w postaci:

$$\mathbf{y}_{c_{zb}}^-(t) \leq \mathbf{y}_{c_{zb}}(t) \leq \mathbf{y}_{c_{zb}}^+(t) \quad (4.39)$$

$$\mathbf{y}_{c_{out}}^-(t) \leq \mathbf{y}_{c_{out}}(t) \leq \mathbf{y}_{c_{out}}^+(t) \quad (4.40)$$

gdzie:

$$\mathbf{y}_{c_{zb}}^-(t) = \mathbf{y}_{c_{zb,p}}(t) - \boldsymbol{\varepsilon}_{c_{zb}}^{\max} \quad ; \quad \mathbf{y}_{c_{zb}}^+(t) = \mathbf{y}_{c_{zb,p}}(t) + \boldsymbol{\varepsilon}_{c_{zb}}^{\max} \quad (4.41)$$

$$\mathbf{y}_{c_{out}}^-(t) = \mathbf{y}_{c_{out,p}}(t) - \boldsymbol{\varepsilon}_{c_{out}}^{\max} \quad ; \quad \mathbf{y}_{c_{out}}^+(t) = \mathbf{y}_{c_{out,p}}(t) + \boldsymbol{\varepsilon}_{c_{out}}^{\max} \quad (4.42)$$

Natomiast pomiary stężeń chloru w źródłach wody, są wartościami stężenia chloru na wyjściu ze stacji uzdatniania. Dodatkowo, w związku ze specyfiką stacji uzdatniania (patrz podrozdział 2.2.2), można założyć, iż na rozważanym horyzoncie czasu wartości stężenia chloru na wyjściu ze stacji uzdatniania są stałe. Powyższa informacja wraz z wykorzystaniem nierówności (4.36) pozwala na przeformułowanie zależności (4.33) do postaci:

$$\mathbf{y}_{c_{zr}}^- \leq \mathbf{y}_{c_{zr}} \leq \mathbf{y}_{c_{zr}}^+ \quad (4.43)$$

gdzie:

$$\mathbf{y}_{c_{zr}}^- = \mathbf{y}_{c_{zr,p}} - \boldsymbol{\varepsilon}_{c_{zr}}^{\max} \quad ; \quad \mathbf{y}_{c_{zr}}^+ = \mathbf{y}_{c_{zr,p}} + \boldsymbol{\varepsilon}_{c_{zr}}^{\max} \quad (4.44)$$

W przypadku gdy w SDWP występują węzły ze sterowaniem stężeniem chloru (patrz podrozdział 3.2.1) naturalnym jest przyjęcie założenia, iż dodatkowo znane są wartości stężenia chloru dozowanego do tych węzłów. Zgodnie z przyjętym w podrozdziale 3.2.1 oznaczeniem stężenia chloru dozowanego do n -tego węzła, wektor stężeń chloru dozowanych do węzłów w całym SDWP oznaczany będzie w dalszej części rozprawy jako $\mathbf{c}_{in}(t)$.

Podobnie jak pomiary wartości stężeń chloru, również pomiary wartości wielkości hydraulicznych dokonywane są w pewnych chwilach pomiarowych i_{hyd} . Analogicznie,

pojawia się zatem konieczność interpolacji tych wartości pomiędzy poszczególnymi chwilami pomiarowymi. W celu ich interpolacji zakłada się, że:

Założenie C

Przedział czasowy pomiędzy kolejnymi chwilami pomiarowymi i_{hyd} jest równy krokowi hydrauliczki T_H .

Wobec tego, wartości wielkości hydraulicznych pomiędzy poszczególnymi chwilami pomiarowymi i_{hyd} , a więc w obrębie danego kroku hydrauliczki T_H są stałe.

Dodatkowo wprowadza się analogicznie do założenia B:

Założenie D

Maksymalne wartości błędów pomiarowych (patrz zależności (4.18) - (4.20)) w każdej pomiarowej chwili czasu i_{hyd} są takie same.

Ponadto, w oparciu o założenie C przyjmuje się, iż w obrębie kroku hydrauliczki T_H maksymalne wartości błędów pomiarowych są takie same jak w pomiarowych chwilach czasu i_{hyd} .

W wyniku wprowadzenia założenia D zależności (4.18) - (4.20) przyjmują następujące postaci:

$$|\boldsymbol{\varepsilon}_q(i_{hyd})| \leq \boldsymbol{\varepsilon}_q^{\max} \quad (4.45)$$

$$|\boldsymbol{\varepsilon}_{hl}(i_{hyd})| \leq \boldsymbol{\varepsilon}_{hl}^{\max} \quad (4.46)$$

$$|\boldsymbol{\varepsilon}_p(i_{hyd})| \leq \boldsymbol{\varepsilon}_p^{\max} \quad (4.47)$$

Wykorzystując założenia C i D można powiedzieć, iż pomiary wielkości hydraulicznych dostępne są w każdej chwili czasu t . Zatem, nierówności (4.30) - (4.32) można napisać w postaci:

$$\mathbf{y}_q^-(t) \leq \mathbf{y}_q(t) \leq \mathbf{y}_q^+(t) \quad (4.48)$$

$$\mathbf{y}_{hl}^-(t) \leq \mathbf{y}_{hl}(t) \leq \mathbf{y}_{hl}^+(t) \quad (4.49)$$

$$\mathbf{y}_p^-(t) \leq \mathbf{y}_p(t) \leq \mathbf{y}_p^+(t) \quad (4.50)$$

gdzie:

$$\mathbf{y}_q^-(t) = \mathbf{y}_{q,p}(t) - \boldsymbol{\varepsilon}_q^{\max} \quad ; \quad \mathbf{y}_q^+(t) = \mathbf{y}_{q,p}(t) + \boldsymbol{\varepsilon}_q^{\max} \quad (4.51)$$

$$\mathbf{y}_{hl}^-(t) = \mathbf{y}_{hl,p}(t) - \boldsymbol{\varepsilon}_{hl}^{\max} \quad ; \quad \mathbf{y}_{hl}^+(t) = \mathbf{y}_{hl,p}(t) + \boldsymbol{\varepsilon}_{hl}^{\max} \quad (4.52)$$

$$\mathbf{y}_p^-(t) = \mathbf{y}_{p,p}(t) - \boldsymbol{\varepsilon}_p^{\max} \quad ; \quad \mathbf{y}_p^+(t) = \mathbf{y}_{p,p}(t) + \boldsymbol{\varepsilon}_p^{\max} \quad (4.53)$$

W celu rozwiązania modelu jakości wody w SDWP dla celów estymacji przedstawionego w podrozdziale 3.5 niezbędna jest wiedza o wartościach następujących wielkości hydraulicznych:

- ✚ natężeń przepływów wody \mathbf{q} ,
- ✚ objętości wody w zbiornikach \mathbf{V}_{zb} ,
- ✚ liniowych prędkości przepływów wody \mathbf{v} .

Jak można zauważyć, typowo w SDWP, tylko wartości natężeń przepływów wody \mathbf{q} są dostępne pomiarowo. Wartości pozostałych dwóch wielkości można uzyskać pośrednio, na podstawie ogólnie znanych zależności poprzez wykorzystanie dostępnej informacji pomiarowej.

Zakładając, iż każdy ze zbiorników w SDWP jest walcem o niezmiennym przekroju poprzecznym, objętość wody w h -tym zbiorniku w każdej chwili t można wyznaczyć z zależności:

$$V_{zb,h}(t) = hl_h(t) \cdot \frac{\pi \cdot D_{zb,h}^2}{4} \quad (4.54)$$

gdzie:

$hl_h(t)$ - poziom lustra wody w h -tym zbiorniku w chwili t ,

$D_{zb,h}$ - średnica h -tego zbiornika.

Ponieważ wartości poziomów luster wody w poszczególnych zbiornikach nie są znane dokładnie (patrz zależność (4.49)) oraz zakładając dokładną znajomość średnic zbiorników i pomijalny wpływ dokładności zaokrąglenia liczby π , błąd związany z pomiarem poziomu lustra wody przenosi się na objętość wody w danym zbiorniku. Zatem, objętość wody dla h -tego zbiornika szacowana jest zgodnie z nierównością (4.55):

$$V_{z,b,h}^-(t) \leq V_{z,b,h}(t) \leq V_{z,b,h}^+(t) \quad (4.55)$$

gdzie:

$$V_{z,b,h}^-(t) = \frac{\pi \cdot D_{z,b,h}^2}{4} \cdot (y_{h_h,p}(t) - \varepsilon_{h_h}^{\max}) \quad ; \quad V_{z,b,h}^+(t) = \frac{\pi \cdot D_{z,b,h}^2}{4} \cdot (y_{h_h,p}(t) + \varepsilon_{h_h}^{\max}) \quad (4.56)$$

Liniową prędkość przepływu wody można obliczyć pośrednio na podstawie znajomości natężenia przepływu wody w rurowie oraz jego średnicy. Wobec tego, w każdej chwili czasu t prędkość wody w l -tym rurowie można wyznaczyć z następującej zależności (Mays 2000):

$$v_l(t) = \frac{q_l(t)}{\Psi_l} \quad (4.57)$$

gdzie:

Ψ_l - pole przekroju poprzecznego l -tego rurowie, wyznaczone z zależności:

$$\Psi_l = \pi \cdot \frac{D_l^2}{4} \quad (4.58)$$

gdzie:

D_l - średnica l -tego rurowie.

Ponieważ wartość natężenia przepływu wody w danym rurowie nie jest znana dokładnie (patrz zależność (4.48)) oraz zakładając dokładną znajomość średnicy rurowie i pomijalny wpływ dokładności zaokrąglenia liczby π , błąd związany z pomiarem natężenia przepływu wody przenosi się na liniową prędkość przepływu wody w danym rurowie. Zatem, liniowa prędkość przepływu wody w l -tym rurowie szacowana jest zgodnie z nierównością (4.59):

$$v_l^-(t) \leq v_l(t) \leq v_l^+(t) \quad (4.59)$$

gdzie:

$$v_l^-(t) = \frac{1}{\Psi_l} \cdot (y_{q,p}(t) - \varepsilon_q^{\max}) \quad ; \quad v_l^+(t) = \frac{1}{\Psi_l} \cdot (y_{q,p}(t) + \varepsilon_q^{\max}) \quad (4.60)$$

4.4 Wiedza *a priori* o SDWP dla celów estymacji

Uwzględniając dynamikę stężenia chloru opisaną zależnością (3.74) oraz rozważania przedstawione w podrozdziałach 4.3.1 - 4.3.3, ogólny model informacji *a priori* o SDWP z punktu widzenia jakości wody (stężenia chloru) dla każdej chwili t można przedstawić następująco:

$$\left\{ \begin{array}{l} \dot{\mathbf{x}}(t) = \mathbf{A}(t)\mathbf{x}(t) + \mathbf{b}(t) \\ \mathbf{y}_q^-(t) \leq \mathbf{y}_q(t) \leq \mathbf{y}_q^+(t) \\ \mathbf{V}_{zb}^-(t) \leq \mathbf{V}_{zb}(t) \leq \mathbf{V}_{zb}^+(t) \\ \mathbf{v}^-(t) \leq \mathbf{v}(t) \leq \mathbf{v}^+(t) \\ \mathbf{y}_{c_{zb}}^-(t) \leq \mathbf{y}_{c_{zb}}(t) \leq \mathbf{y}_{c_{zb}}^+(t) \\ \mathbf{y}_{c_{out}}^-(t) \leq \mathbf{y}_{c_{out}}(t) \leq \mathbf{y}_{c_{out}}^+(t) \\ \mathbf{y}_{c_{zr}}^-(t) \leq \mathbf{y}_{c_{zr}}(t) \leq \mathbf{y}_{c_{zr}}^+(t) \end{array} \right. \quad (4.61)$$

gdzie:

$\mathbf{V}_{zb}(t)$ - wektor objętości wody w zbiornikach w SDWP w chwili t ,

$\mathbf{v}(t)$ - wektor liniowych prędkości przepływu wody w rurociągach w SDWP w chwili t .

W oparciu o model (4.61) w procesie estymacji znalezione zostaną oszacowania jakościowych zmiennych stanu reprezentujących stężenia chloru na końcach wszystkich segmentów wszystkich rurociągów. Wykorzystując te wartości na podstawie równań (3.13) oraz (3.18) znalezione zostaną estymaty stężeń chloru w węzłach SDWP. W tym miejscu należy zaznaczyć, iż wartości wielkości hydraulicznych występujących w zależnościach (3.13) i (3.18) obarczone są niepewnością wprowadzaną przez błąd pomiaru tych wielkości. Co więcej stężenia chloru wprowadzane do węzłów stanowiące jakościowe zmienne stanu uzyskiwane będą w procesie estymacji przedziałowej. Zatem, uzyskane estymaty jakościowych zmiennych stanu będą miały postaci wartości granicznych (na przedziale czasu: trajektorii granicznych) pomiędzy którymi znajdują się rzeczywiste wartości wprowadzanych do danego węzła stężeń chloru. Dodatkowo wprowadzając naturalne założenie, iż wartości dozowanych stężeń chloru $\mathbf{c}_{in}(t)$ w węzłach ze sterowaniem stężeniem chloru są znane dokładnie, poprzez wykorzystanie równań (3.13) i (3.18), dolne i górne wartości graniczne stężenia chloru w n -tym węzle SDWP wyznaczone zostaną na podstawie ogólnych zależności (4.62) - (4.65):

$$c_{out,n}^-(t) = \min_{\substack{y_{q_l}(t), x_l(t) \\ y_{q_l}(t), x_l(t)}} \left(\frac{\sum_{l \in INn(t)} y_{q_l}(t) \cdot x_l(t) + \sum_{l \in EINn(t)} y_{q_l}(t) \cdot x_l(t)}{\sum_{l \in INn(t)} y_{q_l}(t) + \sum_{l \in EINn(t)} y_{q_l}(t)} \right) \quad (4.62)$$

$$c_{out,n}^+(t) = \max_{\substack{y_{q_l}(t), x_l(t) \\ y_{q_l}(t), x_l(t)}} \left(\frac{\sum_{l \in INn(t)} y_{q_l}(t) \cdot x_l(t) + \sum_{l \in EINn(t)} y_{q_l}(t) \cdot x_l(t)}{\sum_{l \in INn(t)} y_{q_l}(t) + \sum_{l \in EINn(t)} y_{q_l}(t)} \right) \quad (4.63)$$

$$c_{out,n}^-(t) = c_{in,n}(t) + \min_{\substack{y_{q_l}(t), x_l(t) \\ y_{q_l}(t), x_l(t)}} \left(\frac{\sum_{l \in INn(t)} y_{q_l}(t) \cdot x_l(t) + \sum_{l \in EINn(t)} y_{q_l}(t) \cdot x_l(t)}{\sum_{l \in INn(t)} y_{q_l}(t) + \sum_{l \in EINn(t)} y_{q_l}(t)} \right) \quad (4.64)$$

$$c_{out,n}^+(t) = c_{in,n}(t) + \max_{\substack{y_{q_l}(t), x_l(t) \\ y_{q_l}(t), x_l(t)}} \left(\frac{\sum_{l \in INn(t)} y_{q_l}(t) \cdot x_l(t) + \sum_{l \in EINn(t)} y_{q_l}(t) \cdot x_l(t)}{\sum_{l \in INn(t)} y_{q_l}(t) + \sum_{l \in EINn(t)} y_{q_l}(t)} \right) \quad (4.65)$$

Warto podkreślić, iż w większości SDWP liczba urządzeń do pomiaru stężenia chloru jest znikoma. W związku z tym w dalszej części rozważań zakłada się, iż pomiary stężenia chloru wykonywane są jedynie w źródłach wody (dokładniej na wyjściu ze stacji uzdatniania wody) oraz w pewnej liczbie węzłów SDWP. Zatem, model informacji *a priori* o SDWP (4.61) przyjmuje następującą postać:

$$\begin{cases} \dot{\mathbf{x}}(t) = \mathbf{A}(t)\mathbf{x}(t) + \mathbf{b}(t) \\ \mathbf{y}_q^-(t) \leq \mathbf{y}_q(t) \leq \mathbf{y}_q^+(t) \\ \mathbf{V}_{zb}^-(t) \leq \mathbf{V}_{zb}(t) \leq \mathbf{V}_{zb}^+(t) \\ \mathbf{v}^-(t) \leq \mathbf{v}(t) \leq \mathbf{v}^+(t) \\ \mathbf{y}_{c_{out}}^-(t) \leq \mathbf{y}_{c_{out}}(t) \leq \mathbf{y}_{c_{out}}^+(t) \\ \mathbf{y}_{c_{zp}}^- \leq \mathbf{y}_{c_{zp}} \leq \mathbf{y}_{c_{zp}}^+ \end{cases} \quad (4.66)$$

W związku z powyższym oraz zgodnie z informacjami zawartymi w podrozdziale 3.5, estymaty stężeń chloru w zbiornikach są bezpośrednio reprezentowane przez estymaty odpowiednich zmiennych stanu.

Jak wspomniano w rozdziale 3 elementy macierzy stanu $\mathbf{A}(t)$ w znacznym stopniu zależą od wielkości hydraulicznych. Dotychczasowe rozważania podsumowane modelem (4.66) pokazują, iż wielkości hydrauliczne obarczone są niepewnością. Wobec tego, można stwierdzić, że elementy macierzy stanu $\mathbf{A}(t)$ nie są dokładnie znane, ponieważ wartości

wielkości hydraulicznych wchodzących w skład tych elementów nie są dokładnie znane. Jednakże w wyniku zastosowania modelowania niepewności w postaci zbiorów ograniczonych znane są, dla wartości tych wielkości, pewne dolne i górne wartości graniczne wewnątrz których na pewno się one znajdują. Zatem, można zapisać następującą nierówność:

$$\mathbf{A}^-(t) \leq \mathbf{A}(t) \leq \mathbf{A}^+(t) \quad (4.67)$$

Warto zwrócić uwagę, iż niektóre z elementów macierzy stanu $\mathbf{A}(t)$ nie wynikają bezpośrednio z odpowiednich relacji pomiędzy pojedynczymi wielkościami hydraulicznymi, długościami segmentów rurociągów oraz współczynnikami szybkości reakcji. Dzieje się tak dla zmiennych stanu, których dynamika zależy od stężenia chloru wprowadzanego z węzła (patrz zależność (3.70)). Odwołując się do *Przykładu 1 SDWP* takimi elementami macierzy $\mathbf{A}(t)$ są: $a_{16,7}$ i $a_{16,13}$. Uwzględniając niezmiennosć wartości wielkości hydraulicznych w obrębie danego kroku hydrauliki T_H , wartości tych elementów można wyznaczyć na podstawie następujących ogólnych zależności:

$$a_{16,7}^-(T_H) = \frac{1}{\Delta l_7(T_H)} \min_{v_7(T_H), q_4(T_H), q_5(T_H)} \left(\frac{v_7(T_H) \cdot q_4(T_H)}{q_4(T_H) + q_5(T_H)} \right) \quad (4.68)$$

$$a_{16,7}^+(T_H) = \frac{1}{\Delta l_7(T_H)} \max_{v_7(T_H), q_4(T_H), q_5(T_H)} \left(\frac{v_7(T_H) \cdot q_4(T_H)}{q_4(T_H) + q_5(T_H)} \right) \quad (4.69)$$

$$a_{16,13}^-(T_H) = \frac{1}{\Delta l_7(T_H)} \min_{v_7(T_H), q_4(T_H), q_5(T_H)} \left(\frac{v_7(T_H) \cdot q_5(T_H)}{q_4(T_H) + q_5(T_H)} \right) \quad (4.70)$$

$$a_{16,13}^+(T_H) = \frac{1}{\Delta l_7(T_H)} \max_{v_7(T_H), q_4(T_H), q_5(T_H)} \left(\frac{v_7(T_H) \cdot q_5(T_H)}{q_4(T_H) + q_5(T_H)} \right) \quad (4.71)$$

Natomiast elementy wektora wejść $\mathbf{b}(t)$ zależą w znacznym stopniu od wielkości hydraulicznych, stężeń chloru w źródłach wody oraz, w przypadku występowania w SDWP węzłów ze sterowaniem stężeniem chloru, od wartości dozowanych stężeń chloru w węzłach. Prowadząc dalej analogiczne rozważania jak dla macierzy stanu $\mathbf{A}(t)$ również dla wektora wejść $\mathbf{b}(t)$ można zapisać nierówność:

$$\mathbf{b}^-(t) \leq \mathbf{b}(t) \leq \mathbf{b}^+(t) \quad (4.72)$$

Agregując (4.66), (4.67) i (4.72) model informacji *a priori* o SDWP można przeformułować do postaci:

$$\begin{cases} \dot{\mathbf{x}}(t) = \mathbf{A}(t)\mathbf{x}(t) + \mathbf{b}(t) \\ \mathbf{A}^-(t) \leq \mathbf{A}(t) \leq \mathbf{A}^+(t) \\ \mathbf{b}^-(t) \leq \mathbf{b}(t) \leq \mathbf{b}^+(t) \\ \mathbf{y}_{c_{out}}^-(t) \leq \mathbf{y}_{c_{out}}(t) \leq \mathbf{y}_{c_{out}}^+(t) \end{cases} \quad (4.73)$$

Urządzenia do pomiaru stężenia chloru alokowane są w węzłach SDWP. Zgodnie z zależnościami (3.13) i (3.18) oraz wykorzystując wprowadzone w niniejszym rozdziale oznaczenia, równanie opisujące mierzone stężenie chloru (wyjście pomiarowe) w *n*-tym węźle SDWP jest postaci:

$$y_{c_{out},n}(t) = \frac{\sum_{l \in INn(t)} y_{q_l}(t) \cdot x_l(t) + \sum_{l \in EINn(t)} y_{q_l}(t) \cdot x_l(t)}{\sum_{l \in INn(t)} y_{q_l}(t) + \sum_{l \in EINn(t)} y_{q_l}(t)} \quad (4.74)$$

lub

$$y_{c_{out},n}(t) = c_{in,n}(t) + \frac{\sum_{l \in INn(t)} y_{q_l}(t) \cdot x_l(t) + \sum_{l \in EINn(t)} y_{q_l}(t) \cdot x_l(t)}{\sum_{l \in INn(t)} y_{q_l}(t) + \sum_{l \in EINn(t)} y_{q_l}(t)} \quad (4.75)$$

Wprowadźmy teraz następujący podział opisanych powyżej wyjść pomiarowych:

1. **Wyjście pomiarowe typu 1.** Urządzenie do pomiaru stężenia chloru ulokowane jest w węźle bez sterowania stężeniem chloru, do którego woda wprowadzana jest tylko jednym rurociągiem.
2. **Wyjście pomiarowe typu 2.** Urządzenie do pomiaru stężenia chloru ulokowane jest w węźle nie będącym węzłem bez sterowania stężeniem chloru, do którego woda wprowadzana jest tylko jednym rurociągiem.

Uwzględniając powyższy podział można zdefiniować wektor pomiarów stężeń chloru w węzłach sieci $\mathbf{y}_{c_{out}}(t)$ jako:

$$\mathbf{y}_{c_{out}}(t) = [\mathbf{y}_{1,c_{out}}(t) \quad \mathbf{y}_{2,c_{out}}(t)]^T \quad (4.76)$$

gdzie:

$\mathbf{y}_{1,c_{out}}(t)$ - wektor pomiarów stężeń chloru stanowiących wyjścia pomiarowe typu 1,

$\mathbf{y}_{2,c_{out}}(t)$ - wektor pomiarów stężeń chloru stanowiących wyjścia pomiarowe typu 2.

W przypadku wyjścia pomiarowego typu 1 stężenie chloru w węźle równe jest stężeniu chloru na końcu ostatniego segmentu (segmentu dolnego) rurociągu zasilającego ten węzeł. Wobec tego, dla n -tego węzła należącego do tego typu wyjść pomiarowych równanie (4.74) przyjmuje następującą postać:

$$y_{c_{out},n}(t) = \frac{y_{q_1}(t) \cdot x_1(t)}{y_{q_1}(t)} = x_1(t) \quad (4.77)$$

Na podstawie zależności (4.77) widać, iż pomiary stężeń chloru w takich węzłach są bezpośrednio pomiarami odpowiednich zmiennych stanu. Zatem, w oparciu o równanie (4.77) i wprowadzając oznaczenie $\mathbf{x}_2(t)$ dla wektora bezpośrednio mierzonej części wektora stanu $\mathbf{x}(t)$ równanie pomiarowe jest następującej postaci:

$$\mathbf{y}_{1,c_{out}}(t) = \mathbf{x}_2(t) \quad (4.78)$$

Rozważmy teraz wyjście pomiarowe typu 2. Przyjmując dla uproszczenia zapisów, iż n -ty węzeł pomiarowy zasilany jest dwoma rurociągami, odpowiednio l oraz $l+1$ oraz następuje w nim dozowanie stężenia chloru, równanie (4.75) przyjmuje postać:

$$y_{c_{out},n}(t) = c_{in,n}(t) + \frac{y_{q_l}(t) \cdot x_l(t) + y_{q_{l+1}}(t) \cdot x_{l+1}(t)}{y_{q_l}(t) + y_{q_{l+1}}(t)} \quad (4.79)$$

Z równania (4.79) wynika, iż pomiary stężenia chloru uzyskiwane z takich węzłów nie są bezpośrednimi pomiarami stanu. Przekształćmy zatem równanie (4.79) do następującej postaci:

$$x_{l+1}(t) = \frac{y_{q_l}(t)}{y_{q_{l+1}}(t)} \cdot (y_{c_{out},n}(t) - c_{in,n}(t)) + y_{c_{out},n}(t) - c_{in,n}(t) - \frac{y_{q_l}(t)}{y_{q_{l+1}}(t)} x_l(t) \quad (4.80)$$

Wykonując powyższą operację uzyskiwana jest wartość danej zmiennej stanu. Tak otrzymane wartości zmiennych stanu będą w dalszej części rozprawy nazywane pseudopomiarami

i wektor takich zmiennych stanu będzie oznaczany jako $\tilde{\mathbf{x}}_2(t)$. W przypadku, gdy dany węzeł pomiarowy opisywany równaniem pomiarowym (4.75) zasilany jest więcej niż dwoma rurociągami postępowanie jest analogiczne z uwzględnieniem wszystkich zmiennych stanu i natężeń przepływów wody, które wchodzą w strukturę równania określającego stężenie chloru w takim węźle (patrz zależność (3.18)).

Zgodnie z informacjami przedstawionymi w podrozdziale 4.3.3 pomiary zarówno stężeń chloru w węzłach jak również natężeń przepływów wody obarczone są ograniczonym błędem pomiarowym. Zatem, wartości mierzonych bezpośrednio lub pośrednio zmiennych stanu nie są znane dokładnie, ale znane są dla nich dolne i górne wartości graniczne, co można zapisać następująco:

✚ Pomiary bezpośrednio mierzonych zmiennych stanu (wyjścia pomiarowe typu 1):

$$\mathbf{x}_2^-(t) \leq \mathbf{x}_2(t) \leq \mathbf{x}_2^+(t) \quad (4.81)$$

gdzie:

$$\mathbf{x}_2^-(t) = \mathbf{y}_{1,c_{out},p}(t) - \boldsymbol{\varepsilon}_{c_{out}}^{\max} \quad ; \quad \mathbf{x}_2^+(t) = \mathbf{y}_{1,c_{out},p}(t) + \boldsymbol{\varepsilon}_{c_{out}}^{\max} \quad (4.82)$$

✚ Pseudopomiary (wyjścia pomiarowe typu 2):

$$x_{l+1}^-(t) \leq x_{l+1}(t) \leq x_{l+1}^+(t) \quad (4.83)$$

gdzie:

$$\begin{aligned} x_{l+1}^-(t) &= \frac{y_{q_l}^-(t)}{y_{q_{l+1}}^+(t)} \cdot \left(y_{2,c_{out},n}^-(t) - c_{in,n}(t) \right) + y_{2,c_{out},n}^-(t) - c_{in,n}(t) - \frac{y_{q_l}^+(t)}{y_{q_{l+1}}^-(t)} x_l(t) \\ x_{l+1}^+(t) &= \frac{y_{q_l}^+(t)}{y_{q_{l+1}}^-(t)} \cdot \left(y_{2,c_{out},n}^+(t) - c_{in,n}(t) \right) + y_{2,c_{out},n}^+(t) - c_{in,n}(t) - \frac{y_{q_l}^-(t)}{y_{q_{l+1}}^+(t)} x_l(t) \end{aligned} \quad (4.84)$$

gdzie:

$$\begin{aligned}
 y_{2,c_{out,n}}^-(t) &= y_{2,c_{out,n},p}(t) - \varepsilon_{c_{out,n}}^{\max} & ; & & y_{2,c_{out,n}}^+(t) &= y_{2,c_{out,n},p}(t) + \varepsilon_{c_{out,n}}^{\max} \\
 y_{q_l}^-(t) &= y_{q_l}(t) - \varepsilon_{q_l}^{\max} & ; & & y_{q_l}^+(t) &= y_{q_l}(t) + \varepsilon_{q_l}^{\max} \\
 y_{q_{l+1}}^-(t) &= y_{q_{l+1}}(t) - \varepsilon_{q_{l+1}}^{\max} & ; & & y_{q_{l+1}}^+(t) &= y_{q_{l+1}}(t) + \varepsilon_{q_{l+1}}^{\max}
 \end{aligned} \tag{4.85}$$

Warto zauważyć, iż w zależnościach (4.84) występuje nieznaną zmienną stanu $x_l(t)$. Zatem, wartość tej zmiennej oszacowana zostanie w procesie estymacji. Wykorzystując więc estymaty graniczne dolną $\hat{x}_l^-(t)$ oraz górną $\hat{x}_l^+(t)$ zależności (4.84) przyjmą ostatecznie postaci:

$$\begin{aligned}
 \tilde{x}_{l+1}^-(t) &= \frac{y_{q_l}^-(t)}{y_{q_{l+1}}^+(t)} \cdot \left(y_{2,c_{out,n}}^-(t) - c_{in,n}(t) \right) + y_{2,c_{out,n}}^-(t) - c_{in,n}(t) - \frac{y_{q_l}^+(t)}{y_{q_{l+1}}^-(t)} \hat{x}_l^+(t) \\
 \tilde{x}_{l+1}^+(t) &= \frac{y_{q_l}^+(t)}{y_{q_{l+1}}^-(t)} \cdot \left(y_{2,c_{out,n}}^+(t) - c_{in,n}(t) \right) + y_{2,c_{out,n}}^+(t) - c_{in,n}(t) - \frac{y_{q_l}^-(t)}{y_{q_{l+1}}^+(t)} \hat{x}_l^-(t)
 \end{aligned} \tag{4.86}$$

Wobec tego, dla całego wektora pseudopomiarów można napisać następującą nierówność:

$$\tilde{\mathbf{x}}_2^-(t) \leq \tilde{\mathbf{x}}_2(t) \leq \tilde{\mathbf{x}}_2^+(t) \tag{4.87}$$

Reasumując dotychczasowe rozważania, model informacji *a priori* o SDWP (4.73) można przeformułować do postaci:

$$\left\{ \begin{array}{l}
 \dot{\mathbf{x}}(t) = \mathbf{A}(t)\mathbf{x}(t) + \mathbf{b}(t) \\
 \mathbf{A}^-(t) \leq \mathbf{A}(t) \leq \mathbf{A}^+(t) \\
 \mathbf{b}^-(t) \leq \mathbf{b}(t) \leq \mathbf{b}^+(t) \\
 \mathbf{x}_2^-(t) \leq \mathbf{x}_2(t) \leq \mathbf{x}_2^+(t) \\
 \tilde{\mathbf{x}}_2^-(t) \leq \tilde{\mathbf{x}}_2(t) \leq \tilde{\mathbf{x}}_2^+(t)
 \end{array} \right. \tag{4.88}$$

Należy teraz zwrócić uwagę na fakt związany z warunkami początkowymi dla poszczególnych zmiennych stanu. Zakłada się, iż ich wartości również nie są dokładnie znane, ale znajdują się wewnątrz pewnego znanego *a priori* przedziału. Innymi słowy, nie są znane dokładnie warunki początkowe na poszczególne zmienne stanu, ale znane są dla nich pewne dolne i górne wartości graniczne, co można zapisać następująco:

$$\mathbf{x}^-(0) \leq \mathbf{x}(0) \leq \mathbf{x}^+(0) \tag{4.89}$$

Zatem, ostatecznie model informacji *a priori* o SDWP jest postaci (4.90):

$$\left\{ \begin{array}{l} \dot{\mathbf{x}}(t) = \mathbf{A}(t)\mathbf{x}(t) + \mathbf{b}(t) \\ \mathbf{A}^-(t) \leq \mathbf{A}(t) \leq \mathbf{A}^+(t) \\ \mathbf{b}^-(t) \leq \mathbf{b}(t) \leq \mathbf{b}^+(t) \\ \mathbf{x}_2^-(t) \leq \mathbf{x}_2(t) \leq \mathbf{x}_2^+(t) \\ \tilde{\mathbf{x}}_2^-(t) \leq \tilde{\mathbf{x}}_2(t) \leq \tilde{\mathbf{x}}_2^+(t) \\ \mathbf{x}^-(0) \leq \mathbf{x}(0) \leq \mathbf{x}^+(0) \end{array} \right. \quad (4.90)$$

4.4.1 Informacja o hydraulice w SDWP

Reasumując rozważania przedstawione do tej pory zarówno w niniejszym rozdziale jak również w rozdziale 3, w celu rozwiązania przedstawionego w rozdziale 3 modelu jakości wody w SDWP, a w dalszej kolejności dla potrzeb procesu estymacji, koniecznym jest znajomość rozwiązania hydrauliki. W związku z faktem, iż typowo w SDWP znajduje się tylko ograniczona liczba urządzeń do pomiaru wielkości hydraulicznych uzyskana z nich informacja jest niepełna. W celu uzupełnienia tej informacji naturalnym jest wykorzystanie, analogicznie jak ma to miejsce w przypadku jakości wody, estymatora hydrauliki. Umożliwi to, przy założonym modelowaniu niepewności w postaci zbiorów ograniczonych uzyskanie trajektorii górnych i dolnych estymat poszczególnych wielkości hydraulicznych. Biorąc pod uwagę informację o stałości rozwiązania hydrauliki w obrębie poszczególnych kroków hydrauliki, również trajektorie górnych i dolnych estymat będą przedziałami stałe. Opracowanie przedziałowego estymatora hydrauliki można znaleźć np. w (Brdys i Chen 1995). Warto w tym miejscu zwrócić uwagę na jeszcze jeden aspekt, a mianowicie kwestię łącznej estymacji wielkości jakościowych i hydraulicznych. Uszczegóławiając, w związku z faktem istnienia interakcji pomiędzy hydrauliką i jakością wody naturalnym wydaje się rozważenie zintegrowanego podejścia do problemu estymacji w SDWP. Badania takie były prowadzone, a ich wyniki można znaleźć w (Chen i Brdys 1995; Brdys i Chen 1996). Rozważania te pokazały, iż korzyści odnoszone przy łącznej estymacji hydrauliki i jakości w SDWP są znikome w stosunku do prowadzenia oddzielnego procesu estymacji hydrauliki i jakości, a nakłady w postaci czasu obliczeń nieporównywalnie większe. W związku z tym, typowo stosowanym podejściem w SDWP jest oddzielne prowadzenie procesu estymacji hydrauliki i wykorzystanie jej wyników w estymowaniu jakości wody. W niniejszej rozprawie autor nie zajmuje się opracowaniem estymatora hydrauliki tylko na jej potrzeby symuluje jego działanie. Do tej symulacji wykorzystany zostaje symulator EPANET

z nominalnym wzorcem zapotrzebowania na wodę. Przyjmuje się, iż nominalny wzorzec zapotrzebowania znany jest *a priori*, a uzyskuje się go np. w procesie prognozowania w oparciu o dane historyczne i literaturowe (Boulos i inni 2004; Walski i inni 2001). Zakładając zatem długość kroku hydrauliki $T_H = 1 [h]$ i długość horyzontu czasu $T = 24 [h]$ poprzez symulację w środowisku EPANET uzyskuje się niezbędne wartości wielkości hydraulicznych. W związku z niepewnością związaną z hydrauliką wygenerowane przez EPANET wartości wielkości hydraulicznych „rozmywane” są o $\pm \Delta\%$. Wobec tego, wartości wielkości hydraulicznych, niezbędne z punktu widzenia procesu estymacji stężenia chloru w SDWP, w przedziałowej formie przedstawiają poniższe zależności:

$$\mathbf{y}_{E,q}^-(j) = \mathbf{y}_{E,q}(j) - \Delta \cdot \mathbf{y}_{E,q}(j) \quad ; \quad \mathbf{y}_{E,q}^+(j) = \mathbf{y}_{E,q}(j) + \Delta \cdot \mathbf{y}_{E,q}(j) \quad (4.91)$$

$$\mathbf{v}_E^-(j) = \mathbf{v}_E(j) - \Delta \cdot \mathbf{v}_E(j) \quad ; \quad \mathbf{v}_E^+(j) = \mathbf{v}_E(j) + \Delta \cdot \mathbf{v}_E(j) \quad (4.92)$$

$$\mathbf{V}_{E,zb}^-(j) = \mathbf{V}_{E,zb}(j) - \Delta \cdot \mathbf{V}_{E,zb}(j) \quad ; \quad \mathbf{V}_{E,zb}^+(j) = \mathbf{V}_{E,zb}(j) + \Delta \cdot \mathbf{V}_{E,zb}(j) \quad (4.93)$$

gdzie:

$\mathbf{y}_{E,q}(j)$ - wektor natężeń przepływów uzyskiwany z symulatora EPANET w *j*-tym kroku hydrauliki T_H ,

$\mathbf{v}_E(j)$ - wektor liniowych prędkości przepływu wody uzyskiwany z symulatora EPANET w *j*-tym kroku hydrauliki T_H ,

$\mathbf{V}_{E,zb}(j)$ - wektor objętości wody w zbiornikach uzyskiwany z symulatora EPANET w *j*-tym kroku hydrauliki T_H ,

$$j = 1, 2, 3, \dots, J; \quad J = \frac{T}{T_H} = \frac{24}{1} = 24.$$

Wykorzystując informacje przedstawione w podrozdziałach 4.3.2 oraz 4.3.3 można wyciągnąć następujące wnioski:

✚ oznaczenie *j* odpowiada oznaczeniu i_{hyd} ,

✚ oznaczenie Δ w zależności (4.91) odpowiada oznaczeniu ϵ_q^{\max} , natomiast w zależnościach (4.92) i (4.93) związane jest odpowiednio z ϵ_q^{\max} i ϵ_{hl}^{\max} .

Zatem, równania (4.91) - (4.93) mogą być interpretowane analogicznie jak równania (4.51), (4.60) i (4.56), co zapisano poniżej:

$$\begin{aligned} \mathbf{y}_{E,q}^-(j) &= \mathbf{y}_{E,q}(j) - \Delta \cdot \mathbf{y}_{E,q}(j) &\Rightarrow & \mathbf{y}_q^-(t) = \mathbf{y}_{q,p}(t) - \boldsymbol{\varepsilon}_q^{\max} \\ \mathbf{y}_{E,q}^+(j) &= \mathbf{y}_{E,q}(j) + \Delta \cdot \mathbf{y}_{E,q}(j) &\Rightarrow & \mathbf{y}_q^+(t) = \mathbf{y}_{q,p}(t) + \boldsymbol{\varepsilon}_q^{\max} \end{aligned} \quad (4.94)$$

$$\begin{aligned} \mathbf{v}_E^-(j) &= \mathbf{v}_E(j) - \Delta \cdot \mathbf{v}_E(j) &\Rightarrow & \mathbf{v}^-(t) = \boldsymbol{\Psi} \bullet (\mathbf{y}_{q,p}(t) - \boldsymbol{\varepsilon}_q^{\max}) \\ \mathbf{v}_E^+(j) &= \mathbf{v}_E(j) + \Delta \cdot \mathbf{v}_E(j) &\Rightarrow & \mathbf{v}^+(t) = \boldsymbol{\Psi} \bullet (\mathbf{y}_{q,p}(t) + \boldsymbol{\varepsilon}_q^{\max}) \end{aligned} \quad (4.95)$$

$$\begin{aligned} \mathbf{V}_{E,zb}^-(j) &= \mathbf{V}_{E,zb}(j) - \Delta \cdot \mathbf{V}_{E,zb}(j) &\Rightarrow & \mathbf{V}_{zb}^-(t) = \left(\frac{\pi}{4} \cdot (\mathbf{D}_{zb} \bullet \mathbf{D}_{zb}) \right) \bullet (\mathbf{y}_{hl,p}(t) - \boldsymbol{\varepsilon}_{hl}^{\max}) \\ \mathbf{V}_{E,zb}^+(j) &= \mathbf{V}_{E,zb}(j) + \Delta \cdot \mathbf{V}_{E,zb}(j) &\Rightarrow & \mathbf{V}_{zb}^+(t) = \left(\frac{\pi}{4} \cdot (\mathbf{D}_{zb} \bullet \mathbf{D}_{zb}) \right) \bullet (\mathbf{y}_{hl,p}(t) + \boldsymbol{\varepsilon}_{hl}^{\max}) \end{aligned} \quad (4.96)$$

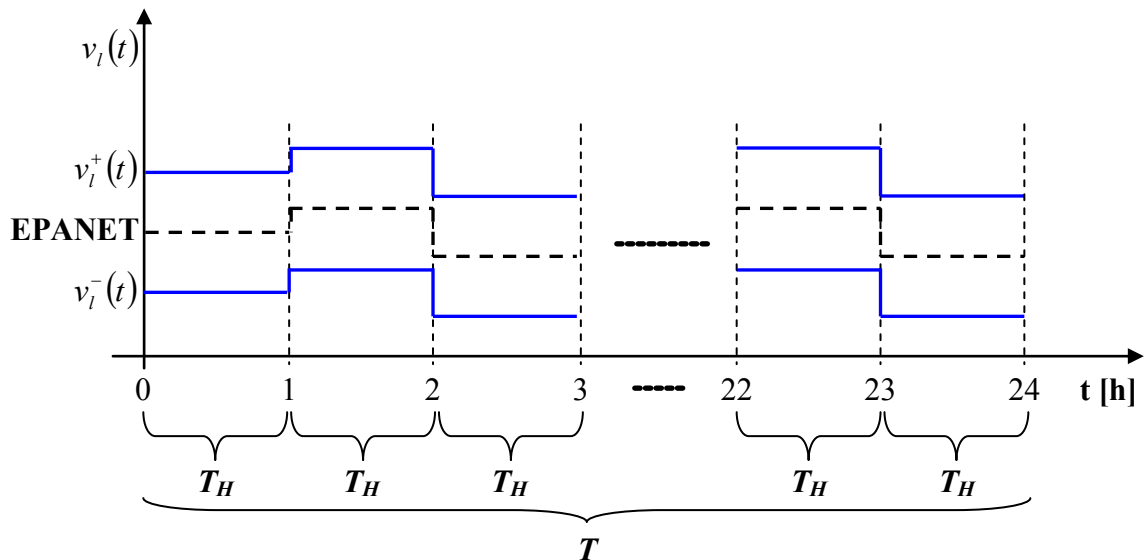
gdzie:

• - iloczyn Hadamarda,

$\boldsymbol{\Psi}$ - wektor, w którym wartości poszczególnych elementów wyznaczone są zgodnie z zależnością: $1/\Psi_l$, przy czym wartość Ψ_l wyznacza się z zależności (4.58),

\mathbf{D}_{zb} - wektor średnic zbiorników w SDWP.

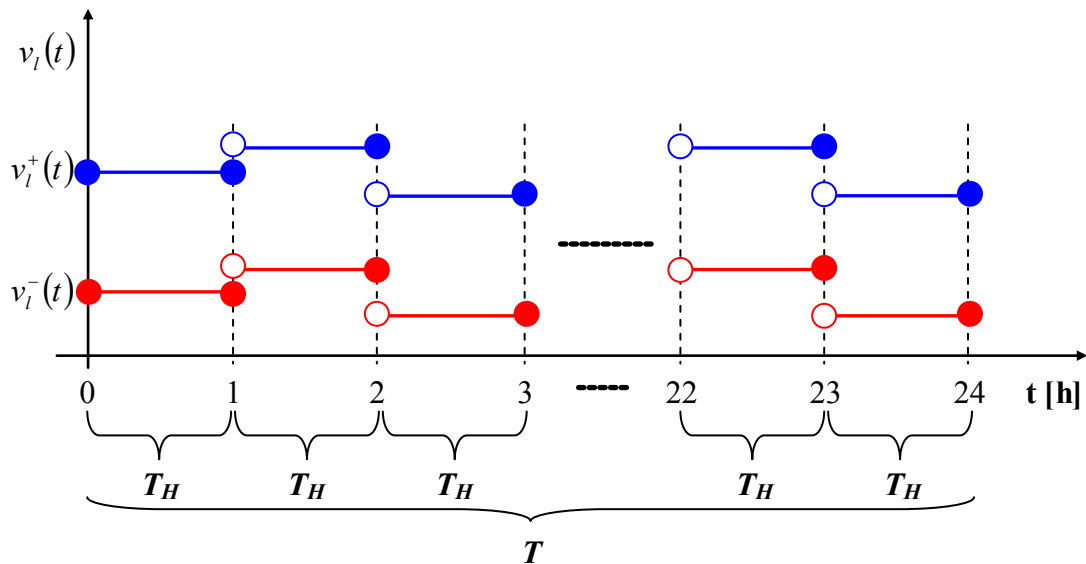
Zatem, rozważając np. zależność (4.92) przebiegi górnej i dolnej trajektorii liniowej prędkości przepływu wody w l -tym rurociągu na rozważanym horyzoncie czasu T można zilustrować jak na rysunku 4.3.



Rysunek 4.3 Przedziałowa reprezentacja liniowej prędkości przepływu wody w l -tym rurociągu

Warto zauważyć, iż jakość wyników otrzymanych z opisanego powyżej symulowania estymatora hydrauliki (szerokość wygenerowanego przedziału), w stosunku do estymacji hydrauliki, zależy przede wszystkim od doboru wartości i ewentualnej zmienności na horyzoncie czasu T parametru Δ . Powyższe przekłada się naturalnie na wyniki estymacji jakości wody, co zobrazowano w podrozdziale 6.4.

Rozważmy teraz zależności (4.68) - (4.71). Jak można zauważyć naturalnym jest wyznaczenie granicznych wartości współczynników $a_{16,7}$ i $a_{16,13}$ na drodze procesu optymalizacji. Sformułujmy zatem szczegółowo te zadania optymalizacji (Łangowski i Brdys 2007). W związku z faktem, iż poszczególne wartości wielkości hydraulicznych są stałe w obrębie danego T_H , zadania optymalizacji (4.68) - (4.71) rozwiązywane są raz dla każdego T_H . Wobec tego, dla całego horyzontu czasu T każde z nich będzie rozwiązywane 24 razy w j -tych (jT_H) chwilach czasu. Indeks j odnosi się do kolejnych kroków hydrauliki T_H , co odpowiada kolejno: dla $j = 1 \Rightarrow t \in [0,1][h]$, dla $j = 2 \Rightarrow t \in (1,2][h], \dots$, dla $j = 24 \Rightarrow t \in (23,24][h]$. Dla poszczególnych chwil j zmiana wartości wielkości hydraulicznych uwzględnianych podczas rozwiązywania zadań optymalizacji (4.68) - (4.71) na przykładzie liniowej prędkości przepływu wody w l -tym rurociągu przedstawiona została na rysunku 4.4.



Rysunek 4.4 Zmiana wartości liniowej prędkości przepływu wody w l -tym rurociągu uwzględniana podczas rozwiązywania zadań optymalizacji (4.68) - (4.71)

Tak więc, szczegółowe sformułowanie zadań optymalizacji (4.68) - (4.71) w każdej chwili czasu $j \in [1,24]$ jest następujące:

$$a_{16,7}^-(j) = \frac{1}{\Delta L_7(j)} \min_{v_7(j), y_{q_4}(j), y_{q_5}(j)} \left(\frac{v_7(j) \cdot y_{q_4}(j)}{y_{q_4}(j) + y_{q_5}(j)} \right)$$

$$y_{q_4}^-(j) \leq y_{q_4}(j) \leq y_{q_4}^+(j)$$

przy ograniczeniach: $y_{q_5}^-(j) \leq y_{q_5}(j) \leq y_{q_5}^+(j)$

$$v_7^-(j) \leq v_7(j) \leq v_7^+(j)$$

gdzie: $j = 1,2,3,4,\dots,24$

(4.97)

$$a_{16,7}^+(j) = \frac{1}{\Delta L_7(j)} \max_{v_7(j), y_{q_4}(j), y_{q_5}(j)} \left(\frac{v_7(j) \cdot y_{q_4}(j)}{y_{q_4}(j) + y_{q_5}(j)} \right)$$

$$y_{q_4}^-(j) \leq y_{q_4}(j) \leq y_{q_4}^+(j)$$

przy ograniczeniach: $y_{q_5}^-(j) \leq y_{q_5}(j) \leq y_{q_5}^+(j)$

$$v_7^-(j) \leq v_7(j) \leq v_7^+(j)$$

gdzie: $j = 1,2,3,4,\dots,24$

(4.98)

$$a_{16,13}^-(j) = \frac{1}{\Delta L_7(j)} \min_{v_7(j), y_{q_4}(j), y_{q_5}(j)} \left(\frac{v_7(j) \cdot y_{q_5}(j)}{y_{q_4}(j) + y_{q_5}(j)} \right)$$

$$y_{q_4}^-(j) \leq y_{q_4}(j) \leq y_{q_4}^+(j)$$

przy ograniczeniach: $y_{q_5}^-(j) \leq y_{q_5}(j) \leq y_{q_5}^+(j)$

$$v_7^-(j) \leq v_7(j) \leq v_7^+(j)$$

gdzie: $j = 1,2,3,4,\dots,24$

(4.99)

$$a_{16,13}^+(j) = \frac{1}{\Delta L_7(j)} \max_{v_7(j), y_{q_4}(j), y_{q_5}(j)} \left(\frac{v_7(j) \cdot y_{q_5}(j)}{y_{q_4}(j) + y_{q_5}(j)} \right)$$

$$y_{q_4}^-(j) \leq y_{q_4}(j) \leq y_{q_4}^+(j)$$

przy ograniczeniach: $y_{q_5}^-(j) \leq y_{q_5}(j) \leq y_{q_5}^+(j)$

$$v_7^-(j) \leq v_7(j) \leq v_7^+(j)$$

gdzie: $j = 1,2,3,4,\dots,24$

(4.100)

Alternatywnym, w stosunku do przedstawionego powyżej, sposobem wyznaczenia granicznych wartości współczynników $a_{16,7}$ i $a_{16,13}$ może być zastosowanie analizy przedziałowej*. W takim przypadku w miejsce zadań optymalizacji (4.68) - (4.71) wprowadza się następujące równania:

$$a_{16,7}^{-}(T_H) = \frac{1}{\Delta l_7(T_H)} \cdot \left(\frac{v_7^{-}(T_H) \cdot y_{q_4}^{-}(T_H)}{y_{q_4}^{+}(T_H) + y_{q_5}^{+}(T_H)} \right) \quad (4.101)$$

$$a_{16,7}^{+}(T_H) = \frac{1}{\Delta l_7(T_H)} \cdot \left(\frac{v_7^{+}(T_H) \cdot y_{q_4}^{+}(T_H)}{y_{q_4}^{-}(T_H) + y_{q_5}^{-}(T_H)} \right) \quad (4.102)$$

$$a_{16,13}^{-}(T_H) = \frac{1}{\Delta l_7(T_H)} \cdot \left(\frac{v_7^{-}(T_H) \cdot y_{q_5}^{-}(T_H)}{y_{q_4}^{+}(T_H) + y_{q_5}^{+}(T_H)} \right) \quad (4.103)$$

$$a_{16,13}^{+}(T_H) = \frac{1}{\Delta l_7(T_H)} \cdot \left(\frac{v_7^{+}(T_H) \cdot y_{q_5}^{+}(T_H)}{y_{q_4}^{-}(T_H) + y_{q_5}^{-}(T_H)} \right) \quad (4.104)$$

Jak można przypuszczać wybór metody wyznaczania wartości granicznych współczynników typu przykładowo powyżej rozważanych $a_{16,7}$ i $a_{16,13}$, dla potrzeb określenia macierzy $\mathbf{A}^{-}(t)$ i $\mathbf{A}^{+}(t)$ będzie przekładał się na jakość uzyskanych estymat (Łangowski i Brdys 2007). Zagadnienie to omówiono szczegółowo w rozdziale 6.

4.4.2 Informacja o stężeniu chloru w SDWP

Informacje o stężeniu chloru niezbędne dla celów estymacji niemierzonych stężeń chloru w węzłach SDWP oraz w zbiornikach pozyskiwane są w następujący sposób:

- ✚ **Informacja o stężeniu chloru w źródłach wody.** Jak już wspomniano zakłada się, iż źródła wody w SDWP są źródłami wody uzdatnionej o stałej wartości stężenia chloru wprowadzanej do systemu. Dalej zakłada się, iż wartość ta jest znana *a priori* z pewną dokładnością. Zatem, informacja o stężeniach chloru w źródłach wody dostępna jest w formie przedziałowej, zgodnie z zależnością (4.43).

* Analiza przedziałowa (zwana również arytmetyką przedziałową) - jest gałęzią matematyki, wykorzystującą operację na przedziałach liczb rzeczywistych. Stosowana jest między innymi w zagadnieniach, w których dane wejściowe są niepewne i można je zadać w postaci przedziałów. Analiza przedziałowa została zaproponowana w roku 1966 przez R. Moore'a (Moore 1966).

- ✚ **Informacja o stężeniu chloru dozowanego w węzłach ze sterowaniem.** Jeżeli w SDWP występują tego typu węzły zakłada się, iż wartości dozowanych stężeń chloru znane są dokładnie.
- ✚ **Informacja o stężeniu chloru w węzłach, w których umieszczone jest urządzenie pomiarowe.** W związku z faktem, iż autor nie dysponował żadnymi rzeczywistymi danymi pomiarowymi w tym zakresie, do generowania informacji pomiarowej wykorzystany został ponownie symulator EPANET. W przeciwieństwie jednak do modelu symulacyjnego wykorzystywanego do symulowania estymatora hydrauliki, w modelu symulacyjnym wykorzystywanym do generowania informacji pomiarowej (wartości pomiarów stężeń chloru) zmieniono warunki w SDWP. Innymi słowy, dla danego SDWP zmienione zostały wzorce zapotrzebowań na wodę w węzłach, nazywane w dalszej części rozprawy wzorcami rzeczywistymi lub/i współczynniki szybkości reakcji chloru w wodzie. Zatem, wartości stężeń chloru uzyskiwane z symulacji w środowisku EPANET w tych odmiennych od nominalnych warunkach uznawane są za wartości rzeczywiste. Wartości te uzyskiwane są co przedział czasu T_{QP} . Następnie podobnie jak miało to miejsce dla wielkości hydraulicznych uzyskane z symulacji wartości stężeń chloru „rozmywane” zostają o pewną wartość $\pm \Delta'$ % :

$$\begin{aligned} \mathbf{y}_{E,c_{out}}^-(i) &= \mathbf{y}_{E,c_{out}}(i) - \Delta' \cdot \mathbf{y}_{E,c_{out}}(i) \\ \mathbf{y}_{E,c_{out}}^+(i) &= \mathbf{y}_{E,c_{out}}(i) + \Delta' \cdot \mathbf{y}_{E,c_{out}}(i) \end{aligned} \quad (4.105)$$

gdzie:

$\mathbf{y}_{E,c_{out}}(i)$ - wektor stężeń chloru uzyskiwany z symulatora EPANET dla i -tego przedziału T_{QP} ,

$$i = 1, 2, 3, \dots, I; \quad I = \frac{T}{T_{QP}}.$$

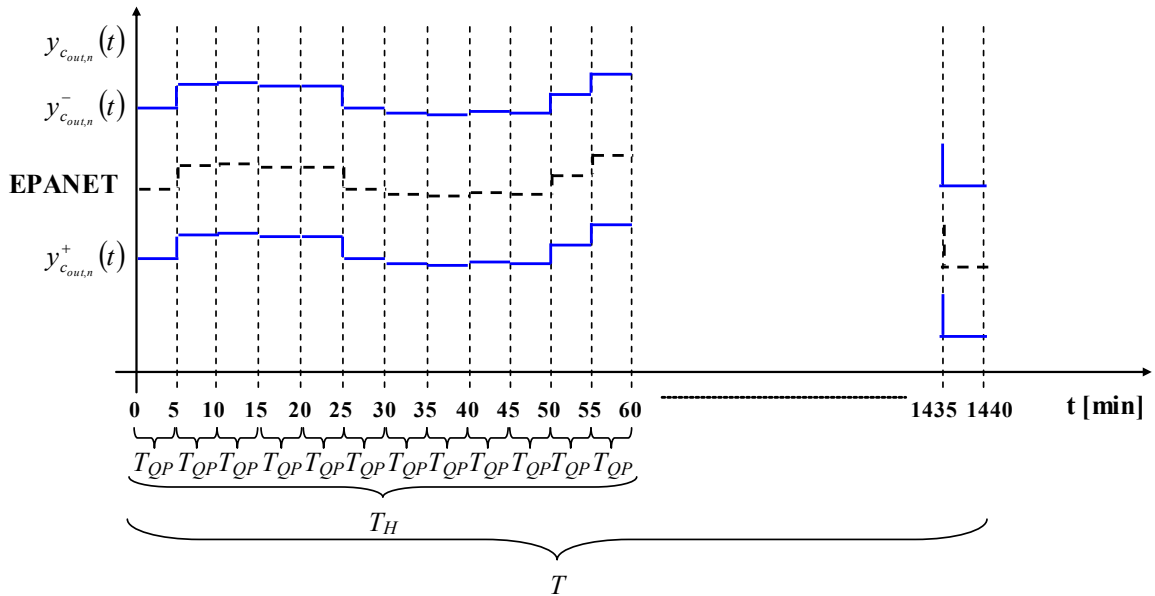
Wykorzystując ponownie informacje przedstawione w podrozdziałach 4.3.2 oraz 4.3.3 można wyciągnąć następujące wnioski:

- oznaczenie i odpowiada oznaczeniu i_{CI} ,
- oznaczenie Δ' w zależności (4.105) odpowiada oznaczeniu $\varepsilon_{c_{out}}^{\max}$.

Zatem, zależności (4.105) mogą być interpretowane dokładnie jak zależności (4.42), co zapisano poniżej:

$$\begin{aligned}
 \mathbf{y}_{E,c_{out}}^-(i) &= \mathbf{y}_{E,c_{out}}(i) - \Delta' \cdot \mathbf{y}_{E,c_{out}}(i) & \Rightarrow & \mathbf{y}_{c_{out}}^-(t) = \mathbf{y}_{c_{out,p}}(t) - \boldsymbol{\varepsilon}_{c_{out}}^{\max} \\
 \mathbf{y}_{E,c_{out}}^+(i) &= \mathbf{y}_{E,c_{out}}(i) + \Delta' \cdot \mathbf{y}_{E,c_{out}}(i) & \Rightarrow & \mathbf{y}_{c_{out}}^+(t) = \mathbf{y}_{c_{out,p}}(t) + \boldsymbol{\varepsilon}_{c_{out}}^{\max}
 \end{aligned}
 \tag{4.106}$$

Wobec tego, rozważając zależność (4.106) przebiegi górnej i dolnej trajektorii stężenia chloru w n -tym węzle pomiarowym na rozważanym horyzoncie czasu T można zilustrować jak na rysunku 4.5.



Rysunek 4.5 Przebiegi górnej i dolnej trajektorii stężenia chloru w n -tym węzle pomiarowym na rozważanym przedziale czasu T

4.4.3 Cechy SDWP

W niniejszym podrozdziale przedstawione zostaną istotne, z punktu widzenia prowadzonych w dalszej części rozprawy rozważań, cechy opracowanego w podrozdziale 3.5 modelu jakości wody w SDWP dla celów estymacji.

Cecha 1 - C1

Struktura opracowanego dla celów estymacji modelu jakości wody w SDWP determinowana jest przez wartości wielkości hydraulicznych oraz kierunki przepływów wody w rurociągach (patrz podrozdział 3.3). Zatem, jeżeli dla całego rozważanego horyzontu czasu T kierunki przepływów oraz wartości wielkości hydraulicznych nie będą ulegały zmianie wówczas struktura modelu jakości będzie stała. W przeciwnym wypadku struktura ta będzie stała jedynie w obrębie danego kroku hydrauliczności T_H .

Cecha 2 - C2

Z modeli dynamiki stężenia chloru w węzłach SDWP (patrz zależności (3.13) i (3.18)) wynika, że wartości występujących w nich zarówno wielkości hydraulicznych (natężeń przepływów wody) jak i wielkości jakościowych (stężeń chloru) są zawsze nieujemne. Warto podkreślić, iż w przypadku zmiany kierunków przepływów wody w rurociągach następuje rekonfiguracja tych zależności (patrz cecha C1). Dodatkowo naturalnym jest stwierdzenie, iż wartości poziomów luster wody w zbiornikach również przyjmują wartości nieujemne. Ponadto należy wskazać, iż z natury SDWP wynika, iż wartości wszystkich występujących w nim wielkości hydraulicznych i jakościowych są ograniczone.

Można zatem zapisać następujące nierówności:

$$\text{dla wektora natężeń przepływów wody przez rurociągi: } \mathbf{0} \leq \mathbf{q}(t) \leq \mathbf{q}^{\max}; \quad \forall t \geq 0 \quad (4.107)$$

$$\text{dla wektora poziomów luster wody w zbiornikach: } \mathbf{0} \leq \mathbf{hl}(t) \leq \mathbf{hl}^{\max}; \quad \forall t \geq 0 \quad (4.108)$$

$$\text{dla wektora stężeń chloru: } \mathbf{0} \leq \mathbf{c}(t) \leq \mathbf{c}^{\max}; \quad \forall t \geq 0 \quad (4.109)$$

Biorąc pod uwagę zależności (4.54) i (4.57) zachodzą również poniższe nierówności:

$$\text{dla wektora objętości wody w zbiornikach: } \mathbf{0} \leq \mathbf{V}_{zb}(t) \leq \mathbf{V}_{zb}^{\max}; \quad \forall t \geq 0 \quad (4.110)$$

$$\text{dla wektora liniowych prędkości przepływów wody przez rurociągi: } \mathbf{0} \leq \mathbf{v}(t) \leq \mathbf{v}^{\max}; \quad \forall t \geq 0 \quad (4.111)$$

Definicja 1 (Smith 1995)

System opisany ogólną zależnością postaci: $\dot{\boldsymbol{\zeta}}(t) = \mathbf{f}(\boldsymbol{\zeta}, t) + \mathbf{g}(t)$ jest systemem kooperatywnym, jeżeli wszystkie elementy znajdujące się poza główną przekątną w macierzy

Jakobiego tego systemu spełniają następujący warunek: $\frac{\partial \mathbf{f}_i(\boldsymbol{\zeta}, t)}{\partial \zeta_j} \geq 0, \forall i \neq j$.

Cecha 3 - C3

Opracowany model jakości wody w SDWP dla celów estymacji posiada kooperatywną dynamikę. Innymi słowy, SDWP z punktu widzenia jakości wody rozumianej poprzez stężenie chloru jest systemem kooperatywnym. Główne własności systemu z kooperatywną dynamiką przedstawiono w załączniku 2.

Powyższe można wykazać wykorzystując definicję 1 (Łangowski i Brdys 2007; Brdys i Łangowski 2008). W tym celu należy wyznaczyć macierz Jakobiego \mathbf{J} tego systemu. Macierz ta jest równa macierzy stanu systemu, czyli $\mathbf{J} = \mathbf{A}$. Rozważmy dwa przykładowe SDWP wprowadzone w rozdziale 2. Strukturę macierzy stanu dla obu tych systemów dla pierwszego kroku hydrauliki T_H przedstawiono w podrozdziale 3.5.2 (patrz zależności (3.75) i (3.79)). Poszczególne współczynniki leżące poza główną przekątną w tych macierzach składają się z wielkości hydraulicznych (natężeń przepływów wody, liniowych prędkości przepływów wody i objętości wody w zbiornikach) oraz długości segmentów w obrębie poszczególnych rurociągów. Zatem, wykorzystując cechę C2 można stwierdzić, iż wartości współczynników leżących poza główną przekątną w macierzach stanu obu rozważanych SDWP dla pierwszego kroku hydrauliki T_H są nieujemne. Wobec powyższego, ponieważ dla danego kroku hydrauliki $\mathbf{A}(T_H) = \mathbf{J}$ to również wartości współczynników leżących poza główną przekątną w macierzy Jakobiego systemu są nieujemne. W związku z tym, na mocy definicji 1 rozważany model jakości wody w SDWP posiada kooperatywną dynamikę.

Warto podkreślić, iż dla kolejnych kroków hydrauliki T_H struktury współczynników leżących poza główną przekątną w macierzy stanu, a więc również w macierzy Jakobiego, pozostają takie same. Natomiast zmianie mogą ulegać ich wartości. Wynika to z faktu, iż dla kolejnego kroku hydrauliki T_H wartości wielkości hydraulicznych mogą ulegać zmianie, co pociąga za sobą zmianę liczby i długości segmentów w obrębie danego rurociągu (patrz podrozdział 3.5). Zatem, liczba jakościowych zmiennych stanu może być różna dla kolejnych kroków hydrauliki T_H . W związku z tym, rozmiar macierzy stanu \mathbf{A} a tym samym macierzy Jakobiego \mathbf{J} może być różny dla kolejnych kroków hydrauliki T_H . Niemniej jednak dla danego kroku hydrauliki T_H wartości wielkości hydraulicznych pozostają stałe i nie ulegają zmianie kierunku przepływu wody, co powoduje, iż rzeczywiście wartości współczynników leżących poza główną przekątną są nieujemne. Ponadto można zauważyć, że jeżeli dla kolejnego kroku hydrauliki T_H zmieniają się kierunki przepływu wody, to pomimo zmiany struktury modelu jakości wody w SDWP (patrz podrozdział 3.5), wartości współczynników w macierzy stanu systemu pozostają nadal nieujemne.

Powyższe rozważania przeprowadzone dla dwóch przykładowych SDWP i wynikające z nich wnioski są obowiązujące dla SDWP, w których jakość wody modelowana jest w sposób przedstawiony w podrozdziale 3.5.

4.5 Estymacja przedziałowa jakości wody w SDWP

Jak już wspomniano w niniejszym rozdziale w celu modelowania niepewności wybrano model w postaci zbiorów ograniczonych, co w naturalny sposób zdeterminowało wybór metody estymacji w postaci estymacji przedziałowej. Na podstawie studiów literaturowych wyróżniono dwie następujące metody estymacji przedziałowej, które mogą mieć zastosowanie do oszacowywania niemierzonych stężeń chloru w SDWP:

- ✚ estymacja przedziałowa wykorzystująca rozwiązywanie odpowiednich zadań optymalizacji,
- ✚ estymacja przedziałowa wykorzystująca obserwator przedziałowy.

Poniżej krótko zostały scharakteryzowane obie wymienione metody. W pierwszej z nich dolne i górne estymaty niemierzonych zmiennych znajdują się w wyniku rozwiązywania odpowiednio sformułowanych zadań minimalizacji i maksymalizacji. Metoda ta wykorzystana w celu oszacowania niemierzalnych lub niemierzonych zarówno zmiennych stanu jak i parametrów dla SDWP została szeroko przedstawiona np. w (Brdys i Ulanicki 1994; Brdys i Chen 1995; Chen i Brdys 1995; Brdys i Chen 1996; Chen 1997; Brdys i inni 2001a; Brdys i inni 2001b; Duzinkiewicz 2005; Duzinkiewicz 2006). Ogólnie można stwierdzić, iż uzyskanie dolnych i górnych estymat (minimalnych i maksymalnych wartości) poszukiwanych zmiennych poprzez zastosowanie tego rodzaju estymacji przedziałowej wiąże się z rozwiązaniem dla każdej z nich, w każdej dyskretnej chwili czasu odpowiednio sformułowanych zadań optymalizacji. W wyniku tego działania, dla całego rozważanego horyzontu czasu, uzyskane zostaną dolne i górne trajektorie estymat poszukiwanych zmiennych wewnątrz których znajdują się ich trajektorie rzeczywiste. Niestety w związku z koniecznością rozwiązywania dużej liczby często nieliniowych i niewypukłych zadań optymalizacji ta metoda estymacji jest czasochłonna. Innymi słowy, czas potrzebny na dokonanie obliczeń, w efekcie których uzyskiwane zostają estymaty niemierzonych wielkości jest stosunkowo długi, co ogranicza możliwości wykorzystania tego rodzaju estymacji przedziałowej w zastosowaniach *on-line*.

Wobec powyższego w rozprawie proponuje się zastosowanie alternatywnej metody estymacji przedziałowej, która wykorzystuje obserwator zwany obserwatorem przedziałowym (Gouzé i inni 2000; Alcaraz-González i inni 2004). W tej metodzie dolne i górne estymaty niemierzonych zmiennych znajdują się nie w wyniku rozwiązywania zadań optymalizacji, a w wyniku rozwiązywania odpowiednich układów równań różniczkowych.

Rozdział 5 Obserwator przedziałowy - podstawowe informacje

5.1 Wprowadzenie

Rozpoczynając niniejszy rozdział słusznym wydaje się podkreślenie jeszcze raz faktu kończącego rozdział 4, iż estymaty niemierzalnych czy też niemierzonych zmiennych uzyskiwanych w procesie estymacji przedziałowej z wykorzystaniem obserwatora przedziałowego uzyskuje się poprzez rozwiązanie odpowiednich układów równań różniczkowych. Ta cecha ma istotne znaczenie z punktu widzenia czasu obliczeń. Można się spodziewać, iż czasy te będą istotnie mniejsze w porównaniu z pierwszą ze scharakteryzowanych metod estymacji przedziałowej (patrz podrozdział 4.5). Powyższe miało kluczowe znaczenie dla wyboru przez autora tej metody estymacji dla oszacowywania niemierzonych stężeń chloru w SDWP (możliwość wykorzystania w zastosowaniach *on-line*) i jej efektywność została potwierdzona w podrozdziale 6.5. Niestety zaprezentowany np. w (Gouzé i inni 2000; Alcaraz-González i inni 2004) obserwator przedziałowy nie może zostać bezpośrednio zastosowany do SDWP stanowiącego aplikację rozważaną w niniejszej rozprawie ze względu na ograniczające założenia dotyczące niepewności oraz z uwagi na możliwość wykorzystania jedynie bezpośrednich pomiarów zmiennych stanu. Jednakże dla jasności prezentacji opracowanego obserwatora przedziałowego jakości wody w SDWP zaprezentowanego w kolejnym rozdziale, celowym jest przedstawienie podstaw teoretycznych wyżej wspomnianego obserwatora.

5.2 Podstawowe informacje

W niniejszym podrozdziale rozważona zostanie klasa procesów, których dynamikę opisują nieliniowe zmienne w czasie modele o parametrach skupionych postaci (5.1) (Alcaraz-

González i inni 2004). Warto zauważyć, iż modelem (5.1) można opisać większość procesów chemicznych i biochemicznych.

$$\dot{\mathbf{x}}(t) = \mathbf{C}\mathbf{f}(\mathbf{x}(t), t) + \mathbf{A}(t)\mathbf{x}(t) + \mathbf{b}(t) \quad (5.1)$$

gdzie:

$\mathbf{x}(t) \in R^n$ - wektor stanu,

$\mathbf{f}(\mathbf{x}(t), t) \in R^r$ - wektor funkcji nieliniowych,

$\mathbf{C} \in R^{n \times r}$ - macierz stałych współczynników,

$\mathbf{A}(t) \in R^{n \times n}$ - zmienna w czasie macierz stanu,

$\mathbf{b}(t) \in R^n$ - zmienny w czasie wektor wejść.

Założmy, iż system opisany modelem (5.1) posiada następujące własności (Alcaraz-González i inni 2004):

- (1) Wektor funkcji nieliniowych $\mathbf{f}(\mathbf{x}(t), t)$ jest nieznan;
- (2) Macierz stanu $\mathbf{A}(t)$ jest znana dla każdego $t \geq 0$;
- (3) m zmiennych stanu jest mierzonych *on-line*;
- (4) Macierz \mathbf{C} jest stała i znana;
- (5) Współczynniki macierzy stanu $\mathbf{A}(t)$ są ograniczone, tzn. istnieją dwie stałe macierze \mathbf{A}^- oraz \mathbf{A}^+ takie, że zachodzi obustronna nierówność $\mathbf{A}^- \leq \mathbf{A}(t) \leq \mathbf{A}^+$;
- (6) Warunki początkowe dla wektora stanu są nieznane, ale znajdują się wewnątrz znanych, gwarantowanych przedziałów postaci: $\mathbf{x}^-(0) \leq \mathbf{x}(0) \leq \mathbf{x}^+(0)$;
- (7) Współczynniki wektora wejść $\mathbf{b}(t)$ są nieznane, ale znajdują się wewnątrz znanych mogących się zmieniać w czasie przedziałów, postaci: $\mathbf{b}^-(t) \leq \mathbf{b}(t) \leq \mathbf{b}^+(t)$.

Wykorzystując własność (3) model (5.1) można zapisać następująco (Alcaraz-González i inni 2004):

$$\begin{aligned} \dot{\mathbf{x}}_1(t) &= \mathbf{C}_1\mathbf{f}(\mathbf{x}(t), t) + \mathbf{A}_{11}(t)\mathbf{x}_1(t) + \mathbf{A}_{12}(t)\mathbf{x}_2(t) + \mathbf{b}_1(t) \\ \dot{\mathbf{x}}_2(t) &= \mathbf{C}_2\mathbf{f}(\mathbf{x}(t), t) + \mathbf{A}_{21}(t)\mathbf{x}_1(t) + \mathbf{A}_{22}(t)\mathbf{x}_2(t) + \mathbf{b}_2(t) \end{aligned} \quad (5.2)$$

gdzie:

$\mathbf{x}_2(t)$ - wektor mierzalnych zmiennych stanu ($\dim \mathbf{x}_2(t) = m$),

$\mathbf{x}_1(t)$ - wektor estymowanych zmiennych stanu ($\dim \mathbf{x}_1(t) = s = n - m$),

$\mathbf{A}_{11}(t) \in R^{s \times s}$, $\mathbf{A}_{12}(t) \in R^{s \times m}$, $\mathbf{A}_{21}(t) \in R^{m \times s}$, $\mathbf{A}_{22}(t) \in R^{m \times m}$ - odpowiednie części macierzy $\mathbf{A}(t)$,
 $\mathbf{C}_1 \in R^{s \times r}$, $\mathbf{C}_2 \in R^{m \times r}$ - odpowiednie części macierzy \mathbf{C} ,
 $\mathbf{b}_1(t) \in R^s$, $\mathbf{b}_2(t) \in R^m$ - odpowiednie części wektora $\mathbf{b}(t)$.

W związku z faktem, iż nie jest sformułowana ogólna teoria projektowania obserwatorów dla systemów nieliniowych oraz wektor funkcji nieliniowych $\mathbf{f}(\mathbf{x}(t), t)$, zgodnie z własnością (1), jest nieznaną wprowadzana jest pomocnicza zmienna $\mathbf{w}(t)$, która pozwoli na wyeliminowanie nieznanej nieliniowości, a w konsekwencji na odtworzenie niemierzalnego stanu z wielkości pomiarowych. Zmienna ta jest kombinacją liniową zmiennych stanu, definiowaną następująco (Chen 1992):

$$\mathbf{w}(t) = \mathbf{N}\mathbf{x}(t) \quad (5.3)$$

gdzie:

$\mathbf{N} \in R^{s \times n}$ - stała macierz, której liczba wierszy odpowiada liczbie niemierzalnych zmiennych stanu s , natomiast liczba kolumn odpowiada liczbie wszystkich zmiennych stanu n .

Macierz \mathbf{N} można zapisać w nieco innej postaci:

$$\mathbf{N} = [\mathbf{N}_1 \quad \mathbf{N}_2] \quad (5.4)$$

gdzie: $\mathbf{N}_1 \in R^{s \times s}$ oraz $\mathbf{N}_2 \in R^{s \times m}$.

Wykorzystując (5.2) oraz (5.4), zależność (5.3) można zapisać jako (5.5):

$$\mathbf{w}(t) = [\mathbf{N}_1 \quad \mathbf{N}_2] \cdot [\mathbf{x}_1(t) \quad \mathbf{x}_2(t)]^T = \mathbf{N}_1\mathbf{x}_1(t) + \mathbf{N}_2\mathbf{x}_2(t) \quad (5.5)$$

Kolejnym krokiem jest sprawdzenie jakie warunki muszą zachodzić, aby w wyniku wprowadzenia zmiennej $\mathbf{w}(t)$ model (5.1) został uniezależniony od nieznanej nieliniowości $\mathbf{f}(\mathbf{x}(t), t)$. Dokonując różniczkowania równania (5.3):

$$\dot{\mathbf{w}}(t) = \mathbf{N}\dot{\mathbf{x}}(t) \quad (5.6)$$

a następnie podstawiając (5.2) oraz (5.4) do (5.6), uzyskuje się:

$$\begin{aligned} \dot{\mathbf{w}}(t) = & \underbrace{(\mathbf{N}_1 \mathbf{C}_1 + \mathbf{N}_2 \mathbf{C}_2)}_{\mathbf{NC}} \mathbf{f}(\mathbf{x}(t), t) + \mathbf{N}_1 \mathbf{A}_{11}(t) \mathbf{x}_1(t) + \mathbf{N}_1 \mathbf{A}_{12}(t) \mathbf{x}_2(t) + \mathbf{N}_2 \mathbf{A}_{21}(t) \mathbf{x}_1(t) + \\ & + \mathbf{N}_2 \mathbf{A}_{22}(t) \mathbf{x}_2(t) + \underbrace{[\mathbf{N}_1 \quad \mathbf{N}_2]}_{\mathbf{Nb}(t)} \cdot [\mathbf{b}_1(t) \quad \mathbf{b}_2(t)]^T \end{aligned} \quad (5.7)$$

Przekształcając (5.5) do postaci:

$$\mathbf{w}(t) = \mathbf{N}_1 \mathbf{x}_1(t) + \mathbf{N}_2 \mathbf{x}_2(t) \Rightarrow \mathbf{x}_1(t) = \mathbf{N}_1^{-1} (\mathbf{w}(t) - \mathbf{N}_2 \mathbf{x}_2(t)) \quad (5.8)$$

a następnie podstawiając (5.8) do (5.7) dynamikę pomocniczej zmiennej $\mathbf{w}(t)$ można opisać poniższą zależnością:

$$\begin{aligned} \dot{\mathbf{w}}(t) = & \mathbf{NCf}(\mathbf{x}(t), t) + \underbrace{(\mathbf{N}_1 \mathbf{A}_{11}(t) + \mathbf{N}_2 \mathbf{A}_{21}(t)) \mathbf{N}_1^{-1}}_{\mathbf{W}(t)} \mathbf{w}(t) + \mathbf{N}_1 \mathbf{A}_{12}(t) \mathbf{x}_2(t) + \\ & \mathbf{N}_2 \mathbf{A}_{22}(t) \mathbf{x}_2(t) - \underbrace{(\mathbf{N}_1 \mathbf{A}_{11}(t) + \mathbf{N}_2 \mathbf{A}_{21}(t)) \mathbf{N}_1^{-1}}_{\mathbf{W}(t)} \mathbf{N}_2 \mathbf{x}_2(t) + \mathbf{Nb}(t) = \\ & \mathbf{NCf}(\mathbf{x}(t), t) + \mathbf{W}(t) \mathbf{w}(t) + \underbrace{(\mathbf{N}_1 \mathbf{A}_{12}(t) + \mathbf{N}_2 \mathbf{A}_{22}(t) - \mathbf{W}(t) \mathbf{N}_2)}_{\mathbf{X}(t)} \mathbf{x}_2(t) + \mathbf{Nb}(t) \end{aligned} \quad (5.9)$$

Zatem, ostatecznie:

$$\begin{cases} \dot{\mathbf{w}}(t) = \mathbf{NCf}(\mathbf{x}(t), t) + \mathbf{W}(t) \mathbf{w}(t) + \mathbf{X}(t) \mathbf{x}_2(t) + \mathbf{Nb}(t) \\ \mathbf{w}(0) = \mathbf{N} \mathbf{x}(0) \\ \mathbf{x}_1(t) = \mathbf{N}_1^{-1} (\mathbf{w}(t) - \mathbf{N}_2 \mathbf{x}_2(t)) \end{cases} \quad (5.10)$$

Warto podkreślić, że jeżeli będzie zachodził poniższy warunek:

$$\mathbf{NC} = \mathbf{0} \quad (5.11)$$

wówczas rozważany system opisany modelem (5.1) będzie niezależny od nieznannej nieliniowości. Nietrywialne spełnienie warunku (5.11) jest możliwe, jeżeli będzie zachodziła następująca zależność (Alcaraz-González i inni 2003; Alcaraz-González i inni 2004):

$$rz(\mathbf{C}) = rz(\mathbf{C}_2) \quad (5.12)$$

gdzie: $rz(\cdot)$ oznacza rząd macierzy.

Zależność (5.12) implikuje następujące własności:

Własność 1 (Alcaraz-González i inni 2003)

(i) $\text{rz}(\mathbf{C}) = c \leq \min(n, r)$, ponieważ $r \leq n$, prawdziwe jest, iż $c \leq r$,

(ii) $\text{rz}(\mathbf{C}_2) = c_2 \leq \min(m, r)$.

Natomiast rozważając (ii) należy zauważyć, iż ponieważ zgodnie z zależnością (5.12) $c = c_2$,

to prawdą jest, że $c \leq \min(m, r)$. Pojawiają się zatem dwa przypadki:

(A) $m \geq r$, wówczas $c \leq r$, co jest zgodne z (i),

(B) $m \leq r$, wówczas $c \leq m$, ale biorąc pod uwagę (i) $c \leq m \leq r$.

Reasumując, ponieważ $c \leq m$ to $s \leq n - c$. W związku z tym własność 1 pozwala ustalić jakie powinno być m . Innymi słowy, jaką liczbę zmiennych stanu należy mierzyć, aby możliwym było odtworzenie niemierzalnej części wektora stanu.

Własność 2 (Alcaraz-González i inni 2003)

\mathbf{C}_1 może być zapisana jako liniowa kombinacja \mathbf{C}_2 :

$$\mathbf{C}_1 = \mathbf{\Lambda} \mathbf{C}_2 \quad (5.13)$$

gdzie: $\mathbf{\Lambda} \in R^{s \times m}$

Należy zatem sprawdzić jakie warunki muszą zachodzić, aby (5.13) było możliwe. Innymi słowy, czy istnieje takie $\mathbf{\Lambda}$, aby (5.13) było spełnione.

Przekształcając (5.13) uzyskuje się następujące równanie:

$$\mathbf{C}_1 \mathbf{C}_2^T (\mathbf{C}_2 \mathbf{C}_2^T)^{-1} = \mathbf{\Lambda} \quad (5.14)$$

Warto podkreślić, iż równanie (5.14) wymaga, aby macierz $\mathbf{C}_2 \mathbf{C}_2^T$ była macierzą nieosobliwą, czyli:

$$\det(\mathbf{C}_2 \mathbf{C}_2^T) \neq 0 \quad (5.15)$$

Macierz $\mathbf{C}_2 \mathbf{C}_2^T$ będzie macierzą nieosobliwą, jeżeli:

$$\text{rz}(\mathbf{C}_2 \mathbf{C}_2^T) = m \quad (5.16)$$

Ponieważ $\mathbf{C}_2 \in R^{m \times r}$ to $\mathbf{C}_2 \mathbf{C}_2^T \in R^{m \times m}$, zatem:

$$\text{rz}(\mathbf{C}_2 \mathbf{C}_2^T) = m \quad (5.17)$$

Biorąc pod uwagę powyższe, należy sprawdzić czy oba przypadki (A) i (B) z własności 1 są możliwe. Rozważając w pierwszej kolejności (A):

Dla $m \geq r$ rząd macierzy $\mathbf{C} = c \leq r$. W związku z (5.12) zachodzi $c = c_2 \leq r$.

Wykorzystana teraz następująca własność rzędu macierzy:

$$\text{rz}(\mathbf{\Theta}_1 \cdot \mathbf{\Theta}_2) \leq \min(\text{rz}(\mathbf{\Theta}_1), \text{rz}(\mathbf{\Theta}_2)) \quad (5.18)$$

gdzie: $\mathbf{\Theta}_1, \mathbf{\Theta}_2$ - dwie przykładowe macierze,

implikuje, że:

$$\text{rz}(\mathbf{C}_2 \mathbf{C}_2^T) \leq \text{rz}(\mathbf{C}_2) \quad (5.19)$$

Jednakże, aby macierz odwrotna $(\mathbf{C}_2 \mathbf{C}_2^T)^{-1}$ istniała to $\text{rz}(\mathbf{C}_2) = m$. Wobec tego, zależność (5.19) przyjmuje następującą postać:

$$\text{rz}(\mathbf{C}_2 \mathbf{C}_2^T) = \text{rz}(\mathbf{C}_2) \quad (5.20)$$

Zatem, $\text{rz}(\mathbf{C}_2) \leq r$ to na podstawie (5.20) $\text{rz}(\mathbf{C}_2 \mathbf{C}_2^T) \leq r$. Ale, $\dim(\mathbf{C}_2 \mathbf{C}_2^T) = m$, a $\text{rz}(\mathbf{C}_2 \mathbf{C}_2^T) \leq r$ to oznacza, że $m - r$ wierszy (kolumn) w macierzy $\mathbf{C}_2 \mathbf{C}_2^T$ jest liniowo zależnych i $(\mathbf{C}_2 \mathbf{C}_2^T)^{-1}$ nie istnieje. Reasumując, (5.15) możliwe jest do spełnienia tylko, gdy m jest co najwyżej równe r . Przypadek (A) modyfikuje się zatem do postaci $m = r$.

Przechodząc teraz do przypadku (B). Pozostaje do sprawdzenia nierówność $m < r$, gdyż dla $m = r$ rozważania przedstawiono w przypadku (A). Jeżeli $m < r$ to $c = c_2 \leq m < r$. Zatem, $\text{rz}(\mathbf{C}_2) \leq m$, to na podstawie (5.20) $\text{rz}(\mathbf{C}_2 \mathbf{C}_2^T) \leq m$. Ale, $\dim(\mathbf{C}_2 \mathbf{C}_2^T) = m$, zatem $\text{rz}(\mathbf{C}_2) = m$. Reasumując, (5.15) możliwe jest do spełnienia, gdy $m < r$ i $\text{rz}(\mathbf{C}_2) = m$.

Wniosek końcowy:

Macierz $\mathbf{C}_2 \mathbf{C}_2^T$ będzie macierzą nieosobliwą tylko wówczas, gdy będzie zachodziło, że $m \leq r$ i $\text{rz}(\mathbf{C}_2) = m$.

Własność 3 (Alcaraz-González i inni 2003)

Nietrywialne rozwiązanie równania (5.11) pozwala na arbitralny dobór s kolumn w macierzy \mathbf{N} . Rozwiązanie to można ustalić następująco:

Korzystając z zapisu macierzy \mathbf{N} jako: $\mathbf{N} = [\mathbf{N}_1 \quad \mathbf{N}_2]$, gdzie: $\mathbf{N}_1 \in R^{s \times s}$ oraz $\mathbf{N}_2 \in R^{s \times m}$, równanie (5.11) można zapisać jako (5.21):

$$\mathbf{N}_1 \mathbf{C}_1 + \mathbf{N}_2 \mathbf{C}_2 = \mathbf{0} \quad (5.21)$$

Uwzględniając (5.13) rozwiązanie równania (5.21) jest następujące:

$$\mathbf{N}_1 \mathbf{A} \mathbf{C}_2 = -\mathbf{N}_2 \mathbf{C}_2 \quad (5.22)$$

Wykorzystując (5.14) równanie (5.22) można napisać w postaci (5.23):

$$-\mathbf{N}_1 \mathbf{C}_1 \mathbf{C}_2^T (\mathbf{C}_2 \mathbf{C}_2^T)^{-1} \mathbf{C}_2 \mathbf{C}_2^T = \mathbf{N}_2 \mathbf{C}_2 \mathbf{C}_2^T \quad (5.23)$$

Ostatecznie, biorąc pod uwagę (5.15) uzyskuje się następującą postać zależności (5.23):

$$-\mathbf{N}_1 \mathbf{C}_1 \mathbf{C}_2^T (\mathbf{C}_2 \mathbf{C}_2^T)^{-1} \mathbf{C}_2 \mathbf{C}_2^T (\mathbf{C}_2 \mathbf{C}_2^T)^{-1} = \mathbf{N}_2 \mathbf{C}_2 \mathbf{C}_2^T (\mathbf{C}_2 \mathbf{C}_2^T)^{-1} \quad (5.24)$$

gdzie:

$$\mathbf{C}_2 \mathbf{C}_2^T (\mathbf{C}_2 \mathbf{C}_2^T)^{-1} = \mathbf{I},$$

$$\mathbf{C}_2^T (\mathbf{C}_2 \mathbf{C}_2^T)^{-1} = \mathbf{C}_2^\perp,$$

\mathbf{C}_2^\perp - macierz pseudoodwrotna* do macierzy \mathbf{C}_2 z własnością: $\mathbf{C}_2 \mathbf{C}_2^\perp \mathbf{C}_2 = \mathbf{C}_2$.

* Macierzą pseudoodwrotną do danej macierzy $\mathbf{\Theta}$ nazywany jednoznaczna macierz $\mathbf{\Theta}^\perp$ spełniająca następujące kryteria:

$$(k1) \quad \mathbf{\Theta} \cdot \mathbf{\Theta}^\perp \cdot \mathbf{\Theta} = \mathbf{\Theta}$$

$$(k2) \quad \mathbf{\Theta}^\perp \cdot \mathbf{\Theta} \cdot \mathbf{\Theta}^\perp = \mathbf{\Theta}^\perp$$

$$(k3) \quad (\mathbf{\Theta} \cdot \mathbf{\Theta}^\perp)^{-1} = \mathbf{\Theta} \cdot \mathbf{\Theta}^\perp$$

$$(k4) \quad (\mathbf{\Theta}^\perp \cdot \mathbf{\Theta})^{-1} = \mathbf{\Theta}^\perp \cdot \mathbf{\Theta}$$

Macierz pseudoodwrotna może być obliczana w różny sposób. W rozprawie wykorzystano następujący:

$$\mathbf{\Theta}^T \cdot (\mathbf{\Theta} \cdot \mathbf{\Theta}^T)^{-1} = \mathbf{\Theta}^\perp.$$

Warto podkreślić, iż pseudoodwrotność macierzy jest uogólnieniem odwrotności macierzy dla macierzy, które nie są kwadratowe.

Zatem:

$$-\mathbf{N}_1 \mathbf{C}_1 \mathbf{C}_2^\perp \mathbf{I} = \mathbf{N}_2 \mathbf{I} \quad (5.25)$$

Ostatecznie macierz \mathbf{N}_2 można wyznaczyć z następującej zależności:

$$\mathbf{N}_2 = -\mathbf{N}_1 \mathbf{C}_1 \mathbf{C}_2^\perp \quad (5.26)$$

Reasumując, aby dobrać arbitralnie macierz \mathbf{N}_1 (arbitralny dobór s kolumn w macierzy \mathbf{N}) macierz \mathbf{N}_2 musi być obliczona z zależności (5.26). Jest to możliwe tylko wtedy, gdy zachodzi (5.15). Zatem, dzięki własności 2 i 3 można uzależnić macierz \mathbf{N}_2 od macierzy \mathbf{N}_1 i co więcej dla dowolnej macierzy \mathbf{N}_1 macierz \mathbf{N}_2 znajdowana jest z zależności (5.26).

Ostateczny wniosek jest następujący:

System opisany modelem (5.1) będzie niezależny od nieznannej nieliniowości $\mathbf{f}(\mathbf{x}(t), t)$, czyli spełnione zostanie równanie (5.11), jeżeli macierz $\mathbf{C}_2 \mathbf{C}_2^T$ będzie macierzą nieosobliwą.

Warto jeszcze zauważyć, że poprzez wykorzystanie pseudoodwrotności macierzy \mathbf{C}_2 do obliczenia macierzy \mathbf{N}_2 dla dowolnie wybranej macierzy \mathbf{N}_1 , obliczona macierz \mathbf{N}_2 jest minimalna w sensie kolumnowej normy euklidesowej.

Jeżeli dla danego systemu opisanego modelem postaci (5.1) z własnościami (1) - (7) zachodzi (5.12), czyli spełnione jest równanie (5.11) wówczas para systemów dynamicznych $(\mathbf{S}^-, \mathbf{S}^+)$ stanowi dla tego systemu obserwator przedziałowy gwarantujący, że $\hat{\mathbf{x}}_1^-(t) \leq \mathbf{x}_1(t) \leq \hat{\mathbf{x}}_1^+(t)$, $\forall t \geq 0$ pomimo występowania niepewności w nieliniowej części dynamiki systemu oraz w wejściach, dla niepewnych warunków początkowych postaci: $\mathbf{x}^-(0) \leq \mathbf{x}(0) \leq \mathbf{x}^+(0)$ (Alcaraz-González i inni 2004):

$$\begin{aligned}
 (\mathbf{S}^+): \begin{cases} \dot{\mathbf{w}}^+(t) = \mathbf{W}(t)\mathbf{w}^+(t) + \mathbf{X}(t)\mathbf{x}_2(t) + \mathbf{M}\mathbf{v}^+(t) \\ \mathbf{w}^+(0) = \mathbf{N}\mathbf{x}^+(0) \\ \hat{\mathbf{x}}_1^+(t) = \mathbf{N}_1^{-1}(\mathbf{w}^+(t) - \mathbf{N}_2\mathbf{x}_2(t)) \end{cases} \\
 (\mathbf{S}^-): \begin{cases} \dot{\mathbf{w}}^-(t) = \mathbf{W}(t)\mathbf{w}^-(t) + \mathbf{X}(t)\mathbf{x}_2(t) + \mathbf{M}\mathbf{v}^-(t) \\ \mathbf{w}^-(0) = \mathbf{N}\mathbf{x}^-(0) \\ \hat{\mathbf{x}}_1^-(t) = \mathbf{N}_1^{-1}(\mathbf{w}^-(t) - \mathbf{N}_2\mathbf{x}_2(t)) \end{cases}
 \end{aligned} \tag{5.27}$$

gdzie:

$\hat{\mathbf{x}}_1^+(t), \hat{\mathbf{x}}_1^-(t)$ - wektor górnych i dolnych estymat niemierzalnych zmiennych stanu,

$\mathbf{x}_2(t)$ - wektor mierzonych zmiennych stanu,

$\mathbf{W}(t) = (\mathbf{N}_1\mathbf{A}_{11}(t) + \mathbf{N}_2\mathbf{A}_{21}(t))\mathbf{N}_1^{-1}$,

$\mathbf{X}(t) = \mathbf{N}_1\mathbf{A}_{12}(t) + \mathbf{N}_2\mathbf{A}_{22}(t) - \mathbf{W}(t)\mathbf{N}_2$,

$\mathbf{A}_{11}(t), \mathbf{A}_{12}(t), \mathbf{A}_{21}(t), \mathbf{A}_{22}(t)$ - odpowiednie części macierzy $\mathbf{A}(t)$:

$$\mathbf{A}(t) = \begin{array}{c} \mathbf{A}_{11}(t) \in R^{s \times s} \quad \Bigg| \quad \mathbf{A}_{12}(t) \in R^{s \times m} \\ \left[\begin{array}{cccc|cccc} a_{1,1} & a_{1,2} & \cdots & a_{1,s} & a_{1,s+1} & a_{1,s+2} & \cdots & a_{1,m} \\ a_{2,1} & a_{2,2} & \cdots & a_{2,s} & a_{2,s+1} & a_{2,s+2} & \cdots & a_{2,m} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots & \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ a_{s,1} & a_{s,2} & \cdots & a_{s,s} & a_{s,s+1} & a_{s,s+2} & \cdots & a_{s,m} \\ \hline a_{s+1,1} & a_{s+1,2} & \cdots & a_{s+1,s} & a_{s+1,s+1} & a_{s+1,s+2} & \cdots & a_{s+1,m} \\ a_{s+2,1} & a_{s+2,2} & \cdots & a_{s+2,s} & a_{s+2,s+1} & a_{s+2,s+2} & \cdots & a_{s+2,m} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots & \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ a_{m,1} & a_{m,2} & \cdots & a_{m,s} & a_{m,s+1} & a_{m,s+2} & \cdots & a_{m,m} \end{array} \right]_{n \times n} \\ \mathbf{A}_{21}(t) \in R^{m \times s} \quad \Bigg| \quad \mathbf{A}_{22}(t) \in R^{m \times m} \end{array}$$

pomiary

dla jednego pomiaru:

$$\mathbf{A}(t) = \begin{array}{c} \mathbf{A}_{11}(t) \quad \Bigg| \quad \mathbf{A}_{12}(t) \\ \left[\begin{array}{cccc|c} a_{1,1} & a_{1,2} & \cdots & a_{1,n-1} & a_{1,n} \\ a_{2,1} & a_{2,2} & \cdots & a_{2,n-1} & a_{2,n} \\ \vdots & & \ddots & \vdots & \vdots \\ a_{n-1,1} & a_{n-1,2} & \cdots & a_{n-1,n-1} & a_{n-1,n} \\ \hline a_{n,1} & a_{n,2} & \cdots & a_{n,n-1} & a_{n,n} \end{array} \right] \\ \mathbf{A}_{21}(t) \quad \Bigg| \quad \mathbf{A}_{22}(t) \end{array}$$

pomiar

$\mathbf{N}_1 \in R^{s \times s}$ - dowolna macierz odwracalna proporcjonalna do macierzy jednostkowej (tzn. $\mathbf{N}_1 = \eta \cdot \mathbf{I}$ gdzie η jest dowolnym, rzeczywistym, dodatnim i stałym parametrem),

$$\mathbf{N}_2 \in R^{s \times r}, \quad \mathbf{N}_2 = -\mathbf{N}_1 \cdot \mathbf{C}_1 \cdot \mathbf{C}_2^\perp,$$

\mathbf{C}_2^\perp - macierz pseudoodwrotna do macierzy \mathbf{C}_2 z własnością $\mathbf{C}_2 \mathbf{C}_2^\perp \mathbf{C}_2 = \mathbf{C}_2$,

$$\mathbf{N} = [\mathbf{N}_1 \quad \mathbf{N}_2], \quad \mathbf{M} = [\mathbf{N}_1 \quad \mathbf{N}_2 \quad \tilde{\mathbf{N}}_2], \quad \tilde{\mathbf{N}}_2 = [\mathbf{N}_{2,ij}],$$

$$\mathbf{v}^+(t) = \left[\mathbf{b}_1^+(t) \quad \frac{1}{2}(\mathbf{b}_2^+(t) + \mathbf{b}_2^-(t)) \quad \frac{1}{2}(\mathbf{b}_2^+(t) - \mathbf{b}_2^-(t)) \right]^T,$$

$$\mathbf{v}^-(t) = \left[\mathbf{b}_1^-(t) \quad \frac{1}{2}(\mathbf{b}_2^+(t) + \mathbf{b}_2^-(t)) \quad -\frac{1}{2}(\mathbf{b}_2^+(t) - \mathbf{b}_2^-(t)) \right]^T.$$

$\mathbf{b}_1(t), \mathbf{b}_2(t)$ - odpowiednie części wektora wejść $\mathbf{b}(t)$:

$$\mathbf{b}(t) = \begin{array}{c} \left[\begin{array}{c} b_1 \\ b_2 \\ \vdots \\ b_s \end{array} \right] \\ \text{pomiary} \quad \left[\begin{array}{c} b_{s+1} \\ b_{s+1} \\ \vdots \\ b_m \end{array} \right] \end{array} \quad \begin{array}{l} \mathbf{b}_1(t) \in R^s \\ \\ \mathbf{b}_2(t) \in R^m \end{array}$$

dla jednego pomiaru:

$$\mathbf{b}(t) = \begin{array}{c} \left[\begin{array}{c} b \\ b_2 \\ \vdots \\ b_{n-1} \end{array} \right] \mathbf{b}_1(t) \\ \text{pomiar} \quad \left[\begin{array}{c} b_n \end{array} \right] \mathbf{b}_2(t) \end{array}$$

Warto podkreślić, iż obserwator przedziałowy postaci (5.27) generuje dolne i górne trajektorie estymat niemierzalnych zmiennych systemu, ale w przypadku dokładnej znajomości i ograniczoności liniowej części dynamiki systemu (macierzy stanu $\mathbf{A}(t)$) oraz w przypadku braku szumu pomiarowego w pomiarach mierzalnej części wektora stanu. Sposób uwzględniania niepewności w pomiarach stanu dla nieco innej struktury obserwatora przedziałowego można znaleźć np. w (Rapaport i Dochain 2005). Zwróćmy jeszcze uwagę na fakt, iż obserwator przedziałowy postaci (5.27) nie estymuje pomiarowych zmiennych stanu.

Aplikacje obserwatora przedziałowego w procesie estymacji zmiennych stanu procesów biologicznych i biochemicznych zachodzących przede wszystkim w biologicznej oczyszczalni ścieków można znaleźć np. w (Hadj-Sadok i Gouzé 1998; Alcaraz-González i inni 1999; Gouzé i inni 2000; Hadj-Sadok i Gouzé 2001; Alcaraz-González i inni 2002; Harmand i Rapaport 2002; Fruchard i inni 2002; Alcaraz-González i inni 2004; Rapaport i Dochain 2005; Alcaraz-González i González-Alvarez 2007).

Rozdział 6 Estymator przedziałowy jakości wody w SDWP

6.1 Wprowadzenie

Przedstawiony w rozdziale 5 obserwator przedziałowy postaci (5.27) stanowi punkt wyjścia dla opracowanego i zaprezentowanego w niniejszym rozdziale obserwatora przedziałowego jakości wody pitnej w SDWP, opisywanej dynamicznym modelem wraz z informacją *a priori* postaci (4.90). W niniejszym rozdziale wyprowadzone zostaną zatem struktury obserwatora przedziałowego jakości wody pitnej w SDWP oraz przedstawione zostaną matematyczne dowody krzepkości i stabilności generowanych przez nie trajektorii dolnych i górnych estymat. Następnie przedstawiona zostanie implementacja opracowanego estymatora przedziałowego jakości wody pitnej w SDWP w środowisku MATLAB. Rozdział podsumowany zostanie przedstawieniem wyników estymacji dla wprowadzonych w podrozdziale 2.8.2 przykładowych SDWP, czyli dla *Przykładu 1 SDWP* i *Przykładu 2 SDWP*, oraz opisaniem efektywności opracowanego estymatora.

6.2 Obserwator przedziałowy jakości wody w SDWP

Jak już wspomniano (patrz podrozdział 4.3.2), wielkości hydrauliczne obarczone są błędem pomiarowym, co bezpośrednio przenosi się na macierz stanu $\mathbf{A}(t)$ (patrz podrozdział 4.4). Innymi słowy, współczynniki w macierzy stanu $\mathbf{A}(t)$ nie są dokładnie znane (patrz zależność (4.67)), a więc występuje niepewność w liniowej części dynamiki systemu. W związku z tym, obserwator przedziałowy postaci (5.27) nie może być bezpośrednio wykorzystany w procesie estymacji jakościowych zmiennych w SDWP. Zatem, należy podjąć starania w celu wyeliminowania niepewności z macierzy stanu $\mathbf{A}(t)$. Macierz $\mathbf{A}(t)$ można zapisać w następującej postaci (Łangowski i Brdys 2006):

$$\mathbf{A}(t) = \bar{\mathbf{A}}(t) + \Delta\mathbf{A}(t) \quad (6.1)$$

gdzie:

$\bar{\mathbf{A}}(t)$ - jest dokładnie znaną częścią macierzy stanu $\mathbf{A}(t)$,

$\Delta\mathbf{A}(t)$ - wynika z niepewności w macierzy stanu $\mathbf{A}(t)$.

Wykorzystując zależność (6.1) matematyczny model opisujący dynamikę stężenia chloru w SDWP postaci (3.74) można zapisać następująco:

$$\dot{\mathbf{x}}(t) = \bar{\mathbf{A}}(t)\mathbf{x}(t) + \bar{\mathbf{b}}(t) \quad (6.2)$$

gdzie:

$$\bar{\mathbf{b}}(t) = \Delta\mathbf{A}(t)\mathbf{x}(t) + \mathbf{b}(t) \quad (6.3)$$

W celu wyznaczenia dolnych i górnych wartości granicznych dla wektora $\bar{\mathbf{b}}(t)$, wektory dolnych i górnych wartości granicznych $\mathbf{b}^-(t)$, $\mathbf{b}^+(t)$ (patrz zależność (4.72)) muszą zostać zmodyfikowane tak, aby uwzględniały niepewność wprowadzaną przez człon $\Delta\mathbf{A}(t)\mathbf{x}(t)$. Wartości graniczne dla członu $\Delta\mathbf{A}(t)\mathbf{x}(t)$ mogą zostać wyznaczone poprzez użycie założonych *a priori* ograniczeń zarówno na $\Delta\mathbf{A}(t)$ jak i wektor zmiennych stanu $\mathbf{x}(t)$. Warto zauważyć, iż z uwagi na fakt, że SDWP posiada cechę C2 (patrz podrozdział 4.4.3) działanie takie jest ułatwione.

Jak zaznaczono w podrozdziale 3.5 opracowany dla potrzeb estymacji model jakości wody w SDWP jest ciągłym, liniowym modelem o parametrach skupionych. W związku z tym macierz stałych współczynników \mathbf{C} jest macierzą zerową, co powoduje, iż również macierz \mathbf{N}_2 jest zerowa. Wobec tego, macierze $\mathbf{W}(t)$ oraz $\mathbf{X}(t)$ wykorzystywane w strukturze obserwatora (5.27) można wyznaczyć w następujący sposób:

$$\mathbf{W}(t) = (\mathbf{N}_1\mathbf{A}_{11}(t) + \mathbf{N}_2\mathbf{A}_{21}(t))\mathbf{N}_1^{-1} = \mathbf{N}_1\mathbf{A}_{11}(t)\mathbf{N}_1^{-1} = \mathbf{A}_{11}(t) \quad (6.4)$$

$$\mathbf{X}(t) = \mathbf{N}_1\mathbf{A}_{12}(t) + \mathbf{N}_2\mathbf{A}_{22}(t) - \mathbf{W}(t)\mathbf{N}_2 = \mathbf{N}_1\mathbf{A}_{12}(t) \quad (6.5)$$

Zakładając dalej, że występujące w SDWP pomiary stężeń chloru są bezpośrednio pomiarami stanu oraz pomiary te nie są obciążone błędem pomiarowym (patrz zależność (4.78)) autor proponuje następującą strukturę obserwatora przedziałowego niemierzonych jakościowych zmiennych stanu (stężeń chloru) w SDWP (Łangowski i Brdys 2006):

$$\begin{aligned}
 (\mathbf{S}^+): \begin{cases} \dot{\mathbf{w}}^+(t) = \bar{\mathbf{A}}_{11}(t)\mathbf{w}^+(t) + \mathbf{N}_1\bar{\mathbf{A}}_{12}(t)\mathbf{x}_2(t) + \mathbf{M}\bar{\mathbf{v}}^+(t) \\ \mathbf{w}^+(0) = \mathbf{N}\mathbf{x}^+(0) \\ \hat{\mathbf{x}}_1^+(t) = \mathbf{N}_1^{-1}\mathbf{w}^+(t) \end{cases} \\
 (\mathbf{S}^-): \begin{cases} \dot{\mathbf{w}}^-(t) = \bar{\mathbf{A}}_{11}(t)\mathbf{w}^-(t) + \mathbf{N}_1\bar{\mathbf{A}}_{12}(t)\mathbf{x}_2(t) + \mathbf{M}\bar{\mathbf{v}}^-(t) \\ \mathbf{w}^-(0) = \mathbf{N}\mathbf{x}^-(0) \\ \hat{\mathbf{x}}_1^-(t) = \mathbf{N}_1^{-1}\mathbf{w}^-(t) \end{cases}
 \end{aligned} \tag{6.6}$$

gdzie:

$$\mathbf{N} = [\mathbf{N}_1 \quad | \quad \mathbf{0}], \quad \mathbf{M} = [\mathbf{N}_1 \quad | \quad \mathbf{0} \quad | \quad \mathbf{0}],$$

$$\bar{\mathbf{v}}^+(t) = \left[\bar{\mathbf{b}}_1^+(t) \quad \frac{1}{2}(\bar{\mathbf{b}}_2^+(t) + \bar{\mathbf{b}}_2^-(t)) \quad \frac{1}{2}(\bar{\mathbf{b}}_2^+(t) - \bar{\mathbf{b}}_2^-(t)) \right]^T,$$

$$\bar{\mathbf{v}}^-(t) = \left[\bar{\mathbf{b}}_1^-(t) \quad \frac{1}{2}(\bar{\mathbf{b}}_2^+(t) + \bar{\mathbf{b}}_2^-(t)) \quad -\frac{1}{2}(\bar{\mathbf{b}}_2^+(t) - \bar{\mathbf{b}}_2^-(t)) \right]^T.$$

Opracowany obserwator przedziałowy postaci (6.6) może charakteryzować się znacznym konserwatyżmem. Innymi słowy, w związku z koniecznością zakładania *a priori* dolnych i górnych wartości granicznych na jakościowe zmienne stanu, wyestymowany przedział dla niemierzonych zmiennych stanu może być stosunkowo szeroki. Dodatkowo, jak zostało to już zaznaczone, błędy pomiarowe (patrz zależność (4.81)) mogą nie być pomijalne. Wobec powyższego autor rozwija w następujący sposób strukturę obserwatora przedziałowego (6.6). Wykorzystując model dynamiki stężenia chloru postaci (3.74) oraz biorąc dolne i górne wartości graniczne dla współczynników w macierzy stanu $\mathbf{A}(t)$, stanowiące odpowiednio macierze $\mathbf{A}^-(t)$, $\mathbf{A}^+(t)$ w miejsce dokładnie znanej macierzy $\bar{\mathbf{A}}(t)$, jak również wykorzystując dolne i górne wartości graniczne dla wektora pomiarowych zmiennych stanu $\mathbf{x}_2(t)$ postaci $\mathbf{x}_2^-(t)$, $\mathbf{x}_2^+(t)$ (patrz zależność (4.81)), które bazują na wartościach granicznych błędów pomiarowych (patrz zależność (4.82)), uzyskuje się następującą strukturę obserwatora przedziałowego niemierzonych stężeń chloru w SDWP (Łangowski i Brdys 2007; Brdys i Łangowski 2008):

$$(\mathbf{S}^+): \begin{cases} \dot{\mathbf{w}}^+(t) = \mathbf{A}_{11}^+(t)\mathbf{w}^+(t) + \mathbf{N}_1\mathbf{A}_{12}^+(t)\mathbf{x}_2^+(t) + \mathbf{M}\mathbf{v}^+(t) \\ \mathbf{w}^+(0) = \mathbf{N}\mathbf{x}^+(0) \\ \hat{\mathbf{x}}_1^+(t) = \mathbf{N}_1^{-1}\mathbf{w}^+(t) \end{cases} \quad (6.7)$$

$$(\mathbf{S}^-): \begin{cases} \dot{\mathbf{w}}^-(t) = \mathbf{A}_{11}^-(t)\mathbf{w}^-(t) + \mathbf{N}_1\mathbf{A}_{12}^-(t)\mathbf{x}_2^-(t) + \mathbf{M}\mathbf{v}^-(t) \\ \mathbf{w}^-(0) = \mathbf{N}\mathbf{x}^-(0) \\ \hat{\mathbf{x}}_1^-(t) = \mathbf{N}_1^{-1}\mathbf{w}^-(t) \end{cases}$$

Warto zauważyć, że w związku z nierównościami postaci (4.67) oraz (4.72) będą zachodziły również następujące nierówności:

$$\mathbf{A}_{11}^-(t) \leq \mathbf{A}_{11}(t) \leq \mathbf{A}_{11}^+(t) \quad (6.8)$$

$$\mathbf{A}_{12}^-(t) \leq \mathbf{A}_{12}(t) \leq \mathbf{A}_{12}^+(t) \quad (6.9)$$

$$\mathbf{b}_1^-(t) \leq \mathbf{b}_1(t) \leq \mathbf{b}_1^+(t) \quad (6.10)$$

$$\mathbf{b}_2^-(t) \leq \mathbf{b}_2(t) \leq \mathbf{b}_2^+(t) \quad (6.11)$$

Twierdzenie 1

Obserwator przedziałowy jakości wody w SDWP postaci (6.7) generuje krzepkie i ograniczone trajektorie dolnych i górnych estymat, odpowiednio wektory $\hat{\mathbf{x}}_1^-(t)$ i $\hat{\mathbf{x}}_1^+(t)$, wewnątrz których przebiegają rzeczywiste trajektorie niemierzonych stężeń chloru $\mathbf{x}_1(t)$ pomimo występowania niepewności w wejściach (stężenia chloru w źródłach wody), w warunkach początkowych (patrz zależność (4.89)), w wartościach pomiarowych mierzonych zmiennych stanu (patrz zależność (4.81)) oraz w liniowej części dynamiki systemu reprezentowanej przez macierz stanu $\mathbf{A}(t)$.

Treść powyższego twierdzenia 1 oraz zarys jego dowodu można znaleźć w (Brdys i Łangowski 2008). W dalszej części niniejszego rozdziału zostanie przedstawiona jego pełna, szczegółowa postać.

Podkreślenia w tym miejscu wymaga fakt, iż ponieważ wartości wielkości estymowanych są z natury ograniczone (patrz podrozdział 4.4.3 cecha C2) to ograniczoność estymat jest równoważna ograniczoności błędów estymacji.

Ponadto należy zauważyć, iż obserwator przedziałowy postaci (6.7) wykorzystuje w procesie estymacji pomiary stężeń chloru tylko w tych węzłach SDWP, w których pomiary te są bezpośrednimi pomiarami jakościowych zmiennych stanu (patrz podrozdział 4.4). W celu zwiększenia przejrzystości rozprawy obserwator postaci (6.7) nazywany jest bezpośrednim obserwatorem przedziałowym i oznaczany jako **BOP**.

W związku z faktem, iż struktura wykorzystywanego w procesie estymacji modelu jakości wody w SDWP (patrz zależność (3.74)) determinowana jest wartościami wielkości hydraulicznych i kierunkami przepływów wody przez rurociągi, które pozostają niezmiennie jedynie w obrębie danego kroku hydrauliki T_H , poniższy dowód matematyczny twierdzenia 1 wyprowadzony został również dla pojedynczego kroku hydrauliki T_H . Innymi słowy, ponieważ struktura wykorzystywanego modelu jakości wody w SDWP dla całego horyzontu czasu T (zwanego również w dalszej części rozprawy horyzontem estymacji) może być zmienna, wyprowadzony dowód obowiązuje w obrębie poszczególnych kroków hydrauliki T_H . Wobec powyższego, w obrębie danego kroku hydrauliki zależności (4.67), (6.8) i (6.9) przyjmują odpowiednio postaci:

$$\mathbf{A}^- \leq \mathbf{A} \leq \mathbf{A}^+ \quad (6.12)$$

$$\mathbf{A}_{11}^- \leq \mathbf{A}_{11} \leq \mathbf{A}_{11}^+ \quad (6.13)$$

$$\mathbf{A}_{12}^- \leq \mathbf{A}_{12} \leq \mathbf{A}_{12}^+ \quad (6.14)$$

Natomiast rozważania dotyczące całego horyzontu czasu T przedstawiono w podrozdziale 6.2.1. Należy zatem podkreślić, iż w dowodzie twierdzenia 1 pokazane zostanie, iż generowane estymaty przez bezpośredni obserwator przedziałowy pozostają krzepkie i ograniczone w obrębie danego kroku hydrauliki T_H . Jeżeli następuje zmiana warunków hydrauliki wówczas następuje zmiana struktury modelu jakości wody w SDWP, co pociąga za sobą zmianę struktury obserwatora przedziałowego. Zatem, w obrębie całego horyzontu estymacji T opracowany obserwator przedziałowy może być postrzegany jako obserwator z przełączalną pomiędzy kolejnymi krokami hydrauliki T_H strukturą. Dynamika takiego obserwatora jest hybrydowa i jej analiza wykracza poza ramy niniejszej rozprawy.

Warto zwrócić jeszcze uwagę na sposób rozumienia krzepkości obserwatora przedziałowego. Mianowicie autor pod tym pojęciem ma na myśli fakt, iż wygenerowane przez obserwator przedziałowy trajektorie są dolnymi i górnymi trajektoriami estymat niemierzonych stężeń chloru, wewnątrz których przebiegają rzeczywiste trajektorie tych stężeń. Pokazanie

krzepkości obserwatora przedziałowego nastąpi poprzez wykorzystanie kooperatywności dynamiki (patrz podrozdział 4.4.3).

Dowód twierdzenia 1

Wektory błędów estymacji $\mathbf{e}^+(t)$ i $\mathbf{e}^-(t)$ oznaczające odpowiednio górny wektor błędu estymacji związany z systemem \mathbf{S}^+ (patrz zależność (6.7)) oraz dolny wektor błędu estymacji związany z systemem \mathbf{S}^- (patrz zależność (6.7)) zostały zdefiniowane zależnościami (6.15) i (6.16). Dla zwiększenia przejrzystości dalszych rozważań wektory $\mathbf{e}^+(t)$ i $\mathbf{e}^-(t)$ zwane będą krótko górnym i dolnym błędem estymacji.

$$\mathbf{e}^+(t) = \hat{\mathbf{x}}_1^+(t) - \mathbf{x}_1(t) \quad (6.15)$$

$$\mathbf{e}^-(t) = \mathbf{x}_1(t) - \hat{\mathbf{x}}_1^-(t) \quad (6.16)$$

Uwzględniając niezmiennosc w czasie macierzy stanu $\mathbf{A}(t)$ w obrębie danego kroku hydrauliki T_H wyprowadzana jest dynamika błędów $\mathbf{e}^+(t)$ i $\mathbf{e}^-(t)$. W tym celu różniczkuje się obustronnie zależności (6.15) i (6.16):

$$\dot{\mathbf{e}}^+(t) = \dot{\hat{\mathbf{x}}}_1^+(t) - \dot{\mathbf{x}}_1(t) \quad (6.17)$$

$$\dot{\mathbf{e}}^-(t) = \dot{\mathbf{x}}_1(t) - \dot{\hat{\mathbf{x}}}_1^-(t) \quad (6.18)$$

Rozważmy górny błąd estymacji $\mathbf{e}^+(t)$. Wykorzystując (6.7) można napisać następujące zależności:

$$\hat{\mathbf{x}}_1^+(t) = \mathbf{N}_1^{-1} \mathbf{w}^+(t) \quad \Rightarrow \quad \dot{\hat{\mathbf{x}}}_1^+(t) = \mathbf{N}_1^{-1} \dot{\mathbf{w}}^+(t) \quad (6.19)$$

$$\dot{\mathbf{w}}^+(t) = \mathbf{A}_{11}^+ \mathbf{w}^+(t) + \mathbf{N}_1 \mathbf{A}_{12}^+ \mathbf{x}_2^+(t) + \mathbf{M} \mathbf{v}^+(t) \quad (6.20)$$

$$\dot{\hat{\mathbf{x}}}_1^+(t) = \mathbf{N}_1^{-1} \mathbf{A}_{11}^+ \mathbf{w}^+(t) + \mathbf{A}_{12}^+ \mathbf{x}_2^+(t) + \mathbf{N}_1^{-1} \mathbf{M} \mathbf{v}^+(t) \quad (6.21)$$

$$\hat{\mathbf{x}}_1^+(t) = \mathbf{N}_1^{-1} \mathbf{w}^+(t) \quad \Rightarrow \quad \mathbf{N}_1 \hat{\mathbf{x}}_1^+(t) = \mathbf{N}_1 \mathbf{N}_1^{-1} \mathbf{w}^+(t) \quad \Rightarrow \quad \mathbf{N}_1 \hat{\mathbf{x}}_1^+(t) = \mathbf{w}^+(t) \quad (6.22)$$

$$\dot{\hat{\mathbf{x}}}_1^+(t) = \mathbf{N}_1^{-1} \mathbf{A}_{11}^+ \mathbf{N}_1 \hat{\mathbf{x}}_1^+(t) + \mathbf{A}_{12}^+ \mathbf{x}_2^+(t) + \mathbf{N}_1^{-1} \mathbf{M} \mathbf{v}^+(t) \quad (6.23)$$

Natomiast w oparciu o (5.10) dynamikę wektora stanu jakości można przedstawić w następujący sposób:

$$\begin{cases} \dot{\mathbf{w}}(t) = \mathbf{A}_{11}(t)\mathbf{w}(t) + \mathbf{N}_1\mathbf{A}_{12}(t)\mathbf{x}_2(t) + \mathbf{Nb}(t) \\ \mathbf{w}(0) = \mathbf{N}\mathbf{x}(0) \\ \mathbf{x}_1(t) = \mathbf{N}_1^{-1}\mathbf{w}(t) \end{cases} \quad (6.24)$$

$$\dot{\mathbf{x}}_1(t) = \mathbf{N}_1^{-1}\dot{\mathbf{w}}(t) \Rightarrow \dot{\mathbf{x}}_1(t) = \mathbf{N}_1^{-1}(\mathbf{A}_{11}(t)\mathbf{w}(t) + \mathbf{N}_1\mathbf{A}_{12}(t)\mathbf{x}_2(t) + \mathbf{Nb}(t))$$

$$\mathbf{N}_1\mathbf{x}_1(t) = \mathbf{N}_1\mathbf{N}_1^{-1}\mathbf{w}(t) \Rightarrow \mathbf{N}_1\mathbf{x}_1(t) = \mathbf{w}(t)$$

$$\dot{\mathbf{x}}_1(t) = \mathbf{N}_1^{-1}\mathbf{A}_{11}(t)\mathbf{N}_1\mathbf{x}_1(t) + \mathbf{A}_{12}(t)\mathbf{x}_2(t) + \mathbf{N}_1^{-1}\mathbf{Nb}(t)$$

Ostatecznie uwzględniając stałość macierzy stanu w obrębie kroku hydrauliki T_H uzyskuje się następującą zależność:

$$\dot{\mathbf{x}}_1(t) = \mathbf{N}_1^{-1}\mathbf{A}_{11}\mathbf{N}_1\mathbf{x}_1(t) + \mathbf{A}_{12}\mathbf{x}_2(t) + \mathbf{N}_1^{-1}\mathbf{Nb}(t) \quad (6.25)$$

Wykorzystując (6.23) i (6.25) dynamikę górnego błędu estymacji (6.17) można napisać w postaci (6.26):

$$\dot{\mathbf{e}}^+(t) = \underbrace{\mathbf{N}_1^{-1}\mathbf{A}_{11}^+\mathbf{N}_1\hat{\mathbf{x}}_1^+(t) - \mathbf{N}_1^{-1}\mathbf{A}_{11}\mathbf{N}_1\mathbf{x}_1(t)}_{\mathbf{R}^+(t)} + \mathbf{A}_{12}^+\mathbf{x}_2^+(t) - \mathbf{A}_{12}\mathbf{x}_2(t) + \mathbf{N}_1^{-1}\mathbf{M}\mathbf{v}^+(t) - \mathbf{N}_1^{-1}\mathbf{Nb}(t) \quad (6.26)$$

Wykonując analogiczne przekształcenia do powyższych dynamikę dolnego błędu estymacji (6.18) można zapisać w postaci (6.27):

$$\dot{\mathbf{e}}^-(t) = \underbrace{\mathbf{N}_1^{-1}\mathbf{A}_{11}\mathbf{N}_1\mathbf{x}_1(t) - \mathbf{N}_1^{-1}\mathbf{A}_{11}^-\mathbf{N}_1\hat{\mathbf{x}}_1^-(t)}_{\mathbf{R}^-(t)} + \mathbf{A}_{12}\mathbf{x}_2(t) - \mathbf{A}_{12}^-\mathbf{x}_2^-(t) + \mathbf{N}_1^{-1}\mathbf{Nb}(t) - \mathbf{N}_1^{-1}\mathbf{M}\mathbf{v}^-(t) \quad (6.27)$$

Należy teraz rozważyć elementy $\mathbf{R}^+(t)$ oraz $\mathbf{R}^-(t)$:

$$\mathbf{R}^+(t) = \mathbf{N}_1^{-1}\mathbf{A}_{11}^+\mathbf{N}_1\hat{\mathbf{x}}_1^+(t) - \mathbf{N}_1^{-1}\mathbf{A}_{11}\mathbf{N}_1\mathbf{x}_1(t) \quad (6.28)$$

$$\mathbf{R}^-(t) = \mathbf{N}_1^{-1}\mathbf{A}_{11}\mathbf{N}_1\mathbf{x}_1(t) - \mathbf{N}_1^{-1}\mathbf{A}_{11}^-\mathbf{N}_1\hat{\mathbf{x}}_1^-(t) \quad (6.29)$$

Uwzględniając fakt, iż macierz $\mathbf{N}_1 = \eta \cdot \mathbf{I}$ (patrz (5.27)) zależności (6.28) i (6.29) można zapisać w następującej postaci:

$$\mathbf{R}^+(t) = \mathbf{A}_{11}^+ \hat{\mathbf{x}}_1^+(t) - \mathbf{A}_{11} \mathbf{x}_1(t) \quad (6.30)$$

$$\mathbf{R}^-(t) = \mathbf{A}_{11} \mathbf{x}_1(t) - \mathbf{A}_{11}^- \hat{\mathbf{x}}_1^-(t) \quad (6.31)$$

Biorąc pod uwagę nierówność (6.13) można zapisać następujące równania:

$$\mathbf{A}_{11}^+ = \mathbf{A}_{11} + \Delta \mathbf{A}_{11}^+ \quad (6.32)$$

lub

$$\mathbf{A}_{11} = \mathbf{A}_{11}^+ - \Delta \mathbf{A}_{11}^+ \quad (6.33)$$

oraz

$$\mathbf{A}_{11}^- = \mathbf{A}_{11} - \Delta \mathbf{A}_{11}^- \quad (6.34)$$

lub

$$\mathbf{A}_{11} = \mathbf{A}_{11}^- + \Delta \mathbf{A}_{11}^- \quad (6.35)$$

Podstawiając (6.32) do (6.30) uzyskuje się następującą zależność:

$$\mathbf{R}^+(t) = \mathbf{A}_{11} (\hat{\mathbf{x}}_1^+(t) - \mathbf{x}_1(t)) + \Delta \mathbf{A}_{11}^+ \hat{\mathbf{x}}_1^+(t) \quad (6.36)$$

Niestety, składnik $\Delta \mathbf{A}_{11}^+ \hat{\mathbf{x}}_1^+(t)$ jest niewiadomym. Innymi słowy, o ile wykorzystując cechę C2 (patrz podrozdział 4.4.3) można oszacować składową $\Delta \mathbf{A}_{11}^+$, to niestety na mocy cechy C2, na tym etapie rozważań, pomimo ograniczoności i nieujemności wartości zmiennych stanu nie można ocenić zachowania się trajektorii górnych estymat niemierzonych zmiennych stanu. W związku z tym, zamiast (6.32) podstawmy do równania (6.30) zależność (6.33):

$$\mathbf{R}^+(t) = \mathbf{A}_{11}^+ (\hat{\mathbf{x}}_1^+(t) - \mathbf{x}_1(t)) + \Delta \mathbf{A}_{11}^+ \mathbf{x}_1(t) \quad (6.37)$$

Warto podkreślić, iż w zależności (6.37) nie występuje już składnik $\Delta \mathbf{A}_{11}^+ \hat{\mathbf{x}}_1^+(t)$. Wobec powyższego, w dalszych rozważaniach wykorzystana zostanie właśnie postać (6.37). Postępując analogicznie dla $\mathbf{R}^-(t)$ i wyciągając podobne wnioski w momencie podstawienia

(6.34) do (6.31) związane ze składnikiem $\Delta\mathbf{A}_{11}^-\hat{\mathbf{x}}_1^-(t)$, który pojawi się podczas przekształceń, ostatecznie poprzez podstawienie (6.35) do (6.31) uzyskuje się następujące równanie wykorzystywane w dalszych rozważaniach:

$$\mathbf{R}^-(t) = \mathbf{A}_{11}^-(\mathbf{x}_1(t) - \hat{\mathbf{x}}_1^-(t)) + \Delta\mathbf{A}_{11}^-\mathbf{x}_1(t) \quad (6.38)$$

Zatem, uwzględniając odpowiednio (6.37) oraz (6.38), równania opisujące dynamikę górnego i dolnego błędu estymacji (6.26) i (6.27) można zapisać następująco:

$$\begin{aligned} \dot{\mathbf{e}}^+(t) &= \dot{\hat{\mathbf{x}}}_1^+(t) - \dot{\mathbf{x}}_1(t) = \mathbf{A}_{11}^+\mathbf{e}^+(t) + \\ &+ \underbrace{\Delta\mathbf{A}_{11}^+\mathbf{x}_1(t) + \mathbf{A}_{12}^+\mathbf{x}_2^+(t) - \mathbf{A}_{12}(t)\mathbf{x}_2(t) + \mathbf{N}_1^{-1}\mathbf{M}\mathbf{v}^+(t) - \mathbf{N}_1^{-1}\mathbf{N}\mathbf{b}(t)}_{\mathbf{H}^+(t)} \end{aligned} \quad (6.39)$$

$$\begin{aligned} \dot{\mathbf{e}}^-(t) &= \dot{\mathbf{x}}_1(t) - \dot{\hat{\mathbf{x}}}_1^-(t) = \mathbf{A}_{11}^-\mathbf{e}^-(t) + \\ &+ \underbrace{\Delta\mathbf{A}_{11}^-\mathbf{x}_1(t) + \mathbf{A}_{12}\mathbf{x}_2(t) - \mathbf{A}_{12}^-\mathbf{x}_2^-(t) + \mathbf{N}_1^{-1}\mathbf{N}\mathbf{b}(t) - \mathbf{N}_1^{-1}\mathbf{M}\mathbf{v}^-(t)}_{\mathbf{H}^-(t)} \end{aligned} \quad (6.40)$$

Wykorzystując wprowadzone w zależnościach (6.39) i (6.40) oznaczenia, dynamikę górnego i dolnego błędu estymacji można zapisać w uproszczony sposób:

$$\dot{\mathbf{e}}^+(t) = \dot{\hat{\mathbf{x}}}_1^+(t) - \dot{\mathbf{x}}_1(t) = \mathbf{A}_{11}^+\mathbf{e}^+(t) + \mathbf{H}^+(t) \quad (6.41)$$

$$\dot{\mathbf{e}}^-(t) = \dot{\mathbf{x}}_1(t) - \dot{\hat{\mathbf{x}}}_1^-(t) = \mathbf{A}_{11}^-\mathbf{e}^-(t) + \mathbf{H}^-(t) \quad (6.42)$$

Z powyższych zależności (6.41) i (6.42) wynika, że własności macierzy \mathbf{A}_{11}^+ i wektora $\mathbf{H}^+(t)$ oraz macierzy \mathbf{A}_{11}^- i wektora $\mathbf{H}^-(t)$ decydują odpowiednio o ograniczoności górnego i dolnego błędu estymacji. Stabilność macierzy \mathbf{A}_{11}^+ i \mathbf{A}_{11}^- oraz ograniczoność wektorów $\mathbf{H}^+(t)$ i $\mathbf{H}^-(t)$ stanowią warunki konieczne i wystarczające na ograniczoność $\mathbf{e}^+(t)$ i $\mathbf{e}^-(t)$. Wyczerpujące badania symulacyjne potwierdziły własność stabilności macierzy \mathbf{A}_{11}^+ i \mathbf{A}_{11}^- dla SDWP. Ponadto, na mocy cechy C2 (patrz podrozdział 4.4.3) wartości współczynników w wektorach $\mathbf{H}^+(t)$ i $\mathbf{H}^-(t)$ są ograniczone, zatem:

$$\mathbf{H}^+(t) \leq \mathbf{H}_{\max}^+ \quad (6.43)$$

$$\mathbf{H}^-(t) \leq \mathbf{H}_{\max}^- \quad (6.44)$$

Ponieważ zachodzi nierówność (6.13) i opracowany model jakości wody w SDWP charakteryzują cechy C2 oraz C3 (patrz podrozdział 4.4.3) prawdą jest, że:

$$\mathbf{A}_{11,ij}^+ \geq 0 \quad \forall i \neq j \quad (6.45)$$

$$\mathbf{A}_{11,ij}^- \geq 0 \quad \forall i \neq j \quad (6.46)$$

Zostanie teraz pokazane, że $\hat{\mathbf{x}}_1^+(t)$ i $\hat{\mathbf{x}}_1^-(t)$ są odpowiednio górnymi i dolnymi trajektoriami estymat niemierzonych stężeń chloru $\mathbf{x}_1(t)$ wewnątrz których przebiegają rzeczywiste trajektorie tych stężeń. Ponieważ zachodzą zależności (6.45) i (6.46), na mocy definicji 1 (patrz podrozdział 4.4.3) dynamika zarówno górnego jak i dolnego błędu estymacji postaci odpowiednio (6.41) i (6.42) jest kooperatywna. W związku z tym również obserwator przedziałowy postaci (6.7) posiada kooperatywną dynamikę. Innymi słowy, systemy \mathbf{S}^+ i \mathbf{S}^- stanowiące obserwator przedziałowy (6.7) są systemami kooperatywnymi. A zatem wykazanie, iż $\mathbf{e}^+(t) \geq \mathbf{0}$ i $\mathbf{e}^-(t) \geq \mathbf{0}$ wymaga udowodnienia, że zarówno warunki początkowe $\mathbf{e}^+(0) \geq \mathbf{0}$ i $\mathbf{e}^-(0) \geq \mathbf{0}$ jak i sygnały wejściowe $\mathbf{H}^+(t)$ i $\mathbf{H}^-(t)$ do systemów \mathbf{S}^+ i \mathbf{S}^- są nieujemne (Hadj-Sadok i Gouzé 2001) - patrz załącznik 2.

Analiza zostanie rozpoczęta od sprawdzenia znaku warunków początkowych dla górnego i dolnego błędu estymacji. W oparciu o definicje (6.15) i (6.16) można napisać następujące równania:

$$\mathbf{e}^+(0) = \hat{\mathbf{x}}_1^+(0) - \mathbf{x}_1(0) \quad (6.47)$$

$$\mathbf{e}^-(0) = \mathbf{x}_1(0) - \hat{\mathbf{x}}_1^-(0) \quad (6.48)$$

Wykorzystując strukturę obserwatora przedziałowego (6.7) można napisać, iż:

$$\begin{aligned} \mathbf{w}^+(0) &= \mathbf{N}\mathbf{x}^+(0) \\ \hat{\mathbf{x}}_1^+(0) &= \mathbf{N}_1^{-1}\mathbf{w}^+(0) \end{aligned} \quad (6.49)$$

$$\begin{aligned} \mathbf{w}^-(0) &= \mathbf{N}\mathbf{x}^-(0) \\ \hat{\mathbf{x}}_1^-(0) &= \mathbf{N}_1^{-1}\mathbf{w}^-(0) \end{aligned} \quad (6.50)$$

Biorąc pod uwagę (5.4), strukturę macierzy $\mathbf{N}_1 = \eta \cdot \mathbf{I}$ oraz fakt, iż macierz $\mathbf{N}_2 = \mathbf{0}$, a następnie wykonując odpowiednie przekształcenia można napisać następujące wyrażenia:

$$\hat{\mathbf{x}}_1^+(0) = \mathbf{N}_1^{-1} \cdot \eta \cdot \mathbf{x}_1^+(0) = \frac{1}{\eta} \cdot \mathbf{I} \cdot \eta \cdot \mathbf{x}_1^+(0) \Rightarrow \hat{\mathbf{x}}_1^+(0) = \mathbf{x}_1^+(0) \quad (6.51)$$

$$\hat{\mathbf{x}}_1^-(0) = \mathbf{N}_1^{-1} \cdot \eta \cdot \mathbf{x}_1^-(0) = \frac{1}{\eta} \cdot \mathbf{I} \cdot \eta \cdot \mathbf{x}_1^-(0) \Rightarrow \hat{\mathbf{x}}_1^-(0) = \mathbf{x}_1^-(0) \quad (6.52)$$

Podstawiając odpowiednio (6.51) i (6.52) do (6.47) i (6.48) można zapisać następujące postaci równań (6.47) i (6.48):

$$\mathbf{e}^+(0) = \hat{\mathbf{x}}_1^+(0) - \mathbf{x}_1(0) = \mathbf{x}_1^+(0) - \mathbf{x}_1(0) \quad (6.53)$$

$$\mathbf{e}^-(0) = \mathbf{x}_1(0) - \hat{\mathbf{x}}_1^-(0) = \mathbf{x}_1(0) - \mathbf{x}_1^-(0) \quad (6.54)$$

Uwzględniając nierówność (4.89) prawdą jest, że:

$$\mathbf{e}^+(0) = \mathbf{x}_1^+(0) - \mathbf{x}_1(0) \geq \mathbf{0} \quad (6.55)$$

$$\mathbf{e}^-(0) = \mathbf{x}_1(0) - \mathbf{x}_1^-(0) \geq \mathbf{0} \quad (6.56)$$

Reasumując wykazana została nieujemność warunków początkowych dla górnego i dolnego błędu estymacji:

$$\mathbf{e}^+(0) \geq \mathbf{0} \quad (6.57)$$

$$\mathbf{e}^-(0) \geq \mathbf{0} \quad (6.58)$$

Kolejnym etapem jest sprawdzenie znaków $\mathbf{H}^+(t)$ i $\mathbf{H}^-(t)$ w zależnościach (6.41) i (6.42):

$$\mathbf{H}^+(t) = \underbrace{\Delta \mathbf{A}_{11}^+ \mathbf{x}_1(t)}_I + \underbrace{\mathbf{A}_{12}^+ \mathbf{x}_2^+(t)}_{II} - \underbrace{\mathbf{A}_{12} \mathbf{x}_2(t)}_{III} + \underbrace{\mathbf{N}_1^{-1} \mathbf{M} \mathbf{v}^+(t) - \mathbf{N}_1^{-1} \mathbf{N} \mathbf{b}(t)}_{IV} \quad (6.59)$$

$$\mathbf{H}^-(t) = \underbrace{\Delta \mathbf{A}_{11}^- \mathbf{x}_1(t)}_{I'} + \underbrace{\mathbf{A}_{12} \mathbf{x}_2(t)}_{II'} - \underbrace{\mathbf{A}_{12}^- \mathbf{x}_2^-(t)}_{III'} + \underbrace{\mathbf{N}_1^{-1} \mathbf{N} \mathbf{b}(t) - \mathbf{N}_1^{-1} \mathbf{M} \mathbf{v}^-(t)}_{IV'} \quad (6.60)$$

Rozważone zostaną kolejno poszczególne składowe w zależnościach (6.59) i (6.60).

Składowe (I) - $\Delta\mathbf{A}_{11}^+\mathbf{x}_1(t)$ i (I') - $\Delta\mathbf{A}_{11}^-\mathbf{x}_1(t)$:

Wektor $\mathbf{x}_1(t)$ zawiera rzeczywiste wartości estymowanego wektora stanu, który reprezentuje stężenia chloru na końcach wszystkich segmentów wszystkich rurociągów oraz w zbiornikach. Zatem, zgodnie z cechą C2 jest on nieujemny $\mathbf{x}_1(t) \geq \mathbf{0}$ oraz dodatkowo ograniczony. Uwzględniając definicję macierzy $\Delta\mathbf{A}_{11}^+$ i $\Delta\mathbf{A}_{11}^-$ (patrz zależności (6.33) i (6.35)), zależność (6.13) oraz fakt, iż macierze \mathbf{A}_{11}^+ , \mathbf{A}_{11} , \mathbf{A}_{11}^- są macierzami kooperatywnymi (patrz zależności (6.45) i (6.46) oraz cecha C3) łatwo pokazać, że wartości współczynników leżących poza głównymi przekątnymi w macierzach $\Delta\mathbf{A}_{11}^+$ i $\Delta\mathbf{A}_{11}^-$ są nieujemne. Idąc dalej, należy sprawdzić znak elementów leżących na głównych przekątnych w tych macierzach. W celu zwiększenia przejrzystości wykorzystany zostanie prosty przykład, w którym macierze \mathbf{A}_{11}^+ , \mathbf{A}_{11} , \mathbf{A}_{11}^- określone są zgodnie z przedstawionymi do tej pory w rozprawie informacjami:

$$\mathbf{A}_{11}^- = \begin{bmatrix} -\frac{v_1^+}{\Delta l_1} + \alpha_1 & 0 \\ \frac{v_2^-}{\Delta l_2} & -\frac{v_2^+}{\Delta l_2} + \alpha_2 \end{bmatrix}, \quad \mathbf{A}_{11} = \begin{bmatrix} -\frac{v_1}{\Delta l_1} + \alpha_1 & 0 \\ \frac{v_2}{\Delta l_2} & -\frac{v_2}{\Delta l_2} + \alpha_2 \end{bmatrix}, \quad (6.61)$$

$$\mathbf{A}_{11}^+ = \begin{bmatrix} -\frac{v_1^-}{\Delta l_1} + \alpha_1 & 0 \\ \frac{v_2^+}{\Delta l_2} & -\frac{v_2^-}{\Delta l_2} + \alpha_2 \end{bmatrix}$$

gdzie:

v_1, v_2 - liniowe prędkości przepływu wody; zgodnie z cechą C2: $v_1 \geq 0, v_2 \geq 0$ oraz zgodnie

z zależnością (4.59) przekładającą się na ogólną nierówność (6.13): $v_1^- \leq v_1 \leq v_1^+$

i $v_2^- \leq v_2 \leq v_2^+$

$\Delta l_1, \Delta l_2$ - długości segmentów rurociągów: $\Delta l_1 \geq 0, \Delta l_2 \geq 0$,

α_1, α_2 - współczynnik szybkości reakcji chloru w wodzie w danym rurociągu; $\alpha_1 \leq 0$

i $\alpha_2 \leq 0$.

Korzystając z zależności (6.33) i (6.35) można wyznaczyć macierze $\Delta\mathbf{A}_{11}^+$ i $\Delta\mathbf{A}_{11}^-$:

$$\Delta \mathbf{A}_{11}^+ = \begin{bmatrix} \frac{1}{\Delta l_1}(v_1 - v_1^-) & 0 \\ \frac{1}{\Delta l_2}(v_2^+ - v_2) & \frac{1}{\Delta l_2}(v_2 - v_2^-) \end{bmatrix}, \Delta \mathbf{A}_{11}^- = \begin{bmatrix} \frac{1}{\Delta l_1}(v_1^+ - v_1) & 0 \\ \frac{1}{\Delta l_2}(v_2 - v_2^-) & \frac{1}{\Delta l_2}(v_2^+ - v_2) \end{bmatrix} \quad (6.62)$$

Widać zatem, iż również współczynniki leżące na głównej przekątnej są nieujemne. Tak, więc naturalnym jest, że: $\Delta \mathbf{A}_{11}^+ \geq \mathbf{0}$ i $\Delta \mathbf{A}_{11}^- \geq \mathbf{0}$. Zatem, prawdziwe są następujące nierówności:

$$\Delta \mathbf{A}_{11}^+ \mathbf{x}_1(t) \geq \mathbf{0} \quad (6.63)$$

$$\Delta \mathbf{A}_{11}^- \mathbf{x}_1(t) \geq \mathbf{0} \quad (6.64)$$

Warto jeszcze podkreślić fakt, iż powołując się na cechę C2 iloczyny $\Delta \mathbf{A}_{11}^+ \mathbf{x}_1(t)$ i $\Delta \mathbf{A}_{11}^- \mathbf{x}_1(t)$ są ograniczone.

Składowe (II), (III), (II') i (III') - $\mathbf{A}_{12}^+ \mathbf{x}_2^+(t)$, $\mathbf{A}_{12} \mathbf{x}_2(t)$, $\mathbf{A}_{12}^- \mathbf{x}_2^-(t)$:

Macierz \mathbf{A}_{12} jest częścią macierzy \mathbf{A} zawierającą elementy leżące poza główną przekątną w macierzy stanu. Zatem, zgodnie z cechą C3 współczynniki znajdujące się w macierzy \mathbf{A}_{12} mają wartości nieujemne. Wykorzystując nierówność (6.14) wiadomym jest, że macierze \mathbf{A}_{12}^+ i \mathbf{A}_{12}^- ograniczają odpowiednio od góry i od dołu macierz \mathbf{A}_{12} . Co więcej, na mocy cechy C2 wartości współczynników znajdujących się w macierzach \mathbf{A}_{12}^+ i \mathbf{A}_{12}^- są nieujemne. Wobec powyższego prawdziwe są poniższe nierówności:

$$\mathbf{A}_{12}^- \geq \mathbf{0} \quad (6.65)$$

$$\mathbf{A}_{12} \geq \mathbf{0} \quad (6.66)$$

$$\mathbf{A}_{12}^+ \geq \mathbf{0} \quad (6.67)$$

Wektor $\mathbf{x}_2(t)$ reprezentuje bezpośrednio mierzone zmienne stanu (patrz podrozdział 4.4), czyli odpowiednie stężenia chloru. W związku z tym, na mocy cechy C2 naturalnym jest, iż $\mathbf{x}_2(t) \geq \mathbf{0}$. Natomiast wektory $\mathbf{x}_2^+(t)$ i $\mathbf{x}_2^-(t)$ ograniczają odpowiednio od góry i od dołu wartości pomiarowe zmiennych stanu (patrz zależność (4.81)). Zatem, ponownie na mocy

cechy C2 przy uwzględnieniu informacji zawartych w podrozdziale 4.3.2 zachodzą nierówności: $\mathbf{x}_2^+(t) \geq \mathbf{0}$ i $\mathbf{x}_2^-(t) \geq \mathbf{0}$. Tak, więc prawdziwe są następujące nierówności:

$$\mathbf{A}_{12}^- \mathbf{x}_2^-(t) \geq \mathbf{0} \quad (6.68)$$

$$\mathbf{A}_{12} \mathbf{x}_2(t) \geq \mathbf{0} \quad (6.69)$$

$$\mathbf{A}_{12}^+ \mathbf{x}_2^+(t) \geq \mathbf{0} \quad (6.70)$$

Nadto, uwzględniając nierówności (4.81) oraz (6.14) prawdą jest, że:

$$\mathbf{A}_{12}^+ \mathbf{x}_2^+(t) - \mathbf{A}_{12} \mathbf{x}_2(t) \geq \mathbf{0} \quad (6.71)$$

$$\mathbf{A}_{12} \mathbf{x}_2(t) - \mathbf{A}_{12}^- \mathbf{x}_2^-(t) \geq \mathbf{0} \quad (6.72)$$

Warto jeszcze podkreślić fakt, iż powołując się na cechę C2 iloczyny $\mathbf{A}_{12}^- \mathbf{x}_2^-(t)$, $\mathbf{A}_{12} \mathbf{x}_2(t)$ oraz $\mathbf{A}_{12}^+ \mathbf{x}_2^+(t)$ są ograniczone.

Składowe (IV) - $\mathbf{N}_1^{-1} \mathbf{M} \mathbf{v}^+(t) - \mathbf{N}_1^{-1} \mathbf{N} \mathbf{b}(t)$ i (IV') - $\mathbf{N}_1^{-1} \mathbf{N} \mathbf{b}(t) - \mathbf{N}_1^{-1} \mathbf{M} \mathbf{v}^-(t)$:

Biorąc pod uwagę strukturę macierzy $\mathbf{N}_1 = \eta \cdot \mathbf{I}$, przy η będącym dowolnym, rzeczywistym, dodatnim i stałym parametrem zachodzi $\mathbf{N}_1 \geq \mathbf{0}$ a zatem również $\mathbf{N}_1^{-1} \geq \mathbf{0}$. Dalej, rozważając struktury macierzy \mathbf{N} i \mathbf{M} wiadomym jest, iż znajdujące się w nich współczynniki również mają wartości nieujemne. Uwzględniając informacje zawarte w niniejszym podrozdziale, w rozdziale 5 oraz pomijając macierz o nieujemnych współczynnikach \mathbf{N}_1^{-1} rozważane różnice przyjmują postaci:

$$\mathbf{M} \mathbf{v}^+(t) - \mathbf{N} \mathbf{b}(t) = \mathbf{N}_1 (\mathbf{b}_1^+(t) - \mathbf{b}_1(t)) \quad (6.73)$$

$$\mathbf{N} \mathbf{b}(t) - \mathbf{M} \mathbf{v}^-(t) = \mathbf{N}_1 (\mathbf{b}_1(t) - \mathbf{b}_1^-(t)) \quad (6.74)$$

Biorąc pod uwagę cechę C2 prawdą jest, że współczynniki wektora wejść $\mathbf{b}_1(t)$ mają nieujemne wartości. Ponieważ zachodzi nierówność (6.10) oraz w związku z cechą C2 prawdą jest, że:

$$\mathbf{b}_1^+(t) - \mathbf{b}_1(t) \geq \mathbf{0} \quad (6.75)$$

$$\mathbf{b}_1(t) - \mathbf{b}_1^-(t) \geq \mathbf{0} \quad (6.76)$$

Reasumując powyższe prawdziwe są poniższe nierówności:

$$\mathbf{N}_1^{-1} \mathbf{M} \mathbf{v}^+(t) - \mathbf{N}_1^{-1} \mathbf{N} \mathbf{b}(t) \geq \mathbf{0} \quad (6.77)$$

$$\mathbf{N}_1^{-1} \mathbf{N} \mathbf{b}(t) - \mathbf{N}_1^{-1} \mathbf{M} \mathbf{v}^-(t) \geq \mathbf{0} \quad (6.78)$$

W związku z wykazaną nieujemnością poszczególnych składowych w równaniach (6.59) i (6.60) zachodzi fakt, iż:

$$\mathbf{H}^+(t) \geq \mathbf{0} \quad (6.79)$$

$$\mathbf{H}^-(t) \geq \mathbf{0} \quad (6.80)$$

Podsumowując prowadzone do tej pory w niniejszym podrozdziale rozważania wykazano, iż systemy (6.41) i (6.42), a więc modele dynamiki górnego i dolnego błędu estymacji, charakteryzują się:

- a) kooperatywną dynamiką,
- b) nieujemnymi warunkami początkowymi (patrz zależności (6.57) i (6.58)),
- c) nieujemnymi wyrazami swobodnymi $\mathbf{H}^+(t)$ i $\mathbf{H}^-(t)$ (patrz zależności (6.79) i (6.80)).

Uwzględniając powyższe oraz powołując się na własności liniowych systemów kooperatywnych (Hadj-Sadok i Gouzé 2001) zachodzą następujące nierówności:

$$\mathbf{e}^+(t) \geq \mathbf{0} \quad \forall t > 0 \quad (6.81)$$

$$\mathbf{e}^-(t) \geq \mathbf{0} \quad \forall t > 0 \quad (6.82)$$

Zatem, trajektorie generowane przez obserwator przedziałowy (6.7) ograniczają od góry i od dołu trajektorie systemu rzeczywistego opisanego dynamicznym liniowym modelem o parametrach skupionych postaci (3.74). Innymi słowy, trajektorie generowane przez systemy \mathbf{S}^+ i \mathbf{S}^- są rzeczywiście górnymi i dolnymi trajektoriami estymat pomiędzy, którymi znajdują się rzeczywiste trajektorie niemierzonych zmiennych stanu.

Reasumując, wykazane zostało, iż obserwator przedziałowy postaci (6.7) generuje w obrębie kroku hydrauliki T_H krzepkie i ograniczone trajektorie estymat jakości wody w SDWP: $\hat{\mathbf{x}}_1^-(t) \leq \mathbf{x}_1(t) \leq \hat{\mathbf{x}}_1^+(t)$ przy $\mathbf{x}^-(0) \leq \mathbf{x}(0) \leq \mathbf{x}^+(0)$.

Koniec dowodu twierdzenia 1. □

Jak już wspomiano obserwator przedziałowy postaci (6.7) wymaga bezpośrednich pomiarów zmiennych stanu. W związku z faktem, iż urządzenia do pomiaru stężenia chloru zlokalizowane są w węzłach SDWP to informacja pomiarowa z tych urządzeń jest bezpośrednio pomiarem zmiennych stanu tylko w przypadku węzłów bez sterowania stężeniem chloru zasilanych tylko przez jeden rurociąg (patrz podrozdział 4.4). Zatem, autor rozwija dalej strukturę obserwatora przedziałowego (6.7) tak, aby mogła zostać wykorzystana również informacja pomiarowa dostarczana przez pseudopomiary (patrz podrozdział 4.4). Tak więc biorąc pod uwagę wektor mierzonych stężeń chloru postaci (4.76) uwzględniający zarówno bezpośrednie pomiary zmiennych stanu reprezentowane przez wektor $\mathbf{x}_2(t)$ jak i pośrednie pomiary zmiennych stanu (pseudopomiary) reprezentowane przez wektor $\tilde{\mathbf{x}}_2(t)$ wyznaczony w oparciu o zależności (4.86), wprowadzona zostaje następująca struktura obserwatora przedziałowego niemierzonych stężeń chloru w SDWP:

$$(\mathbf{S}^+): \begin{cases} \dot{\mathbf{w}}^+(t) = \mathbf{A}_{11}^+(t)\mathbf{w}^+(t) + \mathbf{N}_1\mathbf{A}_{12}^+(t)\bar{\mathbf{x}}_2^+(t) + \mathbf{M}\mathbf{v}^+(t) \\ \mathbf{w}^+(0) = \mathbf{N}\mathbf{x}^+(0) \\ \hat{\mathbf{x}}_1^+(t) = \mathbf{N}_1^{-1}\mathbf{w}^+(t) \end{cases} \quad (6.83)$$

$$(\mathbf{S}^-): \begin{cases} \dot{\mathbf{w}}^-(t) = \mathbf{A}_{11}^-(t)\mathbf{w}^-(t) + \mathbf{N}_1\mathbf{A}_{12}^-(t)\bar{\mathbf{x}}_2^-(t) + \mathbf{M}\mathbf{v}^-(t) \\ \mathbf{w}^-(0) = \mathbf{N}\mathbf{x}^-(0) \\ \hat{\mathbf{x}}_1^-(t) = \mathbf{N}_1^{-1}\mathbf{w}^-(t) \end{cases}$$

gdzie:

$$\bar{\mathbf{x}}_2(t) = [\mathbf{x}_2(t) \quad \tilde{\mathbf{x}}_2(t)]^T \quad (6.84)$$

Warto podkreślić, iż wykorzystanie w procesie estymacji obserwatora przedziałowego postaci (6.83) wymaga wyznaczenia wartości pseudopomiarów, a dokładniej dolnych i górnych wartości granicznych pseudopomiarów zgodnie z zależnościami (4.86). Zatem, zanim obserwator przedziałowy postaci (6.83) zostanie wykorzystany w procesie estymacji należy

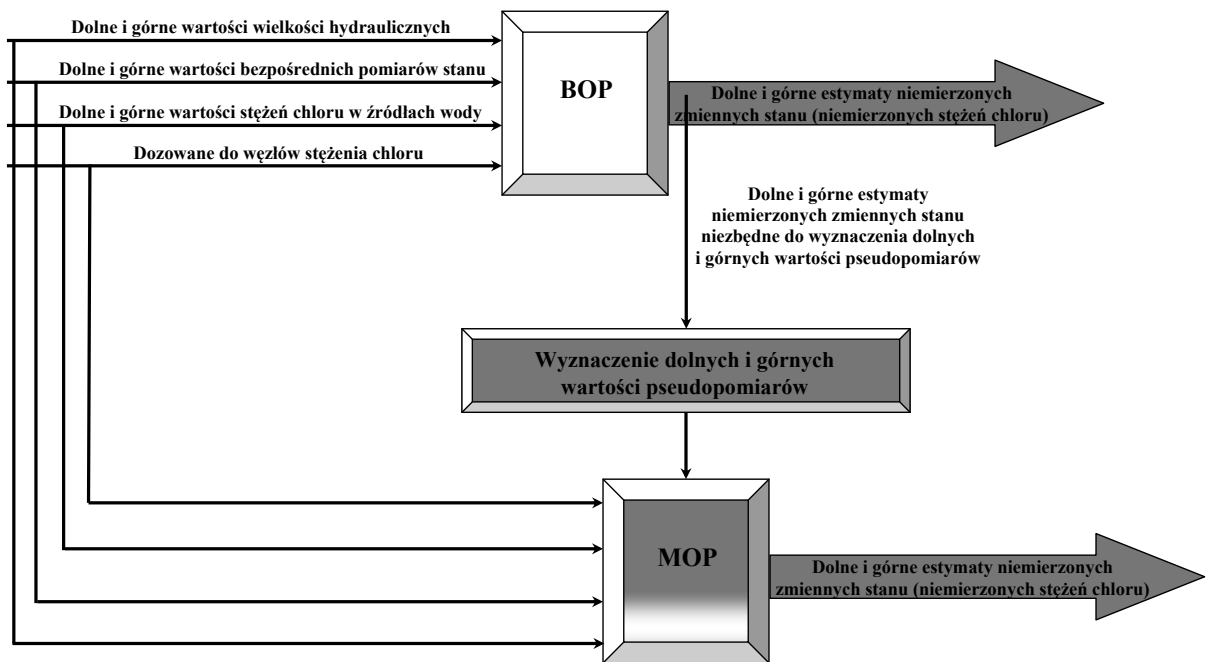
wykonać estymację bazującą tylko na bezpośrednich pomiarach zmiennych stanu (a więc wykorzystać obserwator postaci (6.7)), która pozwoli na uzyskanie dolnych i górnych estymat niemierzonych zmiennych stanu niezbędnych do obliczenia wartości granicznych pseudopomiarów. W celu zwiększenia przejrzystości rozprawy obserwator postaci (6.83) nazywany jest mieszanym obserwatorem przedziałowym i oznaczany jako **MOP**.

Algorytm estymacji można zatem przedstawić w dwóch krokach:

Krok 1. Proces estymacji niemierzonych zmiennych stanu bazujący tylko na bezpośrednich pomiarach zmiennych stanu - wykorzystanie BOP.

Krok 2. Wyznaczenie dolnych i górnych wartości granicznych pseudopomiarów. Proces estymacji niemierzonych zmiennych stanu bazujący na bezpośrednich i pośrednich pomiarach zmiennych stanu - wykorzystanie MOP.

Opisany powyżej algorytm estymacji zilustrowany został na rysunku 6.1.



Rysunek 6.1 Opracowany algorytm estymacji przedziałowej

Twierdzenie 2

Obserwator przedziałowy jakości wody w SDWP postaci (6.83) generuje krzepkie i ograniczone trajektorie górnych i dolnych estymat, odpowiednio wektory $\hat{\mathbf{x}}_1^+(t)$ i $\hat{\mathbf{x}}_1^-(t)$, wewnątrz których przebiegają rzeczywiste trajektorie niemierzonych stężeń chloru $\mathbf{x}_1(t)$ pomimo występowania niepewności w wejściach (stężenia chloru w źródłach wody), w warunkach początkowych, w wartościach pomiarowych mierzonych bezpośrednio

i pośrednio zmiennych stanu oraz w liniowej części dynamiki systemu reprezentowanej przez macierz stanu $\mathbf{A}(t)$.

Dowód twierdzenia 2 zostanie przeprowadzony przy uwzględnieniu analogicznych warunków jak przy wyprowadzaniu dowodu twierdzenia 1.

Dowód twierdzenia 2

Definicje wektorów błędów estymacji $\mathbf{e}^+(t)$ i $\mathbf{e}^-(t)$ związanych z systemami \mathbf{S}^+ oraz \mathbf{S}^- (patrz zależność (6.83)) pozostają takie same jak dla bezpośredniego obserwatora przedziałowego (patrz zależności (6.15) i (6.16)). Postępując w analogiczny sposób do przedstawionego w dowodzie twierdzenia 1 wyprowadza się dynamikę górnego i dolnego błędu estymacji, którą można zapisać odpowiednio w postaci równań (6.85) i (6.86):

$$\dot{\mathbf{e}}^+(t) = \hat{\mathbf{x}}_1^+(t) - \dot{\mathbf{x}}_1(t) = \mathbf{A}_{11}^+ \mathbf{e}^+(t) + \mathbf{H}^+(t) \quad (6.85)$$

$$\dot{\mathbf{e}}^-(t) = \dot{\mathbf{x}}_1(t) - \hat{\mathbf{x}}_1^-(t) = \mathbf{A}_{11}^- \mathbf{e}^-(t) + \mathbf{H}^-(t) \quad (6.86)$$

gdzie:

$$\mathbf{H}^+(t) = \Delta \mathbf{A}_{11}^+ \mathbf{x}_1(t) + \mathbf{A}_{12}^+ \bar{\mathbf{x}}_2^+(t) - \mathbf{A}_{12} \bar{\mathbf{x}}_2(t) + \mathbf{N}_1^{-1} \mathbf{M} \mathbf{v}^+(t) - \mathbf{N}_1^{-1} \mathbf{N} \mathbf{b}(t) \quad (6.87)$$

$$\mathbf{H}^-(t) = \Delta \mathbf{A}_{11}^- \mathbf{x}_1(t) + \mathbf{A}_{12} \bar{\mathbf{x}}_2(t) - \mathbf{A}_{12}^- \bar{\mathbf{x}}_2^-(t) + \mathbf{N}_1^{-1} \mathbf{N} \mathbf{b}(t) - \mathbf{N}_1^{-1} \mathbf{M} \mathbf{v}^-(t) \quad (6.88)$$

W związku z faktem, iż równania (6.87) i (6.88) opisujące dynamikę górnego i dolnego błędu estymacji są analogiczne do zależności (6.41) i (6.42) można stwierdzić, iż obowiązują analogiczne wnioski do wyciągniętych podczas dowodu twierdzenia 1, w zakresie ograniczoności $\mathbf{e}^+(t)$ i $\mathbf{e}^-(t)$.

Analogicznie jak w dowodzie twierdzenia 1 zostanie teraz pokazane, że $\hat{\mathbf{x}}_1^+(t)$ i $\hat{\mathbf{x}}_1^-(t)$ są odpowiednio górnymi i dolnymi trajektoriami estymat niezmiierzonych stężeń chloru $\mathbf{x}_1(t)$, wewnątrz których przebiegają rzeczywiste trajektorie tych stężeń. Ponieważ w mocy pozostają nierówności (6.45) i (6.46) dynamika zarówno górnego jak i dolnego błędu estymacji postaci (6.85) i (6.86) jest kooperatywna. W związku z tym również obserwator przedziałowy postaci (6.83) posiada kooperatywną dynamikę. Innymi słowy, systemy \mathbf{S}^+ i \mathbf{S}^- stanowiące mieszany obserwator przedziałowy (6.83) są systemami kooperatywnymi.

A zatem wykazanie, iż $\mathbf{e}^+(t) \geq \mathbf{0}$ i $\mathbf{e}^-(t) \geq \mathbf{0}$ wymaga udowodnienia, że zarówno warunki początkowe $\mathbf{e}^+(0) \geq \mathbf{0}$ i $\mathbf{e}^-(0) \geq \mathbf{0}$ jak i sygnały wejściowe $\mathbf{H}^+(t)$ i $\mathbf{H}^-(t)$ do systemów \mathbf{S}^+ i \mathbf{S}^- są nieujemne (Hadj-Sadok i Gouzé 2001) - patrz załącznik 2.

Struktura oraz poszczególne składowe równań (6.87) i (6.88) jak łatwo można zauważyć, są identyczne jak struktury równań (6.59) i (6.60) z jednym wyjątkiem. Mianowicie w miejsce wektorów pomiarowych $\mathbf{x}_2^-(t)$ oraz $\mathbf{x}_2^+(t)$ w równaniach (6.87) i (6.88) pojawiły się wektory $\bar{\mathbf{x}}_2^-(t)$ oraz $\bar{\mathbf{x}}_2^+(t)$ reprezentujące nie tylko bezpośrednie, ale i pośrednie pomiary zmiennych stanu (pseudopomiary) (patrz zależność (6.84)). Fakt, iż zachodzą nierówności (6.89) i (6.90) został wyjaśniony podczas wyprowadzania dowodu twierdzenia 1.

$$\mathbf{x}_2^-(t) \geq \mathbf{0} \wedge \mathbf{x}_2(t) \geq \mathbf{0} \wedge \mathbf{x}_2^+(t) \geq \mathbf{0} \quad \forall t \geq 0 \quad (6.89)$$

$$\mathbf{x}_2^-(t) \leq \mathbf{x}_2(t) \leq \mathbf{x}_2^+(t) \quad (6.90)$$

Należy zatem wykazać, iż zachodzą również nierówności (6.91) i (6.92), co pozwoli na stwierdzenie, iż wektory pomiarowe $\bar{\mathbf{x}}_2^-(t)$ i $\bar{\mathbf{x}}_2^+(t)$ posiadają nieujemne wartości poszczególnych współczynników (patrz zależności (6.93)) oraz, że pozostają we wzajemnej relacji reprezentowanej obustronną nierównością postaci (6.94).

$$\tilde{\mathbf{x}}_2^-(t) \geq \mathbf{0} \wedge \tilde{\mathbf{x}}_2(t) \geq \mathbf{0} \wedge \tilde{\mathbf{x}}_2^+(t) \geq \mathbf{0} \quad \forall t \geq 0 \quad (6.91)$$

$$\tilde{\mathbf{x}}_2^-(t) \leq \tilde{\mathbf{x}}_2(t) \leq \tilde{\mathbf{x}}_2^+(t) \quad (6.92)$$

$$\bar{\mathbf{x}}_2^-(t) \geq \mathbf{0} \wedge \bar{\mathbf{x}}_2(t) \geq \mathbf{0} \wedge \bar{\mathbf{x}}_2^+(t) \geq \mathbf{0} \quad \forall t \geq 0 \quad (6.93)$$

$$\bar{\mathbf{x}}_2^-(t) \leq \bar{\mathbf{x}}_2(t) \leq \bar{\mathbf{x}}_2^+(t) \quad (6.94)$$

Analizując nierówności (6.91) i (6.92), w pierwszej kolejności należy zwrócić uwagę na fakt, iż do tej pory zdefiniowane zostały jedynie wektory $\tilde{\mathbf{x}}_2^-(t)$ i $\tilde{\mathbf{x}}_2^+(t)$ (patrz zależności (4.86)). W związku z tym, postępując analogicznie jak w podrozdziale 4.4, $l+1$ składową wektora $\tilde{\mathbf{x}}_2(t)$ można zdefiniować w następujący sposób:

$$\tilde{x}_{l+1}(t) = \frac{y_{q_l}(t)}{y_{q_{l+1}}(t)} \cdot (y_{2,c_{out,n}}(t) - c_{in,n}(t)) + y_{2,c_{out,n}}(t) - c_{in,n}(t) - \frac{y_{q_l}(t)}{y_{q_{l+1}}(t)} \hat{x}_l^*(t) \quad (6.95)$$

gdzie:

$y_{q_l}(t), y_{q_{l+1}}(t)$ - dokładne wartości pomiarów natężeń przepływów wody odpowiednio w l -tym i $l+1$ rurociągu w chwili t ,

$y_{2,c_{out,n}}(t)$ - dokładne wartości pomiarów stężenia chloru w n -tym węźle w chwili t ,

$\hat{x}_l^*(t)$ - centrum Chebysheva, definiowane zgodnie z zależnością (4.6).

Uwzględniając fakt, iż wielkości hydrauliczne nie zmieniają swoich wartości w obrębie danego kroku hydrauliki T_H , zarówno zależności (4.86) jak i zależność (6.95) można zapisać w następujący sposób:

$$\begin{aligned} \tilde{x}_{l+1}^-(t) &= \frac{y_{q_l}^-}{y_{q_{l+1}}^+} \cdot (y_{2,c_{out,n}}^-(t) - c_{in,n}(t)) + y_{2,c_{out,n}}^- - c_{in,n}(t) - \frac{y_{q_l}^-}{y_{q_{l+1}}^+} \hat{x}_l^+(t) \\ \tilde{x}_{l+1}(t) &= \frac{y_{q_l}}{y_{q_{l+1}}} \cdot (y_{2,c_{out,n}}(t) - c_{in,n}(t)) + y_{2,c_{out,n}} - c_{in,n}(t) - \frac{y_{q_l}}{y_{q_{l+1}}} \hat{x}_l^*(t) \\ \tilde{x}_{l+1}^+(t) &= \frac{y_{q_l}^+}{y_{q_{l+1}}^-} \cdot (y_{2,c_{out,n}}^+(t) - c_{in,n}(t)) + y_{2,c_{out,n}}^+ - c_{in,n}(t) - \frac{y_{q_l}^+}{y_{q_{l+1}}^-} \hat{x}_l^-(t) \end{aligned} \quad (6.96)$$

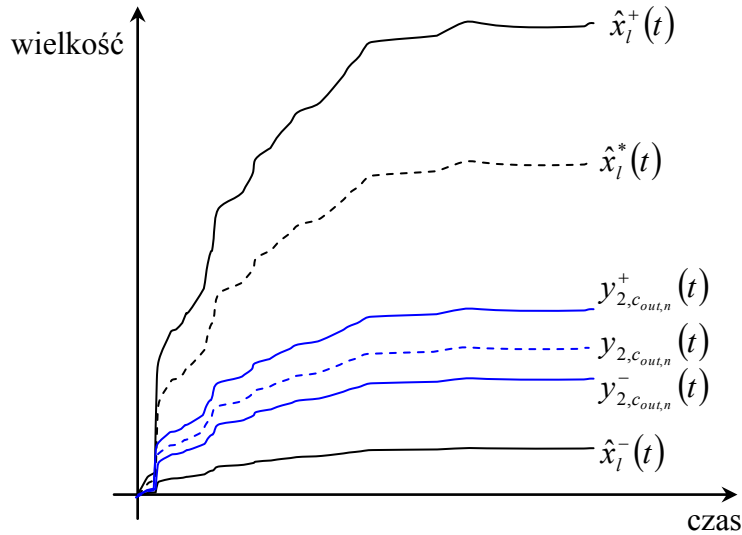
Biorąc pod uwagę cechę C2, zależności (4.81) i (6.12) oraz fakt krzepkości i ograniczoneści bezpośredniego obserwatora przedziałowego zachodzą następujące nierówności:

$$\left\{ \begin{array}{l} y_{q_l}^- \leq y_{q_l} \leq y_{q_l}^+ \\ y_{q_{l+1}}^- \leq y_{q_{l+1}} \leq y_{q_{l+1}}^+ \\ y_{2,c_{out,n}}^- \leq y_{2,c_{out,n}} \leq y_{2,c_{out,n}}^+ \\ \hat{x}_l^-(t) \leq \hat{x}_l^*(t) \leq \hat{x}_l^+(t) \\ y_{q_l}^- \geq 0 \wedge y_{q_l} \geq 0 \wedge y_{q_l}^+ \geq 0 \\ y_{q_{l+1}}^- \geq 0 \wedge y_{q_{l+1}} \geq 0 \wedge y_{q_{l+1}}^+ \geq 0 \\ y_{c_{out,n}}^- \geq 0 \wedge y_{c_{out,n}} \geq 0 \wedge y_{c_{out,n}}^+ \geq 0 \\ \hat{x}_l^-(t) \geq 0 \wedge \hat{x}_l^*(t) \geq 0 \wedge \hat{x}_l^+(t) \geq 0 \\ c_{in,n}(t) \geq 0 \end{array} \right\} \forall t \geq 0 \quad (6.97)$$

Uwzględniając nierówności zgrupowane w zależności (6.97) oraz wzajemne relacje pomiędzy $y_{2,c_{out,n}}^-$, $y_{2,c_{out,n}}$, $y_{2,c_{out,n}}^+$ i $\hat{x}_l^-(t)$, $\hat{x}_l^*(t)$, $\hat{x}_l^+(t)$ można zapisać następującą zależność:

$$\tilde{x}_{l+1}^+(t) = \frac{y_{q_l}^+}{y_{q_{l+1}}^-} \cdot (y_{2,c_{out,n}}^+(t) - c_{in,n}(t)) + y_{2,c_{out,n}}^+ - c_{in,n}(t) - \frac{y_{q_l}^-}{y_{q_{l+1}}^+} \hat{x}_l^-(t) \geq 0 \quad \forall t \geq 0 \quad (6.98)$$

Rozważając natomiast wielkość $\tilde{x}_{l+1}^-(t)$ istnieje możliwość, iż przyjmie ona wartość ujemną. Może to nastąpić np. w sytuacji, gdy dolna i górna trajektoria estymaty zmiennej stanu $x_l(t)$ będzie tworzyła bardzo szeroki wyestymowany przedział. Sytuacja taka została zilustrowana na rysunku 6.2.



Rysunek 6.2 Przykładowe wzajemne relacje pomiędzy $y_{2,c_{out,n}}^-$, $y_{2,c_{out,n}}$, $y_{2,c_{out,n}}^+$ i $\hat{x}_l^-(t)$, $\hat{x}_l^*(t)$, $\hat{x}_l^+(t)$

Podobne sytuacje mogą mieć miejsce dla dolnej wartości granicznej pseudopomiaru $\tilde{x}_{l+1}^-(t)$. Reasumując, teoretycznie istnieje możliwość, że poniższe nierówności będą prawdziwe:

$$\tilde{x}_{l+1}^-(t) = \frac{y_{q_l}^-}{y_{q_{l+1}}^+} \cdot (y_{2,c_{out,n}}^-(t) - c_{in,n}(t)) + y_{2,c_{out,n}}^- - c_{in,n}(t) - \frac{y_{q_l}^+}{y_{q_{l+1}}^-} \hat{x}_l^*(t) < 0 \quad (6.99)$$

$$\tilde{x}_{l+1}^-(t) = \frac{y_{q_l}^-}{y_{q_{l+1}}^+} \cdot (y_{2,c_{out,n}}^-(t) - c_{in,n}(t)) + y_{2,c_{out,n}}^- - c_{in,n}(t) - \frac{y_{q_l}^+}{y_{q_{l+1}}^-} \hat{x}_l^+(t) < 0 \quad (6.100)$$

Jednakże, ponieważ SDWP charakteryzuje się cechą C2, nie ma praktycznej możliwości wystąpienia ujemnych wartości stężeń chloru. Wobec powyższego eliminuje się możliwość, która może wynikać z zależności (6.99) i (6.100). Innymi słowy, jeżeli podczas wyznaczania wartości pseudopomiarów pojawi się wartość ujemna, wówczas w jej miejsce przyjmowana jest wartość zerowa, która wykorzystywana jest dalej w procesie estymacji. W związku z powyższym można napisać następujące dwie nierówności:

$$\tilde{x}_{l+1}(t) \geq 0 \quad \forall t \geq 0 \quad (6.101)$$

$$\tilde{x}_{l+1}^-(t) \geq 0 \quad \forall t \geq 0 \quad (6.102)$$

Zatem wykazano, iż nierówności (6.91) są prawdziwe. Dodatkowo uwzględniając (6.89) można stwierdzić, iż nierówności (6.93) są spełnione. Wobec powyższego również dla mieszanego obserwatora przedziałowego warunki początkowe dla górnego i dolnego błędu estymacji są nieujemne. Innymi słowy, zachodzą nierówności (6.57) i (6.58).

Kolejnym krokiem jest rozważenie lewej części nierówności (6.92) dla $l+1$ składowej wektora $\tilde{\mathbf{x}}_2(t)$:

$$\begin{aligned} & \frac{y_{q_l}^-}{y_{q_{l+1}}^+} \cdot (y_{2,c_{out,n}}^-(t) - c_{in,n}(t)) + y_{2,c_{out,n}}^- - c_{in,n}(t) - \frac{y_{q_l}^+}{y_{q_{l+1}}^-} \hat{x}_l^+(t) \leq \\ & \leq \frac{y_{q_l}}{y_{q_{l+1}}} \cdot (y_{2,c_{out,n}}(t) - c_{in,n}(t)) + y_{2,c_{out,n}} - c_{in,n}(t) - \frac{y_{q_l}}{y_{q_{l+1}}} \hat{x}_l^*(t) \end{aligned} \quad (6.103)$$

Wykonując porównanie po elementach oraz uwzględniając (6.97) uzyskuje się następujące nierówności:

$$\begin{aligned} & \frac{y_{q_l}^-}{y_{q_{l+1}}^+} \cdot (y_{2,c_{out,n}}^-(t) - c_{in,n}(t)) \leq \frac{y_{q_l}}{y_{q_{l+1}}} \cdot (y_{2,c_{out,n}}(t) - c_{in,n}(t)) \\ & \quad y_{2,c_{out,n}}^- \leq y_{2,c_{out,n}} \\ & \quad \frac{y_{q_l}^+}{y_{q_{l+1}}^-} \hat{x}_l^+(t) \geq \frac{y_{q_l}}{y_{q_{l+1}}} \hat{x}_l^*(t) \end{aligned} \quad (6.104)$$

Uwzględniając (6.104) można stwierdzić, iż zachodzi relacja (6.103). Należy teraz przeprowadzić analogiczne rozważania dla prawej części nierówności (6.92):

$$\begin{aligned}
 & \frac{y_{q_l}}{y_{q_{l+1}}} \cdot (y_{2,c_{out,n}}(t) - c_{in,n}(t)) + y_{2,c_{out,n}} - c_{in,n}(t) - \frac{y_{q_l}}{y_{q_{l+1}}} \hat{x}_l^*(t) \leq \\
 & \leq \frac{y_{q_l}^+}{y_{q_{l+1}}^-} \cdot (y_{2,c_{out,n}}^+(t) - c_{in,n}(t)) + y_{2,c_{out,n}}^+ - c_{in,n}(t) - \frac{y_{q_l}^-}{y_{q_{l+1}}^+} \hat{x}_l^-(t)
 \end{aligned} \tag{6.105}$$

Wykonując ponownie porównanie po elementach z uwzględnieniem (6.97) uzyskuje się nierówności postaci:

$$\begin{aligned}
 & \frac{y_{q_l}}{y_{q_{l+1}}} \cdot (y_{2,c_{out,n}}(t) - c_{in,n}(t)) \leq \frac{y_{q_l}^+}{y_{q_{l+1}}^-} \cdot (y_{2,c_{out,n}}^+(t) - c_{in,n}(t)) \\
 & \qquad \qquad \qquad y_{2,c_{out,n}} \leq y_{2,c_{out,n}}^+ \\
 & \frac{y_{q_l}}{y_{q_{l+1}}} \hat{x}_l^*(t) \geq \frac{y_{q_l}^-}{y_{q_{l+1}}^+} \hat{x}_l^-(t)
 \end{aligned} \tag{6.106}$$

Uwzględniając (6.106) można stwierdzić, iż zachodzi relacja (6.105). Podsumowując powyższe rozważania wykazano, iż nierówność (6.92) jest prawdziwa. Dodatkowo uwzględniając (6.90) również zachodzi nierówność (6.94). Wobec powyższego oraz uwzględniając informacje przedstawione podczas wyprowadzania dowodu twierdzenia 1 można stwierdzić, iż wartości poszczególnych współczynników w składowych $\mathbf{A}_{12}^+ \bar{\mathbf{x}}_2^+(t)$, $\mathbf{A}_{12} \bar{\mathbf{x}}_2(t)$, $\mathbf{A}_{12}^- \bar{\mathbf{x}}_2^-(t)$ zależności (6.87) i (6.88) są nieujemne. Ponadto, zachodzą następujące dwie nierówności:

$$\mathbf{A}_{12}^+ \bar{\mathbf{x}}_2^+(t) - \mathbf{A}_{12} \bar{\mathbf{x}}_2(t) \geq \mathbf{0} \tag{6.107}$$

$$\mathbf{A}_{12} \bar{\mathbf{x}}_2(t) - \mathbf{A}_{12}^- \bar{\mathbf{x}}_2^-(t) \geq \mathbf{0} \tag{6.108}$$

Uwzględniając powyższe oraz biorąc pod uwagę informacje przedstawione podczas wyprowadzania dowodu twierdzenia 1 zachodzi fakt, iż:

$$\mathbf{H}^+(t) \geq \mathbf{0} \tag{6.109}$$

$$\mathbf{H}^-(t) \geq \mathbf{0} \tag{6.110}$$

Reasumując, wykazano, iż modele dynamiki górnego i dolnego błędu estymacji postaci (6.85) i (6.86) charakteryzują się:

- a) kooperatywną dynamiką,
- b) nieujemnymi warunkami początkowymi (patrz zależności (6.57) i (6.58)),
- c) nieujemnymi wyrazami swobodnymi $\mathbf{H}^+(t)$ i $\mathbf{H}^-(t)$ (patrz zależności (6.109) i (6.110)).

Uwzględniając powyższe oraz powołując się na własności liniowych systemów kooperatywnych (Hadj-Sadok i Gouzé 2001) zachodzą następujące nierówności:

$$\mathbf{e}^+(t) \geq \mathbf{0} \quad \forall t > 0 \quad (6.111)$$

$$\mathbf{e}^-(t) \geq \mathbf{0} \quad \forall t > 0 \quad (6.112)$$

Zatem, trajektorie generowane przez obserwator przedziałowy (6.83) ograniczają od góry i od dołu trajektorie systemu rzeczywistego opisanego dynamicznym liniowym modelem o parametrach skupionych postaci (3.74). Innymi słowy, trajektorie generowane przez systemy \mathbf{S}^+ i \mathbf{S}^- są rzeczywiście górnymi i dolnymi trajektoriami estymat pomiędzy, którymi znajdują się rzeczywiste trajektorie niemierzonych zmiennych stanu.

Reasumując, wykazane zostało, iż obserwator przedziałowy postaci (6.83) generuje w obrębie kroku hydrauliki T_H krzepkie i ograniczone trajektorie estymat jakości wody w SDWP: $\hat{\mathbf{x}}_1^-(t) \leq \mathbf{x}_1(t) \leq \hat{\mathbf{x}}_1^+(t)$ przy $\mathbf{x}^-(0) \leq \mathbf{x}(0) \leq \mathbf{x}^+(0)$.

Koniec dowodu twierdzenia 2. □

Naturalnym wydaje się, iż jakość estymacji definiowana szerokością wyestymowanych przedziałów wewnątrz których znajdują się rzeczywiste trajektorie estymowanych zmiennych stanu, będzie lepsza po wykorzystaniu MOP niż w przypadku wykorzystania tylko BOP. Wynika to z faktu, iż MOP posiada pełniejszą informację pomiarową niż BOP. Stwierdzenie to potwierdzone zostało odpowiednimi symulacjami przedstawionymi i opisanymi w podrozdziale 6.4.1.

Należy jeszcze zauważyć, iż jak już wspomniano w procesie estymacji z wykorzystaniem BOP i MOP uzyskuje się dolne i górne trajektorie estymat zmiennych stanu reprezentujących stężenia chloru na końcach wszystkich segmentów wszystkich rurociągów (patrz podrozdział 3.5). Natomiast informacja, która powinna być dostarczana z systemu monitorowania jakości wody w SDWP to wartości stężeń chloru w węzłach i w zbiornikach SDWP. W podrozdziale

3.5 pokazane zostało, że tylko część tak zdefiniowanych zmiennych stanu przenoszona jest bezpośrednio na wyjście SDWP. Sytuacja ta ma miejsce w węzłach bez sterowania stężeniem chloru, które zasilane są tylko jednym rurociągiem oraz w zbiornikach. W celu wyznaczenia stężeń chloru w pozostałych węzłach można wykorzystać ogólne zależności postaci (4.62) - (4.65). Naturalnym sposobem wyznaczenia dolnych i górnych trajektorii stężeń chloru w tego typu węzłach, wykorzystując estymaty odpowiednich zmiennych stanu, jest optymalizacja. Formułując zatem szczegółowo te zadania optymalizacji, przy czym bez utraty ogólności rozważań, a zarazem dla zwiększenia przejrzystości zapisu biorąc pod uwagę n -ty węzeł bez sterowania stężeniem chloru zasilany dwoma rurociągami, zależności (4.62) i (4.63) przyjmują następujące postaci:

$$c_{out,n}^-(t) = \min_{y_{q_1}(t), y_{q_2}(t), x_1(t), x_2(t)} \left(\frac{y_{q_1}(t) \cdot x_1(t) + y_{q_2}(t) \cdot x_2(t)}{y_{q_1}(t) + y_{q_2}(t)} \right) \quad (6.113)$$

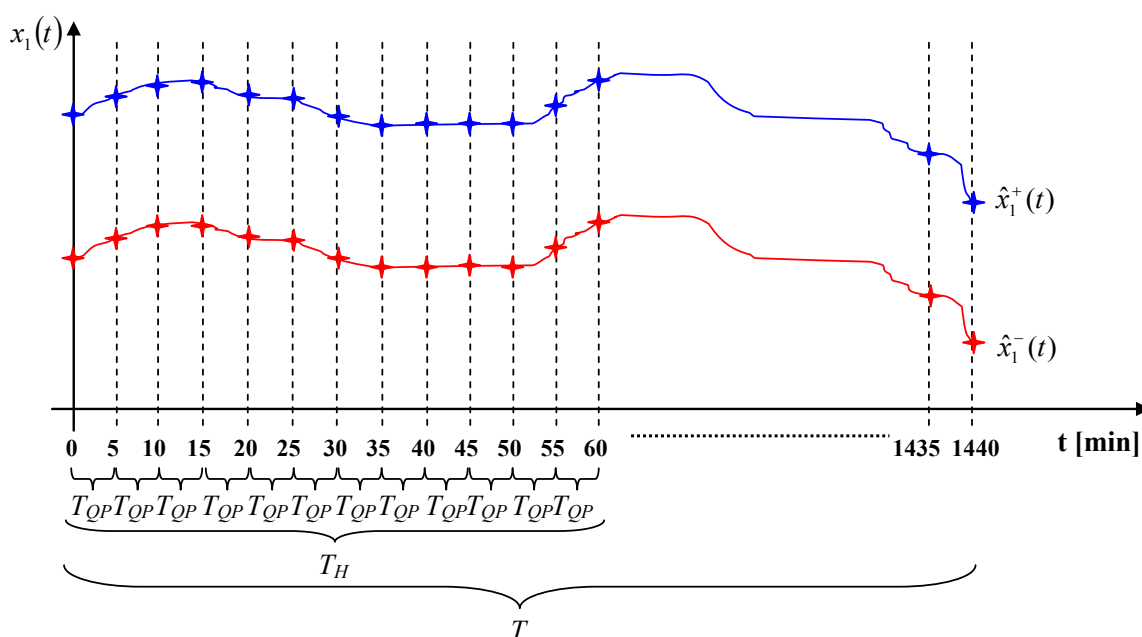
$$c_{out,n}^+(t) = \max_{y_{q_1}(t), y_{q_2}(t), x_1(t), x_2(t)} \left(\frac{y_{q_1}(t) \cdot x_1(t) + y_{q_2}(t) \cdot x_2(t)}{y_{q_1}(t) + y_{q_2}(t)} \right) \quad (6.114)$$

W zadaniach optymalizacji (6.113) i (6.114) podobnie jak w zadaniach (4.68) - (4.71) występują wielkości hydrauliczne, które podczas rozwiązywania tych zadań ujmowane są w identyczny sposób jak podczas rozwiązywania zadań (4.68) - (4.71) (patrz szczegółowe sformułowania (4.97) - (4.100) oraz rysunek 4.4). Zasadniczą różnicę stanowi występowanie w zadaniach (6.113) i (6.114), oprócz wielkości hydraulicznych, stężeń chloru reprezentowanych przez estymaty odpowiednich zmiennych stanu. Wartości zmiennych stanu są wielkościami ciągłymi, jednak do rozwiązania zadań (6.113) i (6.114) brane są wartości tych wielkości w pewnych dyskretnych chwilach czasu. Możliwość tę daje dynamika jakości wody, która może być przyjmowana w obrębie niewielkich, rzędu kilku minut, przedziałów jako stała (patrz podrozdział 4.3.3 założenie A). Przyjmując zatem wartość przedziału czasu $T_{QP} = 5$ [min] dane niezbędne dla rozwiązania zadań optymalizacji (6.113) i (6.114) są następującej postaci:

- ✚ Wartości natężeń przepływów $y_{q_1}(t)$ i $y_{q_2}(t)$ dane są w postaci przedziałów na rozważanym horyzoncie czasu $T = 24$ [h] i wartości te są przedziałami stałe (analogicznie jak dla przedstawionej na rysunku 4.3 przykładowej liniowej prędkości przepływu wody). Zmiana wartości natężeń przepływów pomiędzy poszczególnymi

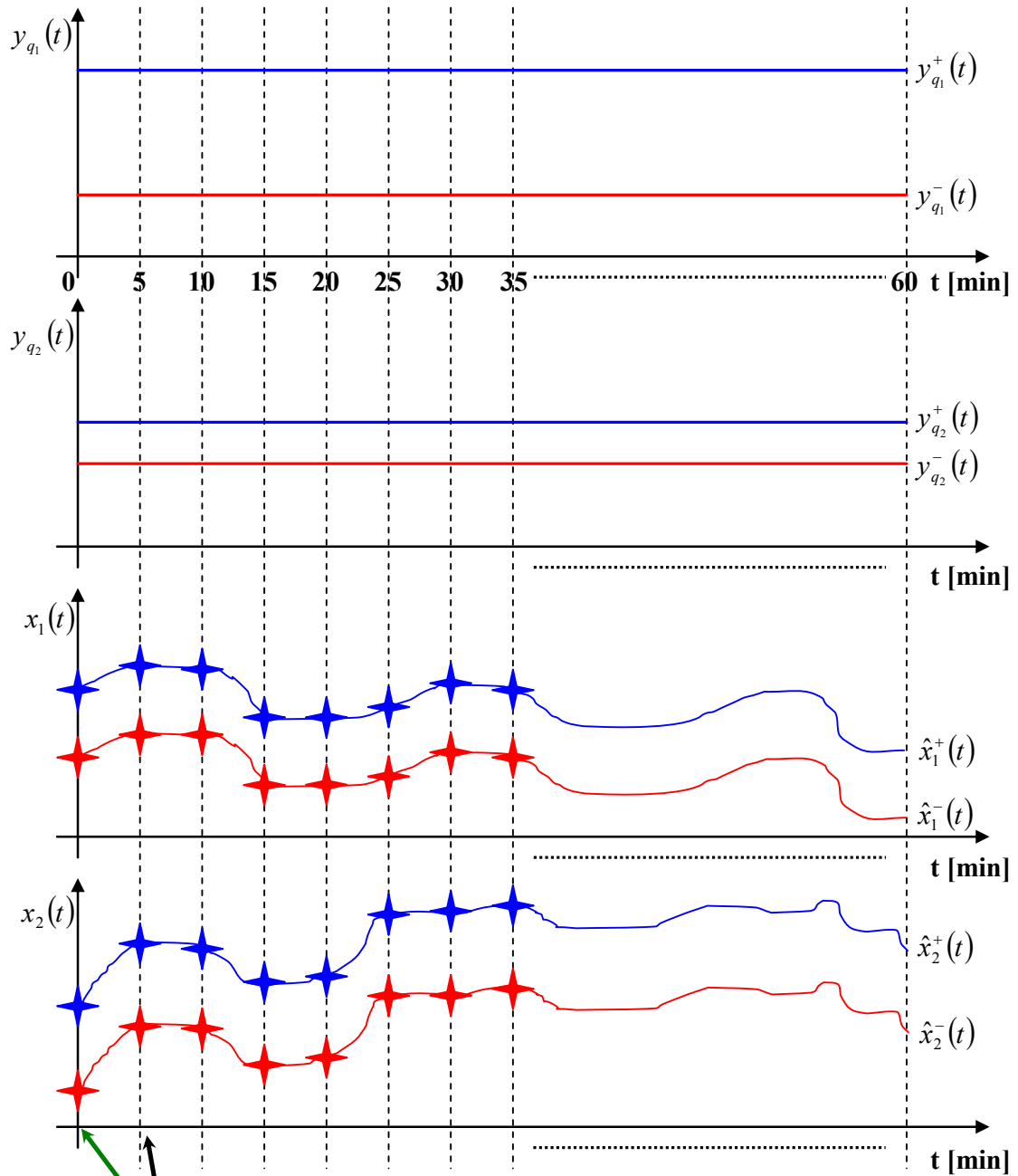
krokami hydrauliki T_H , następuje w sposób analogiczny do przedstawionej na rysunku 4.4 zmiany wartości przykładowej liniowej prędkości przepływu wody.

- Wartości wyestymowanych stężeń chloru (estymaty zmiennych stanu $x_1(t)$ i $x_2(t)$) dane są w postaci przedziałów na rozważanym horyzoncie czasu $T = 24$ [h], przy czym brane pod uwagę są wartości tych wielkości co przedział czasu $T_{QP} = 5$ [min]. Zatem, na horyzoncie czasu T uwzględnianych jest po 289 wartości dolnych i górnych (po 12 wartości dla każdej godziny (każdego kroku hydrauliki T_H) oraz wartość dla chwili czasu $t = 0$ (warunki początkowe)). Przykładowa powyżej opisana sytuacja dla zmiennej stanu $x_1(t)$ została zilustrowana na rysunku 6.3.



Rysunek 6.3 Przedziałowa reprezentacja zmiennej stanu $x_1(t)$

Zatem, zadania optymalizacji (6.113) i (6.114) rozwiązywane są raz dla każdego T_{QP} z odpowiednim uwzględnieniem zmian wartości natężeń przepływów (patrz rysunek 4.4). W związku z tym dla całego rozważanego horyzontu czasu T rozwiązywane są zadania minimalizacji (6.113) i maksymalizacji (6.114) odpowiednio 289 razy. Tak więc łącznie rozwiązywanych jest 578 zadań optymalizacji. Uszczegóławiając zadania optymalizacji (6.113) i (6.114) na horyzoncie czasu $T = 24$ [h] rozwiązywane są w dyskretnych chwilach czasu i (iT_{QP}) przy czym $i = 0, 1, \dots, 288$. Poszczególne chwile czasu i odpowiadają kolejno: $t = 0$ [min], $t = 5$ [min], $t = 10$ [min], ..., $t = 1440$ [min]. Czasowe „ulożowanie” poszczególnych zadań optymalizacji (6.113) i (6.114), dla pojedynczego kroku hydrauliki T_H przedstawiono na rysunku 6.4.



Zd_opt_1:

$$c_{out,n}^-(t=0) = \min_{y_{q_1}(t=0), y_{q_2}(t=0), x_1(t=0), x_2(t=0)} \left(\frac{y_{q_1}(t=0) \cdot x_1(t=0) + y_{q_2}(t=0) \cdot x_2(t=0)}{y_{q_1}(t=0) + y_{q_2}(t=0)} \right)$$

$$c_{out,n}^+(t=0) = \max_{y_{q_1}(t=0), y_{q_2}(t=0), x_1(t=0), x_2(t=0)} \left(\frac{y_{q_1}(t=0) \cdot x_1(t=0) + y_{q_2}(t=0) \cdot x_2(t=0)}{y_{q_1}(t=0) + y_{q_2}(t=0)} \right)$$

Zd_opt_2:

$$c_{out,n}^-(t=5) = \min_{y_{q_1}(t=5), y_{q_2}(t=5), x_1(t=5), x_2(t=5)} \left(\frac{y_{q_1}(t=5) \cdot x_1(t=5) + y_{q_2}(t=5) \cdot x_2(t=5)}{y_{q_1}(t=5) + y_{q_2}(t=5)} \right)$$

$$c_{out,n}^+(t=5) = \max_{y_{q_1}(t=5), y_{q_2}(t=5), x_1(t=5), x_2(t=5)} \left(\frac{y_{q_1}(t=5) \cdot x_1(t=5) + y_{q_2}(t=5) \cdot x_2(t=5)}{y_{q_1}(t=5) + y_{q_2}(t=5)} \right)$$

 Rysunek 6.4 Czasowe ulokowanie zadań optymalizacji (6.113) i (6.114) dla pojedynczego T_H

Szczegółowe sformułowanie zadań optymalizacji (6.113) i (6.114) w każdej chwili czasu $i \in [0, 288]$ można zapisać następująco (Łangowski i Brdys 2007):

$$c_{out,n}^-(i) = \min_{y_{q_1}(j), y_{q_2}(j), x_1(i), x_2(i)} \left(\frac{y_{q_1}(j) \cdot x_1(i) + y_{q_2}(j) \cdot x_2(i)}{y_{q_1}(j) + y_{q_2}(j)} \right)$$

przy ograniczeniach:

$$\begin{aligned} y_{q_1}^-(j) &\leq y_{q_1}(j) \leq y_{q_1}^+(j) \\ y_{q_2}^-(j) &\leq y_{q_2}(j) \leq y_{q_2}^+(j) \\ \hat{x}_1^-(i) &\leq x_1(i) \leq \hat{x}_1^+(i) \\ \hat{x}_2^-(i) &\leq x_2(i) \leq \hat{x}_2^+(i) \end{aligned}$$

(6.115)

oraz dla kolejnych i zachodzi:

$$j = \begin{cases} 1 & \text{dla } i \geq 0 \quad \& \quad i \leq 12 \\ j+1 & \text{dla } i > 12 \quad \& \quad \text{mod}(i,12) = 1 \end{cases}$$

przy czym: $i = 0, 1, 2, 3, 4, \dots, 288$
 $j = 1, 2, \dots, 24$

gdzie: $\text{mod}(i,12)$ oznacza resztę z dzielenia $i/12$

$$c_{out,n}^+(i) = \max_{y_{q_1}(j), y_{q_2}(j), x_1(i), x_2(j)} \left(\frac{y_{q_1}(j) \cdot x_1(i) + y_{q_2}(j) \cdot x_2(i)}{y_{q_1}(j) + y_{q_2}(j)} \right)$$

przy ograniczeniach:

$$\begin{aligned} y_{q_1}^-(j) &\leq y_{q_1}(j) \leq y_{q_1}^+(j) \\ y_{q_2}^-(j) &\leq y_{q_2}(j) \leq y_{q_2}^+(j) \\ \hat{x}_1^-(i) &\leq x_1(i) \leq \hat{x}_1^+(i) \\ \hat{x}_2^-(i) &\leq x_2(i) \leq \hat{x}_2^+(i) \end{aligned}$$

(6.116)

oraz dla kolejnych i zachodzi:

$$j = \begin{cases} 1 & \text{dla } i \geq 0 \quad \& \quad i \leq 12 \\ j+1 & \text{dla } i > 12 \quad \& \quad \text{mod}(i,12) = 1 \end{cases}$$

przy czym: $i = 0, 1, 2, 3, 4, \dots, 288$
 $j = 1, 2, \dots, 24$

gdzie: $\text{mod}(i,12)$ oznacza resztę z dzielenia $i/12$

Podobnie jak miało to miejsce przy rozważaniach dotyczących sposobu wyznaczenia granicznych wartości współczynników $a_{16,7}$ i $a_{16,13}$, również w przypadku wyznaczenia

stężenia chloru w węzłach może zostać zastosowana analiza przedziałowa. W takim przypadku w miejsce zadań optymalizacji (6.113) i (6.114) wprowadza się następujące równania:

$$c_{out,n}^{-}(t) = \frac{y_{q_1}^{-}(t) \cdot \hat{x}_1^{-}(t) + y_{q_2}^{-}(t) \cdot \hat{x}_2^{-}(t)}{y_{q_1}^{+}(t) + y_{q_2}^{+}(t)} \quad (6.117)$$

$$c_{out,n}^{+}(t) = \frac{y_{q_1}^{+}(t) \cdot \hat{x}_1^{+}(t) + y_{q_2}^{+}(t) \cdot \hat{x}_2^{+}(t)}{y_{q_1}^{-}(t) + y_{q_2}^{-}(t)} \quad (6.118)$$

Jak można przypuszczać wybór metody wyznaczania dolnych i górnych wartości granicznych stężeń chloru w węzłach zarówno bez sterowania stężeniem chloru jaki i ze sterowaniem stężeniem chloru, zasilanych więcej niż jednym rurociągiem będzie przekładał się na jakość uzyskanych estymat (Łangowski i Brdys 2007). Stwierdzenie to potwierdzone zostało odpowiednimi symulacjami przedstawionymi i opisanymi w podrozdziale 6.4.1.

Kończąc niniejszy podrozdział wprowadza się jeszcze następujące nazewnictwo: obserwator przedziałowy wraz z wyznaczaniem stężeń chloru w węzłach i w zbiornikach to estymator przedziałowy jakości wody w SDWP.

6.2.1 Horyzont estymacji

Przeprowadzone w podrozdziale 6.2 rozważania wykazały, iż zarówno bezpośredni obserwator przedziałowy postaci (6.7) jak i mieszany obserwator przedziałowy postaci (6.83) generują krzepkie i ograniczone trajektorie estymat jakości wody w SDWP, którego dynamika opisana jest modelem postaci (3.74), w obrębie danego kroku hydrauliki T_H . Warto w tym miejscu zwrócić uwagę na fakt, iż opracowane struktury obserwatorów przedziałowych mają charakter generyczny. Innymi słowy, struktury te mogą zostać wykorzystane w procesie estymacji niemierzalnych lub niemierzonych zmiennych stanu nie tylko w SDWP, ale również w innych systemach charakteryzujących się, podobnymi do opisanych w rozdziałach 3 i 4, własnościami.

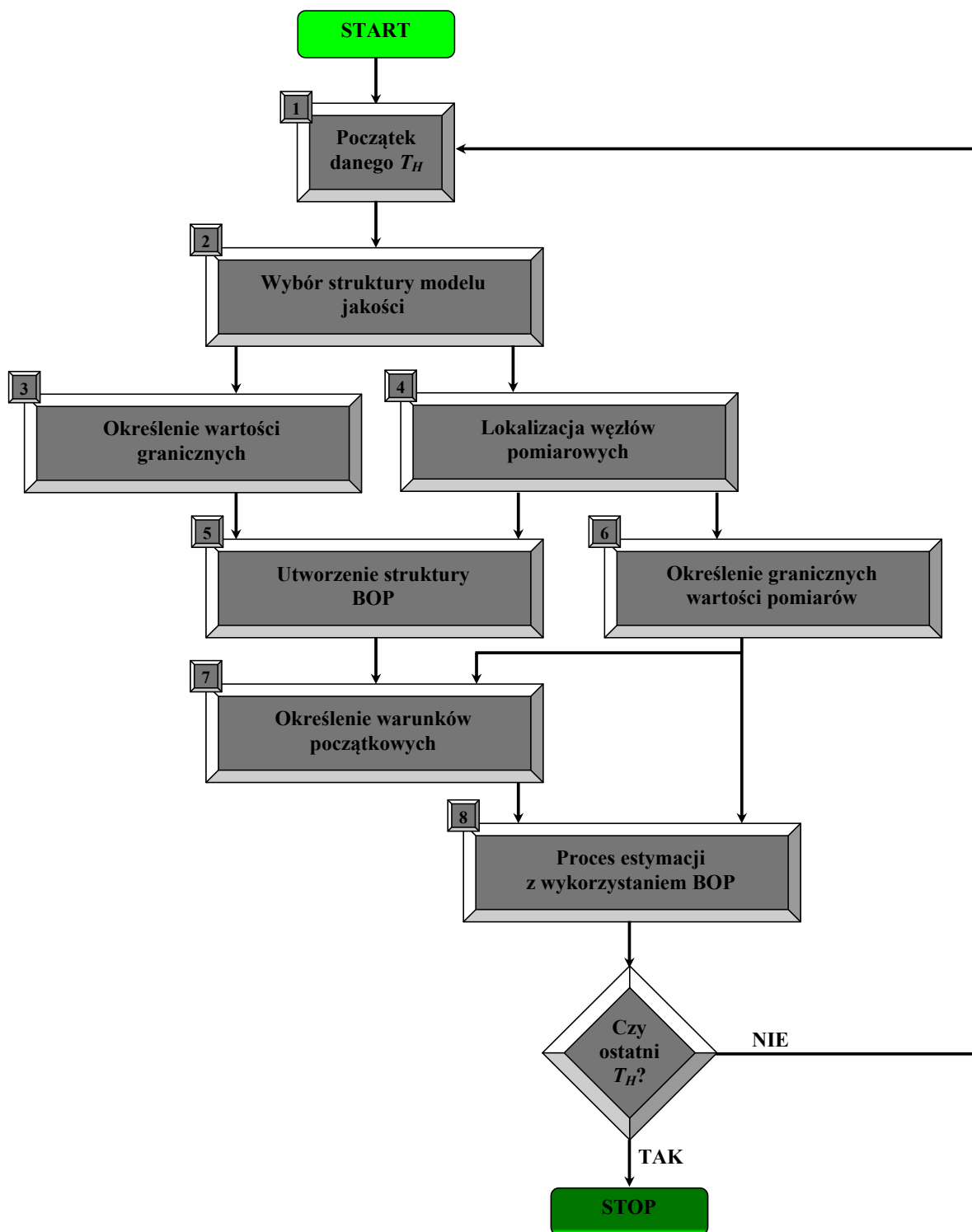
Jak już wspomniano w obrębie całego horyzontu estymacji T opracowany zarówno bezpośredni jak i mieszany obserwator przedziałowy może być postrzegany jako obserwator z przełączalną pomiędzy kolejnymi krokami hydrauliki T_H strukturą. Zatem, analiza opracowanych struktur obserwatora przedziałowego w obrębie całego horyzontu estymacji T wymaga nałożenia pewnych dodatkowych warunków dla chwil przełączania. Badania

dotyczące systemów z przełączalną strukturą (dynamiką) trwają od szeregu lat i pokazują szerokie spektrum zagadnień, które należy uwzględnić podczas ich prowadzenia (Liberzon 2003). W niniejszej rozprawie autor nie przeprowadził analizy matematycznej stabilności opracowanych struktur obserwatora przedziałowego dla całego horyzontu estymacji T . Niemniej jednak, podczas prowadzenia badań przeprowadzono szereg symulacji dla różnych SDWP podczas których opracowany obserwator przedziałowy czy to postaci (6.7) czy też (6.83) ani razu nie wykazywał cech niestabilności. Na tej podstawie wydaje się, iż dla tak, jak w rozprawie zdefiniowanego problemu, opracowane struktury obserwatora przedziałowego cechuje krzepkość i ograniczoność również w chwilach przełączeń. Naturalnie chwile przełączeń pomiędzy obserwatorami wynikają z długości kroku hydrauliki T_H wymuszanej zmianą zapotrzebowania na wodę. Z ogólnej teorii systemów z przełączalną dynamiką zbudowanych na bazie zbioru stabilnych systemów dynamicznych wynika, że ze względu na stabilność dynamiki przełączalnej chwile przełączeń nie mogą być wybierane dowolnie. Z powyższego wynika, iż nie można wykluczyć takiego scenariusza zapotrzebowania na wodę oraz takiej struktury i parametrów SDWP dla których przyjęty (wymuszony), naturalny wybór chwil przełączeń gwarantuje stabilność na całym horyzoncie estymacji T . Niekwestionowaną zaletą tego sposobu przełączania jest zgodność strukturalna modelu dynamiki obserwatora z dynamiką estymowanego procesu. Natomiast zmiany chwil przełączeń wymuszone koniecznością stabilizacji na horyzoncie estymacji będą implikowały dodatkowy błąd w modelu dynamiki procesu wykorzystywanego przez obserwatory. Zagwarantowanie krzepkości generowanych estymat będzie więc wymagało takiej modyfikacji struktur obserwatorów, która zapewni krzepkość generowanych estymat również ze względu na błąd struktury. Aktualnie jest to w dalszym ciągu otwarty problem w analizie stabilności systemów z dynamiką nieprzełączalną. A zatem jest to pierwsze poważne zagadnienie badawcze, które należałoby rozwiązać. Zagadnienie to może stanowić poważne wyzwanie naukowe dla oddzielnej rozprawy doktorskiej.

6.3 Implementacja i działanie estymatora przedziałowego jakości wody

Opracowany obserwator przedziałowy jakości wody w SDWP zarówno w strukturze bezpośredniej (patrz zależność (6.7)) jak i mieszanej (patrz zależność (6.83)), został zaimplementowany w środowisku MATLAB. Wykorzystuje on strukturę modelu jakości wody w SDWP postaci (3.74). Algorytm według którego zaimplementowano w środowisku

MATLAB bezpośredni obserwator przedziałowy jakości wody w SDWP przedstawiony został na rysunku 6.5.



Rysunek 6.5 Algorytm działania bezpośredniego obserwatora przedziałowego jakości wody w SDWP

Poszczególne bloki w zaprezentowanym na rysunku 6.5 algorytmie pełnią następujące funkcje:

Wybór struktury modelu jakości - z wcześniej zaimplementowanego modelu jakości wody w SDWP bazującego na zależności (3.74) następuje wybór struktury obowiązującej w obrębie danego kroku hydrauliki T_H .

Określenie wartości granicznych - zgodnie z opisem przedstawionym w podrozdziałach 4.4.1 oraz 4.4.2 dla wybranej struktury modelu jakości następuje określenie dolnych i górnych wartości granicznych poszczególnych wielkości hydraulicznych i stężeń chloru w źródłach wody, prowadzące do wyznaczenia wartości poszczególnych współczynników w macierzach \mathbf{A}^- i \mathbf{A}^+ oraz wektorach $\mathbf{b}^-(t)$ i $\mathbf{b}^+(t)$.

Lokalizacja węzłów pomiarowych - powiązanie węzłów, w których ulokowane zostały urządzenia pomiarowe ze zmiennymi stanu reprezentującymi mierzone stężenia chloru. Należy podkreślić, iż uwzględniane są tylko te pomiary, które reprezentują bezpośrednio mierzone zmienne stanu. W wyniku tego działania określony zostaje wektor $\mathbf{x}_2(t)$.

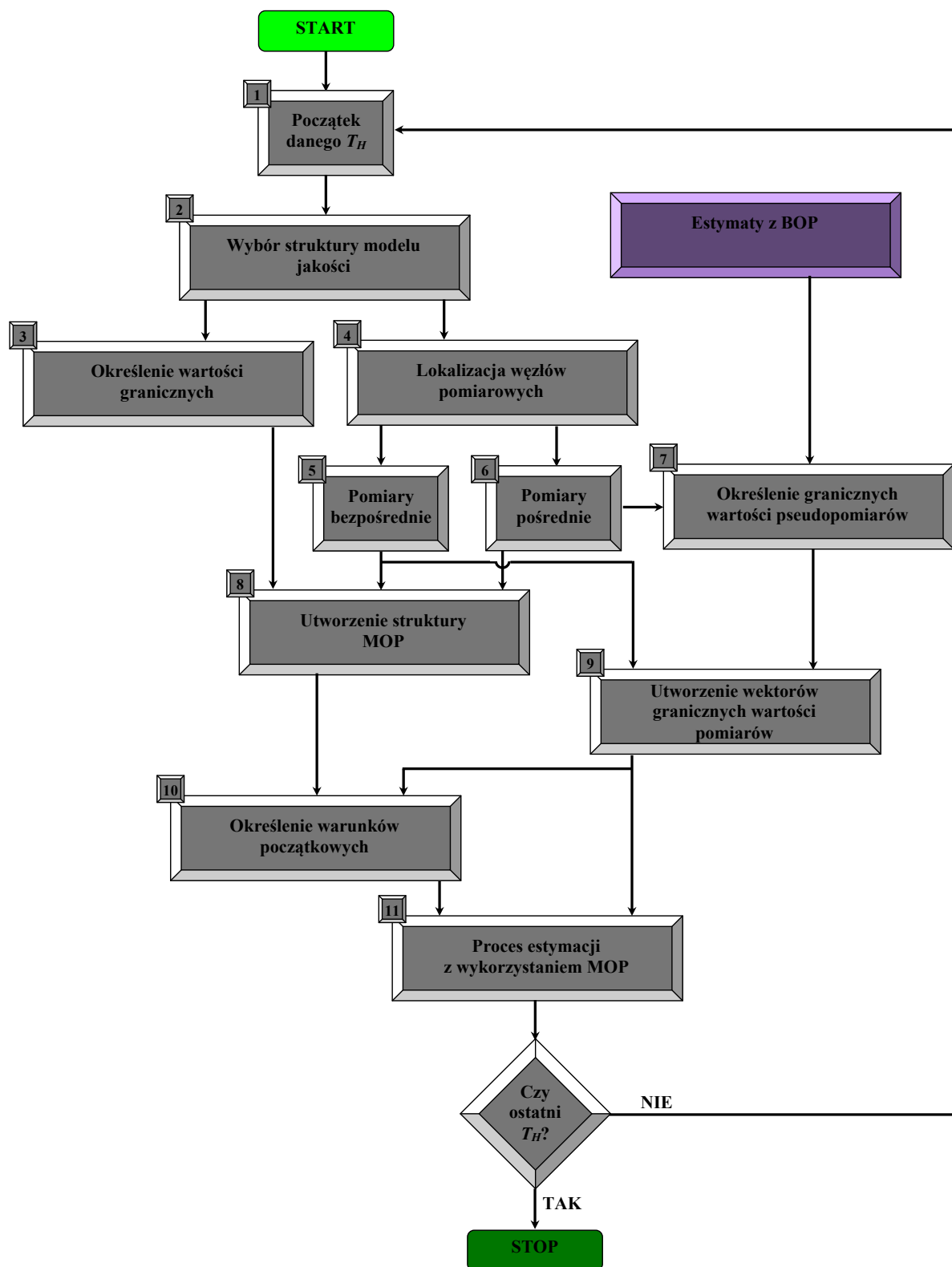
Utworzenie struktury BOP - bazując na strukturze modelu jakości obowiązującej w obrębie danego kroku hydrauliki T_H oraz uwzględniając bezpośrednio mierzone zmienne stanu, utworzona zostaje struktura bezpośredniego obserwatora przedziałowego zgodnie z zależnością (6.7).

Określenie granicznych wartości pomiarów - zgodnie z opisem przedstawionym w podrozdziale 4.4.2 dla bezpośrednio mierzonych zmiennych stanu następuje wyznaczenie ich dolnych i górnych wartości granicznych. W wyniku tego działania wyznaczone zostają wektory $\mathbf{x}_2^-(t)$ i $\mathbf{x}_2^+(t)$ (patrz zależność (4.82)).

Określenie warunków początkowych - sposób określania warunków początkowych jest analogiczny jak dla modelu jakości wody w SDWP, który został przedstawiony w podrozdziale 3.5.1, z uwzględnieniem struktury BOP postaci (6.7) oraz faktu, iż określane zostają warunki początkowe zarówno dla systemu \mathbf{S}^+ jak i systemu \mathbf{S}^- .

Proces estymacji z wykorzystaniem BOP - obliczenie dolnych i górnych estymat niemierzonych zmiennych stanu reprezentujących stężenia chloru na końcach wszystkich segmentów wszystkich rurociągów, poprzez rozwiązanie dwóch układów równań różniczkowych stanowiących bezpośredni obserwator przedziałowy postaci (6.7).

Natomiast algorytm, według którego zaimplementowano w środowisku MATLAB mieszany obserwator przedziałowy jakości wody w SDWP przedstawiony został na rysunku 6.6.



Rysunek 6.6 Algorytm działania mieszanego obserwatora przedziałowego jakości wody w SDWP

Poszczególne bloki w zaprezentowanym na rysunku 6.6 algorytmie pełnią następujące funkcje:

Wybór struktury modelu jakości - z wcześniej zaimplementowanego modelu jakości wody w SDWP bazującego na zależności (3.74) następuje wybór struktury obowiązującej w obrębie danego kroku hydrauliki T_H .

Określenie wartości granicznych - zgodnie z opisem przedstawionym w podrozdziałach 4.4.1 oraz 4.4.2 dla wybranej struktury modelu jakości następuje określenie dolnych i górnych wartości granicznych poszczególnych wielkości hydraulicznych i stężeń chloru w źródłach wody, prowadzące do wyznaczenia wartości poszczególnych współczynników w macierzach \mathbf{A}^- i \mathbf{A}^+ oraz wektorach $\mathbf{b}^-(t)$ i $\mathbf{b}^+(t)$.

Lokalizacja węzłów pomiarowych - powiązanie węzłów, w których ulokowane zostały urządzenia pomiarowe ze zmiennymi stanu reprezentującymi mierzone stężenia chloru. Należy podkreślić, iż uwzględniane są pomiary reprezentujące zarówno bezpośrednio jak i pośrednio mierzone zmienne stanu. W wyniku tego działania określony zostaje wektor $\bar{\mathbf{x}}_2(t)$.

Pomiary bezpośrednie - określenie, które pomiary reprezentują bezpośrednio mierzone zmienne stanu. W wyniku tego działania określony zostaje wektor $\mathbf{x}_2(t)$.

Pomiary pośrednie - określenie, które pomiary reprezentują pośrednio mierzone zmienne stanu (pseudopomiary). W wyniku tego działania określony zostaje wektor $\tilde{\mathbf{x}}_2(t)$.

Określenie granicznych wartości pseudopomiarów - zgodnie z opisem przedstawionym w podrozdziale 4.4, przy uwzględnieniu informacji zawartych w podrozdziale 4.4.2 oraz wykorzystując estymaty odpowiednich zmiennych stanu uzyskanych w procesie estymacji z wykorzystaniem BOP, dla pośrednio mierzonych zmiennych stanu następuje wyznaczenie ich dolnych i górnych wartości granicznych. W wyniku tego działania wyznaczone zostają wektory $\tilde{\mathbf{x}}_2^-(t)$ i $\tilde{\mathbf{x}}_2^+(t)$ (patrz zależności (4.86)).

Utworzenie struktury MOP - bazując na strukturze modelu jakości obowiązującej w obrębie danego kroku hydrauliki T_H oraz uwzględniając mierzone zmienne stanu utworzona zostaje struktura mieszanego obserwatora przedziałowego zgodnie z zależnością (6.83).

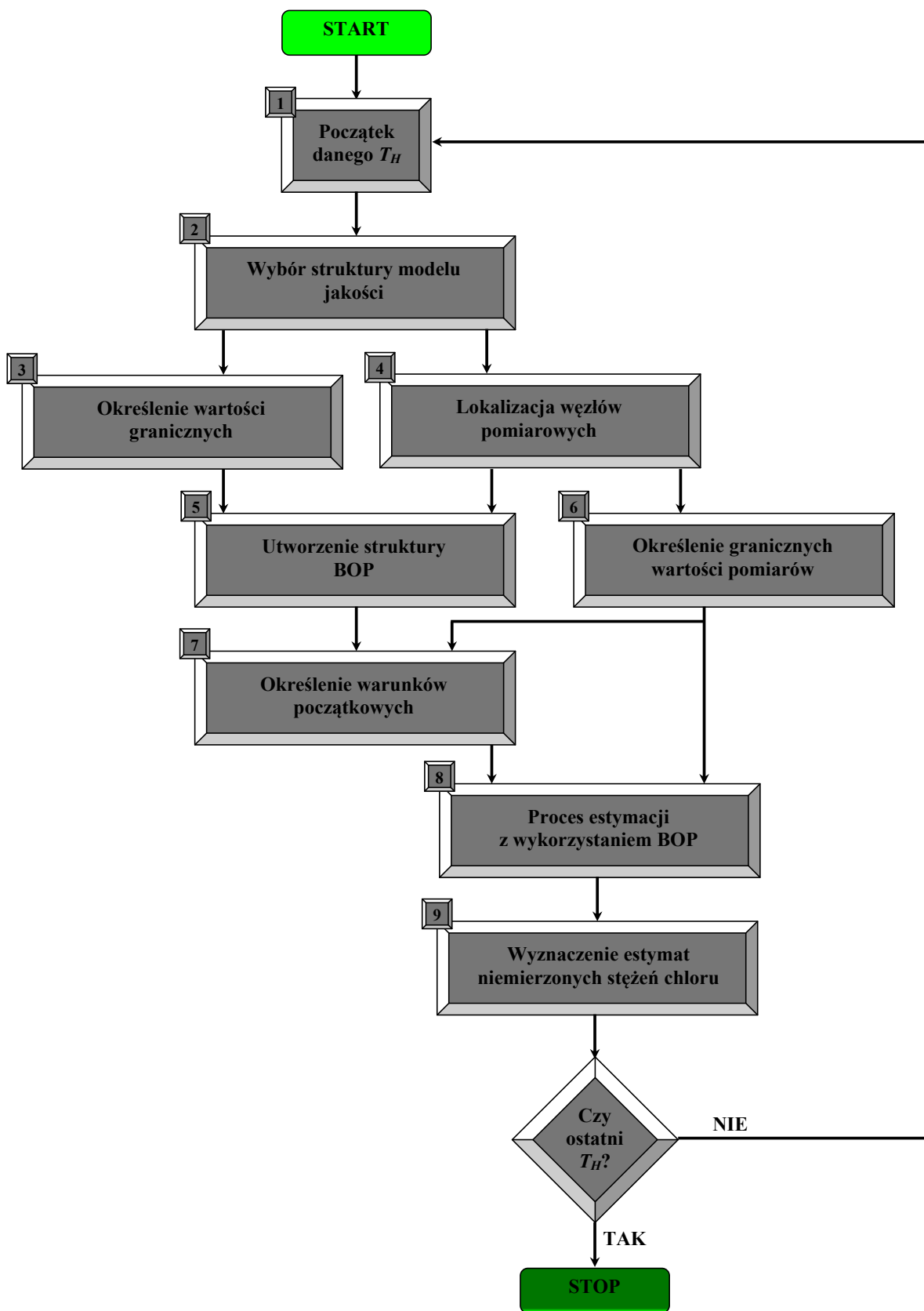
Utworzenie wektorów granicznych wartości pomiarów - zgodnie z opisem przedstawionym w podrozdziale 4.4.2 dla bezpośrednio mierzonych zmiennych stanu następuje wyznaczenie ich dolnych i górnych wartości granicznych. Dodatkowo uwzględniając wektory pseudopomiarów $\tilde{\mathbf{x}}_2^-(t)$ i $\tilde{\mathbf{x}}_2^+(t)$ wyznaczone zostają wektory $\bar{\mathbf{x}}_2^-(t)$ i $\bar{\mathbf{x}}_2^+(t)$ (patrz zależność (6.84)).

Określenie warunków początkowych - sposób określania warunków początkowych jest analogiczny jak dla modelu jakości wody w SDWP, który został przedstawiony

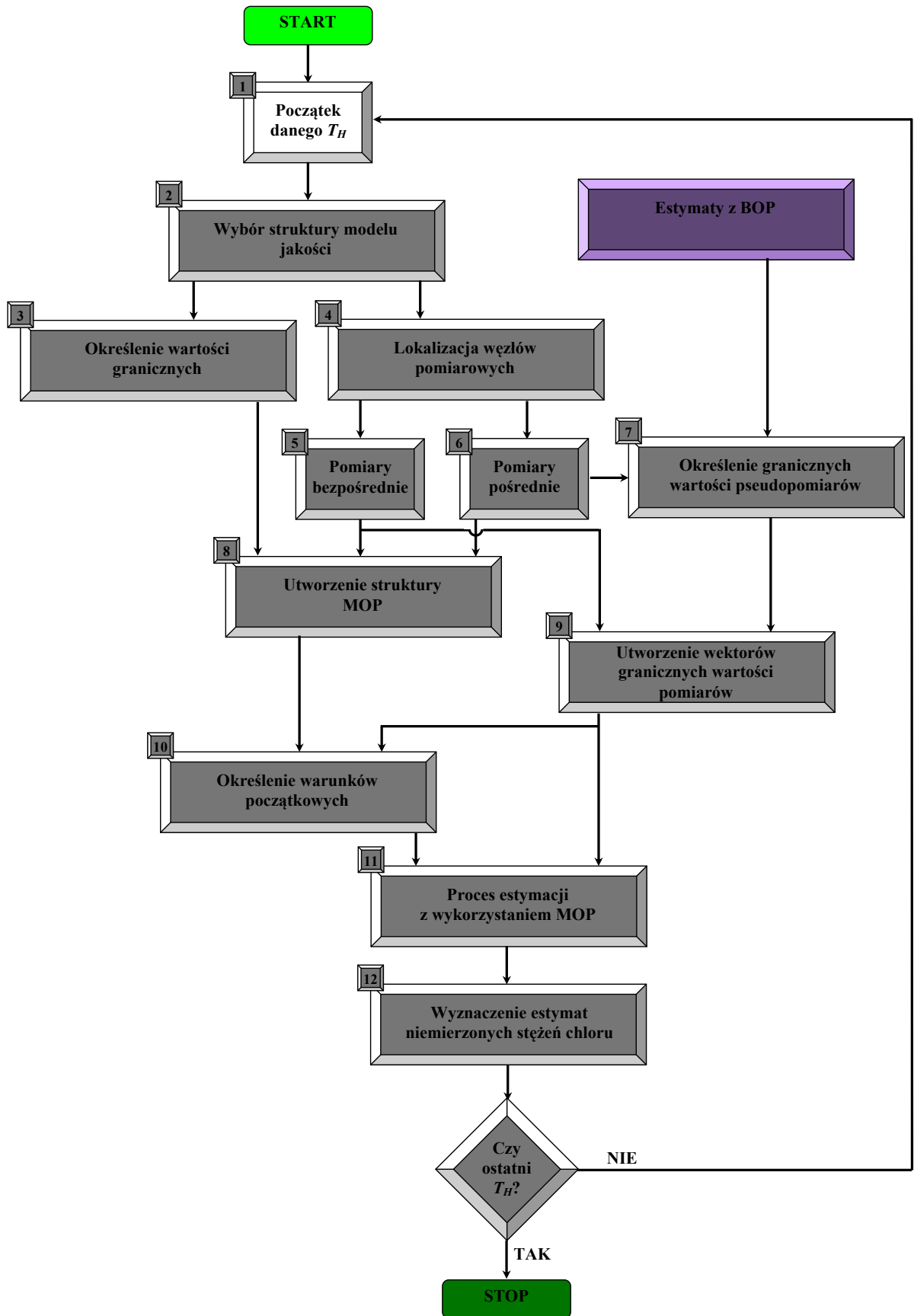
w podrozdziale 3.5.1, z uwzględnieniem struktury MOP postaci (6.83) oraz faktu, iż określane zostają warunki początkowe zarówno dla systemu S^+ jak i systemu S^- .

Proces estymacji z wykorzystaniem MOP - obliczenie dolnych i górnych estymat niemierzonych zmiennych stanu reprezentujących stężenia chloru na końcach wszystkich segmentów wszystkich rurociągów, poprzez rozwiązanie dwóch układów równań różniczkowych stanowiących mieszany obserwator przedziałowy postaci (6.83).

Warto zwrócić uwagę, iż zaprezentowane na rysunkach 6.5 i 6.6 algorytmy obrazują działanie zaimplementowanych w środowisku MATLAB obserwatorów przedziałowych postaci (6.7) i (6.83). Zatem, w wyniku procesu estymacji uzyskuje się dolne i górne trajektorie estymat jakościowych zmiennych stanu. W celu wyznaczenia dolnych i górnych trajektorii estymat niemierzonych stężeń chloru w węzłach oraz w zbiornikach SDWP do zaprezentowanych algorytmów należy dodać jeden blok, co pozwoli na uzyskanie estymatorów przedziałowych jakości wody w SDWP. Powyższe zostało zilustrowane na rysunkach 6.7 i 6.8 odpowiednio dla BOP i MOP.



Rysunek 6.7 Algorytm działania estymatora przedziałowego wykorzystującego BOP



Rysunek 6.8 Algorytm działania estymatora przedziałowego wykorzystującego MOP

Blok *Wyznaczenie estymat niemierzonych stężeń chloru* w zaprezentowanych na rysunkach 6.7 i 6.8 algorytmach pełni funkcję obliczania dolnych i górnych trajektorii estymat niemierzonych stężeń chloru w węzłach i w zbiornikach SDWP. Zatem, biorąc pod uwagę wyznaczone dolne i górne estymaty jakościowych zmiennych stanu odpowiednio obliczone zostają estymaty niemierzonych stężeń chloru:

- ✚ w zbiornikach SDWP - zgodnie z informacjami zawartymi w podrozdziale 3.5, są to wartości estymat odpowiednich zmiennych stanu,
- ✚ w węzłach SDWP - zgodnie z informacjami zawartymi w podrozdziale 3.5, w przypadku węzłów bez sterowania stężeniem chloru zasilanych tylko jednym rurociągiem są to wartości estymat odpowiednich zmiennych stanu (bazując na zależności (3.14)),
- ✚ w węzłach SDWP - zgodnie z informacjami zawartymi w podrozdziale 3.5, w przypadku węzłów nie będących węzłami bez sterowania stężeniem chloru, które zasila tylko jeden rurociąg, są to odpowiednie kombinacje wartości estymat odpowiednich zmiennych stanu (bazując na zależnościach (3.13) i (3.18)) przy uwzględnieniu informacji zawartych w podrozdziale 6.2.

6.4 Wyniki estymacji dla przykładowych SDWP

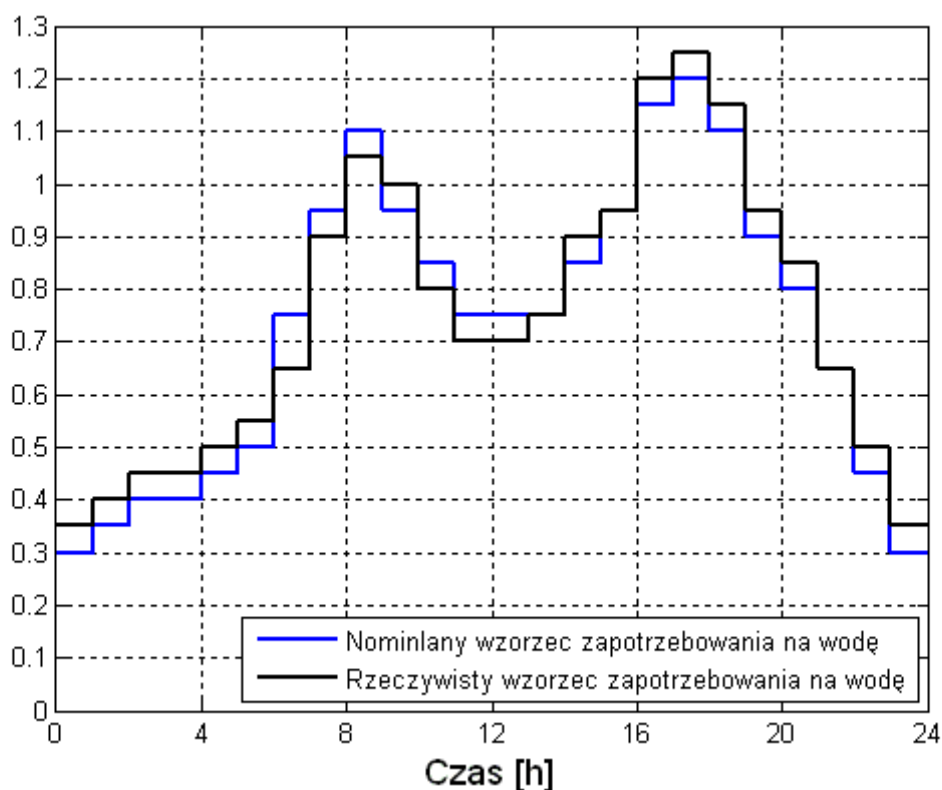
W niniejszym podrozdziale przedstawione i omówione zostaną wyniki estymacji stężeń chloru uzyskane przy użyciu estymatora przedziałowego, wykorzystującego zarówno bezpośredni (patrz zależność (6.7)) jak i mieszany (patrz zależność (6.83)) obserwator przedziałowy. Wyniki zostaną przedstawione dla wykorzystywanych już w rozprawie dwóch przykładowych SDWP tj. *Przykładu 1 SDWP* oraz *Przykładu 2 SDWP*. Uszczegóławiając, *Przykład 1 SDWP* wykorzystany został do zilustrowania:

- ✚ wyników estymacji niemierzonych stężeń chloru oraz wpływu na jakość estymacji poszczególnych wielkości niepewnych; dodatkowo zaprezentowany został wpływ na jakość estymacji, sposobu wyznaczania: wartość granicznych współczynników w macierzy stanu (patrz podrozdział 4.4.1) oraz końcowego obliczania estymat stężeń chloru w węzłach (patrz podrozdział 6.2) - podrozdział 6.4.1,
- ✚ wyników estymacji stężeń chloru dla węzłów, w których ulokowane zostały urządzenia do ich pomiaru - podrozdział 6.4.2,

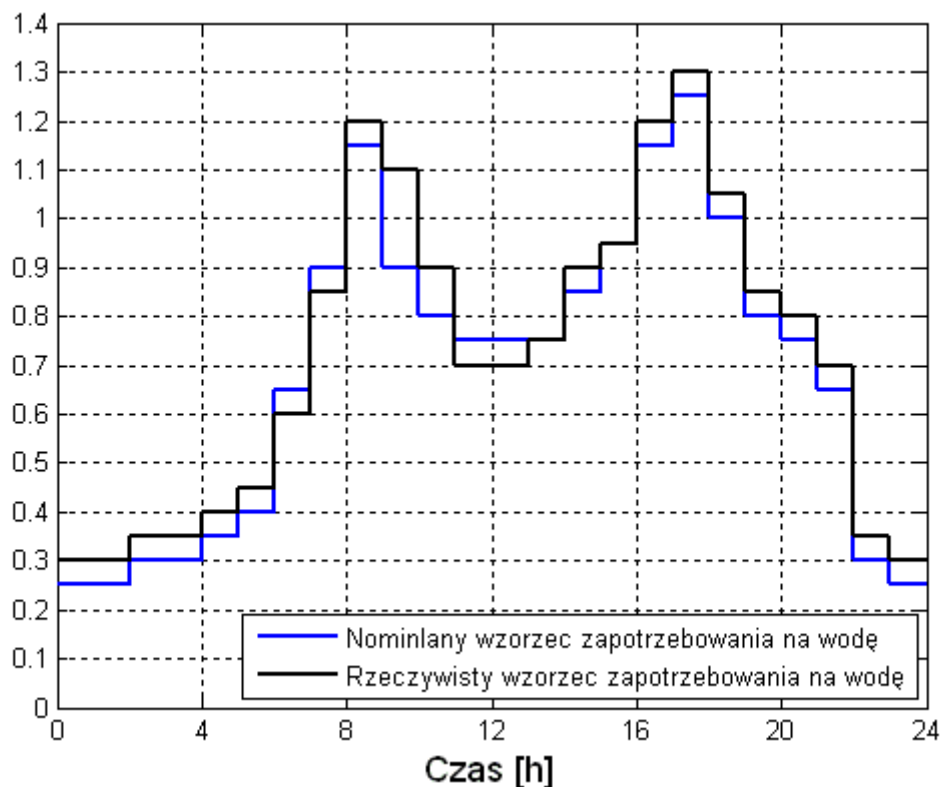
- ✚ wpływu na jakość estymacji liczby i rozlokowania urządzeń do pomiaru stężenia chloru - podrozdział 6.4.3.

Natomiast *Przykład 2 SDWP* wykorzystany został do zilustrowania wpływu na jakość estymacji pseudopomiarów - podrozdział 6.4.4.

Warto w tym miejscu przypomnieć, iż w rozprawie jakość estymacji determinowana jest szerokością wyestymowanego przedziału, wewnątrz którego znajduje się rzeczywista trajektoria estymowanej zmiennej stanu. Jak już wspomniano w rozdziale 2, zarówno w *Przykładzie 1 SDWP* jak i w *Przykładzie 2 SDWP* wzorce zapotrzebowań na wodę przyporządkowane zostały odpowiednio węzłom 4 i 5 oraz 5 i 6. Nominalne (patrz podrozdział 4.4.1) i rzeczywiste (patrz podrozdział 4.4.2) wzorce zapotrzebowania na wodę w węzłach 4 i 5 dla *Przykładu 1 SDWP* są takie same i zostały przedstawione na rysunku 6.9 (Łangowski i Brdys 2007). Analogiczna sytuacja ma miejsce dla *Przykładu 2 SDWP*, odpowiednie wzorce zilustrowane zostały na rysunku 6.10 (Brdys i Łangowski 2008). Warto podkreślić, iż przyjęte wzorce zapotrzebowania na wodę reprezentują ich typową postać (Mays 2000). Mianowicie widoczne są dwa szczyty poboru wody przez odbiorców przypadające na poranną i popołudniową porę dnia.



Rysunek 6.9 Nominalny i rzeczywisty wzorec zapotrzebowania na wodę w węzle 4 i 5 Przykładu 1 SDWP

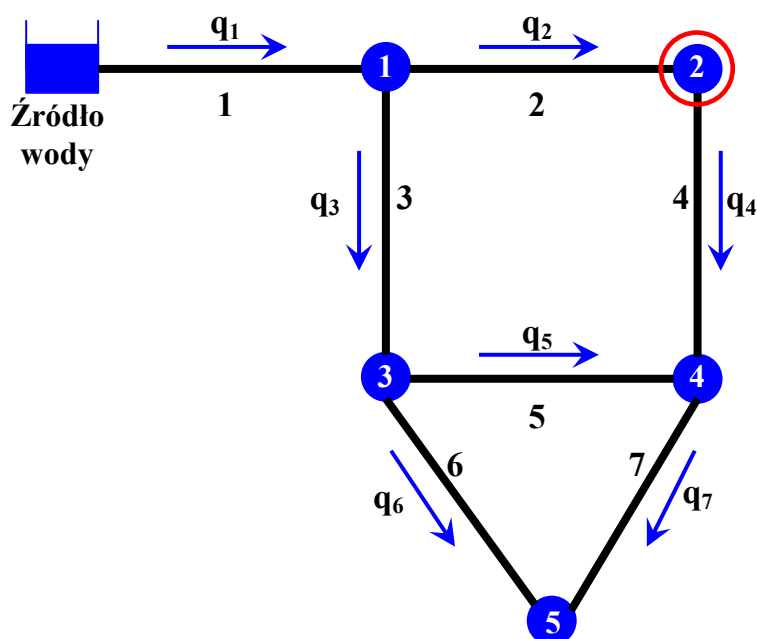


Rysunek 6.10 Nominalny i rzeczywisty wzorzec zapotrzebowania na wodę w węźle 5 i 6 Przykładu 2 SDWP

Jak już wspomniano w podrozdziale 4.4.1 nominalne wzorce zapotrzebowań na wodę wykorzystywane są w symulatorze EPANET do wygenerowania wartości wielkości hydraulicznych. Wartości te następnie „rozmywane” są o $\pm \Delta\%$, co w efekcie prowadzi do otrzymania wartości wielkości hydraulicznych w formie przedziałowej. Natomiast rzeczywiste wzorce zapotrzebowań na wodę wykorzystywane są w symulatorze EPANET do wygenerowania pomiarów stężeń chloru w wybranych węzłach SDWP. Wartości te podobnie jak wartości wielkości hydraulicznych są następnie „rozmywane” o $\pm \Delta\%$ (patrz podrozdział 4.4.2). Działanie to modeluje błąd pomiaru stężenia chloru i w efekcie prowadzi do uzyskania przedziałowej postaci wartości pomiarów stężeń chloru. Ponadto, wartości stężeń chloru w źródłach wody zgodnie z informacjami zawartymi w podrozdziale 4.4.2 dostępne są również w formie przedziałowej. W celu dopełnienia obrazu warunków dla jakich prowadzony był proces estymacji dodać należy, iż horyzont estymacji $T = 24$ [h], krok hydrauliki $T_H = 1$ [h], przedział czasu pomiędzy kolejnymi chwilami pomiarowymi dla jakości wody $T_{QP} = 5$ [min], natomiast macierz \mathbf{N}_1 przyjęta została jako macierz jednostkowa.

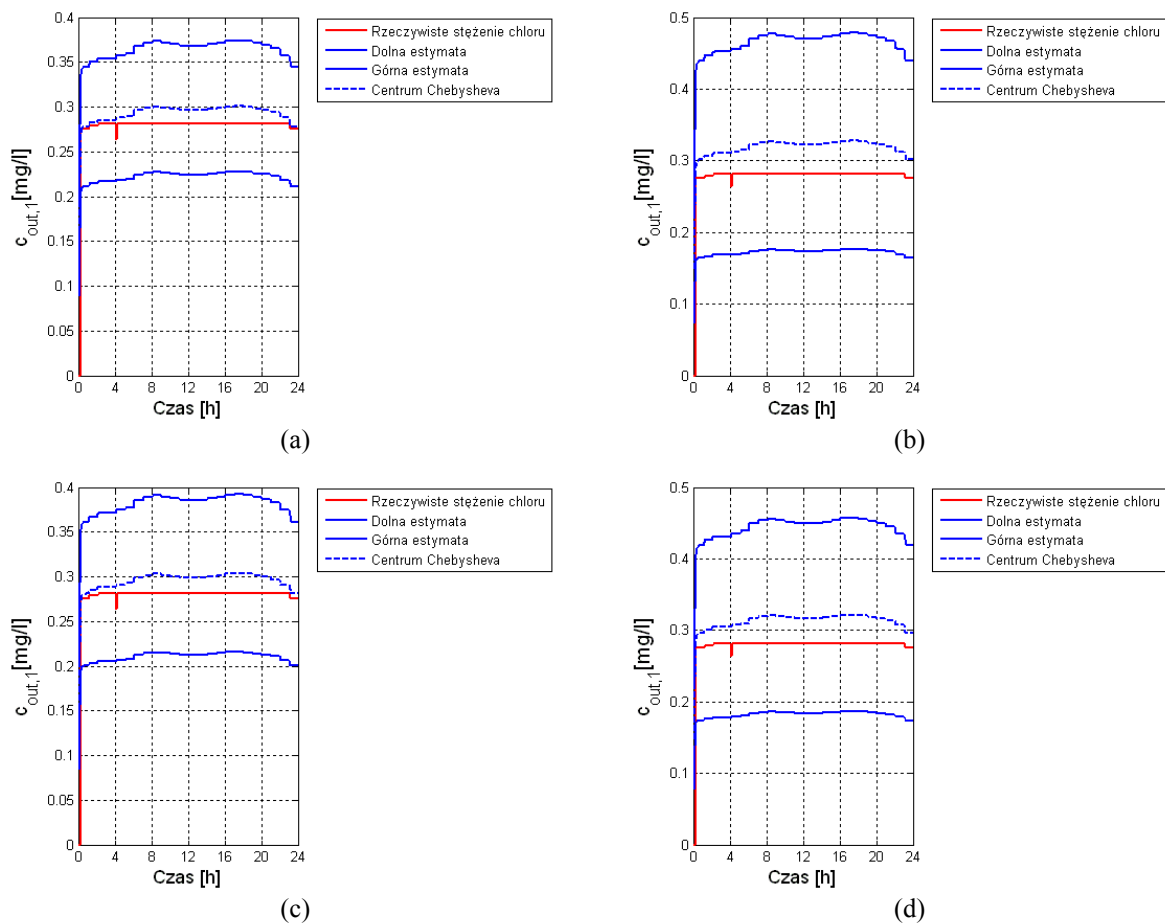
6.4.1 Wyniki estymacji niemierzonych stężeń chloru

W niniejszym podrozdziale zaprezentowane zostały wyniki estymacji uzyskane w procesie estymacji przedziałowej wykorzystującej bezpośredni obserwator przedziałowy postaci (6.7). Innymi słowy, urządzenie do pomiaru stężenia chloru ulokowane zostało w węźle bez sterowania stężeniem chlorem, który zasilany jest tylko jednym rurociągiem. Uszczegóławiając, urządzenie pomiarowe ulokowane zostało w węźle 2. *Przykład 1 SDWP* z zaznaczonym węzłem pomiarowym przedstawiono na rysunku 6.11. Niektóre z zaprezentowanych w niniejszym podrozdziale wyników zamieszczone zostały w publikacji (Łangowski i Brdys 2007).

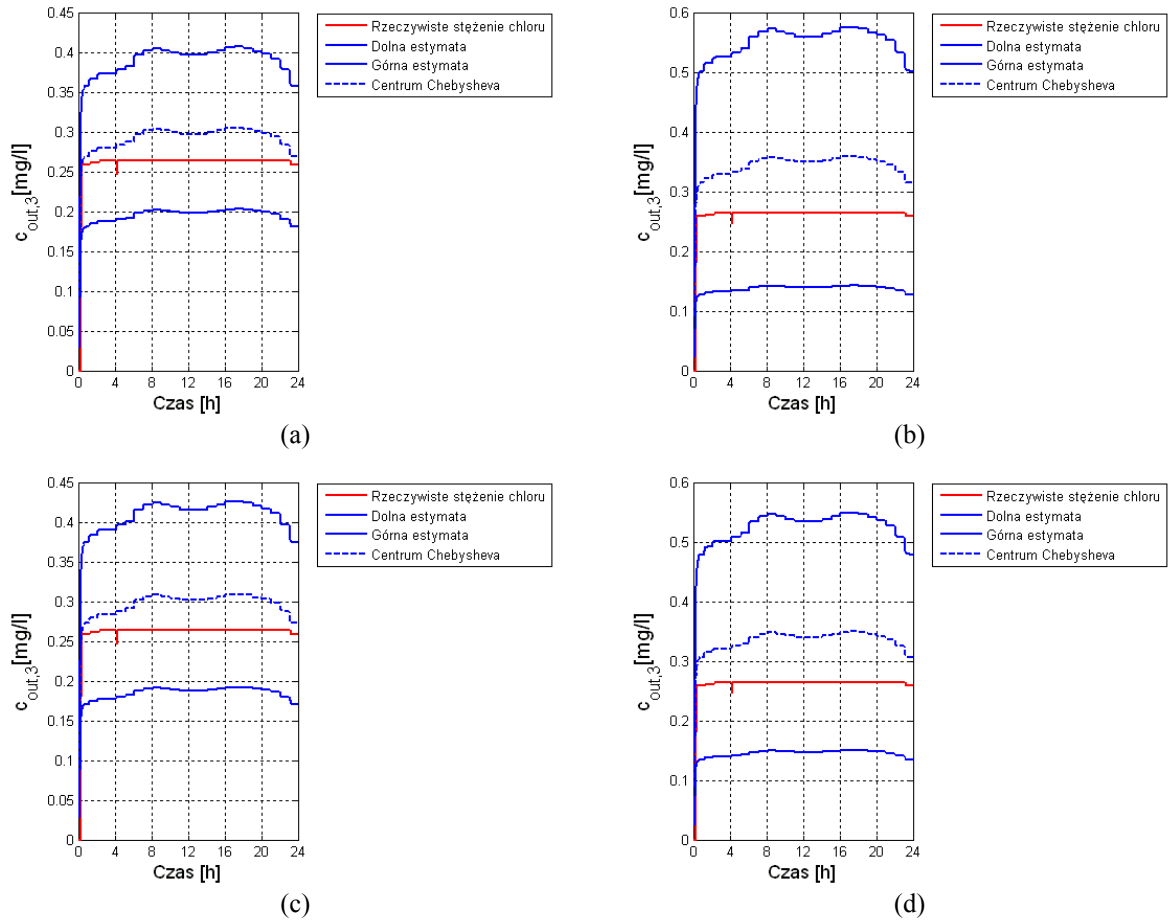


Rysunek 6.11 *Przykład 1 SDWP* z zaznaczonymi kierunkami przepływu wody oraz węzłem pomiarowym 2

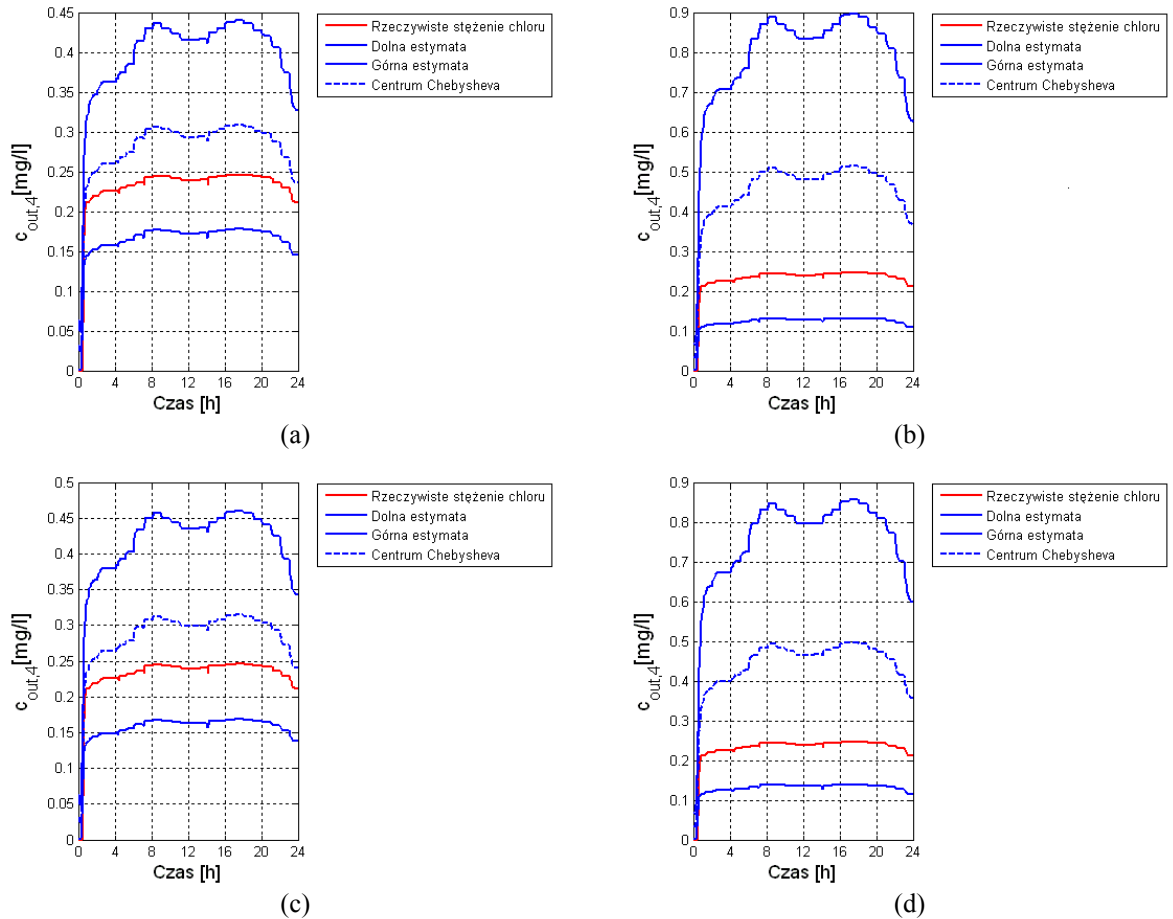
Wyniki estymacji stężenia chloru w węzłach 1, 3, 4 i 5 przedstawione zostały na rysunkach 6.12 - 6.15. Na każdym z rysunków widoczne są cztery trajektorie: rzeczywiste stężenie chloru uzyskane z symulatora EPANET z rzeczywistym wzorcem zapotrzebowania na wodę, dolna i górna estymata stężenia chloru oraz centrum Chebysheva (patrz zależność (4.6)). Podczas procesu estymacji dla systemów S^+ i S^- założono odpowiednio, warunki początkowe dla poszczególnych zmiennych stanu na poziomie 0,1 [mg/l] oraz 0 [mg/l]. Niepewności w poszczególnych wielkościach jakościowych i hydraulicznych (Δ, Δ') przyjmowane były na poziomie $\pm 5\%$ i $\pm 10\%$.



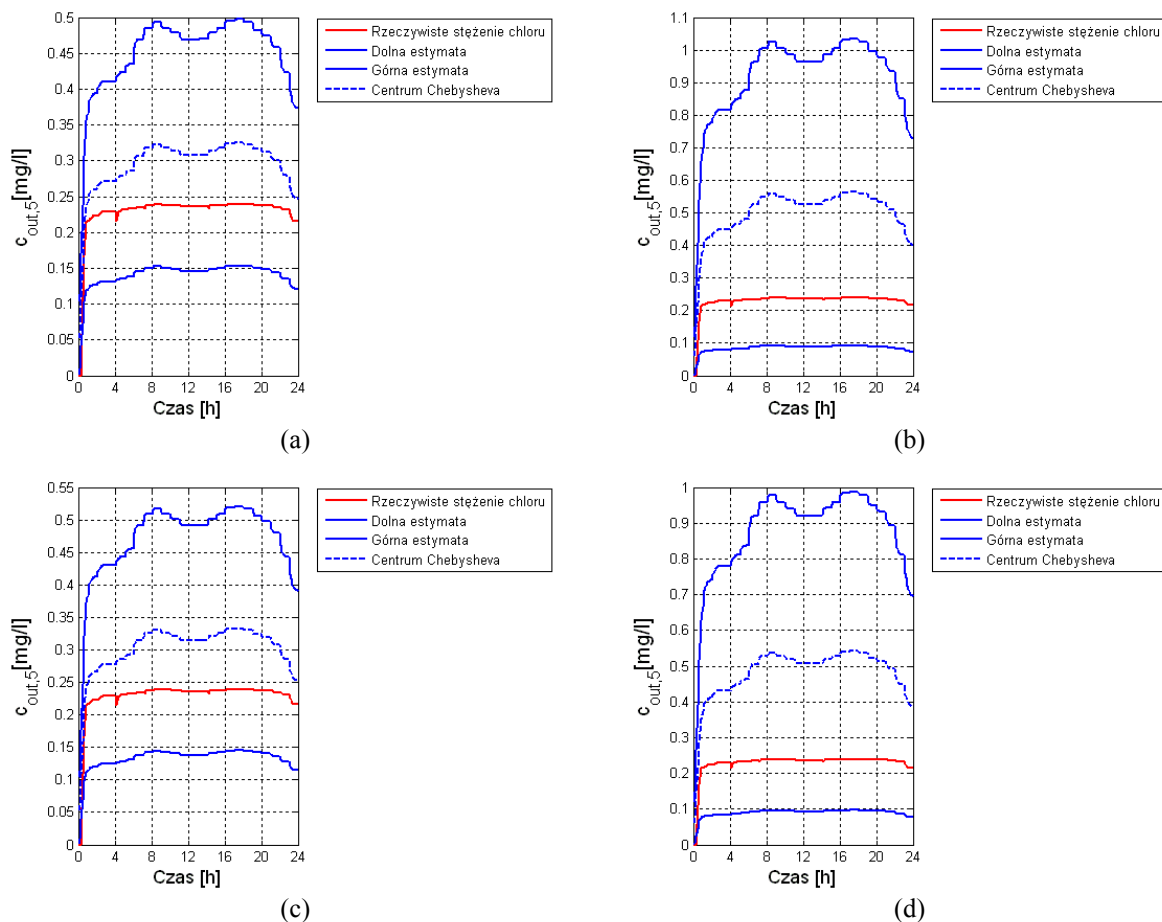
Rysunek 6.12 Wyniki estymacji dla węzła 1 przy niepewności odpowiednio: (a) $\pm 5\%$ w wielkościach hydraulicznych i jakościowych, (b) $\pm 10\%$ w wielkościach hydraulicznych i jakościowych, (c) $\pm 5\%$ w wielkościach hydraulicznych i $\pm 10\%$ w wielkościach jakościowych, (d) $\pm 10\%$ w wielkościach hydraulicznych i $\pm 5\%$ w wielkościach jakościowych



Rysunek 6.13 Wyniki estymacji dla węzła 3 przy niepewności odpowiednio: (a) $\pm 5\%$ w wielkościach hydraulicznych i jakościowych, (b) $\pm 10\%$ w wielkościach hydraulicznych i jakościowych, (c) $\pm 5\%$ w wielkościach hydraulicznych i $\pm 10\%$ w wielkościach jakościowych, (d) $\pm 10\%$ w wielkościach hydraulicznych i $\pm 5\%$ w wielkościach jakościowych



Rysunek 6.14 Wyniki estymacji dla węzła 4 przy niepewności odpowiednio: (a) $\pm 5\%$ w wielkościach hydraulicznych i jakościowych, (b) $\pm 10\%$ w wielkościach hydraulicznych i jakościowych, (c) $\pm 5\%$ w wielkościach hydraulicznych i $\pm 10\%$ w wielkościach jakościowych, (d) $\pm 10\%$ w wielkościach hydraulicznych i $\pm 5\%$ w wielkościach jakościowych



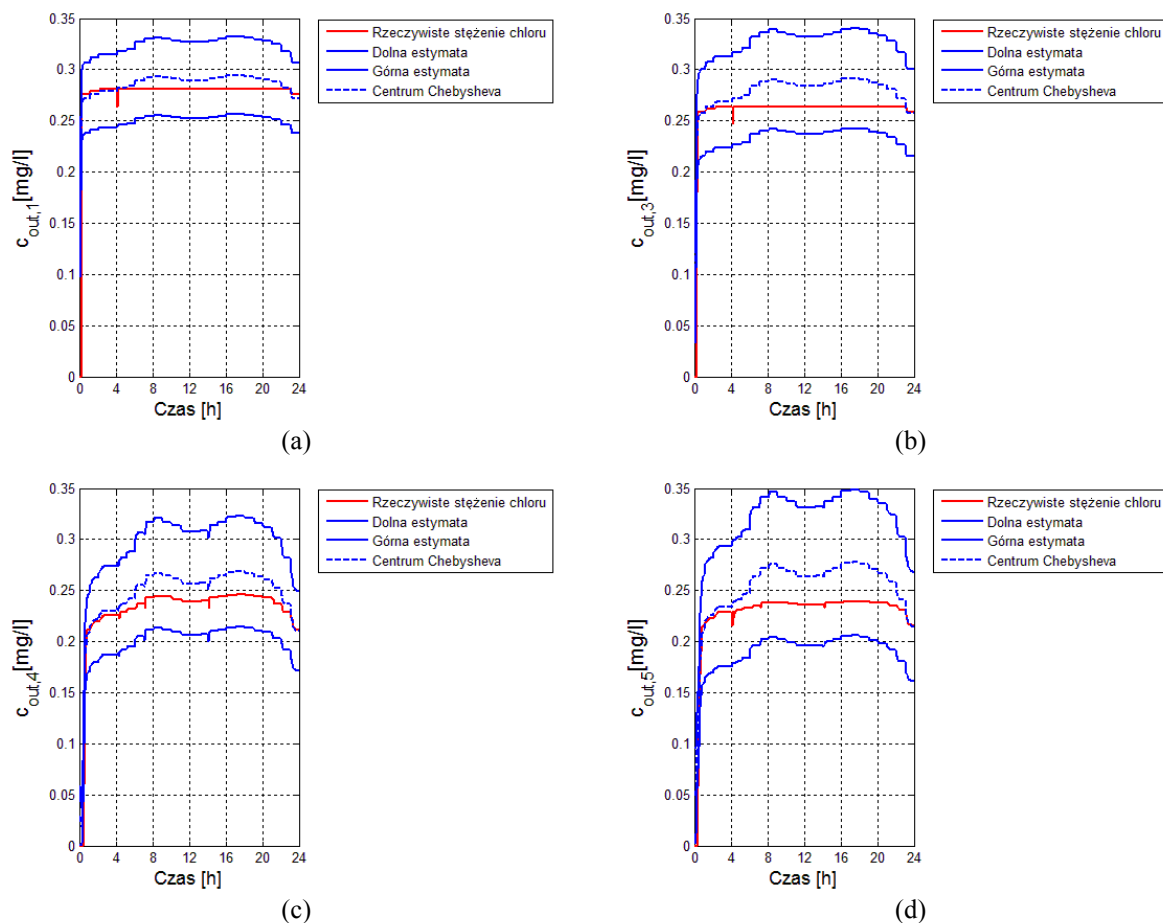
Rysunek 6.15 Wyniki estymacji dla węzła 5 przy niepewności odpowiednio: (a) $\pm 5\%$ w wielkościach hydraulicznych i jakościowych, (b) $\pm 10\%$ w wielkościach hydraulicznych i jakościowych, (c) $\pm 5\%$ w wielkościach hydraulicznych i $\pm 10\%$ w wielkościach jakościowych, (d) $\pm 10\%$ w wielkościach hydraulicznych i $\pm 5\%$ w wielkościach jakościowych

Na podstawie analizy zaprezentowanych na rysunkach 6.12 - 6.15 wyników estymacji można wyciągnąć następujące wnioski:

1. Rzeczywiste trajektorie stężenia chloru znajdują się zawsze wewnątrz wyestymowanego przedziału.
2. Istnieje znaczny wpływ na jakość estymacji wartości niepewności w poszczególnych wielkościach jakościowych i hydraulicznych. Innymi słowy, im niepewność jest większa tym wyestymowane przedziały stają się szersze. Warto podkreślić, iż kluczowe znaczenie ma, w tym kontekście niepewność w wielkościach hydraulicznych.

W celu dodatkowego potwierdzenia wniosku 2 na rysunku 6.16 przedstawiono wyniki estymacji dla poszczególnych węzłów przy niepewności w wartościach wielkości hydraulicznych na poziomie $\pm 2\%$ i w wartościach wielkości jakościowych na poziomie

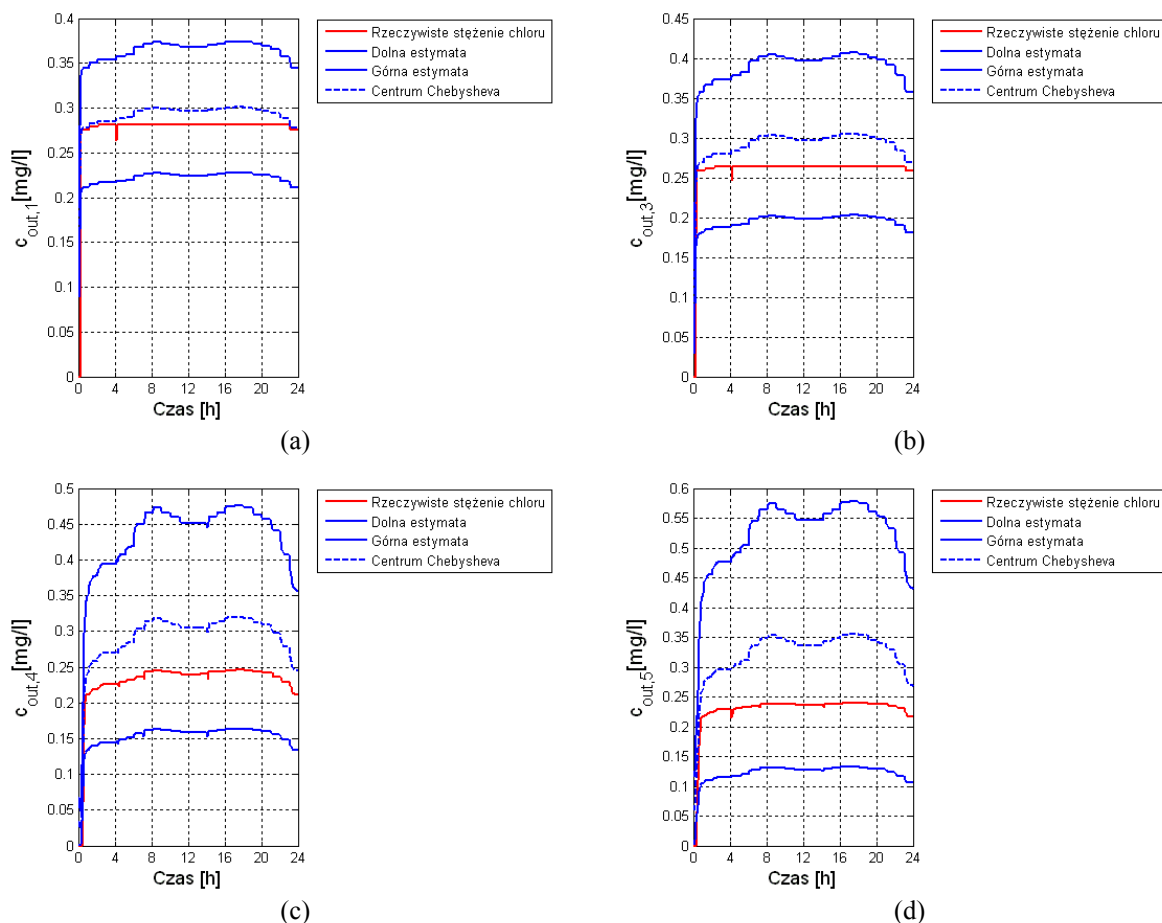
$\pm 5\%$. Warto podkreślić, iż zmniejszenie niepewności w wartościach wielkości hydraulicznych może wynikać nie tylko z zastosowania dokładniejszych urządzeń pomiarowych, ale również z dokładności estymacji hydrauliki w SDWP (patrz rozdział 4).



Rysunek 6.16 Wyniki estymacji odpowiednio dla węzłów: (a) 1, (b) 3, (c) 4 i (d) 5 przy niepewności $\pm 2\%$ w wielkościach hydraulicznych i $\pm 5\%$ w wielkościach jakościowych

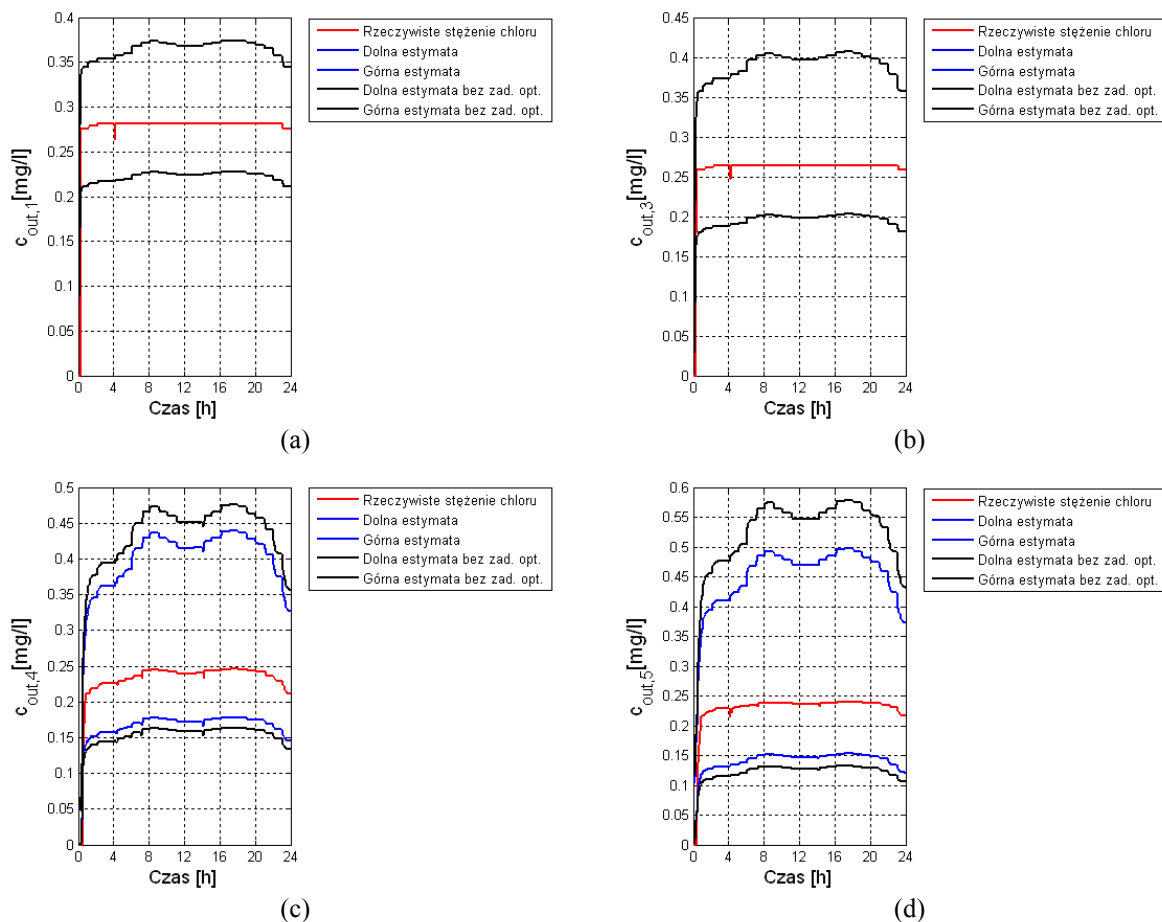
W podrozdziałach 4.4.1 oraz 6.2 zwrócono uwagę, iż na jakość estymacji może mieć wpływ sposób wyznaczania wartości granicznych współczynników w macierzach \mathbf{A}^- i \mathbf{A}^+ oraz sposób końcowego obliczania estymat niemierzonych stężeń chloru w węzłach zasilanych więcej niż jednym rurociągiem. Innymi słowy, jak zmienia się jakość estymacji w przypadku, gdy w procesie estymacji wykorzystuje się zależności (4.101) - (4.104) zamiast zależności (4.97) - (4.100) oraz zależności (6.117) i (6.118) zamiast zależności (6.115) i (6.116). Wyniki estymacji stężenia chloru w przypadku wykorzystania analizy przedziałowej (zależności (4.101) - (4.104) oraz (6.117) i (6.118)), zamiast rozwiązywania zadań optymalizacji (zależności (4.97) - (4.100) oraz (6.115) i (6.116)) przy $\pm 5\%$ niepewności w wielkościach hydraulicznych i jakościowych dla węzłów 1, 3, 4 i 5 *Przykładu 1 SDWP*, zilustrowano na

rysunku 6.17. Ponownie na każdym z rysunków widoczne są cztery trajektorie: rzeczywiste stężenie chloru uzyskane z symulatora EPANET z rzeczywistym wzorcem zapotrzebowania na wodę, dolna i górna estymata stężenia chloru oraz centrum Chebysheva (patrz zależność (4.6)).



Rysunek 6.17 Wyniki estymacji odpowiednio dla węzłów: (a) 1, (b) 3, (c) 4 i (d) 5 przy $\pm 5\%$ niepewności w wielkościach hydraulicznych i jakościowych oraz przy zastosowaniu analizy przedziałowej

Porównanie wyników estymacji dla węzłów 1, 3, 4 i 5 uzyskanych w procesie estymacji wykorzystującym rozwiązywanie zadań optymalizacji i wykorzystującym analizę przedziałową zaprezentowano na rysunku 6.18. Na każdym z rysunków widocznych jest pięć trajektorii: rzeczywiste stężenie chloru uzyskane z symulatora EPANET z rzeczywistym wzorcem zapotrzebowania na wodę, dolna i górna estymata stężenia chloru uzyskana w procesie estymacji z wykorzystaniem rozwiązywania zadań optymalizacji oraz dolna i górna estymata stężenia chloru uzyskana w procesie estymacji z wykorzystaniem analizy przedziałowej.



Rysunek 6.18 Porównanie wyników estymacji odpowiednio dla węzłów: (a) 1, (b) 3, (c) 4 i (d) 5 przy $\pm 5\%$ niepewności w wielkościach hydraulicznych i jakościowych

Analizując rysunek 6.17 a zwłaszcza rysunek 6.18 widać wyraźnie (węzły 4 i 5), iż jakość estymacji determinowana szerokością wyestymowanego przedziału jest zdecydowanie lepsza, gdy w procesie estymacji następuje rozwiązywanie zadań optymalizacji. Szerokości wyestymowanych przedziałów dla węzłów 1 i 3 są identyczne przy obu sposobach obliczania zarówno wartości granicznych współczynników w macierzach \mathbf{A}^- i \mathbf{A}^+ jak i stężenia chloru w węźle 4. Wynika to bezpośrednio z kierunków przepływów wody przez rurociągi (patrz rysunek 6.11), które determinują fakt, iż wyżej wymienione czynniki nie mają wpływu na węzły 1 i 3. Uzyskana lepsza jakość estymacji obarczona jest pewnym kosztem, którym jest długość czasu obliczeń tzn. rezygnacja w procesie estymacji z rozwiązywania zadań optymalizacji powoduje skrócenie tego czasu.

6.4.2 Wyniki estymacji stężenia chloru w węźle z pomiarem

Jak już wcześniej wspomniano w zaprezentowanej metodzie estymacji przedziałowej z wykorzystaniem obserwatora przedziałowego zarówno postaci (6.7) jak i (6.83) nie jest bezpośrednio estymowane stężenie chloru w węźle, w którym ulokowano urządzenie do pomiaru stężenia chloru. W rozważanym *Przykładzie 1 SDWP* węzłem takim jest węzeł 2. Niemniej jednak, w oparciu o uzyskane w procesie estymacji dolne i górne estymaty odpowiednich zmiennych stanu można obliczyć również estymaty stężeń chloru w węźle, w którym ulokowano urządzenie do pomiaru stężenia chloru. Estymaty te mogą zostać wyznaczone dla *Przykładu 1 SDWP* poprzez rozwiązanie dwóch poniższych równań różniczkowych (Łangowski i Brdys 2007):

$$\frac{d\hat{x}_{2dolny}^+(t)}{dt} = \left(-\frac{v_2^-(t)}{\Delta l_2(t)} + \alpha_2 \right) \cdot \hat{x}_{2dolny}^+(t) + \frac{v_2^+(t)}{\Delta l_2(t)} \cdot \hat{x}_{2dolny-1}^+(t) \quad (6.119)$$

$$\frac{d\hat{x}_{2dolny}^-(t)}{dt} = \left(-\frac{v_2^+(t)}{\Delta l_2(t)} + \alpha_2 \right) \cdot \hat{x}_{2dolny}^-(t) + \frac{v_2^-(t)}{\Delta l_2(t)} \cdot \hat{x}_{2dolny-1}^-(t) \quad (6.120)$$

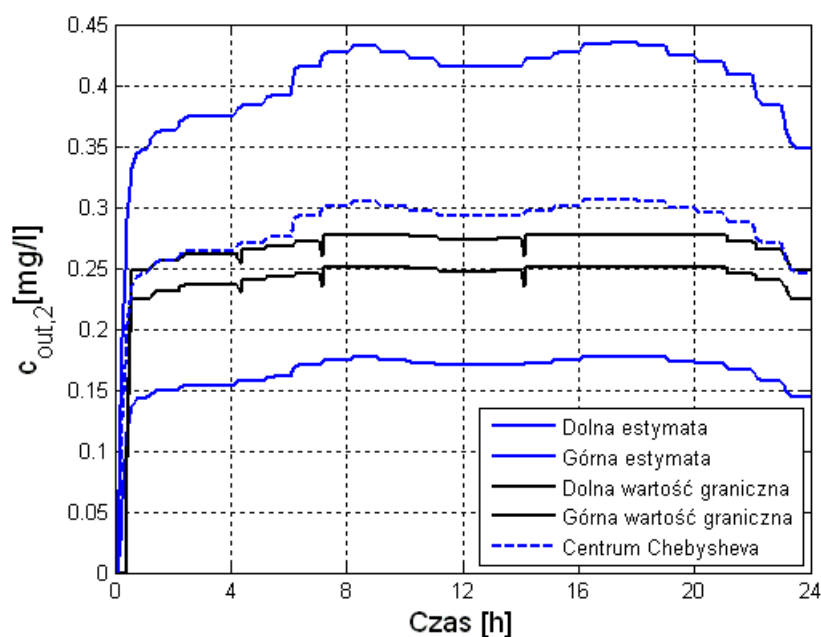
gdzie:

$\hat{x}_{2dolny}^+(t), \hat{x}_{2dolny}^-(t)$ - górna i dolna trajektoria estymaty stężenia chloru na końcu segmentu dolnego rurociągu 2,

$\hat{x}_{2dolny-1}^+(t), \hat{x}_{2dolny-1}^-(t)$ - górna i dolna trajektoria estymaty stężenia chloru na końcu segmentu sąsiadującego z dolnym segmentem rurociągu 2.

Należy zwrócić uwagę na fakt, iż węzeł 2 jest węzłem bez sterowania stężeniem chloru, który jest zasilany tylko jednym rurociągiem. Zatem, zmienna stanu reprezentująca stężenie chloru na końcu ostatniego segmentu (segmentu dolnego) rurociągu zasilającego (rurociąg 2) węzeł 2 jest bezpośrednio stężeniem chloru w tym węźle. W innym przypadku struktura równań (6.119) i (6.120) uległaby modyfikacji zgodnie z zależnościami (3.68) - (3.70).

Wyniki estymacji stężenia chloru w węźle 2 przy $\pm 5\%$ niepewności zarówno w wielkościach hydraulicznych jak i jakościowych przedstawiono na rysunku 6.19. Widocznych jest na nim pięć przebiegów oznaczających: dolne i górne trajektorie graniczne dla wartości pomiarowych stężenia chloru uzyskane z wykorzystaniem symulatora EPANET z rzeczywistym wzorcem zapotrzebowania na wodę, dolne i górne trajektorie estymat stężenia chloru oraz centrum Chebysheva (patrz zależność (4.6)).



Rysunek 6.19 Wyniki estymacji w węźle 2 *Przykładu 1 SDWP* przy $\pm 5\%$ niepewności w wielkościach hydraulicznych i jakościowych

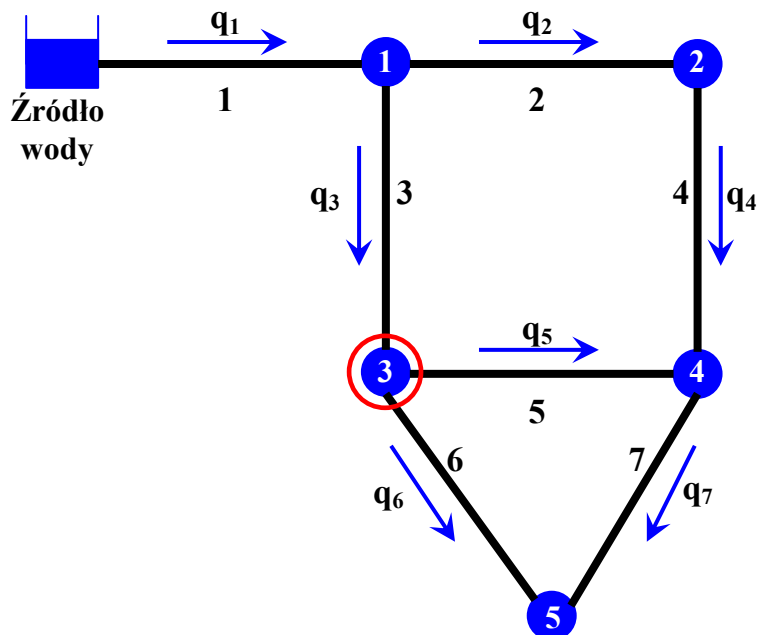
Analizując wyniki przedstawione na rysunku 6.19 widać, iż dolne i górne trajektorie graniczne dla wartości pomiarowych stężenia chloru uzyskane z wykorzystaniem symulatora EPANET z rzeczywistym wzorcem zapotrzebowania na wodę są znacznie węższe niż trajektorie estymat obliczone na podstawie zależności (6.119) i (6.120). Jednakże taka sytuacja nie musi mieć miejsca każdorazowo. Innymi słowy, wydaje się, iż racjonalnym podejściem byłoby rozważenie przecięcia trajektorii estymat i wartości granicznych w celu uzyskania końcowych estymat stężeń chloru w węzłach, w których ulokowano urządzenia pomiarowe. Rozważania te również mogą być jednym z celów przyszłych badań.

6.4.3 Wpływ liczby i rozlokowania urządzeń pomiarowych na jakość estymacji

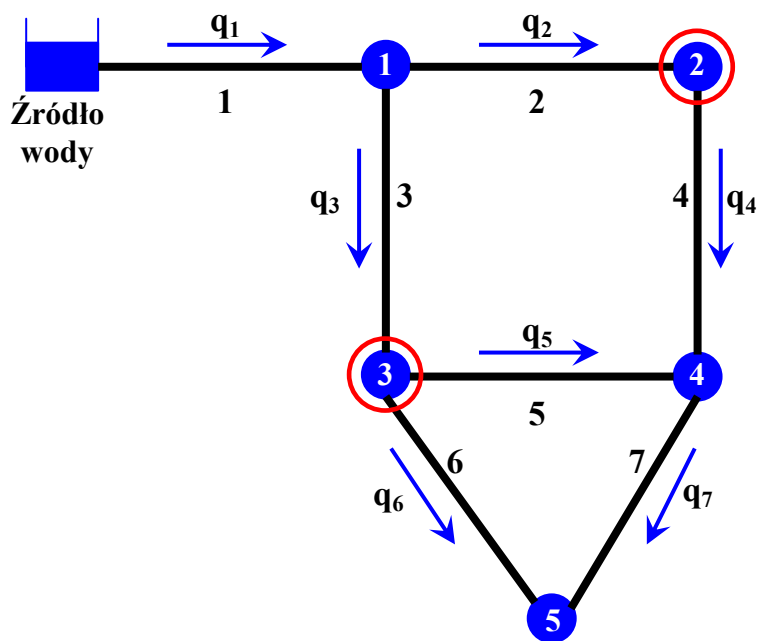
W niniejszym podrozdziale przedstawiony zostanie wpływ liczby oraz rozlokowania urządzeń do pomiaru stężenia chloru na jakość estymacji (Łangowski i Brdys 2007). Wszystkie przedstawione wyniki uzyskane zostały przy $\pm 5\%$ niepewności zarówno w wielkościach hydraulicznych jak i jakościowych. Rozważania przeprowadzone zostaną dla węzłów 4 i 5 dla następujących przypadków:

- ✚ jedno urządzenie do pomiaru stężenia chloru ulokowane w węźle 2 *Przykładu 1 SDWP* (patrz rysunek 6.11) - wyniki przedstawione zostały w podrozdziale 6.4.1,

- ✚ jedno urządzenie do pomiaru stężenia chloru ulokowane w węźle 3 *Przykładu 1 SDWP* (patrz rysunek 6.20),
- ✚ dwa urządzenia do pomiaru stężenia chloru ulokowane w węzłach 2 i 3 *Przykładu 1 SDWP* (patrz rysunek 6.21).

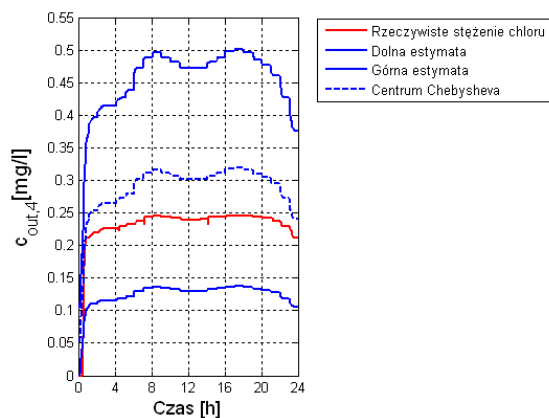


Rysunek 6.20 *Przykład 1 SDWP* z zaznaczonymi kierunkami przepływu wody oraz węzłem pomiarowym 3

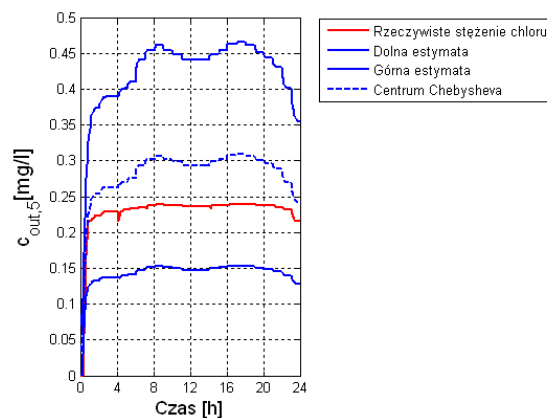


Rysunek 6.21 *Przykład 1 SDWP* z zaznaczonymi kierunkami przepływu wody oraz węzłami pomiarowymi 2 i 3

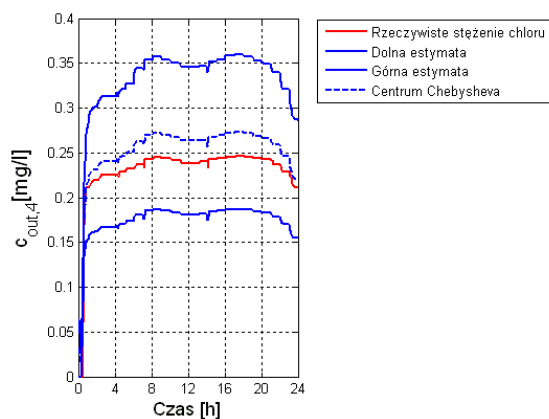
Wyniki estymacji dla węzłów 4 i 5 przy ulokowaniu urządzenia do pomiaru stężenia chloru w węźle 2 przedstawione zostały na odpowiednio rysunkach 6.14 (a) i 6.15 (a). Analogiczne wyniki estymacji przy ulokowaniu urządzenia do pomiaru stężenia chloru w węźle 3 zaprezentowane zostały na rysunkach 6.22 i 6.23. Natomiast na rysunkach 6.24 i 6.25 przedstawiono wyniki estymacji dla węzłów 4 i 5 przy ulokowaniu dwóch urządzeń do pomiaru stężenia chloru.



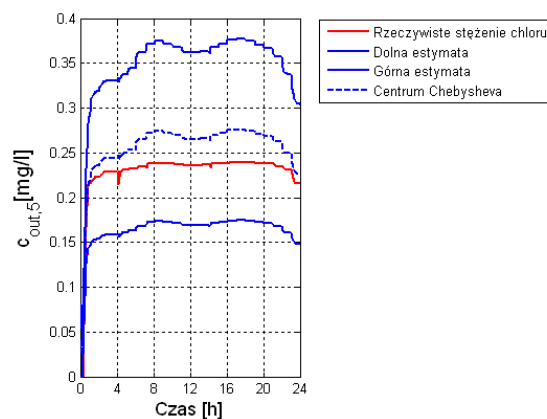
Rysunek 6.22 Wyniki estymacji dla węzła 4 przy $\pm 5\%$ niepewności w wielkościach hydraulicznych i jakościowych oraz przy ulokowaniu urządzenia do pomiaru stężenia chloru w węźle 3



Rysunek 6.23 Wyniki estymacji dla węzła 5 przy $\pm 5\%$ niepewności w wielkościach hydraulicznych i jakościowych oraz przy ulokowaniu urządzenia do pomiaru stężenia chloru w węźle 3



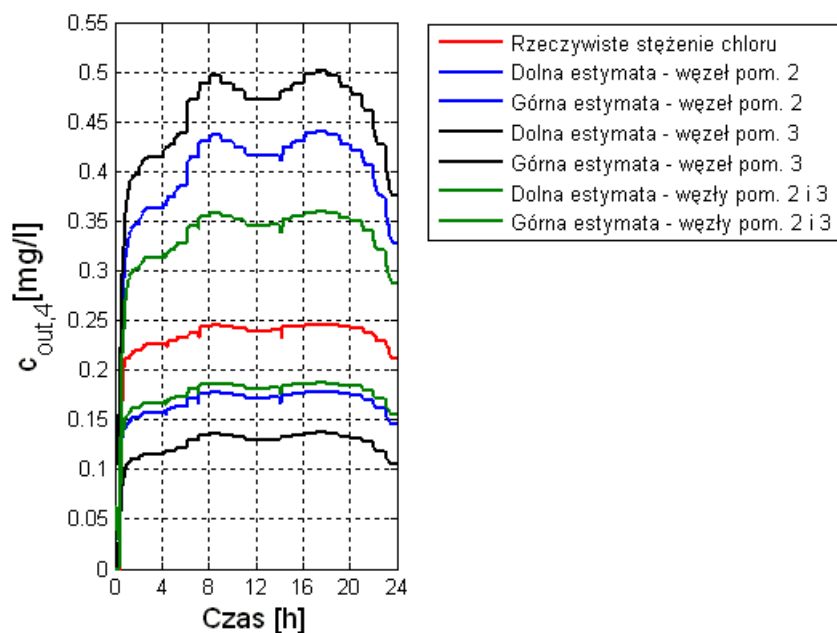
Rysunek 6.24 Wyniki estymacji dla węzła 4 przy $\pm 5\%$ niepewności w wielkościach hydraulicznych i jakościowych oraz przy ulokowaniu urządzeń do pomiaru stężenia chloru w węzłach 2 i 3



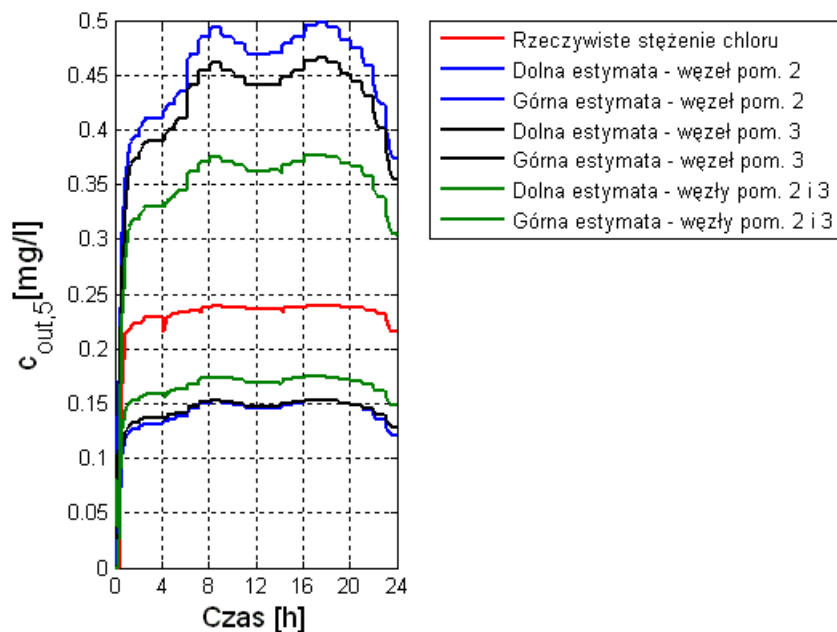
Rysunek 6.25 Wyniki estymacji dla węzła 5 przy $\pm 5\%$ niepewności w wielkościach hydraulicznych i jakościowych oraz przy ulokowaniu urządzeń do pomiaru stężenia chloru w węzłach 2 i 3

W celu ułatwienia analizy wpływu liczby i rozlokowania urządzeń do pomiaru stężenia chloru na jakość estymacji na rysunkach 6.26 i 6.27 przedstawiono zbiorcze wyniki estymacji przy

ulokowaniu pojedynczego urządzenia do pomiaru stężenia chloru w węźle 2 oraz w węźle 3, a następnie przy ulokowaniu dwóch urządzeń pomiarowych.



Rysunek 6.26 Porównanie jakości estymacji dla węzła 4 przy różnej liczbie i rozlokowaniu urządzeń do pomiaru stężenia chloru



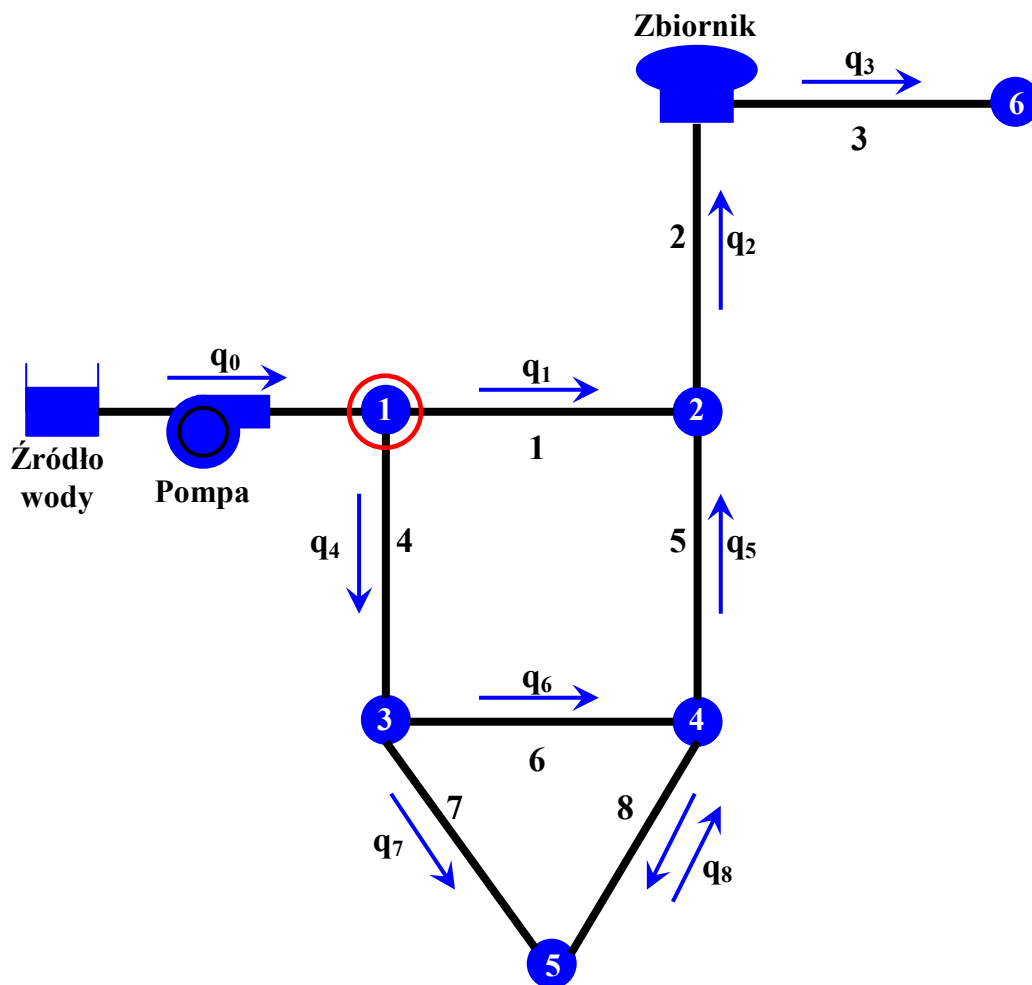
Rysunek 6.27 Porównanie jakości estymacji dla węzła 5 przy różnej liczbie i rozlokowaniu urządzeń do pomiaru stężenia chloru

Analizując przedstawione przede wszystkim na rysunkach 6.26 i 6.27 wyniki estymacji widać wyraźnie, iż kluczowe znaczenie dla jakości estymacji ma liczba i rozlokowanie urządzeń

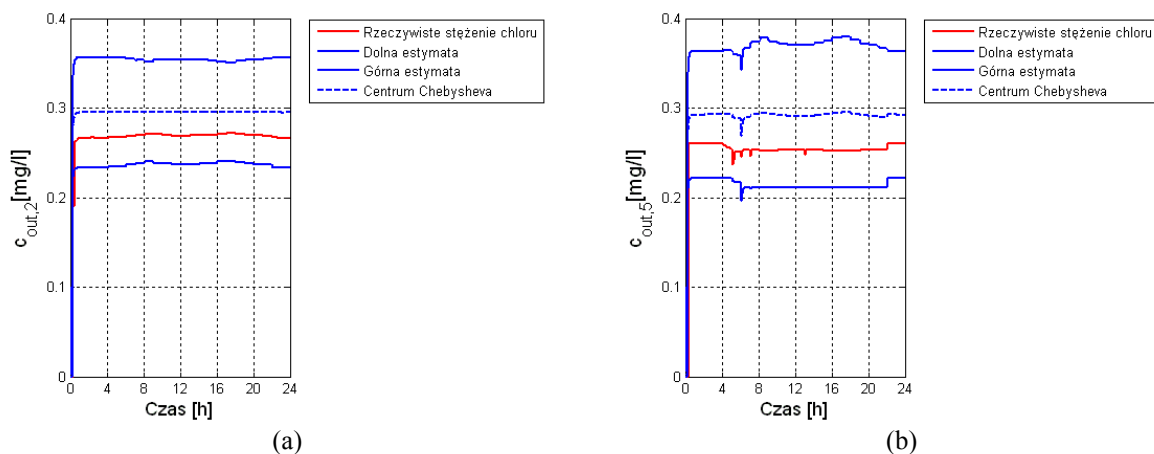
pomiarowych. Warto podkreślić, iż umiejscowienie pojedynczego urządzenia pomiarowego ma różny wpływ na dane węzły. Innymi słowy, lepszą jakość estymacji w węźle 4 uzyskuje się, gdy urządzenie pomiarowe ulokowane zostanie w węźle 2. Natomiast w węźle 5 sytuacja jest odwrotna - lepszą jakość estymacji w tym węźle uzyskuje się przy umiejscowieniu urządzenia pomiarowego w węźle 3. Niemniej jednak, najlepsze wyniki daje rozlokowanie w rozważanym SDWP dwóch urządzeń. Zasygnalizowane w tym miejscu spostrzeżenia są przedmiotem dalszych badań zawartych w rozprawie, które zostały opisane w rozdziale 7.

6.4.4 Wpływ pseudopomiarów na jakość estymacji

W niniejszym podrozdziale przeanalizowany zostanie wpływ pseudopomiarów (pośrednich pomiarów zmiennych stanu) na jakość estymacji. Rozważania zostaną przedstawione w oparciu o wyniki uzyskane dla *Przykładu 2 SDWP*. Zatem, zastosowany zostanie dwustopniowy proces estymacji (patrz podrozdział 6.2), w którym w pierwszym kroku wykorzystywany jest BOP postaci (6.7), natomiast w kroku drugim MOP postaci (6.83). Końcowe wyniki estymacji, w przypadku umiejscowienia urządzenia pomiarowego również w węźle nie będącym węzłem bez sterowania stężeniem chloru zasilanym tylko jednym rurociągiem, pochodzą z procesu estymacji z wykorzystaniem MOP. Proces estymacji przeprowadzono w analogicznych, do rozważań zawartych w podrozdziałach 6.4.1 - 6.4.3, warunkach przy $\pm 5\%$ niepewności zarówno w wielkościach hydraulicznych jak i jakościowych oraz dla nominalnych i rzeczywistych wzorców zapotrzebowań na wodę przedstawionych na rysunku 6.10. Zatem, horyzont estymacji $T = 24$ [h], krok hydrauliki $T_H = 1$ [h], przedział czasu pomiędzy kolejnymi chwilami pomiarowymi dla jakości wody $T_{QP} = 5$ [min], macierz \mathbf{N}_1 przyjęta została jako macierz jednostkowa, natomiast warunki początkowe dla poszczególnych zmiennych stanu przyjęto na poziomie 0,1 [mg/l] oraz 0 [mg/l] w obu strukturach obserwatora przedziałowego. Najpierw przedstawione zostaną wyniki estymacji stężenia chloru w węzłach 2 i 5, w przypadku ulokowania urządzenia pomiarowego w węźle 1. Sytuację tę zobrazowano na rysunku 6.28, natomiast wyniki przedstawiono na rysunku 6.29. Warto podkreślić, iż w tym przypadku wykorzystywany jest estymator przedziałowy z BOP. Na rysunku 6.29 dla węzłów 2 i 5 widoczne są cztery trajektorie: rzeczywiste stężenie chloru uzyskane z symulatora EPANET z rzeczywistym wzorcem zapotrzebowania na wodę, dolna i górna estymata stężenia chloru oraz centrum Chebysheva (patrz zależność (4.6)).



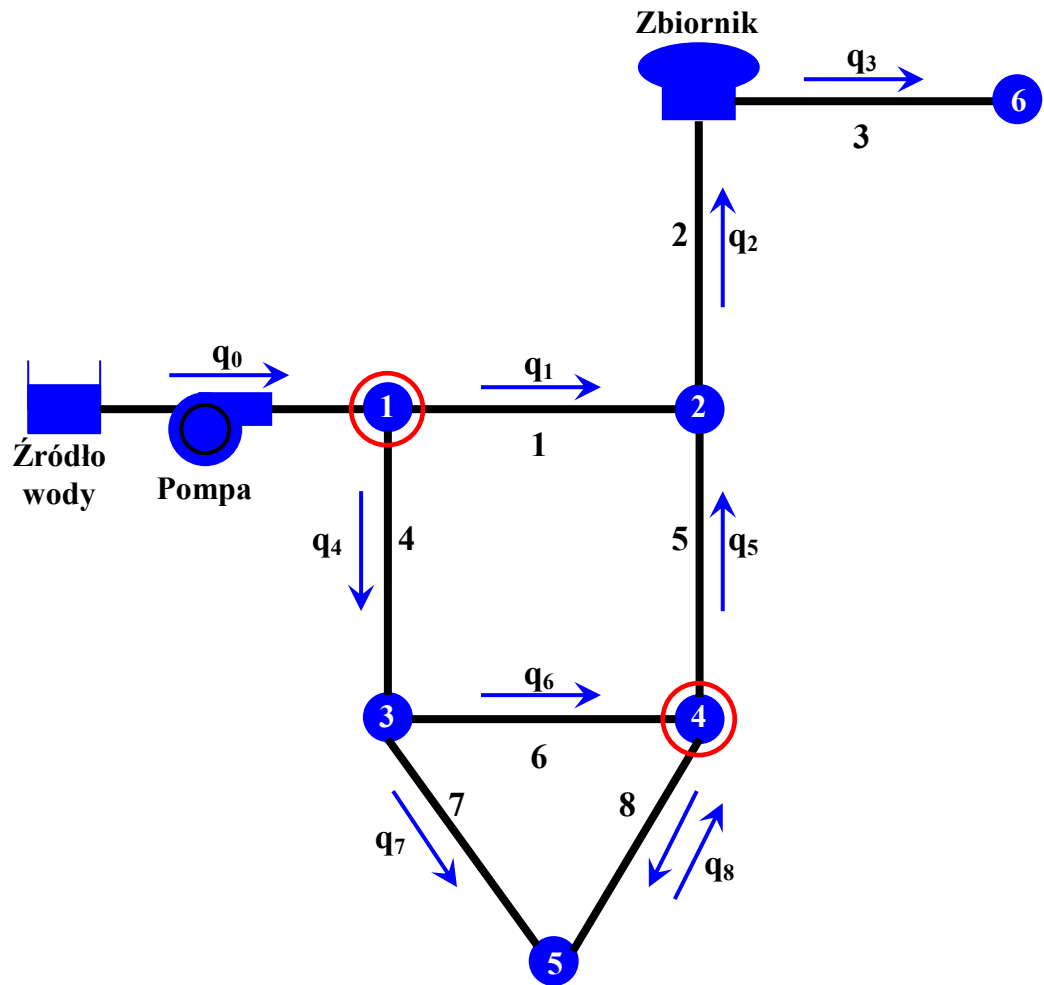
Rysunek 6.28 Przykład 2 SDWP z zaznaczonymi kierunkami przepływu wody oraz węzłem pomiarowym 1



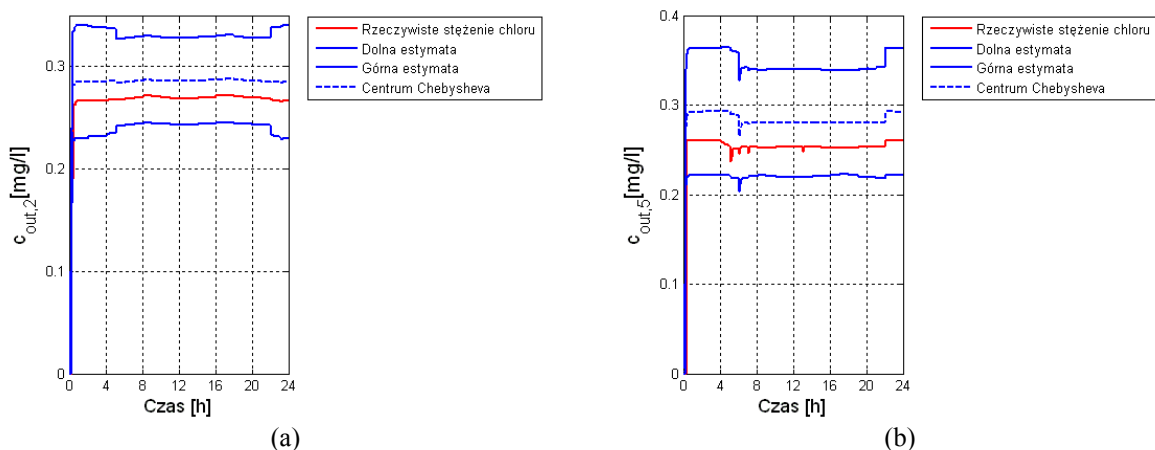
Rysunek 6.29 Wyniki estymacji w węzłach: (a) 2 i (b) 5 przy $\pm 5\%$ niepewności w wielkościach hydraulicznych i jakościowych oraz przy ułożeniu urządzenia do pomiaru stężenia chloru w węźle 1

Kolejnym krokiem prowadzonych rozważań było dodanie urządzenia do pomiaru stężenia chloru w węźle 4 (patrz rysunek 6.30). Zatem, uzyskana została dodatkowa informacja

pomiarowa, ale w postaci pośrednio mierzonej zmiennej stanu (pseudopomiar). W tym przypadku zastosowany został dwustopniowy proces estymacji wykorzystujący zarówno BOP jak i MOP. Wyniki estymacji stężeń chloru, w tym przypadku w węzłach 2 i 5 przedstawiono na rysunku 6.31. Ponownie widoczne są cztery trajektorie: rzeczywiste stężenie chloru uzyskane z symulatora EPANET z rzeczywistym wzorcem zapotrzebowania na wodę, dolna i górna estymata stężenia chloru oraz centrum Chebysheva (patrz zależność (4.6)).

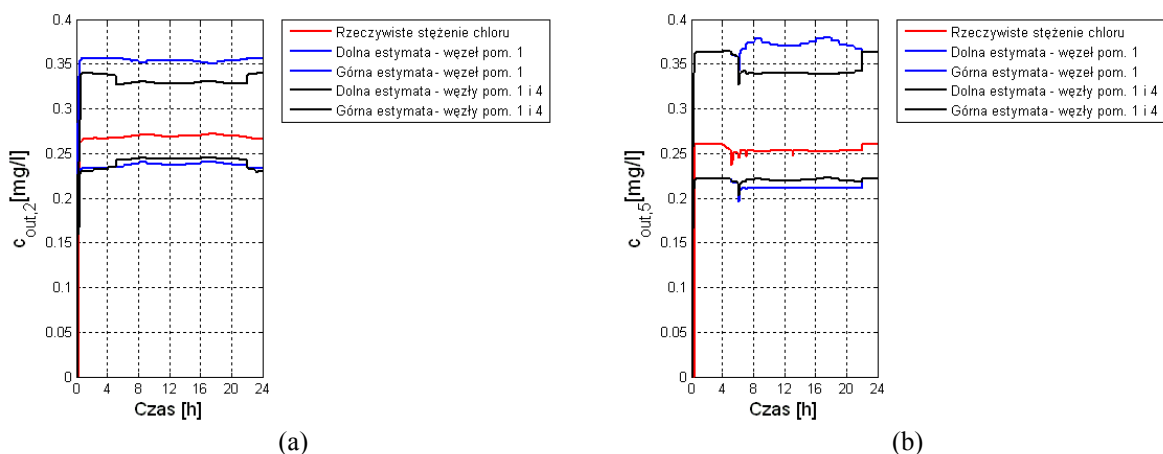


Rysunek 6.30 Przykład 2 SDWP z zaznaczonymi kierunkami przepływu wody oraz węzłami pomiarowymi 1 i 4



Rysunek 6.31 Wyniki estymacji w węzłach: (a) 2 i (b) 5 przy $\pm 5\%$ niepewności w wielkościach hydraulicznych i jakościowych oraz przy ulokowaniu urządzeń do pomiaru stężenia chloru w węzłach 1 i 4

W celu łatwiejszej analizy wpływu dodatkowej informacji pochodzącej z pseudopomiarów na jakość estymacji na rysunku 6.32 przedstawiono zbiorcze wyniki estymacji przy ulokowaniu pojedynczego urządzenia do pomiaru stężenia chloru w węźle 1, a następnie przy ulokowaniu dwóch urządzeń pomiarowych.



Rysunek 6.32 Porównanie jakości estymacji dla węzłów: (a) 2 i (b) 5 dla różnej liczby urządzeń do pomiaru stężenia chloru

Analizując przedstawione przede wszystkim na rysunku 6.32 wyniki estymacji widać, iż wykorzystanie dodatkowej informacji w postaci pseudopomiarów poprawia jakość estymacji. Powyższe stwierdzenie prowadzi do podobnego wniosku do zawartego w podrozdziale 6.4.1, a mianowicie jakość estymacji ściśle zależy od łącznej liczby pomiarów (bezpośrednich i pośrednich) jak i samego ich rozlokowania w SDWP. Jak już wspomniano zagadnienie to jest przedmiotem dalszych badań zawartych w rozprawie, które zostały opisane w rozdziale 7.

6.5 Efektywność obliczeniowa estymatora przedziałowego jakości wody

Jak już wspomniano jednym z wymagań stawianych opracowanej i opisanej w rozdziałach 4 i 6 metodzie estymacji przedziałowej jest efektywność obliczeniowa umożliwiająca jej zastosowanie *on-line*. Zagadnienie to zostanie opisane na przykładzie *Przykładu 1 SDWP* (Łangowski i Brdys 2007). Czas obliczeń potrzebny do przeprowadzenia procesu estymacji z końcowym wyznaczeniem estymat w węzłach SDWP dla pojedynczego kroku hydrauliki T_H wynosi około 3 [sek]. Warto podkreślić, iż podany czas obliczeń odnosi się do procesu estymacji z wykorzystaniem rozwiązywania zadań optymalizacji (patrz podrozdziały 4.4.1 i 6.2). Rozwiązywane zadania optymalizacji charakteryzują się następującymi cechami:

- ✚ nieliniowa funkcja celu,
- ✚ nierównościowe liniowe ograniczenia,
- ✚ ciągle zmienne decyzyjne.

W rozprawie, w celu rozwiązania tak scharakteryzowanych zadań optymalizacji wykorzystuje się solver SQP (ang. *Sequential Quadratic Programming*). Solver SQP jest zaimplementowany w środowisku obliczeniowym MATLAB i wywoływany jest poleceniem „*fmincon*”. Średni czas rozwiązania pojedynczego zadania optymalizacji waha się pomiędzy 0,008 [sek] dla zadań typu (4.97) - (4.100) a 0,009 [sek] dla zadań typu (6.115) - (6.116). Powyższe czasy odnoszą się do następującego zestawu komputerowego:

- ✚ środowisko obliczeniowe: *MATLAB v. 7.1 (R14) Service Pack 3*,
- ✚ system operacyjny: *Microsoft Windows XP Professional Service Pack 2*,
- ✚ hardware: *Intel Pentium 4, CPU 3.00 GHz, RAM 1.00 GB*.

Warto podkreślić, iż dla większych SDWP sumaryczny czas obliczeń związany z rozwiązaniem zadań optymalizacji wzrośnie, co będzie związane z większą liczbą w tych SDWP węzłów nie będących węzłami bez sterowania stężeniem chloru zasilanych tylko jednym rurociągiem. Niemniej jednak, czas rozwiązania pojedynczego zadania optymalizacji związanego z danym węzłem pozostanie niezmienny tzn. około 0,009 [sek] - tak długo, jak długo dany węzeł będzie zasilany dwoma rurociągami. Czas ten nieznacznie wzrośnie w przypadku, gdy liczba rurociągów zasilających dany węzeł również wzrośnie.

Na zakończenie warto zwrócić uwagę na jeszcze jedną cechę opracowanego modelu jakości wody w SDWP postaci (3.74) istotną z punktu widzenia jego numerycznego rozwiązywania. Mianowicie macierz stanu $A(t)$ posiada pełną główną przekątną oraz stosunkowo nieznaczną liczbę niezerowych współczynników znajdujących się poza tą przekątną (patrz podrozdział 3.5.2). Jest, więc to macierz rzadka. Wykorzystanie tej cechy pozwala w środowisku MATLAB na specyficzny zapis tej macierzy poprzez wykorzystanie komendy „*sparse*”.

Dzięki takiej operacji znacznie redukuje się zajmowany przez tę macierz obszar w pamięci operacyjnej komputera, przez co zwiększa się efektywność obliczeniowa.

Zaprezentowane w niniejszym podrozdziale czasy obliczeń pokazują, iż opracowana w rozprawie metoda estymacji przedziałowej z wykorzystaniem obserwatora przedziałowego postaci zarówno (6.7) jak i (6.83) jest metodą efektywną, która może być z powodzeniem wykorzystana w zastosowaniach *on-line*.

Rozdział 7 Algorytmy alokacji punktów monitorowania jakości wody w SDWP

7.1 Wprowadzenie

Jak już wspomniano w podrozdziale 2.7 informacja o jakości wody w SDWP definiowanej w rozprawie wskaźnikiem jakości wody w postaci stężenia chloru ma postać wartości pomiarów pochodzących z urządzeń do pomiaru stężenia chloru, zlokalizowanych w pewnej liczbie węzłów SDWP oraz z estymat niemierzonych stężeń chloru w pozostałych węzłach i w zbiornikach systemu. Dokładność informacji pochodzącej z urządzeń pomiarowych uzależniona jest przede wszystkim od klasy urządzenia. Inaczej przedstawia się sytuacja odnośnie jakości dostarczanych estymat. Jak wykazano w podrozdziałach 6.4.3 i 6.4.4 istotny wpływ na jakość estymacji ma liczba i rozlokowanie urządzeń do pomiaru stężenia chloru. Z praktycznego punktu widzenia liczba urządzeń pomiarowych, które mogą zostać rozlokowane w SDWP będzie ograniczona. Można zatem powiedzieć, iż problem alokacji punktów monitorowania jakości wody w SDWP sprowadza się do rozlokowania w nim pewnej dostępnej liczby urządzeń do pomiaru stężenia chloru tak, aby na podstawie uzyskiwanej z nich informacji pomiarowej poprzez zastosowanie odpowiednich narzędzi dostarczyć jak najdokładniejszej i jak najpełniejszej wiedzy o stanie jakości wody w całym SDWP. Dodatkowo, przy rozwiązaniu zadania alokacji uwzględnić należy koszty urządzeń. Innymi słowy, rozlokowanie urządzeń powinno być w rezultacie kompromisem pomiędzy liczbą urządzeń przenoszącą się bezpośrednio zarówno na koszt ich zakupu jak i dalsze koszty ich eksploatacji, a dokładnością dostarczanej informacji. Warto podkreślić jeszcze jeden aspekt, a mianowicie niepewność związaną z prognozowaniem zapotrzebowania na wodę (patrz podrozdział 2.6.1). Uszczegóławiając, wyznaczona alokacja punktów monitorowania jakości powinna dostarczać jak najdokładniejszej informacji o stężeniu chloru dla różnych wzorców zapotrzebowania na wodę.

W rozprawie rozważane są normalne stany pracy SDWP definiowane typowymi wzorcami zapotrzebowania na wodę. Wobec powyższego celem niniejszej rozprawy jest opracowanie algorytmów alokacji punktów monitorowania jakości wody w SDWP tak, aby uzyskane przy

ich wykorzystaniu rozwiązanie było optymalne z punktu widzenia ograniczonej liczby rozlokowywanych urządzeń (kosztu urządzeń) oraz jakości dostarczanej informacji z systemu monitorowania jakości wody, przy uwzględnieniu różnych scenariuszy zapotrzebowania na wodę. Zatem, w dalszej części rozprawy przedstawione zostaną opracowane metody alokacji punktów monitorowania, które w powiązaniu z przedstawionym do tej pory estymatorem jakości wody w SDWP (patrz rozdziały 4 i 6) bazującym na opracowanym modelu jakości wody w SDWP (patrz rozdział 3), przy uwzględnieniu modelowania niepewności w postaci zbiorów ograniczonych (patrz rozdział 4), stanowią algorytmy alokacji punktów monitorowania jakości wody w SDWP.

7.2 Alokacja punktów monitorowania jakości wody w SDWP - przegląd literatury

Badania dotyczące alokacji urządzeń do pomiaru jakości wody w SDWP prowadzone są od szeregu lat. W ostatnim czasie głównym celem tych rozważań jest opracowywanie algorytmów takiej alokacji punktów monitorowania, aby na podstawie informacji uzyskiwanej z rozmieszczonych urządzeń następowała jak najszybsza detekcja ewentualnego skażenia wody w SDWP. Postawienie tak sformułowanego celu przed algorytmami alokacji urządzeń pomiarowych jakości wody stało się niezwykle istotne w dobie zwiększonego zagrożenia atakami terrorystycznymi. W związku z tym, rozlokowywanie urządzeń pomiarowych dla celów monitorowania jakości wody zeszło na nieco dalszy plan. Warto jednak zauważyć, iż wykorzystanie zarówno algorytmów alokacji ukierunkowanych na wykrywanie skażenia wody jak i tych specjalizowanych dla celów monitorowania jakości wody ma w efekcie na celu dostarczenie informacji o jej jakości. W związku z tym informacja dostarczana przy wykorzystaniu algorytmu ukierunkowanego na detekcję skażenia może być wykorzystana w systemie monitorowania i odwrotnie. Niemniej jednak, dokładniejsza informacja dla celów monitorowania dostarczona zostanie przy wykorzystaniu algorytmu specjalizowanego pod tym kątem niż z algorytmu opracowanego dla celów detekcji. W drugą stronę sytuacja jest analogiczna. Należy jeszcze zwrócić uwagę na fakt, iż wyżej opisane postępowanie może mieć miejsce jedynie w przypadku, gdy w obu rodzajach algorytmów alokacji punktów monitorowania rozpatrywany jest ten sam wskaźnik jakości wody w SDWP. Wobec powyższego, w dalszej części niniejszego podrozdziału przedstawiony zostanie krótki

przegląd przykładowych pozycji literaturowych związanych z algorytmami alokacji punktów monitorowania jakości wody.

W literaturze znaleźć można szereg algorytmów alokacji punktów monitorowania jakości wody w SDWP dedykowanych celom jak najszybszego wykrycia ewentualnego skażenia wody. Algorytmy te różnią się pomiędzy sobą przede wszystkim miarami, w oparciu o wartości których następuje detekcja skażenia wody oraz narzędziami wykorzystywanymi w samym algorytmie. Typowym narzędziem wykorzystywanym w tych algorytmach jest optymalizacja. W związku z faktem, iż na etapie projektowania algorytmów często okazuje się, że kilka nierzadko sprzecznych punktów widzenia należy wziąć pod uwagę, wykorzystuje się w nich nie tylko „klasyczną” optymalizację jednokryterialną, ale i optymalizację wielokryterialną. Wypada w tym miejscu przytoczyć kilka ogólnie znanych faktów związanych z wyżej wymienionymi rodzajami optymalizacji.

Optymalizacja jednokryterialna wykorzystywana jest bezpośrednio w zadaniach optymalizacji, w których optymalizowana jest jedna funkcja celu. Innymi słowy, w sformułowaniu zadania stawiany jest jeden cel, dla którego należy znaleźć najlepsze rozwiązanie z punktu widzenia przyjętego kryterium optymalizacji (minimalizacji lub maksymalizacji). To rozwiązanie będzie optymalnym z punktu widzenia zdefiniowanej funkcji celu przy uwzględnieniu nałożonych ograniczeń. W dalszej części niniejszej rozprawy dla algorytmów alokacji z jedną funkcją celu (wykorzystujących optymalizację jednokryterialną) stosowane będzie nazewnictwo algorytmy jednowskaźnikowe.

W przypadku optymalizacji wielokryterialnej, w ogólności nie można wskazać rozwiązania, które jest najlepsze (optymalne) jednocześnie z punktu widzenia wszystkich funkcji celu. Wynika to z faktu, iż w formułowanych zadaniach optymalizacji liczba optymalizowanych funkcji celu jest większa od jedności. Zatem, w tym kontekście samo określenie „optymalizacja” nie może być postrzegane w identyczny sposób jak ma to miejsce w klasycznej teorii optymalizacji. Naturalnym jest więc poszukiwanie ostatecznego rozwiązania uwzględniającego w pewien sposób wszystkie funkcje. Takie rozwiązanie staje się więc kompromisem pomiędzy wszystkimi rozważanymi celami. Typowo rozwiązanie to będzie wybierane spośród pewnego zbioru rozwiązań, w którym znajdują się rozwiązania uwzględniające wszystkie rozważane funkcje celu, ale niekoniecznie najlepsze z punktu widzenia pojedynczej funkcji (Srinivas i Deb 1994). Warto zwrócić uwagę, iż różnica pomiędzy optymalizacją wielokryterialną a jednokryterialną to nie tylko kwestia liczby funkcji celu, ale także (Deb 2001):

- ✚ Dwa cele optymalizacji - w optymalizacji jednokryterialnej stawiany jest jeden cel w postaci znalezienia optimum funkcji celu. Warto w tym miejscu zauważyć, iż

większość solverów stosowanych do rozwiązania zadania optymalizacji jednokryterialnej wskaże jedno optymalne rozwiązanie, nawet jeśli istnieje więcej takich rozwiązań. Natomiast w przypadku optymalizacji wielokryterialnej stawiane są dwa równoważne cele, a mianowicie znalezienie zbioru rozwiązań, który wspomniano wcześniej, oraz zapewnienie różnorodności tego zbioru. Innymi słowy, dąży się do takiego stanu, aby zbiór uzyskanych rozwiązań dostarczał jak największej różnorodności rozwiązań, co naturalnie przekłada się na uzyskanie obszernej wiedzy o możliwych, równie dobrych rozwiązaniach danego zadania.

- ✚ Uwzględnienie dwóch przestrzeni przeszukiwań podczas rozwiązywania zadania - w optymalizacji jednokryterialnej przeszukiwana jest tylko przestrzeń zmiennych decyzyjnych, podczas gdy w optymalizacji wielokryterialnej pojawia się druga przestrzeń zwana przestrzenią funkcji celów. Obie przestrzenie są ze sobą powiązane w unikalny sposób, dzięki czemu możliwym jest znalezienie jednoznacznego odwzorowania „położenia” w przestrzeni zmiennych decyzyjnych, w przestrzeń funkcji celów. Warto w tym miejscu zauważyć, iż dwa rozwiązania znajdujące się „blisko siebie” w przestrzeni zmiennych decyzyjnych, niekoniecznie muszą również znajdować się „blisko siebie” w przestrzeni funkcji celów. Powyższe ma istotne znaczenie z punktu widzenia drugiego celu optymalizacji wielokryterialnej, czyli zapewnienia różnorodności zbioru rozwiązań. Mechanizmy zapewniające różnorodność zbioru rozwiązań mogą być albo wprowadzone w przestrzeni zmiennych decyzyjnych, albo w przestrzeni funkcji celów.
- ✚ Brak konieczności wykorzystywania sztucznych metod zastępowania kilku funkcji celu jedną tzw. funkcją równoważną - metody te mają na celu umożliwienie wykorzystania optymalizacji jednokryterialnej do rozwiązywania zadań ze zdefiniowaną więcej niż jedną funkcją celu. Najbardziej popularne z nich zostaną krótko scharakteryzowane w dalszej części niniejszego podrozdziału.

W dalszej części rozprawy dla algorytmów alokacji z wieloma funkcjami celu (wykorzystujących optymalizację wielokryterialną) stosowane będzie nazewnictwo algorytmy wielowskaźnikowe.

Rozwiązanie sformułowanego zadania z wieloma funkcjami celu może nastąpić na kilka różnych sposobów, które można zagregować w dwie podstawowe grupy:

- (1) Metody optymalizacji wielokryterialnej polegające na agregacji sformułowanych funkcji celu w jedną ekwiwalentną funkcję celu, która następnie jest optymalizowana. W efekcie takiego działania możliwym jest wykorzystanie do rozwiązania zadania ze zdefiniowaną więcej niż jedną funkcją celu, optymalizacji

jednokryterialnej. Najbardziej rozpowszechnionymi wśród tych metod są (Srinivas i Deb 1994):

- (i) Metoda ważonej funkcji celu (ang. *Method of Objective Weighting*) - metoda ta polega na zastąpieniu wszystkich rozważanych funkcji celu jedną funkcją równoważną stanowiącą ważoną sumę poszczególnych funkcji celu. Jak łatwo zauważyć uzyskane rozwiązanie optymalne będzie ściśle uzależnione od określonego przez decydenta wektora wag. Warto jeszcze zauważyć, iż uzyskane rozwiązanie będzie się mieściło w zbiorze rozwiązań zadania pierwotnego (z wieloma funkcjami celu), dla danej kombinacji wag tylko wtedy, gdy zbiór ten będzie wypukły (Wierzbicki i inni 2000).
- (ii) Metoda funkcji odległości (ang. *Method of Distance Functions*) - metoda ta polega na zastąpieniu wszystkich rozważanych funkcji celu jedną funkcją równoważną stanowiącą sumę różnic wartości poszczególnych funkcji celu i wartości pożądaných określanych przez decydenta. Jak łatwo zauważyć uzyskane rozwiązanie optymalne będzie ściśle uzależnione od określonego przez decydenta wektora wartości pożądaných.

Obie wyżej opisane metody są bardzo podobne, a główna różnica pomiędzy nimi polega na tym, iż w przypadku pierwszej z nich niezbędnym jest określenie hierarchii pomiędzy poszczególnymi funkcjami celu, natomiast w przypadku drugiej wymagany jest określenie pożądanego poziomu każdej z funkcji celu. Podobnie obie posiadają analogiczne cechy, którymi są: uzależnienie rozwiązania od przyjętego wektora wag lub wektora wartości pożądaných oraz uzyskanie tylko pojedynczego rozwiązania zadania optymalizacji wielokryterialnej zamiast zbioru rozwiązań.

- (2) Metody optymalizacji wielokryterialnej, w których jednocześnie optymalizowane są wszystkie sformułowane funkcje celu. Uzyskane rozwiązania przy wykorzystaniu tej metodologii są bliższe rzeczywistości, niż rozwiązania uzyskane za pomocą metod z grupy (1), ale wymagają zarówno większego zaangażowania decydenta podejmującego ostateczną decyzję, jak i wykorzystania bardziej zaawansowanych solverów.

Zagadnienia zasygnalizowane w punkcie (2) zostaną przedstawione w dalszej części niniejszego rozdziału, przede wszystkim w podrozdziałach 7.3.2, 7.3.3 i 7.4. Warto podkreślić, iż większość algorytmów alokacji, krótko opisanych w dalszej części niniejszego

podrozdziału wykorzystuje albo optymalizację jednokryterialną, albo optymalizację wielokryterialną z punktu (1) lub działanie polegające na rozwiązaniu poszczególnych zadań optymalizacji z jedną funkcją celu, a następnie wprowadzanie mechanizmów pozwalających na poszukiwanie wśród uzyskanych rozwiązań rozwiązania kompromisowego, uwzględniającego w pewien sposób każdy z postawionych celów.

W publikacji (Watson i inni 2004) zdefiniowanych zostało pięć celów: liczba konsumentów narażona na działania skażenia w wodzie (ang. *population exposed*), czas do wykrycia skażenia (ang. *time to detection*), ilość skażonej wody zużyta przez konsumentów (ang. *volume consumed*), liczba zdarzeń niewykrytych przez wszystkie urządzenia pomiarowe (ang. *number of failed detections*) oraz obszar rozprzestrzenienia skażenia (ang. *extent of contamination*). Dla każdego z celów formułowane jest odpowiednie zadanie optymalizacji z liniową funkcją celu i ze zmiennymi mieszanymi (ang. *Mixed-Integer Linear Programming - MILP*). Następnie poprzez analizę relacji pomiędzy uzyskanymi rozwiązaniami każdego z zadań optymalizacji poszukiwane jest, uwzględniające w pewnym stopniu każdy z celów, rozwiązanie kompromisowe.

Inne podejście zaproponowane zostało w (Berry i inni 2005). Zdefiniowano w nim jeden cel, którym jest liczba konsumentów narażonych na zużycie skażonej wody zanim nastąpi detekcja skażenia. Innymi słowy, poszukiwana jest taka alokacja urządzeń pomiarowych jakości wody, aby w oparciu o informacje z nich uzyskiwane, jak najmniejsza część populacji korzystająca z danego SDWP była narażona na kontakt ze skażoną wodą. Zadanie zostało sformułowane jako MILP, a do jego rozwiązania wykorzystano solver CPLEX. Podczas rozwiązywania zadania minimalizowana jest liniowa funkcja celu przy uwzględnieniu zbioru liniowych i całkowitoliczbowych ograniczeń na zmienne, przy czym ograniczenia całkowitoliczbowe reprezentują decyzję czy w danym węźle SDWP umieszczone zostało urządzenie pomiarowe czy też nie. W sformułowaniu zadania uwzględniono również różne scenariusze zapotrzebowania na wodę w węzłach. Dalsze rozwinięcie powyższej metodologii można znaleźć np. w (Berry i inni 2006). Warto jeszcze przytoczyć publikację (Shastri i Diwekar 2006), w której autorzy zmodyfikowali sformułowanie zadania przedstawione w (Berry i inni 2005) wykorzystując modele stochastyczne.

Zadanie alokacji punktów monitorowania jakości widziane przez pryzmat systemu ostrzegania o skażeniu w SDWP można znaleźć w (Watson i inni 2006). W podejściu tym, przy ograniczonej liczbie dostępnych urządzeń do pomiaru jakości wody, maksymalizowany jest poziom ochrony przed skażeniem. Poziom ten określany jest poprzez

prawdopodobieństwo wystąpienia skażenia lub liczbę wykrytych zdarzeń powodujących skażenie wody. Zadanie zostało sformułowane jako zadanie typu MILP.

Podobnie jak w wyżej wymienionych i krótko opisanych artykułach również w publikacji (Zheng i Walski 2006) rozważane jest zagadnienie alokacji urządzeń do pomiaru jakości wody pitnej z punktu widzenia bezpieczeństwa SDWP. Innymi słowy, dąży się do jak najwcześniejszej detekcji ewentualnego skażenia wody. Zadanie alokacji formułowane jest jako zadanie wieloskażnikowe, przy czym rozwiązanie następuje w oparciu o metody optymalizacji jednokryterialnej. Uszczegóławiając, definiowane są trzy cele: czas wykrycia skażenia (ang. *expected time of detection*), ilość wody zużytej przez odbiorców zanim nastąpi detekcja skażenia (ang. *expected contaminated water demand prior to detection*) oraz prawdopodobieństwo wykrycia skażenia (ang. *expected likelihood of detection*), z których dwa pierwsze są minimalizowane, a trzeci maksymalizowany. Przy czym sformułowanie drugiej i trzeciej funkcji celu można znaleźć w (Ostfeld i inni 2006). Następnie zadanie wieloskażnikowe przeddefiniowywane jest w zadanie jednoskażnikowe poprzez określenie jednego celu agregującego trzy cele pierwotne. W rezultacie alokacja punktów monitorowania odbywa się w oparciu o minimalizację tej ekwiwalentnej funkcji celu, przy uwzględnieniu ograniczonej liczby urządzeń pomiarowych. W celu rozwiązania tak sformułowanego zadania wykorzystuje się optymalizację jednokryterialną wykorzystującą specjalizowany algorytm genetyczny.

Rozważając przykładowe wyżej scharakteryzowane pozycje literaturowe, dotyczące algorytmów alokacji punktów monitorowania jakości wody w SDWP, widać wyraźnie specjalizowanie tych algorytmów na potrzeby detekcji skażenia wody w SDWP. Informacja dostarczana z rozlokowanych, przy wykorzystaniu tych algorytmów, urządzeń do pomiaru jakości wody może być niewystarczająca dla celów monitorowania. Dodatkowo warto zauważyć, co jest naturalnym jeśli rozważa się szeroko rozumiane bezpieczeństwo procesu, w tym przypadku procesu dystrybucji wody pitnej, iż liczba alokowanych urządzeń przekładająca się bezpośrednio na koszty ma drugorzędne znaczenie. Innymi słowy, w żadnym z algorytmów nie stawia się celu, którym byłaby minimalizacja liczby rozlokowywanych urządzeń pomiarowych.

Literatura związana z algorytmami alokacji punktów monitorowania jakości wody w SDWP dedykowanymi celom monitorowania jakości wody w SDWP jest znacznie mniej obszerna. Algorytm tego typu został przedstawiony np. w (Lee i inni 1991; Lee i Deininger 1992). W algorytmie tym maksymalizowany jest tzw. obszar pokrycia zapotrzebowania (ang. *demand coverage*). Obszar ten reprezentuje procent zapotrzebowania na wodę w SDWP, który jest monitorowany przez zaalokowane urządzenie do pomiaru jakości wody. Algorytm

bazuje na wykorzystaniu własności SDWP związanej z tym, iż jakość wody determinowana wskaźnikiem w postaci stężenia substancji niezachowawczej (dezynfektanta - np. chloru) ulega pogorszeniu wraz z oddalaniem się od miejsca dozowania dezynfektanta (patrz podrozdział 2.6.2). Na tej podstawie stwierdza się, iż jeżeli jakość wody w węźle monitorującym (punkcie monitorowania jakości) jest właściwa, a dopływ wody pochodzący z danego węzła górnego pokrywa odpowiedni procent zapotrzebowania na wodę w tym węźle, to również jakość wody w węźle górnym jest właściwa. O tym czy procent pokrycia zapotrzebowania na wodę w węźle monitorującym jest właściwy decyduje kryterium obszaru pokrycia, przyjmowane przeważnie w przedziale 50% - 75%. Tak więc, jeżeli dopływ z danego węzła górnego pokrywa zapotrzebowanie na wodę w węźle monitorującym na poziomie nie mniejszym niż przyjęte kryterium obszaru pokrycia, wówczas uznaje się, iż na podstawie znanej w węźle monitorującym jakości wody można wnioskować o jakości w danym węźle górnym. W związku z powyższym ten algorytm alokacji punktów monitorowania wymaga znajomości wartości wielkości hydraulicznych oraz kierunków przepływów wody przez rurociągi. Znajomość kierunków przepływu wody jest niezbędna w celu określenia ścieżek dopływu wody od miejsca dozowania dezynfektanta do węzła, w którym ulokowane zostało urządzenie pomiarowe. Dodatkowo, algorytm pozwala na ujmowanie różnych scenariuszy zapotrzebowania na wodę w węzłach. W celu określenia najlepszej alokacji punktów monitorowania z punktu widzenia przyjętego kryterium, a więc maksymalizacji obszaru pokrycia zapotrzebowania, w algorytmie wykorzystano programowanie całkowitoliczbowe (ang. *integer programming*). Warto zauważyć, iż wymiar zadania całkowitoliczbowego zwiększa się wraz ze wzrostem liczby rozważanych scenariuszy zapotrzebowania oraz rozmiarem (liczba rurociągów, węzłów itd.) rozważanego SDWP. W związku z powyższym, prowadzone były dalsze prace nad wyżej opisanym algorytmem alokacji punktów monitorowania. W ich wyniku w publikacji (Kumar i inni 1997) przedstawiono uproszczone i bardziej efektywne procedury obliczeniowe. Natomiast w (Al-Zahrani i Moied 2001; Al-Zahrani i Moied 2003) autorzy wykorzystali jako narzędzie obliczeniowe algorytm genetyczny. Niemniej jednak, należy zwrócić uwagę na fakt, iż w wyniku zastosowania wyżej opisanego algorytmu alokacji punktów monitorowania jakości w SDWP mogą pozostać obszary niepokryte, a więc takie, gdzie o jakości wody w węzłach znajdujących się w ich obrębie właściwie nic nie wiadomo. Dodatkowo informacja o jakości wody dostarczana przy wykorzystaniu tego algorytmu jest niepełna. Innymi słowy, liczbowa informacja o stężeniu dezynfektanta znana jest tylko dla węzłów, w których ulokowane zostały urządzenia pomiarowe. Dla pozostałych węzłów leżących w obrębie obszaru

pokrycia, dostarczana informacja ma jedynie charakter jakościowy - stężenie dezynfektanta właściwe (mieszające się w normach) lub nie.

Zaprezentowany w niniejszym podrozdziale opis przykładowych pozycji literaturowych związanych z algorytmami alokacji punktów monitorowania jakości wody w SDWP pokazuje dużą różnorodność podejść do rozwiązania zadania alokacji. W opracowanych i opisanych w dalszej części niniejszego rozdziału algorytmach alokacji punktów monitorowania autor proponuje inne podejście do rozwiązania tego zadania. Zaprojektowane algorytmy poprzez wykorzystanie narzędzi w postaci optymalizacji i estymacji dostarczać będą jak najpełniejszą i jak najdokładniejszą informację o stanie jakości wody w całym SDWP.

Na zakończenie warto jeszcze wspomnieć o już zasygnalizowanym, zainicjowanym w grudniu 2008 roku europejskim projekcie badawczym pt.: *Intelligent Monitoring, Control and Security of Critical Infrastructure Systems - IntelliCIS* (Memorandum of Understanding 2008). Zgodnie z nim SDWP został sklasyfikowany jako system mający kluczowe znaczenie dla funkcjonowania społeczeństwa. Wobec powyższego w ramach prac jednej z grup roboczych tego projektu (*Working Group 4: Health Monitoring and Control of Water Systems*) rozważane są zagadnienia alokacji punktów monitorowania jakości wody zarówno, dla celów detekcji ewentualnego skażenia w SDWP (bezpieczeństwa SDWP) jak również dla celów monitorowania jakości. Pracownicy Katedry Inżynierii Systemów Sterowania, w ramach której powstała niniejsza rozprawa, biorą czynny udział w tym projekcie.

7.3 Alokacja punktów monitorowania jakości wody w SDWP

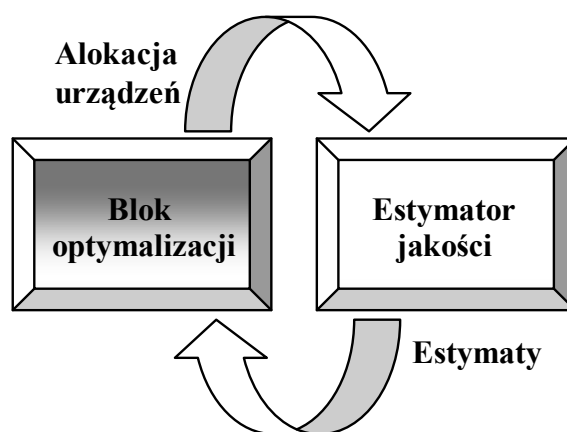
Jak już wspomniano w niniejszym rozdziale, jak również w podrozdziale 2.7 ogólny cel, który jest stawiany w rozprawie to takie rozlokowanie urządzeń do pomiaru jakości wody w SDWP, aby na podstawie informacji pomiarowej z nich pozyskiwanej, przy pomocy dodatkowych narzędzi, dostarczyć jak najpełniejszej i jak najdokładniejszej informacji o stanie jakości wody w całym SDWP. Takie sformułowanie celu wymaga odpowiedzi na pytanie: w jaki sposób będzie weryfikowane, czy dostarczana informacja w danym SDWP jest rzeczywiście najlepszą z możliwych? W związku z faktem, iż dostarczana informacja z urządzeń pomiarowych stanowi tylko część informacji o stanie jakości wody w SDWP (patrz podrozdział 2.7 oraz rozdziały 4 i 6) i jej dokładność jest określona klasą urządzenia pomiarowego, naturalnym jest zwrócenie uwagi na pozostałą część informacji w postaci estymat niemierzonych zmiennych jakościowych. Uszczegóławiając, należy zwrócić uwagę

na jakość (dokładność) dostarczanych estymat. Jak już zaznaczono (patrz rozdział 6) jakość dostarczanych estymat określana jest szerokością wyestymowanego przedziału. Zatem, im szerokość ta jest mniejsza, tym informacja w postaci estymat jest dokładniejsza. Wobec powyższego pierwszym kryterium, które zostaje postawione przed algorytmem alokacji punktów monitorowania jakości wody w SDWP jest takie rozlokowanie urządzeń pomiarowych, aby szerokości wyestymowanych przedziałów dla niemierzonych zmiennych stanu (stężeń chloru) była jak najmniejsza. Drugą istotną kwestią, która została uwzględniona w opracowanych algorytmach alokacji jest koszt urządzeń pomiarowych. Innymi słowy, oczekuje się uzyskania jak najlepszego efektu, w postaci dokładności dostarczanej informacji, przy jak najmniejszej liczbie rozlokowywanych urządzeń pomiarowych. Dodatkowo należy zwrócić uwagę na naturalne ograniczenie, a mianowicie liczbę dostępnych urządzeń pomiarowych. Warto w tym miejscu zauważyć, iż tak postawione cele są rozbieżne. Wynika to z faktu, iż jak można się spodziewać, im większa liczba właściwie rozlokowanych urządzeń pomiarowych tym dokładniejsza informacja pomiarowa wprowadzana jest do estymatora, co powoduje wyższą dokładność estymacji. Powyższe stwierdzenie poparto wynikami przedstawionymi w podrozdziale 6.4.3. Można się zatem spodziewać, iż końcowe rozwiązanie (rozlokowanie urządzeń pomiarowych) powinno być kompromisem pomiędzy tymi dwoma celami. Ostatnim niemniej istotnym zagadnieniem jest uwzględnienie różnych wzorców zapotrzebowania na wodę i niepewności z nimi związanej. Niepewność ta uwzględniana jest w wartościach wielkości hydraulicznych (rozwiązanie hydrauliki na postać przedziałową - patrz podrozdział 2.6.1 i rozdział 4). Natomiast różnorodność wzorców zapotrzebowania na wodę uwzględniona zostaje poprzez zdefiniowanie scenariuszy zapotrzebowania na wodę (patrz podrozdział 2.6.1). Wobec powyższego, w niniejszej rozprawie autor opracował trzy algorytmy alokacji:

1. Jednowskaźnikowy algorytm alokacji punktów monitorowania jakości wody w SDWP, w którym minimalizowana jest liczba rozlokowywanych urządzeń pomiarowych, z uwzględnieniem jednego scenariusza zapotrzebowania na wodę w węzłach.
2. Dwuwskaźnikowy algorytm alokacji punktów monitorowania jakości wody w SDWP, w którym minimalizowana jest liczba rozlokowywanych urządzeń pomiarowych oraz szerokości wyestymowanych przedziałów, z uwzględnieniem jednego scenariusza zapotrzebowania na wodę w węzłach.
3. Wielowskaźnikowy algorytm alokacji punktów monitorowania jakości wody w SDWP, w którym minimalizowana jest liczba rozlokowywanych urządzeń

pomiarowych oraz szerokości wyestymowanych przedziałów, z uwzględnieniem wielu scenariuszy zapotrzebowania na wodę w węzłach.

W każdym z wyżej wymienionych algorytmów alokacji użyto dwa podstawowe narzędzia, którymi są: optymalizacja oraz estymacja. Zatem, za rozlokowywanie urządzeń pomiarowych odpowiada blok optymalizacji wykorzystujący w swoim działaniu opracowany i opisany w rozdziałach 4 i 6 estymator przedziałowy jakości wody w SDWP. W celu zwiększenia przejrzystości na rysunku 7.1 przedstawiony został ogólny schemat proponowanych algorytmów alokacji.



Rysunek 7.1 Schemat algorytmów alokacji punktów monitorowania jakości wody w SDWP

Szczegółowe sformułowania, opisy opracowanych algorytmów alokacji punktów monitorowania jakości wody w SDWP oraz opis narzędzi optymalizacji wykorzystanych do rozwiązania sformułowanych zadań, przedstawione zostały w dalszej części niniejszego rozdziału.

Kończąc niniejszy podrozdział warto jeszcze zauważyć, iż ujmowanie w algorytmie alokacji wielu scenariuszy zapotrzebowania na wodę nie musi odbywać się poprzez zaproponowane podejście wielowskaźnikowe. Alternatywą może być np. algorytm dwuwskaźnikowy ze scenariuszem zapotrzebowania wynikającym z najbardziej „ostrożnej” jego prognozy. Jak można przypuszczać zaletą takiego podejścia będzie skrócenie czasu obliczeń, wynikające między innymi z mniejszego, w porównaniu z algorytmem wielowskaźnikowym, skomplikowania zadania optymalizacji (co można zauważyć również w proponowanych algorytmach - patrz podrozdziały 7.3.2 i 7.3.3), natomiast wadą może być większy konserwatyzm uzyskanego rozwiązania. Innymi słowy, może się okazać, iż warunki rzeczywiste są bardziej korzystne niż przyjęta prognoza lub porównywalna jakość

generowanych estymat jest możliwa do uzyskania przy oszczędniejszej liczbie rozlokowanych urządzeń pomiarowych.

7.3.1 Algorytm jednowskaźnikowy

W niniejszym podrozdziale przedstawiony zostanie jednowskaźnikowy algorytm alokacji punktów monitorowania jakości wody w SDWP. Celem stawianym przed algorytmem jest rozlokowanie jak najmniejszej liczby dostępnych urządzeń do pomiaru stężenia chloru przy uzyskaniu jak najdokładniejszej informacji o jego stężeniu w całym SDWP. Zadanie to formułowane jest jako zadanie optymalizacji jednokryterialnej z uwzględnieniem odpowiednich ograniczeń. Matematyczne sformułowanie zadania jest następujące (Łangowski i Brdys 2010):

$$\min Z \quad (7.1)$$

$$Z = \sum_{dwp=1}^{|ZDWP|} g_{dwp} \quad (7.2)$$

przy ograniczeniach:

$$\sum_{dwp=1}^{|ZDWP|} g_{dwp} \leq LD \quad (7.3)$$

$$[c_{out,n}^+(i) - c_{out,n}^-(i)] \leq X_{1,max,n}, \quad i = 1,2,3,\dots,I, \quad I = \frac{T}{T_{QP}} \quad (7.4)$$

$$[c_{zb,h}^+(i) - c_{zb,h}^-(i)] \leq X_{2,max,h}, \quad i = 1,2,3,\dots,I, \quad I = \frac{T}{T_{QP}} \quad (7.5)$$

gdzie:

Ω_1 - zbiór wszystkich węzłów w SDWP,

$|\Omega_1|$ - liczba węzłów w zbiorze Ω_1 ,

Ω_2 - zbiór wszystkich zbiorników w SDWP,

$|\Omega_2|$ - liczba zbiorników w zbiorze Ω_2 ,

Ω_E - zbiór węzłów w SDWP, w których nie jest umieszczone urządzenie pomiarowe, przy czym zachodzi: $\Omega_E \subset \Omega_1$,

$|\Omega_E|$ - liczba węzłów w zbiorze Ω_E ,

$ZDWP$ - zbiór dopuszczalnych węzłów w SDWP, w których mogą zostać ulokowane urządzenia pomiarowe, przy czym zachodzi: $ZDWP \subset \Omega_1$,

$|ZDWP|$ - liczba węzłów w zbiorze $ZDWP$,

$c_{out,n}^+(i)$ - górna wartość graniczna (estymata) stężenia chloru w i -tej chwili czasu dla n -tego węzła, $n \in \Omega_E$,

$c_{out,n}^-(i)$ - dolna wartość graniczna (estymata) stężenia chloru w i -tej chwili czasu dla n -tego węzła, $n \in \Omega_E$,

$X_{1,max,n}$ - maksymalna szerokość wyestymowanego przedziału dla n -tego węzła, $n \in \Omega_E$,

$c_{zb,h}^+(i)$ - górna wartość graniczna (estymata) stężenia chloru w i -tej chwili czasu dla h -tego zbiornika, $h \in \Omega_2$,

$c_{zb,h}^-(i)$ - dolna wartość graniczna (estymata) stężenia chloru w i -tej chwili czasu dla h -tego zbiornika, $h \in \Omega_2$,

$X_{2,max,h}$ - maksymalna szerokość wyestymowanego przedziału dla h -tego zbiornika, $h \in \Omega_2$,

LD - liczba dostępnych urządzeń pomiarowych,

g_{dwp} - zmienna decyzyjna określająca czy w dwp -tym węźle zostało ulokowane urządzenie pomiarowe czy nie, $dwp \in ZDWP$, $g_{dwp} \in \{0,1\}$.

Przyjmuje się, iż jeżeli wartość dwp -tej zmiennej decyzyjnej g wynosi 0, wówczas w odpowiadającym tej zmiennej dwp -tym węźle SDWP nie zostało ulokowane urządzenie pomiarowe. Przeciwnie, jeżeli wartość ta wynosi 1, urządzenie pomiarowe zostało ulokowane.

Cechy charakterystyczne algorytmu alokacji bazującego na sformułowaniu (7.1) - (7.5) są następujące:

- 1) Zadanie optymalizacji jest zadaniem z całkowitoliczbowymi zmiennymi decyzyjnymi oraz ograniczeniami definiowanymi przez funkcje o wartościach rzeczywistych.
- 2) Wymaga określenia maksymalnej szerokości wyestymowanych przedziałów $X_{1,max}$ i $X_{2,max}$ odpowiednio dla każdego węzła i zbiornika SDWP.

3) Wymaga określenia *ZDWP*.

Cecha 1) determinuje wybór solvera optymalizacji. Natomiast cechy 2) i 3) wymagają wykorzystania zarówno wiedzy o danym SDWP jak i wykonania szeregu eksperymentów z użyciem estymatora jakości wody w SDWP. Innymi słowy, właściwy dobór dla każdego węzła i zbiornika SDWP wartości $X_{1,max}$ i $X_{2,max}$ jest kluczowy. Wynika to z faktu, iż dobranie zbyt małych wartości $X_{1,max}$ i $X_{2,max}$ może skutkować brakiem rozwiązania zadania - ograniczenia (7.4) i (7.5) nigdy nie będą spełnione. Natomiast dobranie zbyt dużych wartości $X_{1,max}$ i $X_{2,max}$ może powodować dostarczenie informacji o niewielkiej dokładności. Uszczegóławiając, wyestymowane przedziały mogą być bardzo szerokie. Dodatkową trudnością, w związku z dużą liczbą węzłów w SDWP, jest określenie $X_{1,max}$ dla każdego węzła z osobna. Pewną modyfikacją może być zatem określenie jednej wartości $X_{1,max}$, wspólnej dla wszystkich węzłów. Kosztem takiego działania może być nałożenie zbyt „łagodnych” ograniczeń na niektóre węzły, co może przenosić się na dokładność estymacji. Jedną z metodologii poszukiwania wartości $X_{1,max}$ i $X_{2,max}$ może polegać na przeprowadzaniu procesu estymacji z wykorzystaniem opracowanego estymatora jakości dla różnych konfiguracji urządzeń pomiarowych w SDWP, wyznaczanych w oparciu o wiedzę o systemie. Następnie, w wyniku przeprowadzonych procesów estymacji określa się albo jedną wartość $X_{1,max}$ wspólną dla wszystkich węzłów, albo wartości $X_{1,max}$ dedykowane osobno każdemu z węzłów. Analogiczne rozważania można przeprowadzić dla wartości $X_{2,max}$. Wspomniana wiedza o SDWP niezbędna jest również do określenia zbioru dopuszczalnych węzłów (*ZDWP*) w SDWP. W zbiorze tym powinny się znaleźć węzły mające istotne znaczenie z punktu widzenia monitorowania jakości wody w danym SDWP. Węzłami takimi są np. węzły znajdujące się na rozgałęzieniu rurociągów magistralnych, w miejscach, gdzie łączą się rurociągi dostarczające wodę z różnych źródeł wody czy też węzły w najbliższej okolicy skupisk kilku rurociągów. Wytypowanie zbioru dopuszczalnych węzłów w SDWP, przy wykorzystaniu wiedzy operatorów danego SDWP nie jest zadaniem trudnym, ale bardzo istotnym. Wynika to z faktu, iż liczebność zbioru dopuszczalnych węzłów w obrębie którego alokowane są urządzenia pomiarowe, przekłada się na czas obliczeń i pozwala uniknąć uwzględniania węzłów mających znikomy wpływ na jakość wody w całym SDWP. Warto jeszcze podkreślić, iż sformułowanie zadania alokacji postaci (7.1) - (7.5) nie uwzględnia różnych scenariuszy zapotrzebowania na wodę. Zatem, wykorzystanie wyżej opisanego jednowskaźnikowego algorytmu alokacji punktów monitorowania jakości wody w SDWP będzie przynosiło pożądany efekt w SDWP charakteryzujących się

niewielkimi zmianami wzorców zapotrzebowania na wodę w węzłach. Innymi słowy, będą to SDWP, w których przyjęte dla poszczególnych węzłów wzorce zapotrzebowań na wodę tworzące scenariusz zapotrzebowania są bardzo powtarzalne. W przeciwnym przypadku może się okazać, iż uzyskane rozwiązanie w postaci rozlokowania urządzeń pomiarowych przy przyjętym scenariuszu zapotrzebowania na wodę, dające dokładną informację o stanie jakości SDWP, przy zmianie scenariusza zapotrzebowania dostarcza już informacji o znacznie mniejszej wartości. Przy spełnieniu powyższego założenia dotyczącego powtarzalności wzorców zapotrzebowania na wodę, można wskazać dwie niewątpliwe zalety wyżej opisanego algorytmu. Po pierwsze można się spodziewać, iż czas obliczeń związany z rozwiązaniem zadania optymalizacji jednokryterialnej będzie krótszy niż w przypadku rozwiązywania zadania optymalizacji wielokryterialnej, a po drugie uzyskane rozwiązanie będzie łatwym do zinterpretowania. Oznacza to, iż jednoznacznie będzie można stwierdzić, że uzyskane rozwiązanie jest optymalnym z punktu widzenia przyjętego kryterium. Niemniej jednak, otwartym pozostaje pytanie - czy podobnej jakości estymacji nie można uzyskać przy mniejszej liczbie rozlokowanych urządzeń pomiarowych? Odpowiedź na to pytanie można uzyskać, jeśli zamiast stosowania ograniczenia na szerokości wyestymowanych przedziałów zastosuje się optymalizację ich szerokości. Takie podejście prowadzi bezpośrednio do formułowania wielowskaźnikowych algorytmów alokacji punktów monitorowania jakości wody w SDWP.

7.3.2 Algorytm dwuwskaźnikowy

Opracowany i opisany w niniejszym podrozdziale dwuwskaźnikowy algorytm alokacji eliminuje konieczności określania wartości maksymalnej szerokości wyestymowanych przedziałów $X_{1,max}$ i $X_{2,max}$. Podobnie jak dla opisanego w podrozdziale 7.3.1 jednowskaźnikowego algorytmu alokacji, również dla algorytmu dwuwskaźnikowego głównym celem jest rozlokowanie jak najmniejszej liczby dostępnych urządzeń do pomiaru stężenia chloru, przy uzyskaniu jak najdokładniejszej informacji o jego stężeniu w całym SDWP. Jednak, w tym przypadku zadanie to formułowane jest jako zadanie optymalizacji wielokryterialnej; uszczegóławiając, jako zadanie optymalizacji z dwiema funkcjami celu. Matematyczne sformułowanie zadania jest następujące (Łangowski i Brdys 2010):

$$\min Z_1 \tag{7.6}$$

$$Z_1 = \sum_{dwp=1}^{|ZDWP|} g_{dwp} \quad (7.7)$$

$$\min Z_2 \quad (7.8)$$

$$Z_2 = \sum_{n=1}^{|\Omega_E|} (c_{out,n}^+(i) - c_{out,n}^-(i)) + \sum_{h=1}^{|\Omega_2|} (c_{zb,h}^+(i) - c_{zb,h}^-(i)) \quad (7.9)$$

przy ograniczeniu:

$$\sum_{dwp=1}^{|ZDWP|} g_{dwp} \leq LD \quad (7.10)$$

Podobnie jak w przypadku opisanego w podrozdziale 7.3.1 algorytmu jednowskaźnikowego również algorytm dwuwskaźnikowy wymaga określenia $ZDWP$ oraz przyjmuje się, iż jeżeli wartość dwp -tej zmiennej decyzyjnej g wynosi 0, wówczas w odpowiadającym tej zmiennej dwp -tym węźle SDWP nie zostało ulokowane urządzenie pomiarowe. Przeciwnie, jeżeli wartość ta wynosi 1, urządzenie pomiarowe zostało ulokowane.

Istotna różnica polega na tym, iż alokacja urządzeń pomiarowych następuje w oparciu o metody optymalizacji wielokryterialnej, krótko scharakteryzowane w punkcie (2) podrozdziału 7.2. Należy zwrócić uwagę na fakt, iż zastosowanie solverów wielokryterialnych (opis wykorzystywanego solvera przedstawiony został w podrozdziale 7.6 oraz załączniku 3) będzie powodowało uzyskanie nie jednego rozwiązania optymalnego, ale zbioru rozwiązań (patrz podrozdział 7.2). Sposób wyznaczania tego zbioru uzależniony jest od zdefiniowania optymalności w ujęciu wielokryterialnym. Jedną z najbardziej rozpowszechnionych jest optymalność w sensie Pareto. Rozwiązanie jest optymalne w sensie Pareto (Pareto optymalne), jeżeli nie jest możliwym znalezienie rozwiązania lepszego, z uwagi na co najmniej jedną funkcję celu (poprawienie wartości co najmniej jednej funkcji celu), bez pogorszenia wartości co najmniej jednej z pozostałych funkcji celu (Cormen 2001; Deb 2001). Uszczegóławiając, rozważmy przestrzeń zmiennych decyzyjnych \mathfrak{S} , w której definiowane są wektory zmiennych decyzyjnych \mathbf{v} , o liczbie elementów odpowiadającej liczbie zmiennych decyzyjnych. Rozważmy ponadto, przestrzeń funkcji celów \mathfrak{R} , w której definiowane są wektory funkcji celów δ , o liczbie elementów odpowiadającej liczbie funkcji celów. Rozwiązanie \mathbf{v}^* będzie rozwiązaniem Pareto optymalnym, jeżeli wartości wektora funkcji celów $\delta(\mathbf{v}^*)$ nie można poprawić dla innego wektora zmiennych decyzyjnych \mathbf{v} , co

w przypadku kryterium optymalizacji w postaci minimalizacji funkcji celu, można zapisać jako (Cormen 2001; Deb 2001; Branke i inni 2008):

Rozwiązanie $\mathbf{v}^* \in \mathfrak{N}$ jest rozwiązaniem optymalnym w sensie Pareto, jeżeli nie istnieje takie $\mathbf{v} \in \mathfrak{N}$, że:

$$\delta_i(\mathbf{v}) \leq \delta_i(\mathbf{v}^*) \quad i=1, \dots, \zeta \quad \wedge \quad \delta_\xi(\mathbf{v}) < \delta_\xi(\mathbf{v}^*) \quad i \neq \xi \quad (7.11)$$

W optymalizacji wielokryterialnej, w której wykorzystuje się optymalność w sensie Pareto wyróżnia się rozwiązania niezdominowane i zdominowane (Deb 2001). Definicja jest następująca:

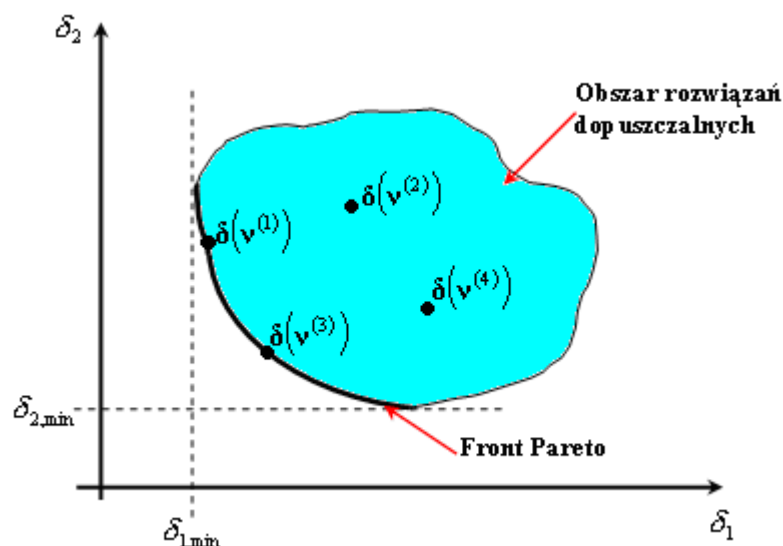
Rozwiązanie $\mathbf{v}^{(1)}$ dominuje rozwiązanie $\mathbf{v}^{(2)}$ jeżeli zachodzą poniższe warunki (Deb 2001):

- a) wartości wektora funkcji celów dla rozwiązania $\mathbf{v}^{(1)}$ ($\delta(\mathbf{v}^{(1)})$) nie są gorsze od wartości wektora funkcji celów dla rozwiązania $\mathbf{v}^{(2)}$ ($\delta(\mathbf{v}^{(2)})$),
- b) wartość co najmniej jednego elementu w wektorze funkcji celów dla rozwiązania $\mathbf{v}^{(1)}$ ($\delta(\mathbf{v}^{(1)})$) jest lepsza od wartości tego elementu w wektorze funkcji celów dla rozwiązania $\mathbf{v}^{(2)}$ ($\delta(\mathbf{v}^{(2)})$).

Jeżeli rozwiązanie $\mathbf{v}^{(1)}$ dominuje rozwiązanie $\mathbf{v}^{(2)}$ to alternatywnie można powiedzieć, iż:

- ✚ rozwiązanie $\mathbf{v}^{(2)}$ jest zdominowane przez rozwiązanie $\mathbf{v}^{(1)}$,
- ✚ rozwiązanie $\mathbf{v}^{(1)}$ jest niezdominowane przez rozwiązanie $\mathbf{v}^{(2)}$.

Rozwiązania niezdominowane tworzą zbiór rozwiązań Pareto optymalnych zwany frontem Pareto. Graficznie front Pareto to pewien fragment krzywej brzegowej obszaru rozwiązań dopuszczalnych ze względu na wszystkie ograniczenia. W celu zwiększenia przejrzystości powyższego na rysunku 7.2 zaprezentowano graficzną interpretację frontu Pareto dla dwóch funkcji celu δ_1 i δ_2 .



Rysunek 7.2 Graficzna interpretacja frontu Pareto

Zgodnie z rysunkiem 7.2 przykładowe wartości wektora funkcji celów $\delta(\mathbf{v}^{(1)})$ i $\delta(\mathbf{v}^{(3)})$ odpowiadające odpowiednio rozwiązaniom $\mathbf{v}^{(1)}$ i $\mathbf{v}^{(3)}$, nie są gorsze od wartości wektora funkcji celów $\delta(\mathbf{v}^{(2)})$ i $\delta(\mathbf{v}^{(4)})$ odpowiadających odpowiednio rozwiązaniom $\mathbf{v}^{(2)}$ i $\mathbf{v}^{(4)}$. Zatem, rozwiązania $\mathbf{v}^{(1)}$ i $\mathbf{v}^{(3)}$ nie są zdominowane przez żadne z pozostałych rozwiązań.

Sformułowane zadanie optymalizacji wielokryterialnej postaci (7.6) - (7.10) rozwiązane zostanie z użyciem solvera wykorzystującego optymalność w sensie Pareto. Zatem, bazujący na tym sformułowaniu dwuwskaźnikowy algorytm alokacji punktów monitorowania w efekcie wyznaczy nie jedno rozwiązanie optymalne, ale zbiór rozwiązań Pareto optymalnych. Każde z rozwiązań należących do wyznaczonego frontu Pareto będzie odpowiadało pewnej konfiguracji węzłów w SDWP, w których umieszczone zostały urządzenia pomiarowe. Jednoznacznie nie będzie można stwierdzić, które z nich jest lepsze. Zatem, wybór rozwiązania ostatecznego będącego kompromisem pomiędzy dwiema uwzględnianymi funkcjami celu nastąpi ze zbioru wyznaczonych rozwiązań Pareto optymalnych przy uwzględnieniu preferencji decydenta. Wobec powyższego niezbędnym jest wprowadzenie mechanizmu w postaci modelu decyzyjnego. W podrozdziale 7.4, w sposób adekwatny do dalszej części rozprawy, przedstawiony zostanie przykładowy model decyzyjny.

Podsumowując, warto zwrócić uwagę na fakt, iż zaprezentowany w niniejszym podrozdziale dwuwskaźnikowy algorytm alokacji punktów monitorowania jakości wody w SDWP pozwala uniknąć konieczności wyznaczania maksymalnej dopuszczalnej szerokości wyestymowanych przedziałów, ale wymaga większego zaangażowania decydenta niż w przypadku algorytmu

jednowskaźnikowego (patrz podrozdział 7.3.1). Ponadto warto zauważyć, iż wybrane rozwiązanie z frontu Pareto można również wykorzystać do określenia wartości $X_{1,max}$ i $X_{2,max}$ w algorytmie jednowskaźnikowym. Jednakże, odnośnie scenariuszy zapotrzebowania na wodę algorytm ten posiada identyczne cechy jak opisany w podrozdziale 7.3.1 jednowskaźnikowy algorytm alokacji.

7.3.3 Algorytm wielowskaźnikowy

Oba opisane do tej pory algorytmy alokacji (patrz podrozdziały 7.3.1 i 7.3.2) uwzględniały tylko jeden scenariusz zapotrzebowania na wodę (patrz podrozdział 2.6.1) w SDWP. Projektowanie tego typu algorytmów alokacji, jak zostało to zaznaczone w podrozdziale 7.3.1, jest zasadne dla specyficznych SDWP. W niniejszym podrozdziale opracowany i opisany został algorytm alokacji uwzględniający wiele scenariuszy zapotrzebowania. Zatem, algorytm ten będzie pozwalał na unikanie sytuacji, w której wyznaczone rozlokowanie urządzeń pomiarowych będzie uwzględniało tylko jedne warunki hydrauliczne w SDWP. Warto jednak podkreślić, iż nadal rozważany jest normalny stan pracy SDWP (patrz podrozdział 7.1). Ponadto, wypada się w tym miejscu na chwilę zatrzymać, w celu rozważenia aspektu sterowania w SDWP. Innymi słowy, w przypadku gdy brany pod uwagę jest tylko jeden scenariusz zapotrzebowania wówczas dla danego systemu sterowania jakością są „dobrze” określone trajektorie sterowań, zarówno hydrauliki jak i jakości. W przypadku wielu scenariuszy zapotrzebowania sytuacja się komplikuje. Uszczegóławiając, pojawia się uzależnienie od „przykładanych” w SDWP sterowań stężeniem chloru wynikających bezpośrednio z zastosowanego systemu sterowania jakością. Zagadnienie to przekracza ramy niniejszej rozprawy i powinno stanowić naturalną kontynuację zaprezentowanych w niej badań. Podobnie jak w opisanych w podrozdziałach 7.3.1 i 7.3.2 algorytmach również i w wielowskaźnikowym algorytmie alokacji głównym celem jest rozlokowanie jak najmniejszej liczby dostępnych urządzeń do pomiaru stężenia chloru, przy uzyskaniu jak najdokładniejszej informacji o jego stężeniu w całym SDWP. Podobnie jak w algorytmie dwuwskaźnikowym również w rozważanym przypadku zadanie alokacji formułowane jest jako zadanie optymalizacji wielokryterialnej wykorzystującej optymalność w sensie Pareto (patrz podrozdział 7.3.2). Uszczegóławiając, jako zadanie optymalizacji z więcej niż dwiema funkcjami celu. Matematyczne sformułowanie zadania jest następujące (Łangowski i inni 2012):

$$\min Z_1 \quad (7.12)$$

$$Z_1 = \sum_{dwp=1}^{|ZDWP|} g_{dwp} \quad (7.13)$$

$$\min Z_2, \min Z_3, \dots, \min Z_{sc} \quad (7.14)$$

$$\begin{aligned} Z_2 &= \sum_{n=1}^{|\Omega_E|} (c_{out,n}^{1,+}(i) - c_{out,n}^{1,-}(i)) + \sum_{h=1}^{|\Omega_2|} (c_{zb,h}^{1,+}(i) - c_{zb,h}^{1,-}(i)) \\ Z_3 &= \sum_{n=1}^{|\Omega_E|} (c_{out,n}^{2,+}(i) - c_{out,n}^{2,-}(i)) + \sum_{h=1}^{|\Omega_2|} (c_{zb,h}^{2,+}(i) - c_{zb,h}^{2,-}(i)) \\ &\quad \vdots \\ Z_{sc} &= \sum_{n=1}^{|\Omega_E|} (c_{out,n}^{sc,+}(i) - c_{out,n}^{sc,-}(i)) + \sum_{h=1}^{|\Omega_2|} (c_{zb,h}^{sc,+}(i) - c_{zb,h}^{sc,-}(i)) \end{aligned} \quad (7.15)$$

przy ograniczeniu:

$$\sum_{dwp=1}^{|ZDWP|} g_{dwp} \leq LD \quad (7.16)$$

gdzie:

$c_{out,n}^{1,+}(i), c_{out,n}^{2,+}(i), \dots, c_{out,n}^{sc,+}(i)$ - górne wartości graniczne (estymaty) stężenia chloru w i -tej chwili czasu w n -tym węźle, dla odpowiednio 1,2,...,sc scenariusza zapotrzebowania, $n \in \Omega_E$,

$c_{out,n}^{1,-}(i), c_{out,n}^{2,-}(i), \dots, c_{out,n}^{sc,-}(i)$ - dolne wartości graniczne (estymaty) stężenia chloru w i -tej chwili czasu w n -tym węźle, dla odpowiednio 1,2,...,sc scenariusza zapotrzebowania, $n \in \Omega_E$,

$c_{zb,h}^{1,+}(i), c_{zb,h}^{2,+}(i), \dots, c_{zb,h}^{sc,+}(i)$ - górne wartości graniczne (estymaty) stężenia chloru w i -tej chwili czasu w h -tym zbiorniku, dla odpowiednio 1,2,...,sc scenariusza zapotrzebowania, $h \in \Omega_2$,

$c_{zb,h}^{1,-}(i), c_{zb,h}^{2,-}(i), \dots, c_{zb,h}^{sc,-}(i)$ - dolne wartości graniczne (estymaty) stężenia chloru w i -tej chwili czasu w h -tym zbiorniku, dla odpowiednio 1,2,...,sc scenariusza zapotrzebowania, $h \in \Omega_2$.

Warto podkreślić, iż w sformułowaniu zadania optymalizacji (7.12) - (7.16) poszczególne funkcje celu: Z_2, Z_3, \dots, Z_{sc} związane są z danym scenariuszem zapotrzebowania na wodę, przy czym poszczególne scenariusze zapotrzebowania należą do zbioru scenariuszy zapotrzebowania SC : $\overline{1, sc} \in SC$.

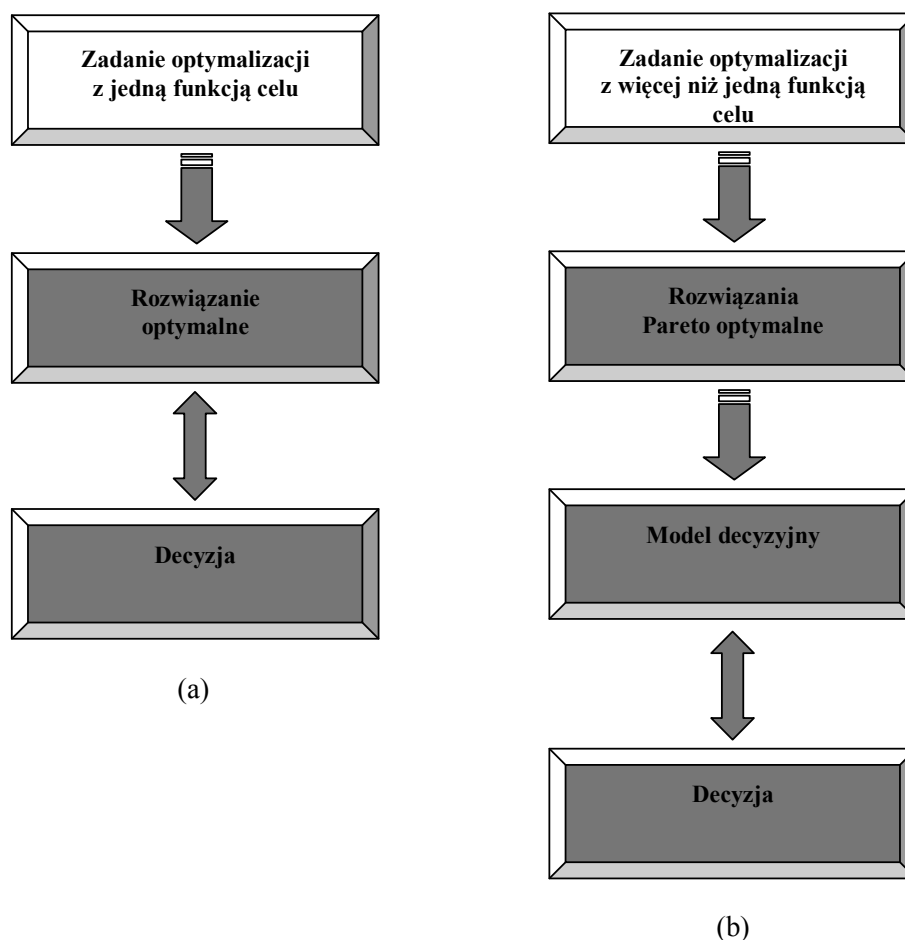
Natomiast, podobnie jak w opisanych w podrozdziałach 7.3.1 i 7.3.2 algorytmach, również algorytm wielowskaźnikowy wymaga określenia $ZDWP$ oraz przyjmuje się, iż jeżeli wartość dwp -tej zmiennej decyzyjnej g wynosi 0, wówczas w odpowiadającym tej zmiennej dwp -tym węźle SDWP nie zostało ulokowane urządzenie pomiarowe. Przeciwnie, jeżeli wartość ta wynosi 1, urządzenie pomiarowe zostało ulokowane.

Warto zwrócić uwagę na jeszcze jeden istotny fakt, mianowicie aby uzyskać wartości estymat niemierzonych stężeń chloru odpowiadających poszczególnym warunkom hydraulicznym wykorzystywany jest więcej niż jeden estymator jakości wody w SDWP. Uszczegóławiając, dla danego scenariusza zapotrzebowania wykorzystuje się odpowiadający mu pod względem wartości wielkości hydraulicznych estymator jakości. Struktury poszczególnych estymatorów jakości są analogiczne, a różnica występuje w wykorzystywanych przez nie wartościach wielkości hydraulicznych (patrz rozdział 6).

W związku z wykorzystywaniem zarówno wielu estymatorów jakości wody jak i optymalizacji wielokryterialnej należy liczyć się z faktem, iż proces wyznaczania rozwiązań Pareto optymalnych, odpowiadających danym konfiguracjom urządzeń pomiarowych w SDWP, wykonywany przy wykorzystaniu opracowanego wielowskaźnikowego algorytmu alokacji będzie obciążony długim czasem obliczeń. Dodatkowo warto zauważyć, iż uzyskana alokacja przy wykorzystaniu algorytmu wielowskaźnikowego również nie musi być „ostateczna”. Innymi słowy, ponieważ w SDWP mogą następować zmiany np. sterowań czy też mogą pojawić się stacje wtórnego uzdatniania wody, to może się okazać, iż przyjęta alokacja jest zbyt pokaźna w sensie liczby rozlokowanych urządzeń pomiarowych. Mogą pojawić się również sytuacje odwrotne tzn. alokacja nie przynosi pożądanych efektów w wyniku pojawienia się w SDWP np. nowego scenariusza zapotrzebowania. W związku z tym, zarówno w jednej jak i w drugiej przykładowej sytuacji, może zajść konieczność ponownego rozwiązania zadania alokacji.

7.4 Model decyzyjny

W niniejszym podrozdziale przedstawione zostanie, sygnalizowane wcześniej (patrz podrozdziały 7.3.2 i 7.3.3) zagadnienie wyboru najlepszego rozwiązania. Innymi słowy, rozważaniom podlegać będzie proces podejmowania decyzji o wyborze rozwiązania. Sposób podejmowania decyzji, czyli pewna metodologia, według której podjęta zostanie końcowa decyzja o rozwiązaniu to model decyzyjny. Zagadnienie to ma istotne znaczenie w przypadku wykorzystywania do rozwiązania danego zadania optymalizacji wielokryterialnej. Wynika to z faktu, iż w takim przypadku w wyniku przeprowadzenia procesu optymalizacji nie jest uzyskiwane jedno optymalne rozwiązanie, ale uzyskiwany jest szereg rozwiązań np. Pareto optymalnych (patrz podrozdział 7.3.2). Reasumując, w przypadku zadania optymalizacji z jedną funkcją celu, w rozprawie algorytm jednowskaźnikowy (patrz podrozdział 7.3.1), rozwiązanie jest jedno odpowiadające najlepszemu rozlokowaniu urządzeń pomiarowych. Natomiast w przypadku zadań optymalizacji z więcej niż jedną funkcją celu, w rozprawie algorytmy dwu i wielowskaźnikowy (patrz podrozdziały 7.3.2 i 7.3.3), rozwiązań Pareto optymalnych jest wiele i każde z nich odpowiada pewnej konfiguracji urządzeń pomiarowych w SDWP. Zatem, w przypadku algorytmu jednowskaźnikowego decyzja jest równoznaczna z uzyskanym rozwiązaniem. Inna sytuacja ma miejsce w algorytmie dwu i wielowskaźnikowym, gdzie decyzja to wybór rozwiązania spośród rozwiązań Pareto optymalnych uzyskanych w procesie optymalizacji. W celu zwiększenia przejrzystości powyższego na rysunku 7.3 przedstawiono graficznie proces podejmowania decyzji w przypadku algorytmu jednowskaźnikowego (a) oraz algorytmów dwu i wielowskaźnikowego (b).



Rysunek 7.3 Proces podejmowania decyzji: (a) algorytm jednowskaźnikowy, (b) algorytmy dwu i wielowskaźnikowy

Model decyzyjny to ogólnie mówiąc pewne narzędzie wspomagające podjęcie decyzji przez decydenta przy uwzględnieniu jego preferencji. Jednakże nie zawsze zagadnienie wielokryterialne wymaga takiego narzędzia. Innymi słowy, w niektórych sytuacjach decydent może wymagać jedynie odpowiednio zinterpretowanych rozwiązań np. Pareto optymalnych, a samo podjęcie decyzji następuje przez niego po ich przeanalizowaniu. Niemniej jednak, celowym wydaje się opracowanie modelu decyzyjnego, który będzie stanowił pewną bazę wspomagającą decydenta. I taki punkt widzenia zastosowany został w niniejszej rozprawie. Zatem, proponuje się model decyzyjny, który wskazuje najlepsze rozwiązanie spośród rozwiązań Pareto optymalnych według przyjętego kryterium. Kryterium tym jest względna odległość od początku układu współrzędnych. Takie rozwiązanie odpowiadające pewnej liczbie rozlokowanych urządzeń pomiarowych w danym SDWP stanowi punkt odniesienia do dalszych rozważań, czyli odpowiedzi np. na pytanie o ile pogorszy się globalna jakość dostarczanej informacji w postaci estymat, jeżeli zmniejszona zostanie liczba urządzeń

pomiarowych np. o 2? Takie rozważania zostaną przeprowadzone w rozdziale 8 dla rozwiązań uzyskanych dla modelu rzeczywistego SDWP.

Proces podejmowania decyzji przy pomocy wyżej opisanego modelu decyzyjnego dla trzech przykładowych funkcji celu δ_1 , δ_2 , δ_3 i dwóch rozwiązań Pareto optymalnych v_1 , v_2 przebiega następująco:

Krok 1. Wyznaczenie względnych wartości poszczególnych funkcji celu dla danego rozwiązania Pareto optymalnego:

$$\delta_{wz,k} = \frac{\delta_k(v_\gamma)}{\max_\gamma(\delta_k(v_\gamma))} \quad k = 1,2,3 \quad \gamma = 1,2 \quad (7.17)$$

gdzie:

$\delta_{wz,k}$ - względna wartość k -tej funkcji celu.

Krok 2. Obliczenie względnych odległości od początku układu współrzędnych dla każdego rozwiązania Pareto optymalnego:

$$od_{wz,v_\gamma} = \sqrt{\sum_{k=1}^3 (\delta_{wz,k}(v_\gamma))^2} \quad (7.18)$$

gdzie:

od_{wz,v_γ} - względna odległość od początku układu współrzędnych dla γ -tego rozwiązania.

Krok 3. Wybór najlepszego rozwiązania:

$$v^* = \min_\gamma(od_{wz,v_\gamma}) \quad (7.19)$$

gdzie:

v^* - najlepsze rozwiązanie wybrane spośród rozwiązań Pareto optymalnych.

Model decyzyjny (7.17) - (7.19) został wykorzystany np. w pracach (Kurek i Brdys 2006; Ewald i inni 2008; Drewna i Brdys 2008). Natomiast, inne sposoby modelowania preferencji decydenta można znaleźć np. w (Wierzbicki i inni 2000).

7.5 Charakterystyka sformułowanych zadań optymalizacji

Przedstawione w niniejszym rozdziale algorytmy alokacji punktów monitorowania jakości wody pitnej w SDWP wraz z wykorzystaniem w nich modelu decyzyjnego, bazują na odpowiednio sformułowanych zadaniach optymalizacji (patrz podrozdziały 7.3.1 - 7.3.3). Zatem, naturalnym wyborem narzędzia pozwalającego na znalezienie rozwiązania problemu alokacji jest solver optymalizacji. W literaturze znanych jest wiele solverów pozwalających na rozwiązywanie zadań optymalizacji, a wybór konkretnego z nich uzależniony jest przede wszystkim od cech zadania optymalizacji. W związku z powyższym w niniejszym podrozdziale scharakteryzowane zostaną sformułowane zadania optymalizacji. Jak już wspomniano, w podrozdziałach 7.3.1 - 7.3.3 zadania te są zadaniami z binarnymi zmiennymi decyzyjnymi określającymi czy w danym węźle SDWP zostało ulokowane urządzenie do pomiaru stężenia chloru czy też nie, przy uwzględnieniu ograniczeń definiowanych przez funkcje o wartościach rzeczywistych. Dodatkowo warto podkreślić, iż w przypadku dwu i wielowskaźnikowego algorytmu alokacji, jednocześnie optymalizacji podlega więcej niż jedna funkcja celu (patrz podrozdziały 7.3.2 i 7.3.3). Powyższe cechy powodują, iż spośród dostępnych solverów optymalizacji wybrany został algorytm genetyczny. Uwzględniając fakt, iż w przypadku dwóch z trzech opracowanych algorytmów alokacji wykorzystywana jest optymalizacja wielokryterialna, do rozwiązania zadań optymalizacji wybrano wielokryterialny algorytm genetyczny NSGA-II (Deb i inni 2000; Deb 2001). Naturalnie nie wszystkie cechy algorytmu NSGA-II są wykorzystywane w przypadku rozwiązywania zadania alokacji jednowskaźnikowej.

7.6 Algorytmy genetyczne

Algorytm genetyczny należy do grupy algorytmów ewolucyjnych, mających zastosowanie w metodach obliczeniowych, typowo do rozwiązywania zadań optymalizacji, których działanie zainspirowane zostało naturalnymi procesami ewolucji. Innymi słowy, działanie algorytmu genetycznego naśladuje procesy ewolucji zachodzące w otaczającym nas środowisku. W związku z powyższym terminologia wykorzystywana do nazewnictwa poszczególnych elementów czy też etapów działania algorytmu jest dość specyficzna, wynika bowiem z inspiracji głównie genetyką (Goldberg 1989; Michalewicz 1996; Goldberg 1998; Arabas 2004). Uwzględniając powyższe mówimy, iż algorytm genetyczny, w celu rozwiązania danego zadania, przetwarza populacje osobników, z których każdy jest

propozycją jego rozwiązania. Przetwarzanie populacji osobników, a więc działanie algorytmu genetycznego sprowadza się do wykonywania pętli, w której następują po sobie: reprodukcja, operacje genetyczne, ocena przystosowania oraz sukcesja, przy czym reprodukcję i sukcesję zazwyczaj określa się łącznym mianem selekcji (Michalewicz 1996; Arabas 2004). Sama historia algorytmów genetycznych sięga połowy lat sześćdziesiątych ubiegłego wieku, kiedy to von Neumann (von Neumann 1966) wystąpił z ideą wykorzystania procesu genetycznego w metodach obliczeniowych (Arabas 2004). Prawie dekadę później powstał praktycznie pierwszy algorytm modelujący proces genetyczny, zwany obecnie prostym algorytmem genetycznym (ang. *Simple Genetic Algorithm* - SGA) (Vose 1999; Arabas 2004). Jego twórcą był w 1975 roku John H. Holland (Holland 1975). Warto jeszcze wspomnieć o istotnym wkładzie w dalszy rozwój algorytmów genetycznych wniesionym przez D.E. Goldberg'a. Obecnie algorytmy genetyczne, czy ogólniej mówiąc algorytmy ewolucyjne stanowią bardzo już rozwiniętą i rozwijającą się nadal grupę metod zaliczanych do tzw. metod sztucznej inteligencji, którym poświęcony jest szereg pozycji literaturowych oraz międzynarodowych i krajowych konferencji, a dla których obszar zastosowań wciąż się powiększa. Warto się w tym miejscu zastanowić, dlaczego algorytmy genetyczne mogą być wykorzystane w tak wielu obszarach? Innymi słowy, jakie posiadają cechy? Podkreślenia wymagają dwie z nich, istotne z punktu widzenia niniejszej rozprawy. Pierwszą jest fakt, iż wykorzystując algorytm genetyczny w celu poszukiwania optymalnego rozwiązania przy obliczaniu wartości funkcji przystosowania używa się modelu wejście - wyjście. Uszczegóławiając, zmienne decyzyjne są wprowadzane do modelu symulacyjnego, który oblicza wartości odpowiednich wielkości wyjściowych z uwzględnieniem ograniczeń modelu. W ten sposób pojawia się możliwość użycia bardzo złożonych, silnie nieliniowych modeli ze zmiennymi mieszanymi z uwzględnieniem logicznych warunków i ograniczeń. Druga z cech to możliwość bezpośredniego podejścia do rozwiązywania zadań optymalizacji wielokryterialnej. Dzięki działaniu algorytmu na populacji osobników (potencjalnych rozwiązaniach) i możliwości porównywania wielu rozwiązań wielokryterialne algorytmy genetyczne pozwalają na implementację np. optymalności w sensie Pareto. Innymi słowy, pojawia się możliwość rozwiązywania zadań optymalizacji wielokryterialnej bez konieczności ich przeformułowywania do postaci z jedną równoważną funkcją celu (patrz podrozdział 7.2). Praktyczne początki wielokryterialnych algorytmów genetycznych datowane są na lata osiemdziesiąte ubiegłego stulecia. W roku 1984 Schaffer zaprezentował pierwszy algorytm pozwalający na rozwiązywanie zadań optymalizacji wielokryterialnej zwany VEGA (ang. *Vector Evaluated Genetic Algorithm*) (Schaffer 1984). Sposób działania tego algorytmu można znaleźć w (Srinivas i Deb 1994; Arabas 2004). Algorytm VEGA daje obiecujące

rezultaty, chociaż obarczony jest wadą w postaci zbiegania tylko do pewnych rozwiązań Pareto optymalnych. Innymi słowy, algorytm ma tendencję do poszukiwania „ekstremalnych” rozwiązań niezdominowanych, tzn. takich, które znajdują się blisko krańców zbioru rozwiązań niezdominowanych. Powyższe powoduje niewielką różnorodność zbioru rozwiązań, zapewne której jest jednym z dwóch celów optymalizacji wielokryterialnej (patrz podrozdział 7.2). Jedną z metod minimalizacji powyższego efektu jest idea Goldberg’a, polegająca na wykorzystaniu procedury sortowania niezdominowanego (ang. *non-dominated sorting procedure*) w połączeniu z technikami podziału (ang. *sharing techniques*) (Goldberg 1989). W literaturze znane są dwie różne implementacje tej koncepcji, które można znaleźć odpowiednio np. w (Fonseca i Fleming 1993; Horn i inni 1994) oraz w (Srinivas i Deb 1994). W dalszej części niniejszego podrozdziału autor dokładniej scharakteryzuje drugą z nich mającą zastosowanie w algorytmie NSGA i późniejszym NSGA-II.

- ✚ Procedura sortowania niezdominowanego - dla każdego osobnika (rozwiązania) wchodzącego w skład danej populacji dokonywane są następujące działania (Srinivas i Deb 1994; Deb 2001). Wyznaczenie wartości dwóch poniższych parametrów:
 - ✓ liczby dominującej - liczby rozwiązań, które dominują dane rozwiązanie, oraz
 - ✓ zbioru dominacji - zbioru rozwiązań, które są dominowane przez dane rozwiązanie.

Następnie wykorzystując reguły dominacji (patrz podrozdział 7.3.2) wszystkie uzyskane pary parametrów, skorelowane z danym rozwiązaniem są porównywane. W jego wyniku otrzymywane są rozwiązania, dla których liczby dominujące są zerowe. Tworzą one pierwszy zbiór niezdominowany - pierwszy (główny) front Pareto. W związku z tym, iż każde z rozwiązań należące do pierwszego frontu Pareto ma zdefiniowany zbiór dominacji, to biorąc kolejno każde z rozwiązań z tych zbiorów i dokonując analogicznych operacji jak przy uzyskaniu pierwszego zbioru niezdominowanego, przy naturalnym nieuwzględnianiu rozwiązania dominującego znajdujemy kolejny zbiór niezdominowany (kolejny front Pareto). Powyższe powtarzane jest aż do pełnej analizy danej populacji, czyli momentu określenia przynależności wszystkich osobników do poszczególnych frontów Pareto. Zatem, w wyniku sortowania niezdominowanego otrzymuje się ranking osobników od najlepszych do najgorszych, z punktu widzenia wzajemnej dominacji. Innymi słowy, jak łatwo zauważyć na głównym froncie Pareto będą znajdowały się rozwiązania niezdominowane przez żadne inne, na drugim dominowane tylko przez te z frontu głównego, na trzecim przez te z drugiego itd. Warto teraz zwrócić uwagę na fakt, iż pojawia się jeszcze kwestia rozróżniania, które z rozwiązań na danym froncie jest

lepsze. Zgodnie z definicją optymalności w sensie Pareto (patrz podrozdział 7.3.2) z punktu widzenia tylko rozważanych funkcji celu takiego rozróżnienia nie można dokonać. Niezbędnym jest zatem zdefiniowanie dodatkowego parametru, który pozwoli na takie rozróżnienie, a w rezultacie możliwe będzie dokonanie selekcji osobników. Ten parametr wynika ze spełnienia drugiego celu optymalizacji wielokryterialnej czyli zapewnienia różnorodności zbioru rozwiązań (patrz podrozdział 7.2), a wyznaczany może być przy wykorzystaniu technik podziału.

- ✚ Techniki podziału - jak już wspomniano, zaimplementowanie którejś z technik podziału w wielokryterialnym algorytmie genetycznym ma na celu przede wszystkim zapewnienie różnorodności zbioru rozwiązań. Ponadto może ona zostać wykorzystana do uszeregowania osobników należących do danego frontu Pareto. W literaturze można znaleźć dwie podstawowe techniki podziału, którymi są: funkcja podziału (ang. *sharing function*) oraz funkcja odległości od zagęszczenia (ang. *crowding distance*). Pierwsza z nich „działa” w przestrzeni zmiennych decyzyjnych (patrz podrozdział 7.2), a jej opis można znaleźć np. w (Goldberg i Richardson 1987). W przeciwieństwie do niej druga z technik operuje w przestrzeni funkcji celów (patrz podrozdział 7.2), a jej opis można znaleźć np. w (Deb 2001).

Implementacja opisanej powyżej procedury sortowania niezdominowanego wraz z techniką podziału w postaci funkcji podziału dokonana została po raz pierwszy w algorytmie NSGA (ang. *Non-dominated Sorting Genetic Algorithm*) (Srinivas i Deb 1994), a następnie w jego dalszym rozwinięciu stanowiącym algorytm NSGA-II. Jak już wspomniano wielokryterialny algorytm genetyczny NSGA-II wykorzystany został jako solver w opracowanych algorytmach alokacji punktów monitorowania jakości wody w SDWP, a jego adekwatny do zawartości niniejszej rozprawy opis przedstawiono w załączniku 3.

7.7 Algorytmy alokacji - sformułowanie dla potrzeb NSGA-II

Niniejszy podrozdział poświęcony został przedstawieniu sformułowań zadań optymalizacji zaprezentowanych w podrozdziałach 7.3.1 - 7.3.3 dla potrzeb wielokryterialnego algorytmu genetycznego NSGA-II. Innymi słowy, zadania optymalizacji stanowiące podstawę poszczególnych algorytmów alokacji punktów monitorowania jakości wody w SDWP zostały przeformułowane w taki sposób, aby była możliwa ich implementacja w algorytmie NSGA-II.

7.7.1 Algorytm jednowskaźnikowy - sformułowanie dla potrzeb NSGA-II

Sformułowanie zadania optymalizacji (7.1) - (7.5) dla potrzeb algorytmu NSGA-II jest następującej postaci (Łangowski i Brdys 2010):

$$Z' = \sum_{dwp=1}^{|ZDWP|} g_{dwp} + f_{K1} + f_{K2} + f_{K3} + f_{K4} \quad (7.20)$$

gdzie:

Z' - minimalizowana funkcja celu, odpowiadająca pierwotnej funkcji celu Z (patrz zależności (7.1) i (7.2)) z uwzględnieniem ograniczeń w postaci funkcji kar,

f_{K1} - funkcja kary za przekroczenie ograniczenia na liczbę dostępnych urządzeń pomiarowych (patrz zależność (7.3)), postaci:

$$f_{K1} = \begin{cases} 0 & \text{gdy} \quad \sum_{dwp=1}^{|ZDWP|} g_{dwp} \leq LD \\ K_1 & \text{gdy} \quad \sum_{dwp=1}^{|ZDWP|} g_{dwp} > LD \end{cases} \quad (7.21)$$

gdzie:

K_1 - dodatni, rzeczywisty parametr;

f_{K2} - funkcja kary za przekroczenie ograniczenia na maksymalną szerokość wyestymowanego przedziału dla n -tego węzła, $n \in \Omega_E$, (patrz zależność (7.4)), postaci:

$$f_{K2} = \sum_{n \in \Omega_E} \alpha_{n,2} \left[\min \left\{ 0, \left(X_{1,\max,n} - \left(c_{out,n}^+(i) - c_{out,n}^-(i) \right) \right) \right\} \right]^2 \quad (7.22)$$

gdzie:

$\alpha_{n,2}$ - dodatni, rzeczywisty parametr dla n -tego węzła;

f_{K3} - funkcja kary za przekroczenie ograniczenia na maksymalną szerokość wyestymowanego przedziału dla h -tego zbiornika, $h \in \Omega_2$, (patrz zależność (7.5)), postaci:

$$f_{K3} = \sum_{h \in \Omega_2} \alpha_{h,3} \left[\min \left\{ 0, \left(X_{2,\max,h} - \left(c_{zb,h}^+(i) - c_{zb,h}^-(i) \right) \right) \right\} \right]^2 \quad (7.23)$$

gdzie:

$\alpha_{h,3}$ - dodatni, rzeczywisty parametr dla h -tego zbiornika;

f_{K4} - funkcja kary za brak ulokowania jakiegokolwiek urządzenia pomiarowego w SDWP, postaci:

$$f_{K4} = \begin{cases} 0 & \text{gdy} \quad \sum_{dwp=1}^{|ZDWP|} g_{dwp} \neq 0 \\ K_4 & \text{gdy} \quad \sum_{dwp=1}^{|ZDWP|} g_{dwp} = 0 \end{cases} \quad (7.24)$$

gdzie: K_4 - dodatni, rzeczywisty parametr.

7.7.2 Algorytm dwuwskaznikowy - sformułowanie dla potrzeb NSGA-II

Sformułowanie zadania optymalizacji (7.6) - (7.10) dla potrzeb algorytmu NSGA-II jest następującej postaci (Łangowski i Brdys 2010):

$$Z'_1 = \sum_{dwp=1}^{|ZDWP|} g_{dwp} + f_{K1} + f_{K4} \quad (7.25)$$

gdzie:

Z'_1 - minimalizowana funkcja celu, odpowiadająca pierwotnej funkcji celu Z_1 (patrz zależności (7.6) i (7.7)) z uwzględnieniem ograniczeń w postaci funkcji kar,

$$Z'_2 = \left[\sum_{n=1}^{|\Omega_E|} (c_{out,n}^+(i) - c_{out,n}^-(i)) + \sum_{h=1}^{|\Omega_2|} (c_{zb,h}^+(i) - c_{zb,h}^-(i)) \right] + f_{K1} + f_{K4} \quad (7.26)$$

gdzie:

Z'_2 - minimalizowana funkcja celu, odpowiadająca pierwotnej funkcji celu Z_2 (patrz zależności (7.8) i (7.9)) z uwzględnieniem ograniczeń w postaci funkcji kar,

f_{K1}, f_{K4} - funkcje kar za odpowiednio przekroczenie ograniczenia na liczbę dostępnych urządzeń pomiarowych (patrz zależność (7.10)) oraz za brak ulokowania jakiegokolwiek urządzenia pomiarowego w SDWP, określone odpowiednio zależnościami (7.21) i (7.24).

7.7.3 Algorytm wielowskaźnikowy - sformułowanie dla potrzeb NSGA-II

Sformułowanie zadania optymalizacji (7.12) - (7.16) dla potrzeb algorytmu NSGA-II jest następującej postaci (Łangowski i inni 2012):

$$Z'_1 = \sum_{dwp=1}^{|ZDWP|} g_{dwp} + f_{K1} + f_{K4} \quad (7.27)$$

gdzie:

Z'_1 - minimalizowana funkcja celu, odpowiadająca pierwotnej funkcji celu Z_1 (patrz zależności (7.12) i (7.13)) z uwzględnieniem ograniczeń w postaci funkcji kar,

$$\begin{aligned} Z'_2 &= \left[\sum_{n=1}^{|\Omega_E|} (c_{out,n}^{1,+}(i) - c_{out,n}^{1,-}(i)) + \sum_{h=1}^{|\Omega_2|} (c_{zb,h}^{1,+}(i) - c_{zb,h}^{1,-}(i)) \right] + f_{K1} + f_{K4} \\ Z'_3 &= \left[\sum_{n=1}^{|\Omega_E|} (c_{out,n}^{2,+}(i) - c_{out,n}^{2,-}(i)) + \sum_{h=1}^{|\Omega_2|} (c_{zb,h}^{2,+}(i) - c_{zb,h}^{2,-}(i)) \right] + f_{K1} + f_{K4} \\ &\vdots \\ Z'_{sc} &= \left[\sum_{n=1}^{|\Omega_E|} (c_{out,n}^{sc,+}(i) - c_{out,n}^{sc,-}(i)) + \sum_{h=1}^{|\Omega_2|} (c_{zb,h}^{sc,+}(i) - c_{zb,h}^{sc,-}(i)) \right] + f_{K1} + f_{K4} \end{aligned} \quad (7.28)$$

gdzie:

$Z'_2, Z'_3, \dots, Z'_{sc}$ - minimalizowane funkcje celu, odpowiadająca pierwotnym funkcjom celów Z_2, Z_3, \dots, Z_{sc} (patrz zależności (7.14) i (7.15)) z uwzględnieniem ograniczeń w postaci funkcji kar,

f_{K1}, f_{K4} - funkcje kar za przekroczenie ograniczenia na liczbę dostępnych urządzeń pomiarowych (patrz zależność (7.16)) oraz za brak ulokowania jakiegokolwiek urządzenia pomiarowego w SDWP, określone odpowiednio zależnościami (7.21) i (7.24).

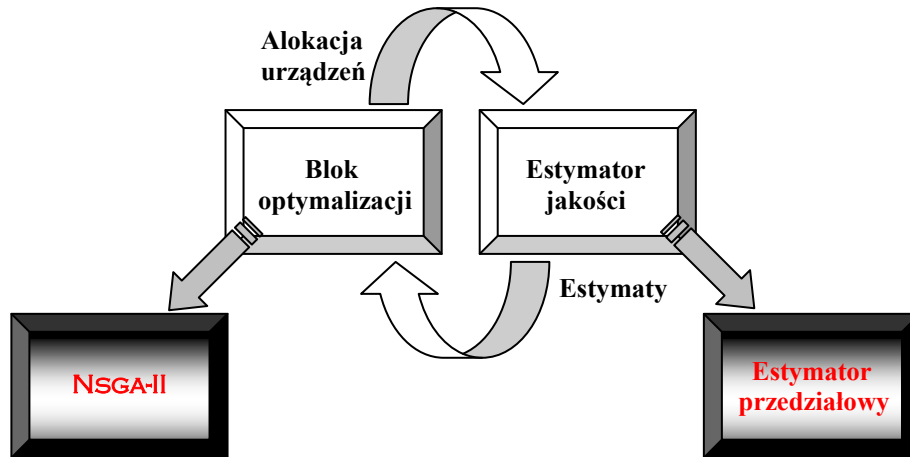
7.8 Model decyzyjny - wybór najlepszego osobnika

Jak wiadomo każdy algorytm genetyczny, w tym NSGA-II, kończy działanie w momencie spełnienia zadanego warunku stopu. Zatrzymanie algorytmu jest zatem równoznaczne z otrzymaniem pewnej populacji końcowej zawierającej określoną liczbę osobników, z których każdy jest rozwiązaniem danego zadania. Ostatecznym rozwiązaniem danego zadania jest więc najlepszy osobnik z populacji końcowej. Rozważania w zakresie wyboru końcowego rozwiązania (najlepszego osobnika) przeprowadzone zostały w podrozdziale 7.4. W tym miejscu autor podkreśli zatem tylko, iż rozwiązaniem końcowym odpowiadającym wyznaczonej alokacji punktów monitorowania jakości wody w SDWP w przypadku algorytmu jednowskaźnikowego jest osobnik najlepiej przystosowany (najmniejsza rozlokowana liczba urządzeń pomiarowych przy spełnieniu ograniczeń), natomiast w przypadku algorytmów dwu i wielowskaźnikowego jest to osobnik spośród rozwiązań Pareto optymalnych, zgodnie z przyjętym modelem decyzyjnym, którego położenie odpowiada najmniejszej względnej odległości od początku układu współrzędnych.

7.9 Implementacja i działanie algorytmów alokacji

Jak już wspomniano każdy z opracowanych algorytmów alokacji punktów monitorowania jakości wody w SDWP działa w oparciu o ogólny schemat przedstawiony na rysunku 7.1

(patrz podrozdział 7.3). W oparciu o dalsze przedstawione w rozprawie rozważania schemat ten można uszczegółowić do postaci przedstawionej na rysunku 7.4:



Rysunek 7.4 Szczegółowy schemat algorytmów alokacji punktów monitorowania jakości wody w SDWP

Sposób implementacji oraz działania opracowanego estymatora przedziałowego jakości wody w SDWP przedstawiono w rozdziale 6. Natomiast opis oraz kwestię implementacji algorytmu NSGA-II zawarto w załączniku 3. Zatem, w celu zwiększenia przejrzystości rozprawy zasadnym wydaje się jeszcze uszczegółowienie implementacji algorytmu NSGA-II z punktu widzenia rozważanego problemu alokacji. Opis ten w oparciu o informacje zawarte w załączniku 3 przedstawiony został poniżej:

- ✚ Inicjalizacja - losowe utworzenie populacji początkowej o ustalonej liczbie osobników, przy wykorzystaniu kodowania binarnego. Liczba genów w danym chromosomie uzależniona została od liczebności zbioru *ZDWP*, a allele mogą przyjmować wartości 0 lub 1 oznaczające odpowiednio nie ulokowanie w danym węźle urządzenia pomiarowego lub jego alokację. Liczba genów danego osobnika oraz liczebność populacji jest określana dla danego algorytmu alokacji i aplikacji w której został on wykorzystany - szczegółowe informacje w tym zakresie zostały przedstawione w rozdziale 8.
- ✚ Ocena przystosowania - przy wykorzystaniu wszystkich funkcji celów zdefiniowanych w obrębie danego algorytmu alokacji, zastosowanie procedury sortowania niezdominowanego.
- ✚ Technika podziału - przy wykorzystaniu funkcji odległości od zagęszczenia.
- ✚ Elityzm - realizowany zgodnie z opisem zawartym w załączniku 3.

- ✚ Warunek stopu - osiągnięcie zadanej liczby generacji definiowanej dla danego algorytmu alokacji i aplikacji w której został on wykorzystany - szczegółowe informacje w tym zakresie zostały przedstawione w rozdziale 8.
- ✚ Selekcja - przy wykorzystaniu selekcji turniejowej.
- ✚ Operacje genetyczne - przy wykorzystaniu operatorów krzyżowania w odmianie jednopunktowej oraz mutacji punktowej.
- ✚ Nowa populacja - tworzona przez osobniki powstałe w wyniku selekcji, działania operatorów genetycznych oraz elityzmu.

Algorytm ulega zatrzymaniu po osiągnięciu zadanej liczby generacji i z populacji końcowej, przy wykorzystaniu zdefiniowanego modelu decyzyjnego, zostaje wyłoniony osobnik najlepszy, reprezentujący alokację punktów monitorowania jakości wody w SDWP. Tak opracowane i zaimplementowane w środowisku MATLAB algorytmy alokacji zostały wykorzystane w aplikacji modelu rzeczywistego SDWP, a otrzymane wyniki symulacyjne obszernie przedstawiono i przedyskutowano w rozdziale 8.

Rozdział 8 Badania symulacyjne

8.1 Wprowadzenie

W niniejszym rozdziale przedstawiona została aplikacja opracowanej i opisanej w rozprawie metodologii dla modelu rzeczywistego SDWP. W tym miejscu należy uszczegółowić użyte sformułowanie modelu rzeczywistego SDWP. Mianowicie pod tym pojęciem rozumiany jest model symulacyjny zaimplementowany w symulatorze EPANET w oparciu o posiadaną dokumentację rzeczywistego SDWP. Kwestia ta została w sposób adekwatny do zawartości niniejszej rozprawy przedstawiona w podrozdziale 8.2. Rzeczywisty SDWP dla którego zaprezentowano wszystkie wyniki w dalszej części niniejszego rozdziału to SDWP miasta Chojnice. Zatem, w oparciu o informacje zawarte w rozdziale 3 został opracowany i zaimplementowany w środowisku MATLAB model jakości wody SDWP miasta Chojnice dla celów estymacji. Weryfikacji dokładności modelu zaimplementowanego w środowisku MATLAB dokonano poprzez porównanie uzyskanych z niego wyników (trajektorii stężeń chloru) z wynikami uzyskanymi z modelu symulacyjnego, zaimplementowanego w symulatorze EPANET uznawanego w niniejszej rozprawie za wierne odzwierciedlenie rzeczywistości (patrz podrozdział 2.8). Wyniki te zaprezentowane zostały w podrozdziale 8.2.1.2. Następnie model jakości wody dla celów estymacji wykorzystano przy opracowaniu przedziałowego estymatora jakości wody dla modelu SDWP Chojnic zgodnie z metodologią przedstawioną w rozdziałach 4 i 6. Wyniki estymacji zawarto w podrozdziale 8.3. Końcowy etap stanowiło wykorzystanie przedziałowego estymatora jakości wody w opracowanych w rozdziale 7 algorytmach alokacji punktów monitorowania jakości wody. Aspekt ten stanowi główne zagadnienie rozważane w rozprawie, a wyniki zaprezentowano i przeanalizowano w podrozdziale 8.4.

8.2 SDWP miasta Chojnice

Chojnice położone są około 130 km na południowy-zachód od Gdańska, zajmując południową część Kaszub w Borach Tucholskich (patrz rysunek 8.1). Miasto liczy około 40 tyś. mieszkańców i stanowi swego rodzaju centrum regionu. Związane jest to z faktem, iż najbliższe miasto podobnej wielkości oddalone jest o około 70 km w kierunku zachodnim.



Rysunek 8.1 Lokalizacja Chojnic

System dystrybucji wody pitnej Chojnic dostarcza wodę dla potrzeb mieszkańców i firm prowadzących swoją działalność na terenie miasta. Zarządcą SDWP jest spółka Miejskie Wodociągi w Chojnicach zajmująca się również odprowadzaniem i oczyszczaniem ścieków. Obecnie łączna długość sieci wodociągowej (rurociągów) wynosi ponad 100 km (www.wodociagi.chojnice.pl).

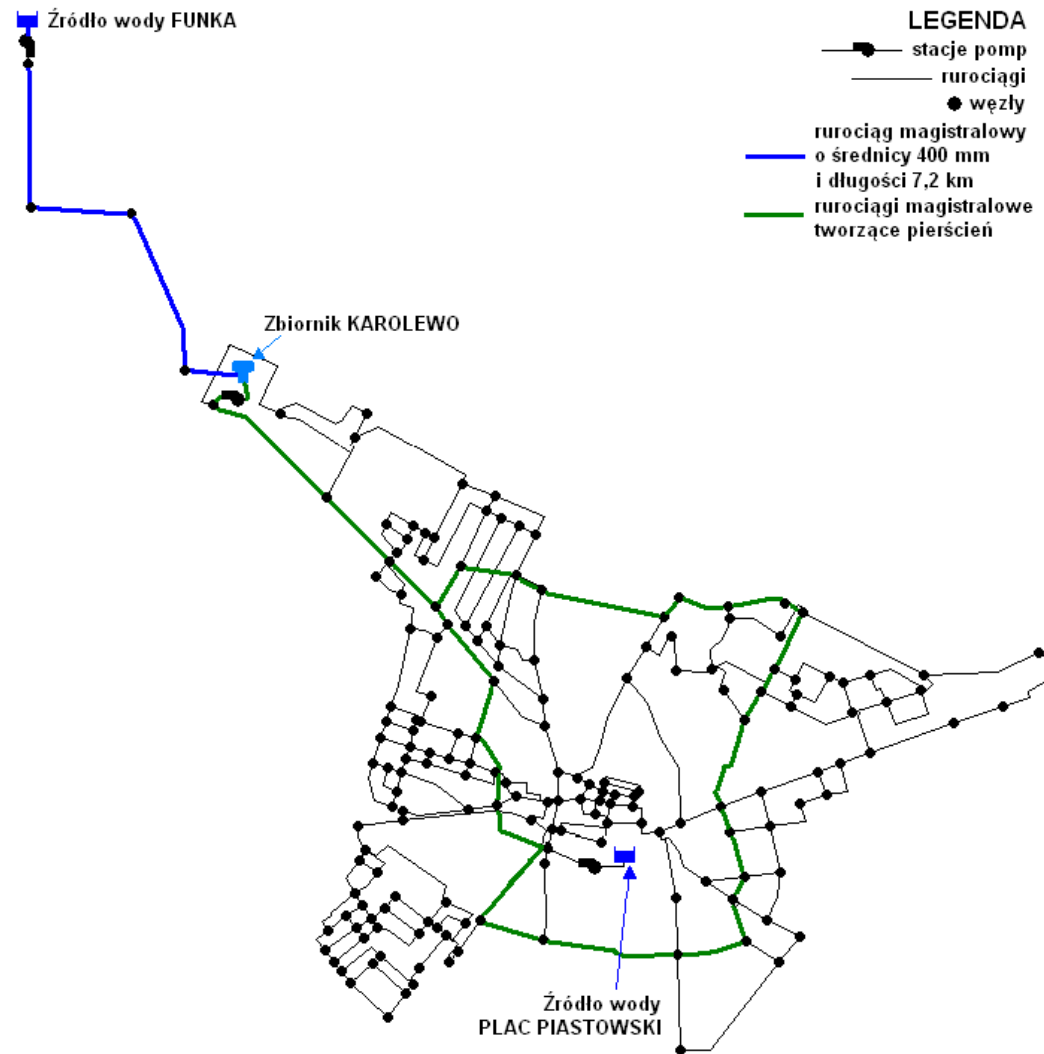
SDWP miasta Chojnice zasilany jest z dwóch ujęć wody tj. (Cimiński 2005):

- ✚ Ujęcie wody Funka - jest to podstawowe źródło zaopatrzenia Chojnic w wodę, znajdujące się na terenie wsi Funka. Woda ujmowana jest z 9 studni głębinowych o łącznej dopuszczalnej wydajności 410 [m³/h] w miesiącach maj - sierpień oraz 330 [m³/h] w okresie wrzesień - kwiecień. Ujmowana ze studni woda uzdatniana jest w stacji uzdatniania zlokalizowanej przy ujęciu, a następnie zasila miejski SDWP.
- ✚ Ujęcie wody Plac Piastowski - jest to ujęcie rezerwowe i uzupełniające, znajdujące się w centrum miasta. Woda ujmowana jest z 3 studni głębinowych o łącznej wydajności 170 [m³/h] w miesiącach kwiecień - sierpień oraz 140 [m³/h] w okresie wrzesień - marzec. Podobnie jak w przypadku ujęcia wody Funka woda uzdatniana jest w zlokalizowanej przy ujęciu stacji uzdatniania.

Dodatkowo, w systemie znajdują się dwa ujęcia będące źródłami awaryjnymi niewykorzystywanymi w stanie normalnej pracy SDWP.

Uzdatniona woda z ujęcia Funka poprzez zbiornik Karolewo zasila SDWP miasta. Zbiornik zlokalizowany jest na terenie wsi Karolewo. Obecnie jest on jedynym zbiornikiem znajdującym się w eksploatacji, pełniącym rolę bufora dla całego systemu (Cimiński 2005).

Sam SDWP miasta Chojnice jest systemem ciśnieniowym (w żadnym punkcie SDWP woda nie spływa wyłącznie grawitacyjnie). Woda ujmowana z ujęcia Funka transportowana jest do zbiornika Karolewo rurociągiem magistralowym o średnicy 400 [mm] i długości 7,2 [km]. Natomiast za zbiornikiem woda tłoczona jest do rurociągów magistralowych o średnicach od 300 [mm] do 500 [mm] znajdujących się wewnątrz miasta, które tworzą pierścień obejmujący większą część Chojnic. Dodatkowo, do wspomnianego pierścienia tłoczona jest woda z ujęcia Plac Piastowski. Cały SDWP miasta Chojnice składa się z szeregu węzłów połączonych między sobą rurociągami o różnej średnicy i długości. Większość rurociągów jest połączona z zasuwami odcinającymi. SDWP nie zawiera żadnych zaworów i hydroforni (Cimiński 2005). Opisany powyżej SDWP miasta Chojnice, z zaznaczeniem ujęć wody, zbiornika oraz rurociągów magistralowych, zilustrowany został na rysunku 8.2 (Cimiński 2005).



Rysunek 8.2 SDWP miasta Chojnice z zaznaczeniem głównych rurociągów

8.2.1 Model SDWP miasta Chojnice - struktura

Struktura zaprezentowanego na rysunku 8.2 SDWP miasta Chojnice została zamodelowana z wykorzystaniem symulatora EPANET przy uwzględnieniu dokumentacji otrzymanej ze spółki Miejskie Wodociągi w Chojnicach. Innymi słowy, w symulatorze EPANET zaimplementowano strukturę modelu SDWP miasta Chojnice uwzględniającą wszystkie istotne elementy rzeczywistego systemu. Struktura ta, przy wykorzystaniu wiedzy literaturowej (Boulos i inni 2004; Walski i inni 2004), szczegółowo zaprezentowana została w (Cimiński 2005). Liczebność poszczególnych elementów modelu SDWP miasta Chojnice zestawiono w tabeli 8.1.

Tabela 8.1 Liczba poszczególnych elementów w SDWP miasta Chojnice

| Nazwa elementu | Liczba [szt] |
|----------------|--------------|
| Węzły | 177 |
| Źródła wody | 2 |
| Zbiorniki | 1 |
| Rurociągi | 271 |
| Pompy | 3 |

Struktura modelu SDWP miasta Chojnice o liczebności poszczególnych elementów zaprezentowanej w tabeli 8.1 stanowi punkt wyjścia zarówno dla modelu symulacyjnego (patrz podrozdział 8.2.1.1) jak również dla modelu jakości wody dla potrzeb estymacji (patrz podrozdział 8.2.1.2). Warto zauważyć, iż dodatkowo struktura ta poddana została procesowi szkieletyzacji (Duzinkiewicz i Cimiński 2005; Duzinkiewicz i Cimiński 2006) pozwalającemu na uzyskanie uproszczonej struktury modelu, przez co możliwe jest jego efektywne wykorzystanie w dalszych różnego rodzaju badaniach.

8.2.1.1 Model symulacyjny

Struktura SDWP miasta Chojnice zaprezentowana na rysunku 8.2 została zaimplementowana w symulatorze EPANET i stanowi bazę dla modelu symulacyjnego. Uzyskanie pełnego modelu symulacyjnego SDWP miasta Chojnice wymagało właściwego zamodelowania poszczególnych elementów systemu, które w efekcie doprowadziło do sytuacji, w której model symulacyjny odpowiada rzeczywistości. W przypadku omawianej aplikacji działania takie podjęto przede wszystkim w odniesieniu do hydrauliki systemu. Innymi słowy, opracowany

model symulacyjny SDWP miasta Chojnice z punktu widzenia hydrauliki wiernie reprezentuje rzeczywiste zachowanie się systemu (Cimiński 2005). Efekt ten uzyskano poprzez literaturowe podejście do modelowania poszczególnych elementów (Brdys i Ulanicki 1994; Mays i inni 2000; Boulos i inni 2004; Walski i inni 2004; Duzinkiewicz 2005). Adekwatny do zawartości niniejszej rozprawy opis modeli hydrauliki przedstawiony został w podrozdziale 2.4. Warto zwrócić w tym miejscu uwagę na kilka istotnych aspektów związanych z modelowaniem poszczególnych elementów. Mianowicie:

- ✚ Rezystancje rurociągów - wielkości te wyznaczono przy wykorzystaniu formuły Hazena - Williamsa (patrz podrozdział 2.4.3), przy czym wartości współczynnika chropowatości dla poszczególnych rurociągów wyznaczone zostały w oparciu o wytyczne literaturowe (Bhave 1991; Boulos i inni 2004). Niezbędne do wyznaczenia współczynników chropowatości wielkości takie jak średnice czy długości rurociągów jak również materiał, z którego wykonano rurociągi oraz ich wiek uzyskano z dokumentacji otrzymanej od Miejskich Wodociągów w Chojnicach.
- ✚ Pompy i zbiornik - wszystkie dane niezbędne do zamodelowania pomp oraz zbiornika (patrz podrozdział 2.4) takie jak średnica zbiornika czy charakterystyki pomp uzyskano z dokumentacji otrzymanej od Miejskich Wodociągów w Chojnicach. Dodatkowo uwzględniono rzeczywisty sposób sterowania pompami, co w efekcie przełożyło się na odzwierciedlającą rzeczywistość pracę zbiornika Karolewo.
- ✚ Wysokości wyniesień węzłów (elewacje) - dane te uzyskano z dokumentacji otrzymanej od Miejskich Wodociągów w Chojnicach.
- ✚ Wzorce zapotrzebowania na wodę - w modelu znajduje się 7 węzłów, którym przyporządkowano wzorce zapotrzebowania na wodę (patrz rysunki 8.72 - 8.77). Wzorce te wyznaczono w oparciu o dane rzeczywiste uzyskane od Miejskich Wodociągów w Chojnicach. Szczegółowy sposób postępowania przy ich określaniu przedstawiony został w (Cimiński 2005). Ogólnie metodologię oparto na podziale SDWP Chojnic na 7 stref wynikających z topograficznego podziału miasta na dzielnice. W każdej strefie przyjęto jeden węzeł do którego skumulowano cały pobór wody w niej następujący. Wartości liczbowe średniego dobowego poboru w węźle danej strefy wyznaczono w oparciu o dane rzeczywiste (odczyty wskazań wodomierzy), a jego dobowy rozkład ustalono bazując na pomiarach natężeń przepływów wody w rurociągach transportujących wodę z ujęć i ze zbiornika oraz wskazówkach pracowników spółki Miejskie Wodociągi w Chojnicach. Rozlokowanie węzłów z wzorcami zapotrzebowania na wodę zilustrowano np. na rysunku 8.69.

- ✚ Ujęcia wody - ujęcia zamodelowano jako źródła wody uzdatnionej zgodnie opisem zaprezentowanym w podrozdziale 2.4.

Uwzględniając powyższe opracowany został model symulacyjny SDWP miasta Chojnice wiernie odzwierciedlający pod względem hydrauliki rzeczywisty system (Cimiński 2005; Duzinkiewicz i Cimiński 2005; Duzinkiewicz i Cimiński 2006).

Nieco inne podejście zastosowano dla zamodelowania jakości wody. Innymi słowy, przyjęto stały poziom stężenia chloru w źródłach wody wynoszący 0,3 [mg/l] i założono brak stacji wtórnego uzdatniania w systemie. Zatem, zmiany stężenia chloru w poszczególnych miejscach SDWP wynikają z kinetyki reakcji oraz rozptyłów wody przez model SDWP. Takie postępowanie wynikało bezpośrednio z faktu, iż obecnie w chojnickim SDWP woda jest dezynfekowana jedynie sporadycznie i brak jest rzeczywistych danych, które obrazowałyby faktyczne zmiany stężenia chloru. Niemniej jednak, uzyskane w ten sposób stężenia chloru traktowane są w rozprawie jako punkt odniesienia, odzwierciedlający rzeczywiste zachowanie się systemu. Reasumując, krótko opisany w niniejszym podrozdziale model symulacyjny SDWP miasta Chojnice został w niniejszej rozprawie wykorzystany do dwóch głównych celów:

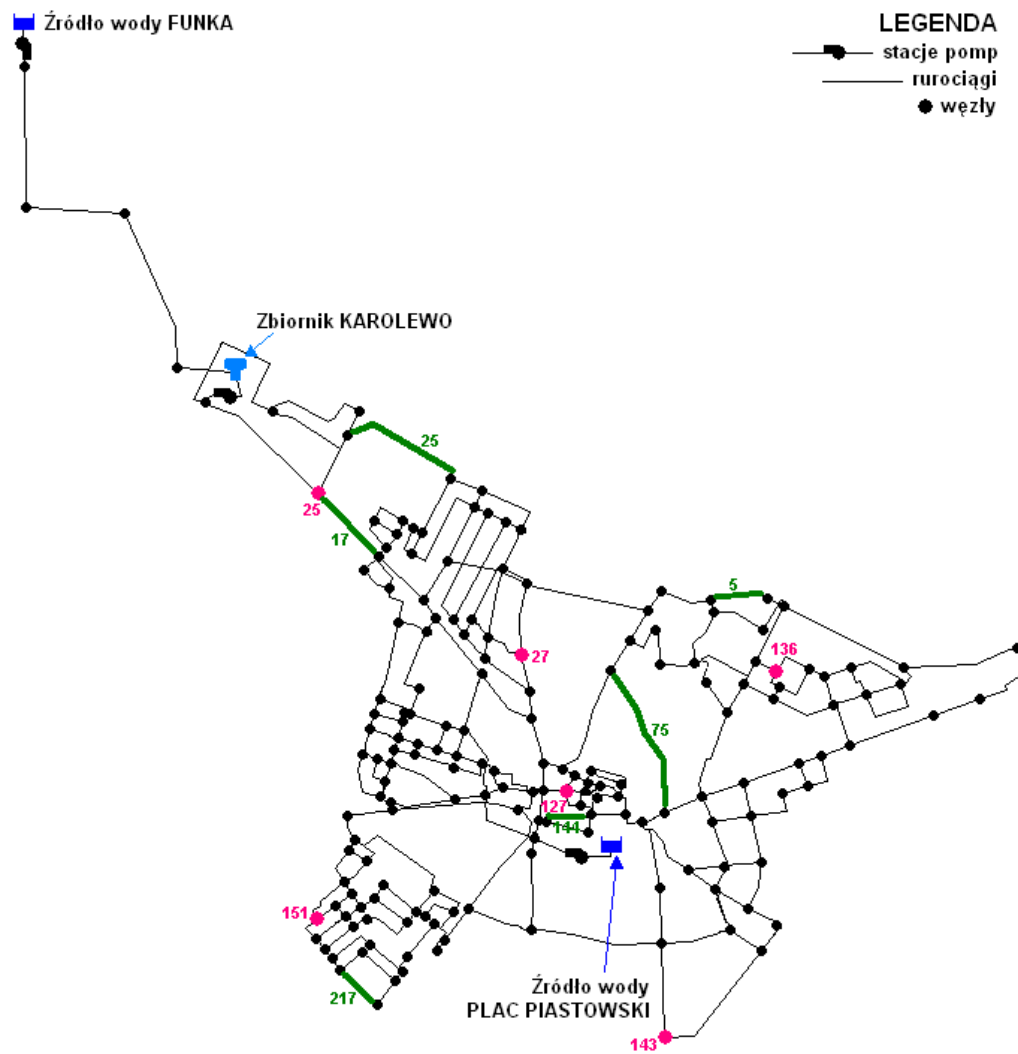
- ✚ weryfikacji uzyskanych wyników, w oparciu o opracowaną i opisaną w poprzednich rozdziałach rozprawy metodologię,
- ✚ generacji wartości wielkości hydraulicznych i jakościowych zgodnie z zasadami przedstawionymi w podrozdziałach 4.4.1 i 4.4.2.

Przykładowe wyniki uzyskane z zaimplementowanego w symulatorze EPANET modelu symulacyjnego SDWP Chojnic przedstawione zostały na rysunkach 8.4 - 8.21.

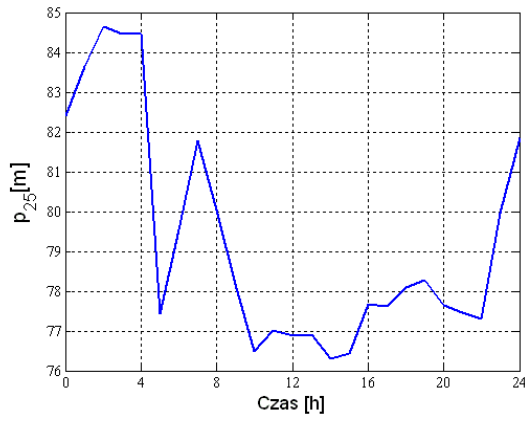
Uszczegóławiając:

- ✚ Trajektorie ciśnień w przykładowych węzłach przedstawiono na rysunkach 8.4 - 8.9.
- ✚ Trajektorie natężeń przepływów wody w przykładowych rurociągach zaprezentowano na rysunkach 8.10 - 8.15.
- ✚ Trajektorie stężeń chloru w przykładowych węzłach zilustrowano na rysunkach 8.16 - 8.21.

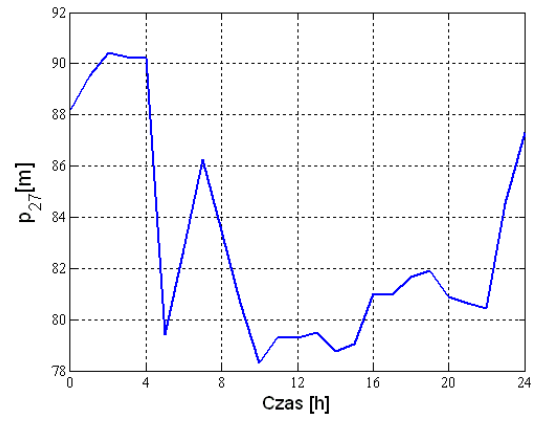
Model symulacyjny z zaznaczeniem elementów dla których zaprezentowano wyniki na rysunkach 8.4 - 8.21 przedstawiono na rysunku 8.3. Natomiast szczegółowe dane dotyczące tego modelu zawarto w załączniku 4.



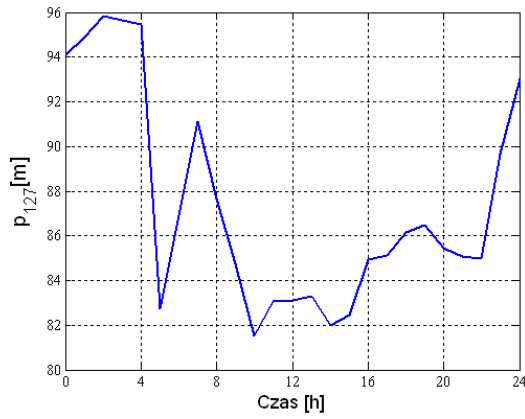
Rysunek 8.3 Model symulacyjny SDWP miasta Chojnice z zaznaczonymi przykładowymi węzłami i rurociągami



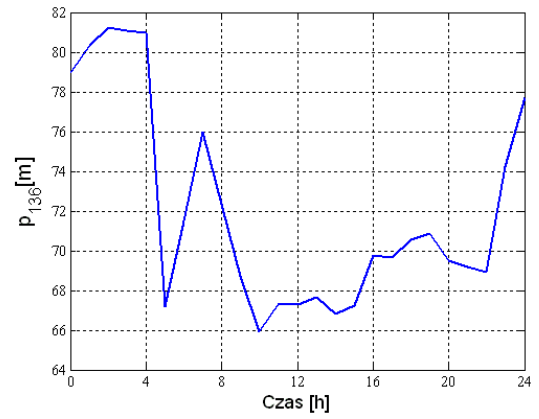
Rysunek 8.4 Trajektoria ciśnienia w węźle 25 (symulator EPANET)



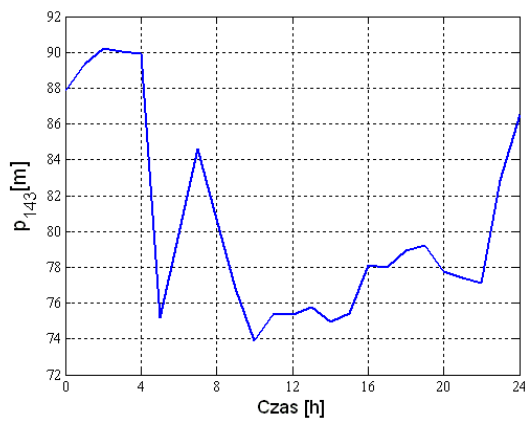
Rysunek 8.5 Trajektoria ciśnienia w węźle 27 (symulator EPANET)



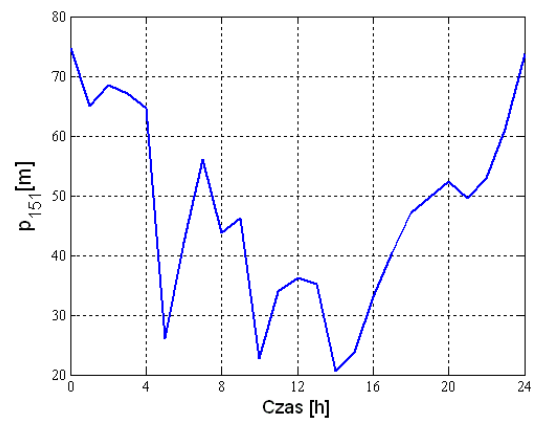
Rysunek 8.6 Trajektoria ciśnienia w węźle 127 (symulator EPANET)



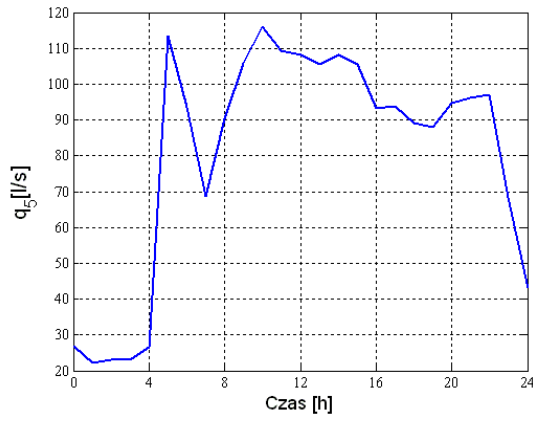
Rysunek 8.7 Trajektoria ciśnienia w węźle 136 (symulator EPANET)



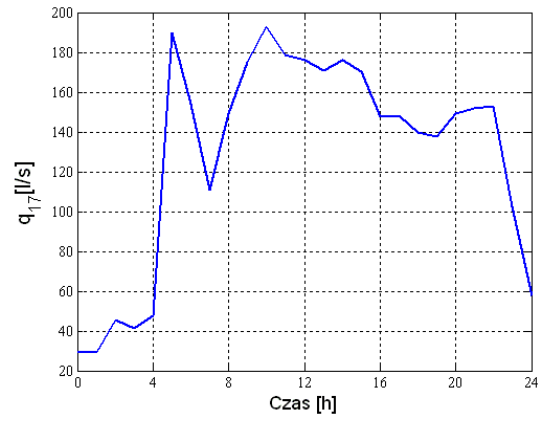
Rysunek 8.8 Trajektoria ciśnienia w węźle 143 (symulator EPANET)



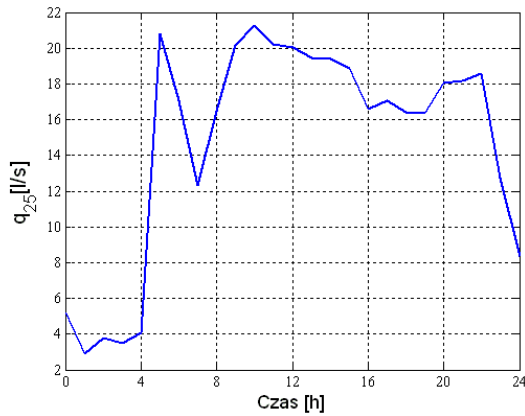
Rysunek 8.9 Trajektoria ciśnienia w węźle 151 (symulator EPANET)



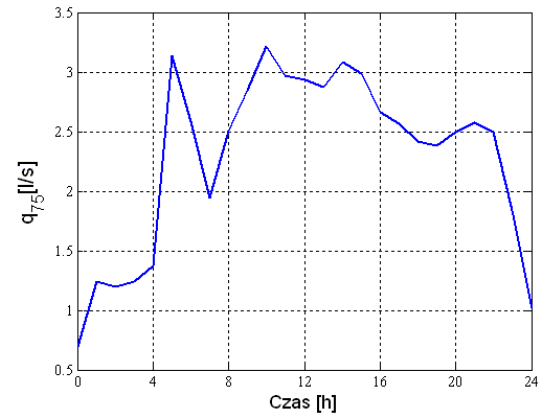
Rysunek 8.10 Trajektoria natężenia przepływu wody przez rurociąg 5 (symulator EPANET)



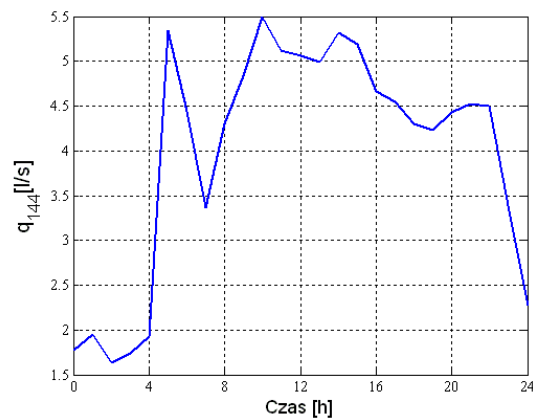
Rysunek 8.11 Trajektoria natężenia przepływu wody przez rurociąg 17 (symulator EPANET)



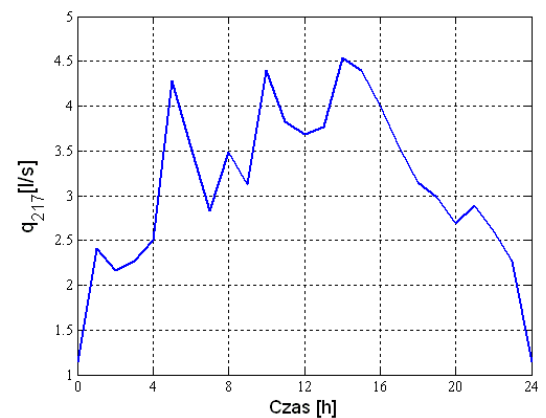
Rysunek 8.12 Trajektoria natężenia przepływu wody przez rurociąg 25 (symulator EPANET)



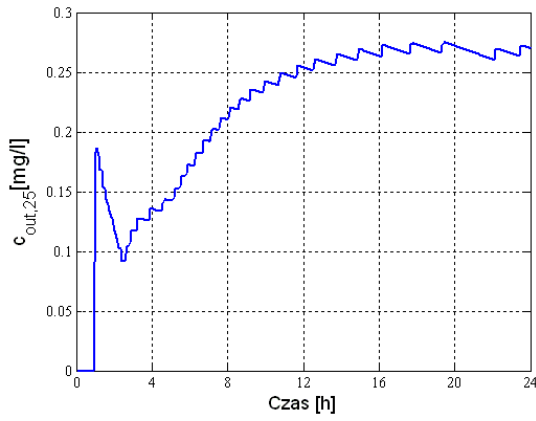
Rysunek 8.13 Trajektoria natężenia przepływu wody przez rurociąg 75 (symulator EPANET)



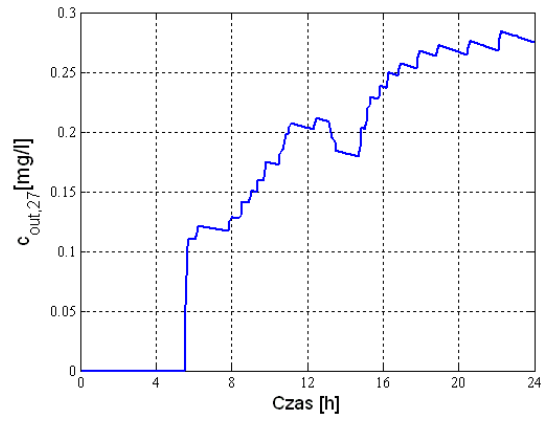
Rysunek 8.14 Trajektoria natężenia przepływu wody przez rurociąg 144 (symulator EPANET)



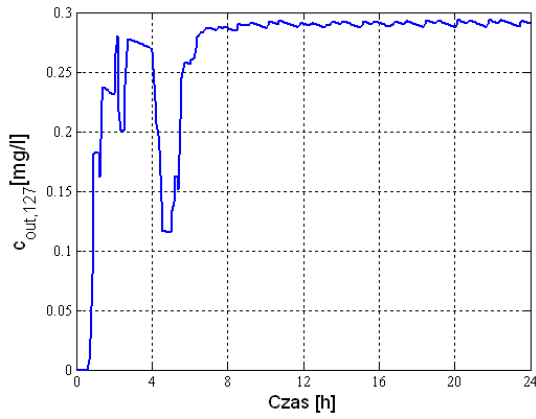
Rysunek 8.15 Trajektoria natężenia przepływu wody przez rurociąg 217 (symulator EPANET)



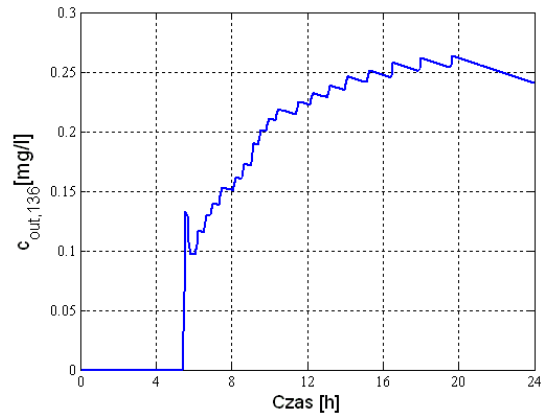
Rysunek 8.16 Trajektoria stężenia chloru w węźle 25 (symulator EPANET)



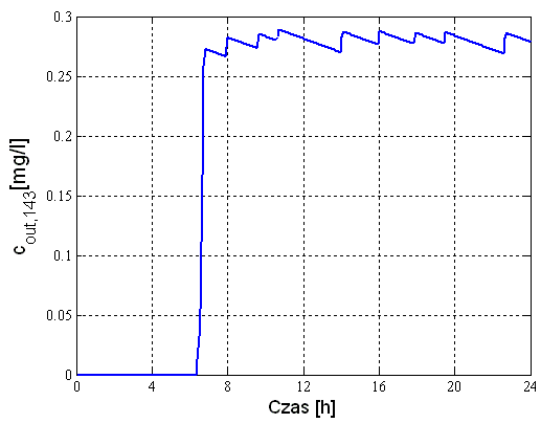
Rysunek 8.17 Trajektoria stężenia chloru w węźle 27 (symulator EPANET)



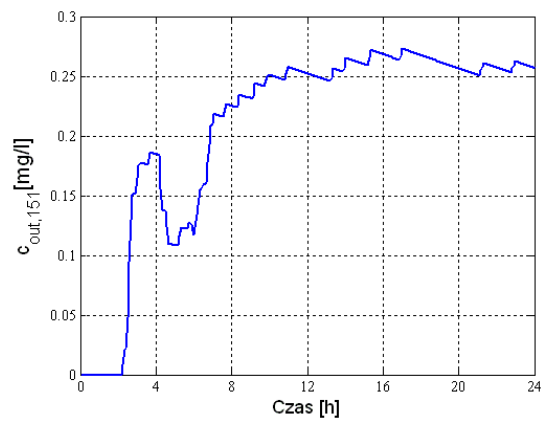
Rysunek 8.18 Trajektoria stężenia chloru w węźle 127 (symulator EPANET)



Rysunek 8.19 Trajektoria stężenia chloru w węźle 136 (symulator EPANET)



Rysunek 8.20 Trajektoria stężenia chloru w węźle 143 (symulator EPANET)



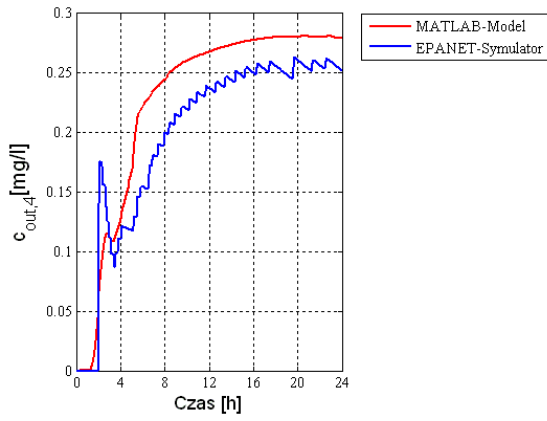
Rysunek 8.21 Trajektoria stężenia chloru w węźle 151 (symulator EPANET)

8.2.1.2 Model jakości wody dla potrzeb estymacji

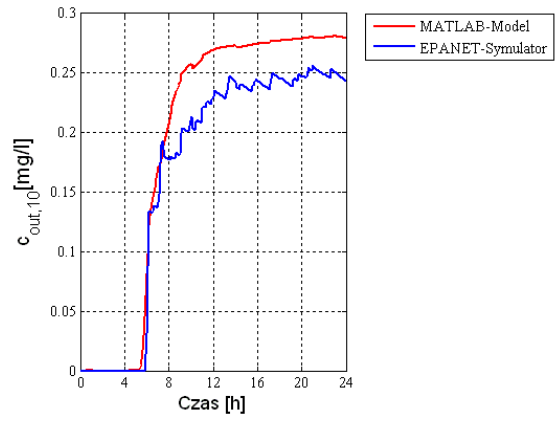
W oparciu o metodologię przedstawioną w rozdziale 3 ze szczególnym uwzględnieniem podrozdziału 3.5 został opracowany i zaimplementowany w środowisku MATLAB model jakości wody SDWP miasta Chojnice. Dane niezbędne dla jego rozwiązania (struktura systemu, wartości wielkości hydraulicznych, stężenia chloru w źródłach wody) uzyskano z zaimplementowanego w symulatorze EPANET, opisanego w podrozdziale 8.2.1.1, modelu symulacyjnego. Dodatkowo, określone zostały wartości następujących parametrów:

- ✚ krok hydrauliki T_H przyjęty na poziomie 1 [h],
- ✚ minimalny krok jakości $T_{Q,min}$ wynoszący 4 [min] oraz
- ✚ maksymalna liczba segmentów w obrębie rurociągu $N_{l,max}$ wynosząca 8.

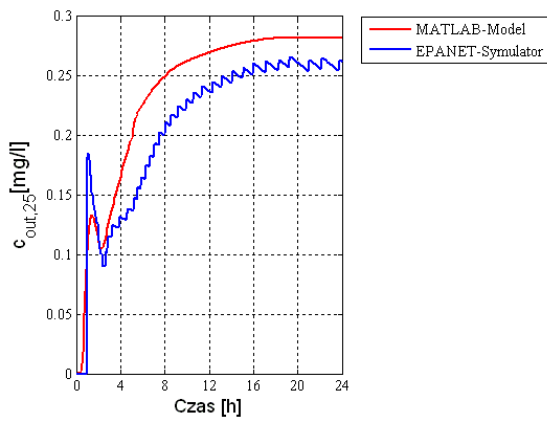
Dobór wartości $T_{Q,min}$ oraz $N_{l,max}$ wykonany został na drodze eksperymentalnej (szczegóły przedstawiono w załączniku 1). Końcowe wartości są kompromisem pomiędzy dokładnością uzyskiwanego rozwiązania z modelu dla potrzeb estymacji w odniesieniu do rozwiązania uzyskiwanego z modelu symulacyjnego, a efektywnością obliczeń. Wyniki - trajektorie stężeń chloru, w 21 przykładowych węzłach oraz w zbiorniku Karolewo, przedstawiono na rysunkach 8.22 - 8.43. Na każdym z rysunków widoczne są dwa przebiegi: stężenie chloru wyznaczone poprzez numeryczne rozwiązanie modelu jakości wody dla potrzeb estymacji (linia czerwona - MATLAB-Model) oraz stężenie chloru wyznaczone za pomocą modelu symulacyjnego (linia niebieska - EPANET-Symulator). Wyniki przedstawione na rysunkach 8.22 - 8.43 uzyskane zostały przy wykorzystaniu pierwszego scenariusza zapotrzebowania na wodę (patrz rysunki 8.72 i 8.73), natomiast rozlokowanie węzłów przedstawiono na rysunku 8.107.



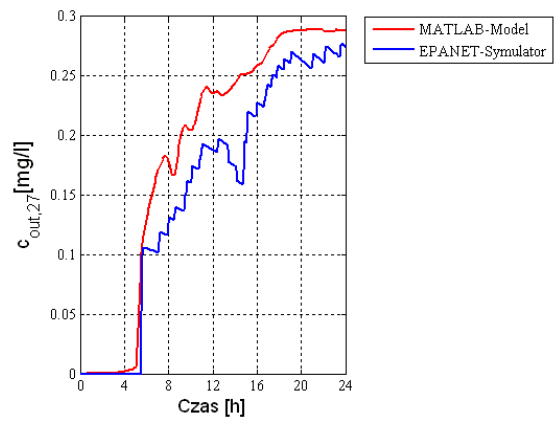
Rysunek 8.22 Trajektorie stężenia chloru w węźle 4



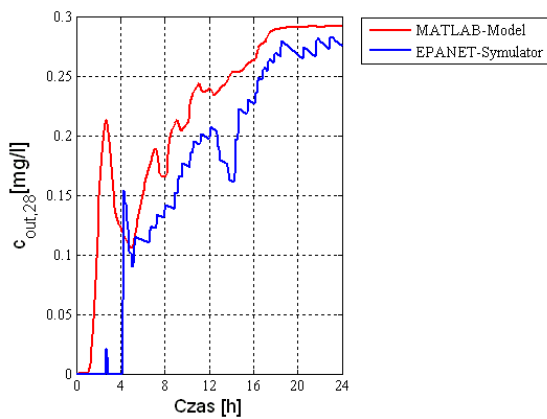
Rysunek 8.23 Trajektorie stężenia chloru w węźle 10



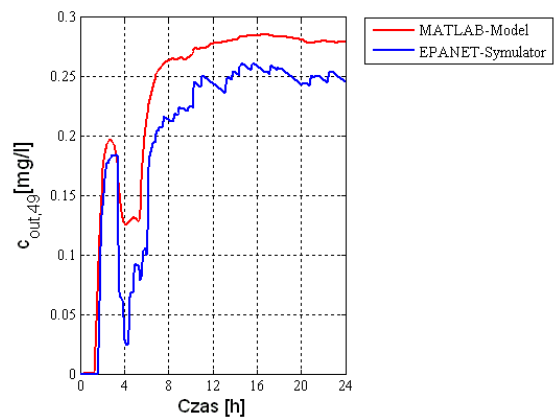
Rysunek 8.24 Trajektorie stężenia chloru w węźle 25



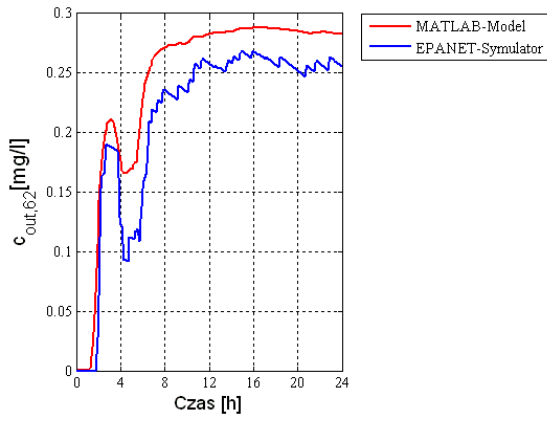
Rysunek 8.25 Trajektorie stężenia chloru w węźle 27



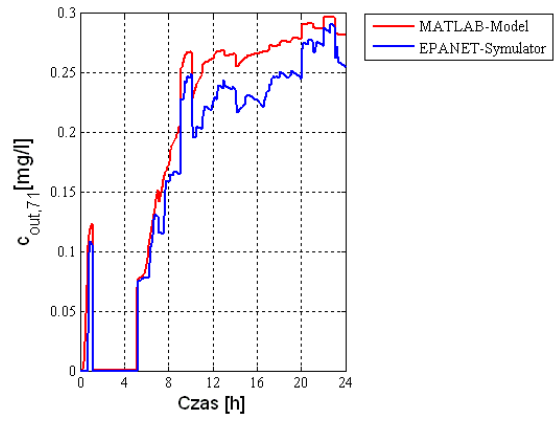
Rysunek 8.26 Trajektorie stężenia chloru w węźle 28



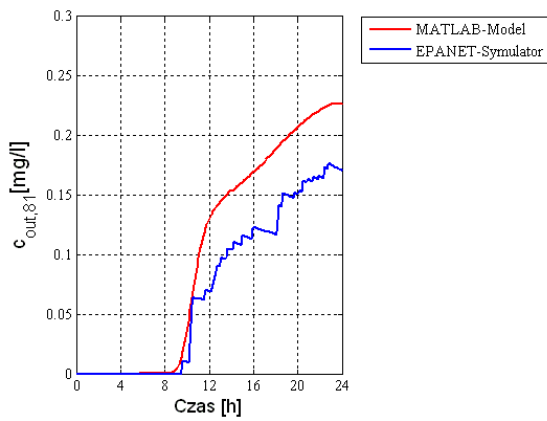
Rysunek 8.27 Trajektorie stężenia chloru w węźle 49



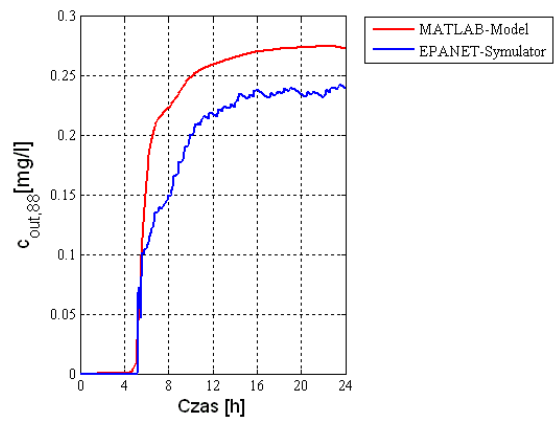
Rysunek 8.28 Trajektorie stężenia chloru w węźle 62



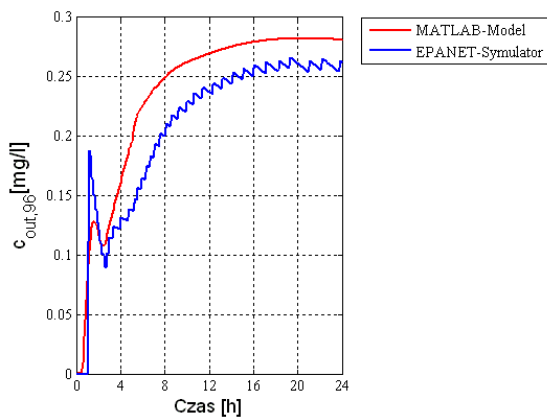
Rysunek 8.29 Trajektorie stężenia chloru w węźle 71



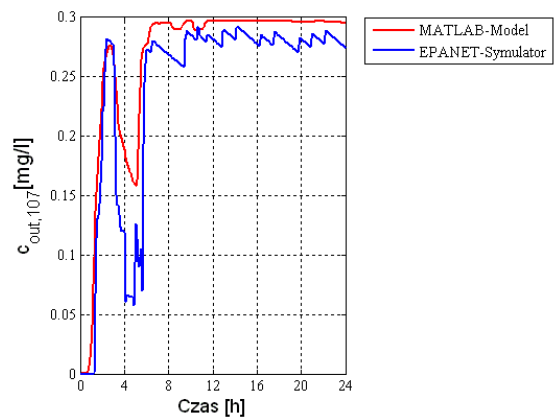
Rysunek 8.30 Trajektorie stężenia chloru w węźle 81



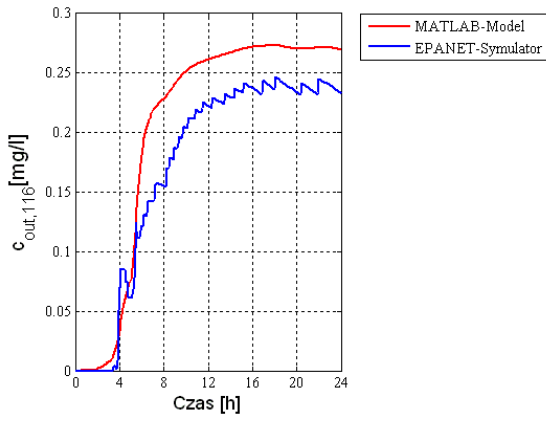
Rysunek 8.31 Trajektorie stężenia chloru w węźle 88



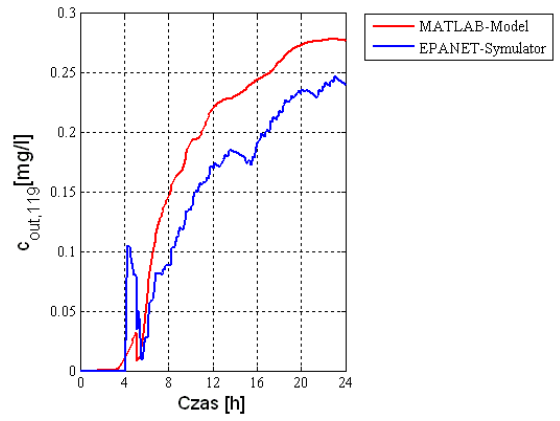
Rysunek 8.32 Trajektorie stężenia chloru w węźle 96



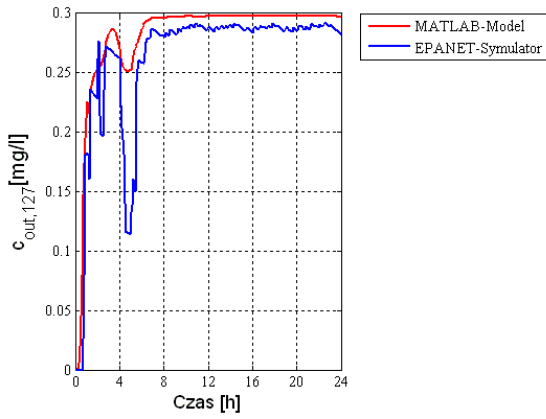
Rysunek 8.33 Trajektorie stężenia chloru w węźle 107



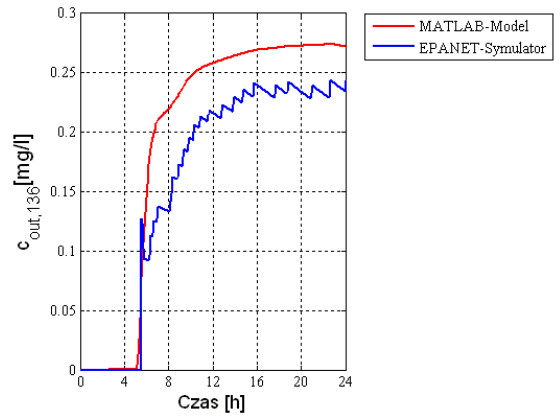
Rysunek 8.34 Trajektorie stężenia chloru w węźle 116



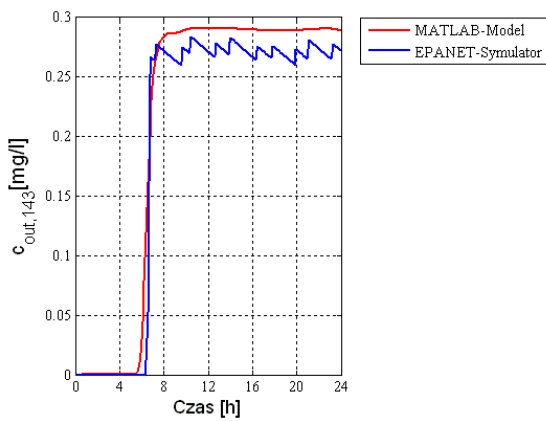
Rysunek 8.35 Trajektorie stężenia chloru w węźle 119



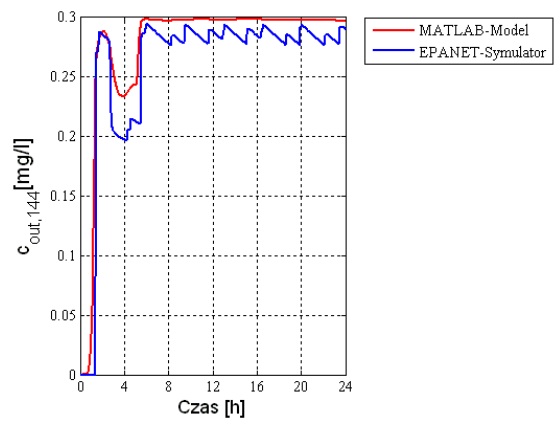
Rysunek 8.36 Trajektorie stężenia chloru w węźle 127



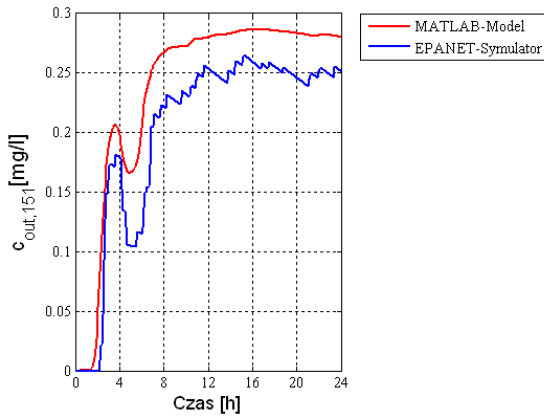
Rysunek 8.37 Trajektorie stężenia chloru w węźle 136



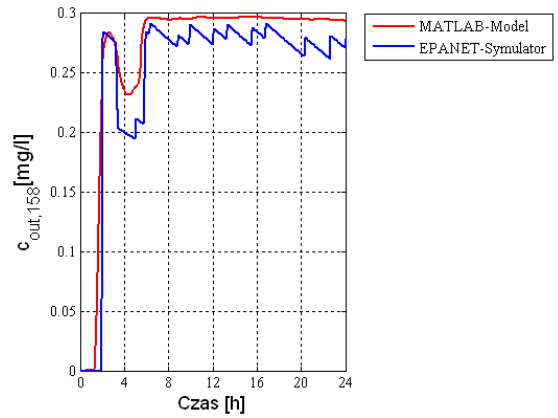
Rysunek 8.38 Trajektorie stężenia chloru w węźle 143



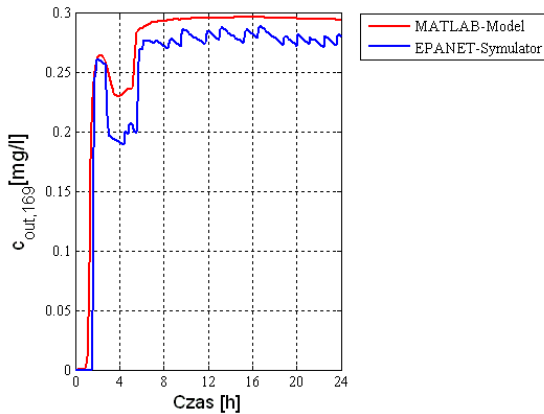
Rysunek 8.39 Trajektorie stężenia chloru w węźle 144



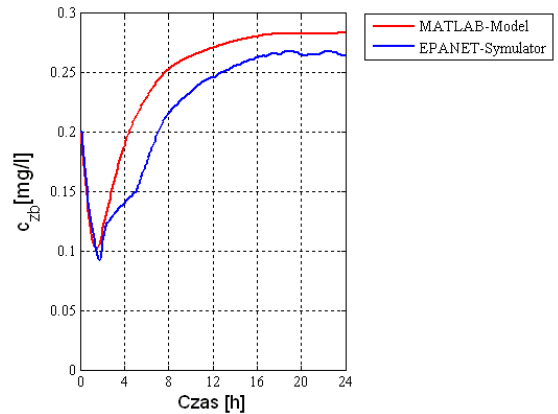
Rysunek 8.40 Trajektorie stężenia chloru w węźle 151



Rysunek 8.41 Trajektorie stężenia chloru w węźle 158



Rysunek 8.42 Trajektorie stężenia chloru w węźle 169



Rysunek 8.43 Trajektorie stężenia chloru w zbiorniku Karolewo

Przedstawione na rysunkach 8.22 - 8.43 wyniki symulacji pokazują, iż uzyskana została zadowalająca dokładność rozwiązania modelu jakości wody dla potrzeb estymacji SDWP miasta Chojnice (MATLAB-Model), w stosunku do rozwiązania uzyskanego z modelu symulacyjnego. Potwierdzeniem powyższego są zestawione w tabeli 8.2 średnie wartości bezwzględne błędów w wybranych 21 przykładowych węzłach i w zbiorniku Karolewo, określone jako różnica pomiędzy wartościami stężenia chloru uzyskanego z modelu zaimplementowanego w MATLABIE oraz w symulatorze EPANET. Jako dopełnienie całości warto wskazać, iż średnia wartość bezwzględna błędów dla SDWP Chojnic, definiowanego jako średnia ze średnich wartości bezwzględnych błędów w poszczególnych węzłach i w zbiorniku Karolewo, wynosi 0,0283 [mg/l].

Tabela 8.2 Zestawienie średnich wartości bezwzględnych błędów

| Nazwa elementu | Średnia wartość bezwzględna błędu [mg/l] |
|-------------------|--|
| Węzeł 4 | 0,0313 |
| Węzeł 10 | 0,0264 |
| Węzeł 25 | 0,0308 |
| Węzeł 27 | 0,0312 |
| Węzeł 28 | 0,0449 |
| Węzeł 49 | 0,0358 |
| Węzeł 62 | 0,0323 |
| Węzeł 71 | 0,0223 |
| Węzeł 81 | 0,0302 |
| Węzeł 88 | 0,0348 |
| Węzeł 96 | 0,0306 |
| Węzeł 107 | 0,0255 |
| Węzeł 116 | 0,0340 |
| Węzeł 119 | 0,0380 |
| Węzeł 127 | 0,0192 |
| Węzeł 136 | 0,0353 |
| Węzeł 143 | 0,0152 |
| Węzeł 144 | 0,0174 |
| Węzeł 151 | 0,0357 |
| Węzeł 158 | 0,0201 |
| Węzeł 169 | 0,0210 |
| Zbiornik Karolewo | 0,0256 |

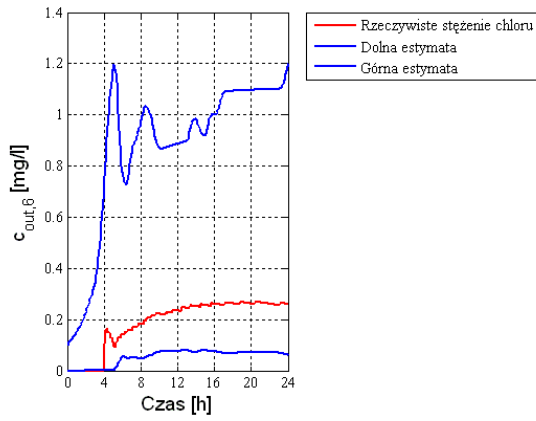
8.3 Estymacja stężenia chloru - SDWP miasta Chojnice

W oparciu o metodologię przedstawioną w rozdziałach 4 i 6 został opracowany i zaimplementowany w środowisku MATLAB przedziałowy estymator jakości wody dla SDWP miasta Chojnice. Wartości niezbędnych wielkości hydraulicznych i jakościowych dla przeprowadzenia procesu estymacji przedziałowej uzyskane zostały z zaimplementowanego w symulatorze EPANET, opisanego w podrozdziale 8.2.1.1, modelu symulacyjnego. Dodatkowo, przyjęte zostały wartości następujących wielkości:

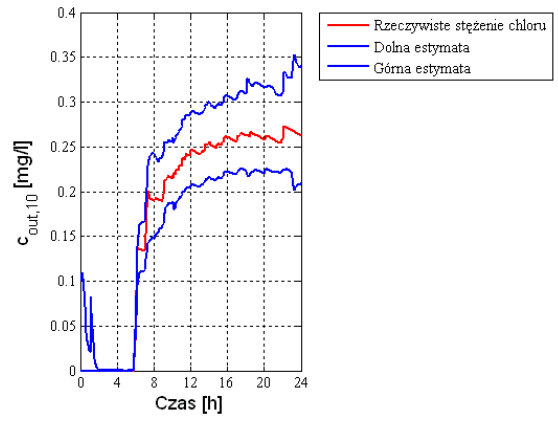
- ✚ wartości niepewności w poszczególnych wartościach wielkości hydraulicznych i jakościowych wynoszą $\pm 2\%$,
- ✚ stała wartość stężenia chloru w źródłach wody przyjęta została na poziomie 0,3 [mg/l],
- ✚ wartości warunków początkowych dla poszczególnych zmiennych stanu reprezentujących stężenia chloru na końcach segmentów poszczególnych rurociągów wynoszą odpowiednio 0,1 [mg/l] oraz 0 [mg/l], natomiast dla zmiennej stanu reprezentującej stężenie chloru w zbiorniku odpowiednio 0,3 [mg/l] oraz 0 [mg/l].

Przebieg procesu estymacji jest analogiczny do opisanego w podrozdziale 6.3 przy uwzględnieniu wprowadzania niepewności zgodnie z podrozdziałami 4.4.1 i 4.4.2.

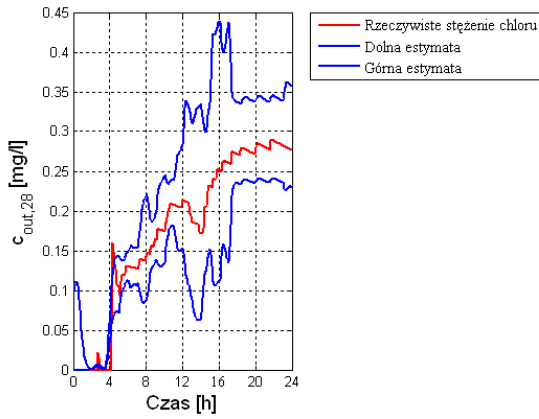
Wyniki estymacji dla przykładowych 9 węzłów i zbiornika Karolewo, przy wykorzystaniu powyższych informacji oraz pierwszego scenariusza zapotrzebowania na wodę (patrz rysunki 8.72 i 8.73) i przykładowej alokacji 24 urządzeń do pomiaru stężenia chloru, przedstawiono na rysunkach 8.44 - 8.53. Część prezentowanych wyników można znaleźć w (Brdyś i Łangowski 2008). Na każdym z rysunków widoczne są trzy trajektorie: rzeczywiste stężenie chloru uzyskane z symulatora EPANET (linia czerwona) oraz dolna i górna estymata jego stężenia (linie niebieskie). Graficznie rozlokowanie poszczególnych węzłów, w których ulokowane zostały urządzenia do pomiaru stężenia chloru (zwanymi w dalszej części niniejszej rozprawy również węzłami z twardym pomiarem - ang. *hard monitoring nodes*) oraz węzłów, dla których zaprezentowane zostały wyniki estymacji na rysunkach 8.44 - 8.53 (zwanymi w dalszej części niniejszej rozprawy węzłami z miękkim pomiarem - ang. *soft monitoring nodes*) przedstawiono na rysunku 8.54.



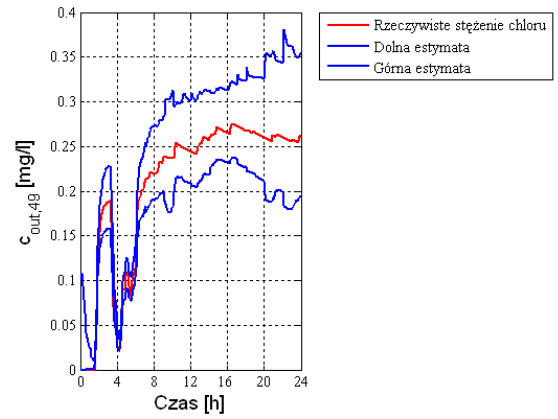
Rysunek 8.44 Wyniki estymacji dla węzła 6 przy przykładowej alokacji urządzeń pomiarowych



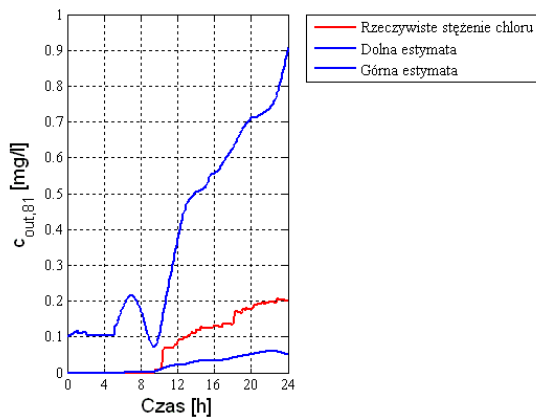
Rysunek 8.45 Wyniki estymacji dla węzła 10 przy przykładowej alokacji urządzeń pomiarowych



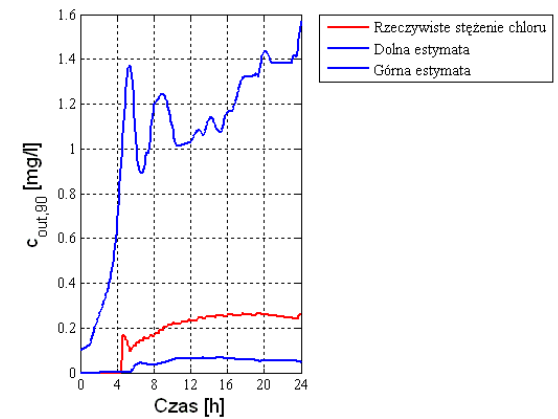
Rysunek 8.46 Wyniki estymacji dla węzła 28 przy przykładowej alokacji urządzeń pomiarowych



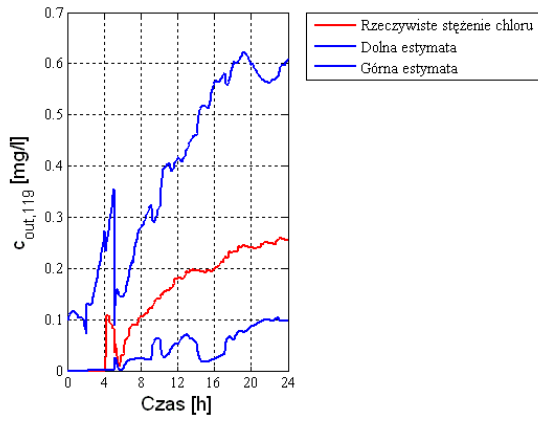
Rysunek 8.47 Wyniki estymacji dla węzła 49 przy przykładowej alokacji urządzeń pomiarowych



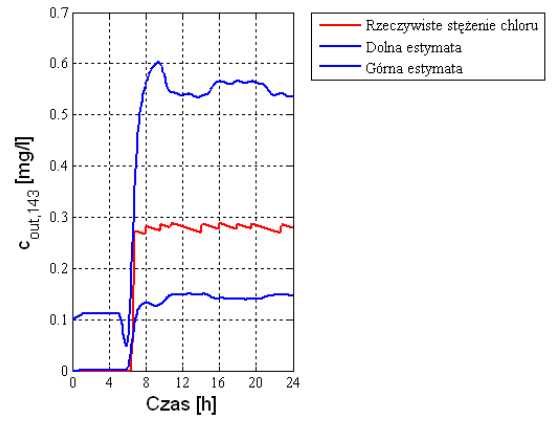
Rysunek 8.48 Wyniki estymacji dla węzła 81 przy przykładowej alokacji urządzeń pomiarowych



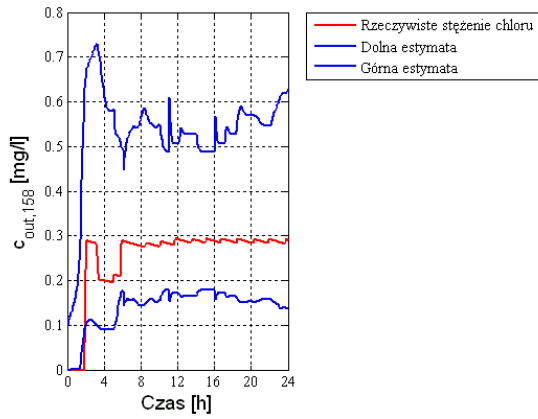
Rysunek 8.49 Wyniki estymacji dla węzła 90 przy przykładowej alokacji urządzeń pomiarowych



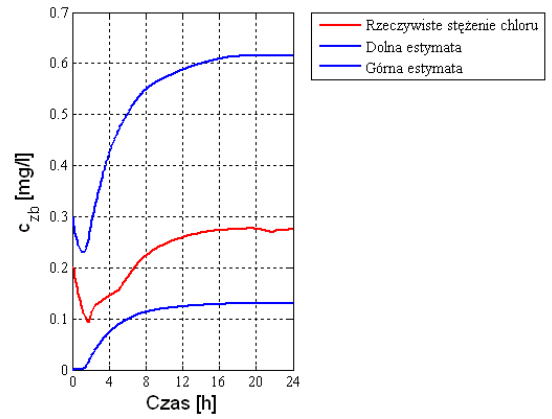
Rysunek 8.50 Wyniki estymacji dla węzła 119 przy przykładowej alokacji urządzeń pomiarowych



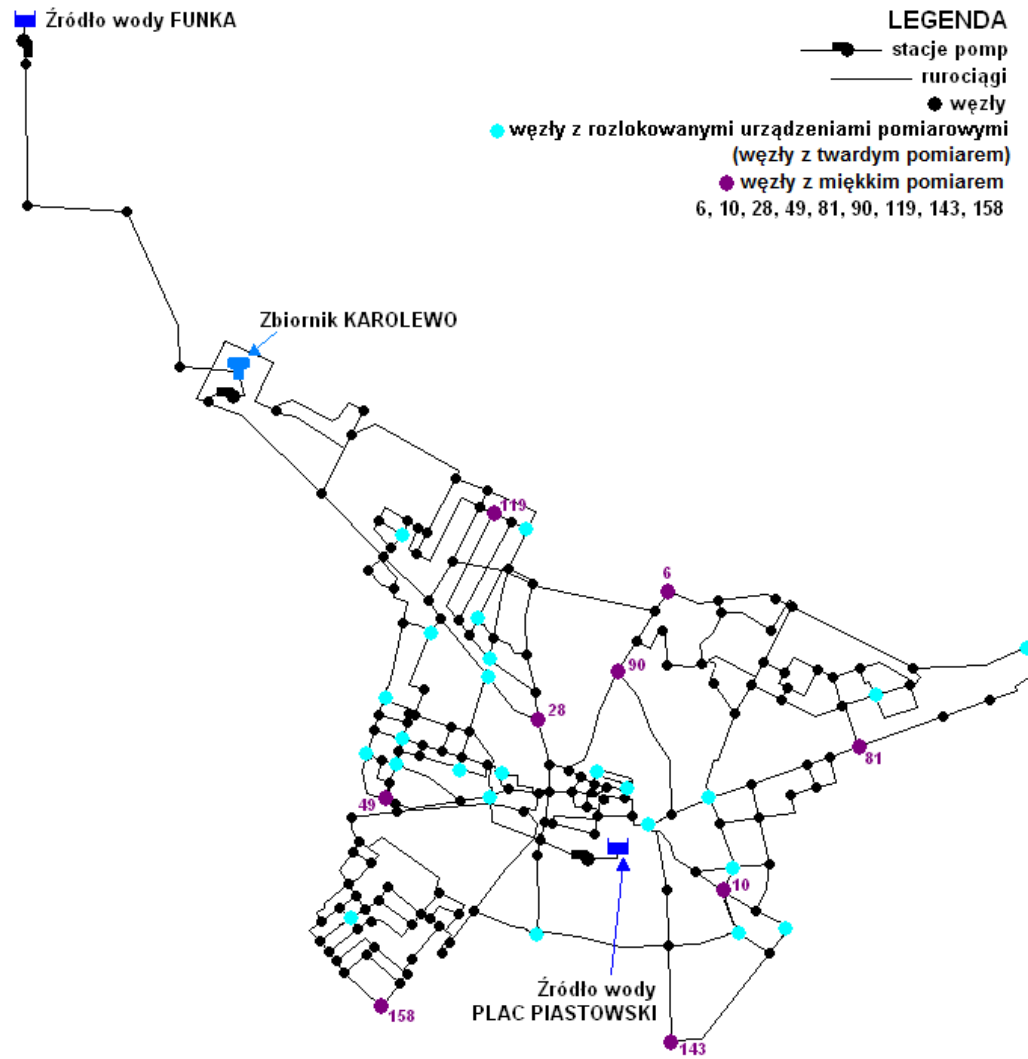
Rysunek 8.51 Wyniki estymacji dla węzła 143 przy przykładowej alokacji urządzeń pomiarowych



Rysunek 8.52 Wyniki estymacji dla węzła 158 przy przykładowej alokacji urządzeń pomiarowych

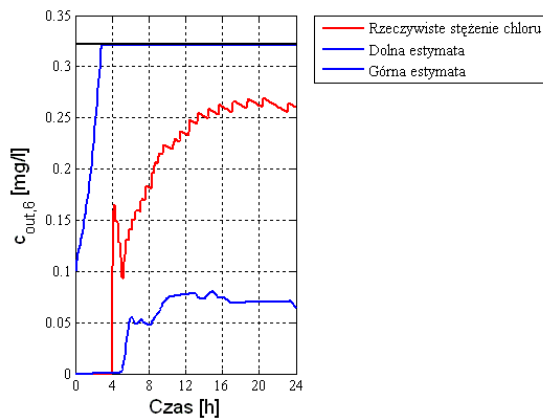


Rysunek 8.53 Wyniki estymacji dla zbiornika przy przykładowej alokacji urządzeń pomiarowych

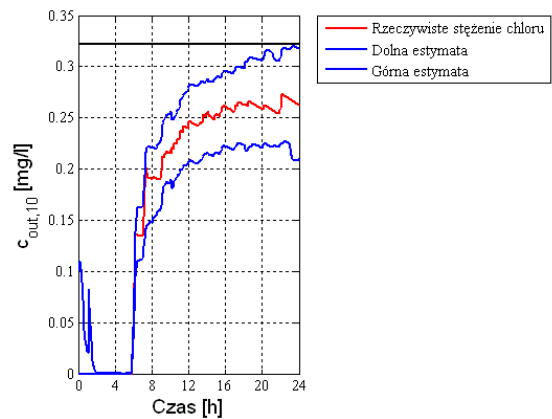


Rysunek 8.54 Model SDWP miasta Chojnice z zaznaczeniem przykładowej alokacji urządzeń do pomiaru stężenia chloru oraz węzłów z miękkim pomiarem

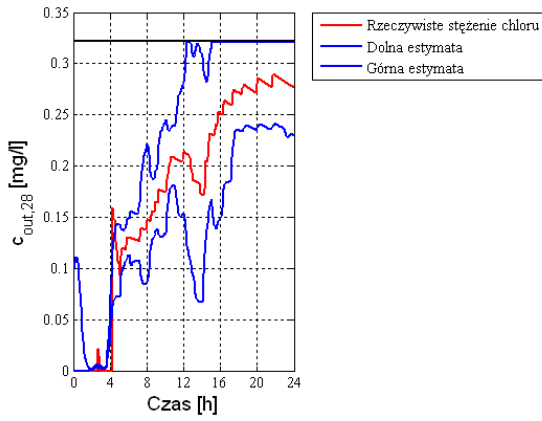
Warto jeszcze przypomnieć jeden aspekt wynikający z fizycznego faktu, iż wartość stężenia chloru w SDWP nie może przekroczyć jego wartości wprowadzonej do SDWP (patrz podrozdział 2.6.2.1). Innymi słowy, w rozważanym SDWP miasta Chojnice przy założeniu wartości stężenia chloru w źródłach wody na poziomie 0,3 [mg/l] i braku stacji wtórnego uzdatniania oraz uwzględnieniu czynników związanych z niepewnością przyjęto, iż maksymalna wartość stężenia chloru w systemie wynosi 0,315 [mg/l]. Takie, mające ścisły związek z rzeczywistością, podejście prowadzi do wprowadzenia naturalnego ograniczenia wartości stężenia chloru w procesie estymacji. Ograniczenie takie zostało wprowadzone w procesie estymacji jakości wody w SDWP Chojnic, a uzyskane przy jego udziale wyniki estymacji dla wcześniej przedstawionych na rysunkach 8.44 - 8.53 węzłów i zbiornika Karolewo zaprezentowano odpowiednio na rysunkach 8.55 - 8.64.



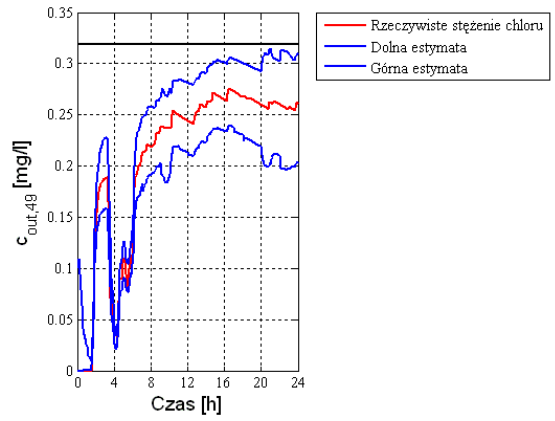
Rysunek 8.55 Wyniki estymacji dla węzła 6 przy przykładowej alokacji urządzeń pomiarowych oraz z wykorzystaniem posiadanej wiedzy o SDWP



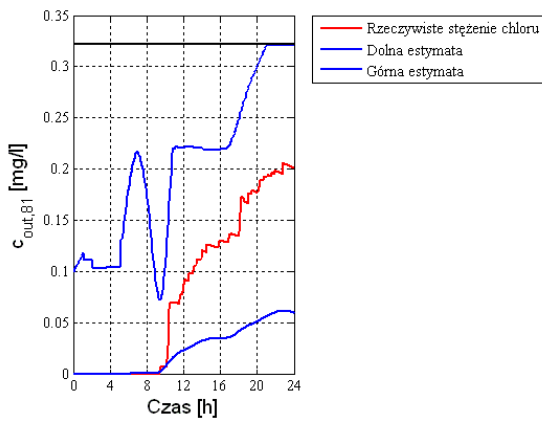
Rysunek 8.56 Wyniki estymacji dla węzła 10 przy przykładowej alokacji urządzeń pomiarowych oraz z wykorzystaniem posiadanej wiedzy o SDWP



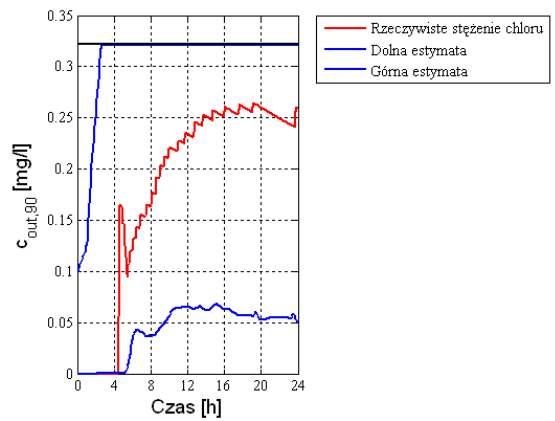
Rysunek 8.57 Wyniki estymacji dla węzła 28 przy przykładowej alokacji urządzeń pomiarowych oraz z wykorzystaniem posiadanej wiedzy o SDWP



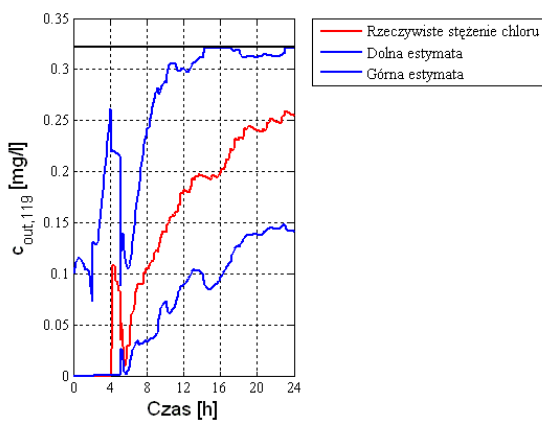
Rysunek 8.58 Wyniki estymacji dla węzła 49 przy przykładowej alokacji urządzeń pomiarowych oraz z wykorzystaniem posiadanej wiedzy o SDWP



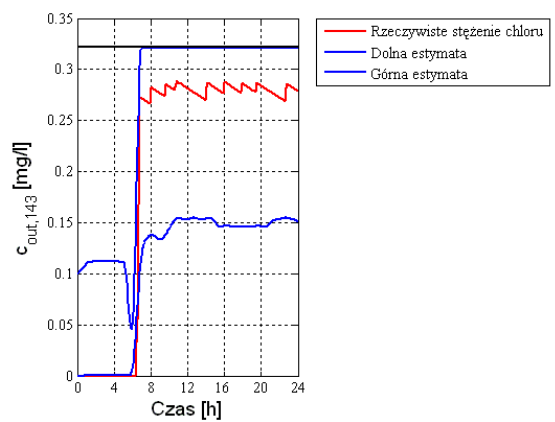
Rysunek 8.59 Wyniki estymacji dla węzła 81 przy przykładowej alokacji urządzeń pomiarowych oraz z wykorzystaniem posiadanej wiedzy o SDWP



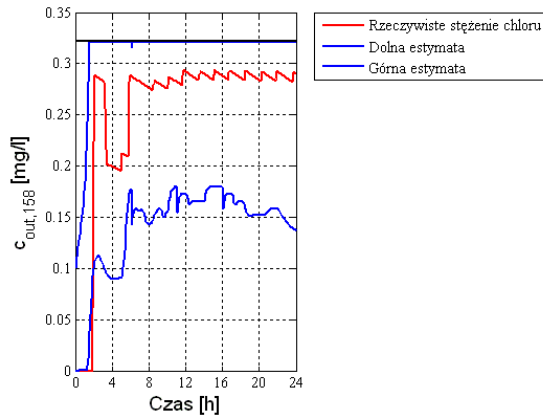
Rysunek 8.60 Wyniki estymacji dla węzła 90 przy przykładowej alokacji urządzeń pomiarowych oraz z wykorzystaniem posiadanej wiedzy o SDWP



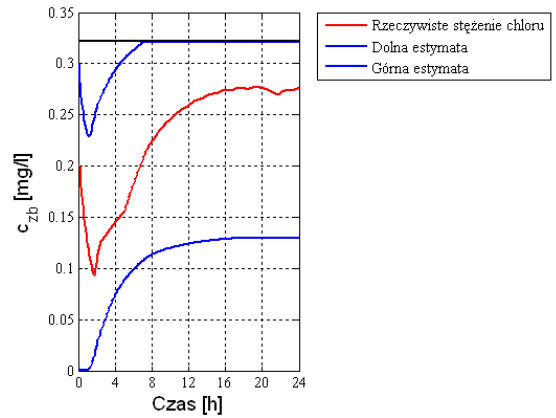
Rysunek 8.61 Wyniki estymacji dla węzła 119 przy przykładowej alokacji urządzeń pomiarowych oraz z wykorzystaniem posiadanej wiedzy o SDWP



Rysunek 8.62 Wyniki estymacji dla węzła 143 przy przykładowej alokacji urządzeń pomiarowych oraz z wykorzystaniem posiadanej wiedzy o SDWP



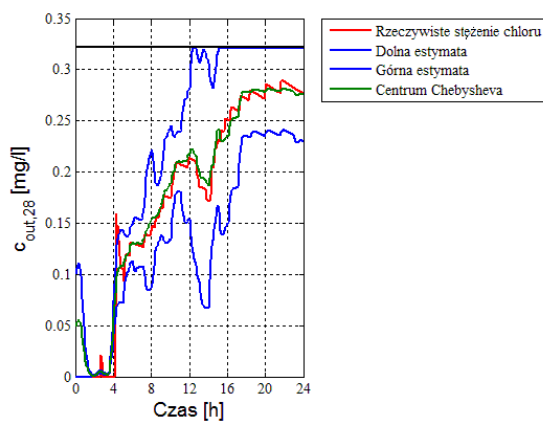
Rysunek 8.63 Wyniki estymacji dla węzła 158 przy przykładowej alokacji urządzeń pomiarowych oraz z wykorzystaniem posiadanej wiedzy o SDWP



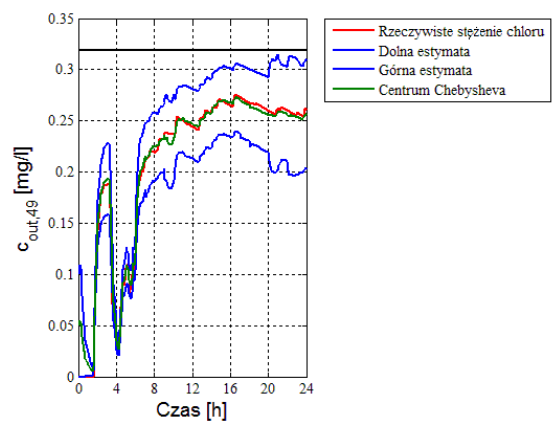
Rysunek 8.64 Wyniki estymacji dla zbiornika przy przykładowej alokacji urządzeń pomiarowych oraz z wykorzystaniem posiadanej wiedzy o SDWP

Zaprezentowane na rysunkach 8.55 - 8.64 wyniki estymacji pokazują, iż ograniczenie na stężenie chloru jest respektowane zawsze w momencie, gdy estymowana wartość stężenia chloru przekracza 0,315 [mg/l].

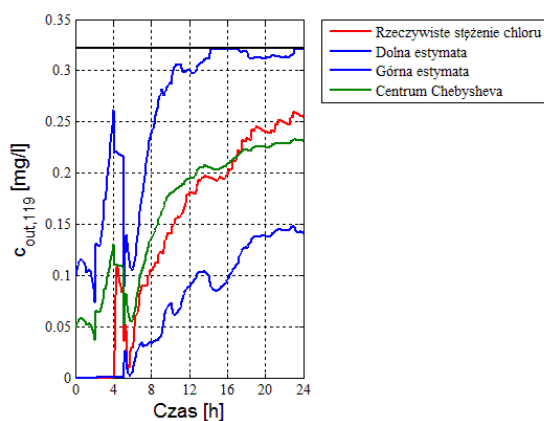
Dodatkowo, warto zauważyć, iż centrum Chebysheva (patrz zależność (4.6)) mogące reprezentować estymatę punktową stężenia chloru jest bliskie jego wartości rzeczywistej. Zatem, również taka wartość oszacowania może być wykorzystana dla celów monitorowania jakości wody w SDWP. Powyższe zostało zilustrowane (linia zielona - centrum Chebysheva), dla przykładowych węzłów, na rysunkach 8.65 - 8.68, będących uzupełnieniem rysunków: 8.57, 8.58, 8.61 i 8.63.



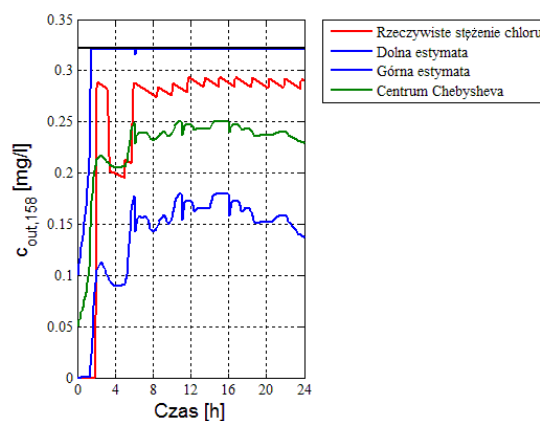
Rysunek 8.65 Wyniki estymacji dla węzła 28 przy przykładowej alokacji urządzeń pomiarowych z zaznaczeniem centrum Chebysheva



Rysunek 8.66 Wyniki estymacji dla węzła 49 przy przykładowej alokacji urządzeń pomiarowych z zaznaczeniem centrum Chebysheva



Rysunek 8.67 Wyniki estymacji dla węzła 119 przy przykładowej alokacji urządzeń pomiarowych z zaznaczeniem centrum Chebysheva



Rysunek 8.68 Wyniki estymacji dla węzła 158 przy przykładowej alokacji urządzeń pomiarowych z zaznaczeniem centrum Chebysheva

Informacje przedstawione w podrozdziałach 8.2.1.2 oraz 8.3, szczególnie wartości poszczególnych wielkości i parametrów, wykorzystywane są w procesie alokacji punktów monitorowania jakości wody dla modelu SDWP miasta Chojnice.

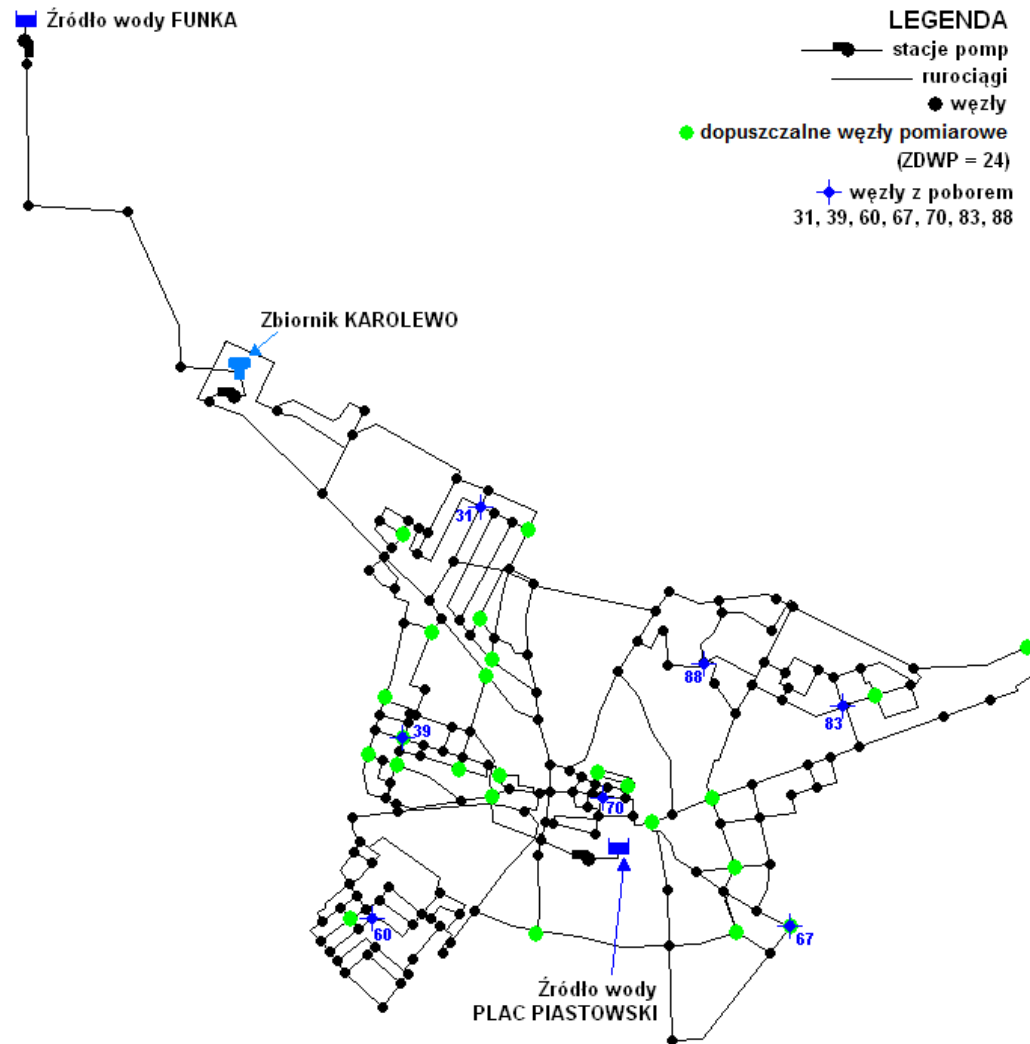
8.4 Alokacja punktów monitorowania jakości - SDWP miasta Chojnice

W oparciu o opracowane i przedstawione do tej pory w rozprawie algorytmy alokacji, w niniejszym podrozdziale przedstawione zostaną wyniki rozlokowania punktów monitorowania jakości wody dla modelu SDWP miasta Chojnice. Zgodnie z przedstawionym w podrozdziale 8.2.1 modelem SDWP Chojnic, istnieje możliwość alokacji urządzeń do pomiaru stężenia chloru w 177 węzłach. Niemniej jednak, zgodnie z informacjami zawartymi w podrozdziale 7.3, możliwym jest zawężenie zbioru rozważanych podczas procesu alokacji węzłów, w których mogą zostać ulokowane urządzenia pomiarowe, poprzez wyznaczenie zbioru dopuszczalnych węzłów w SDWP - *ZDWP*. Zbiór ten wyznaczany jest przy wykorzystaniu wiedzy o danym SDWP (patrz podrozdział 7.3.1). W oparciu o tę metodologię wyznaczone zostały zbiory 24 i 33 dopuszczalnych węzłów w SDWP miasta Chojnice, w których mogą zostać ulokowane urządzenia pomiarowe. Przy czym zbiór 24 węzłów stanowił etap pośredni przy docelowym wyborze *ZDWP*. Zatem, wyniki alokacji przedstawione w dalszej części niniejszego podrozdziału uzyskano z wykorzystaniem $ZDWP = 33$ węzły, za wyjątkiem części wyników zawartych w podrozdziale 8.4.2. Zabieg ten

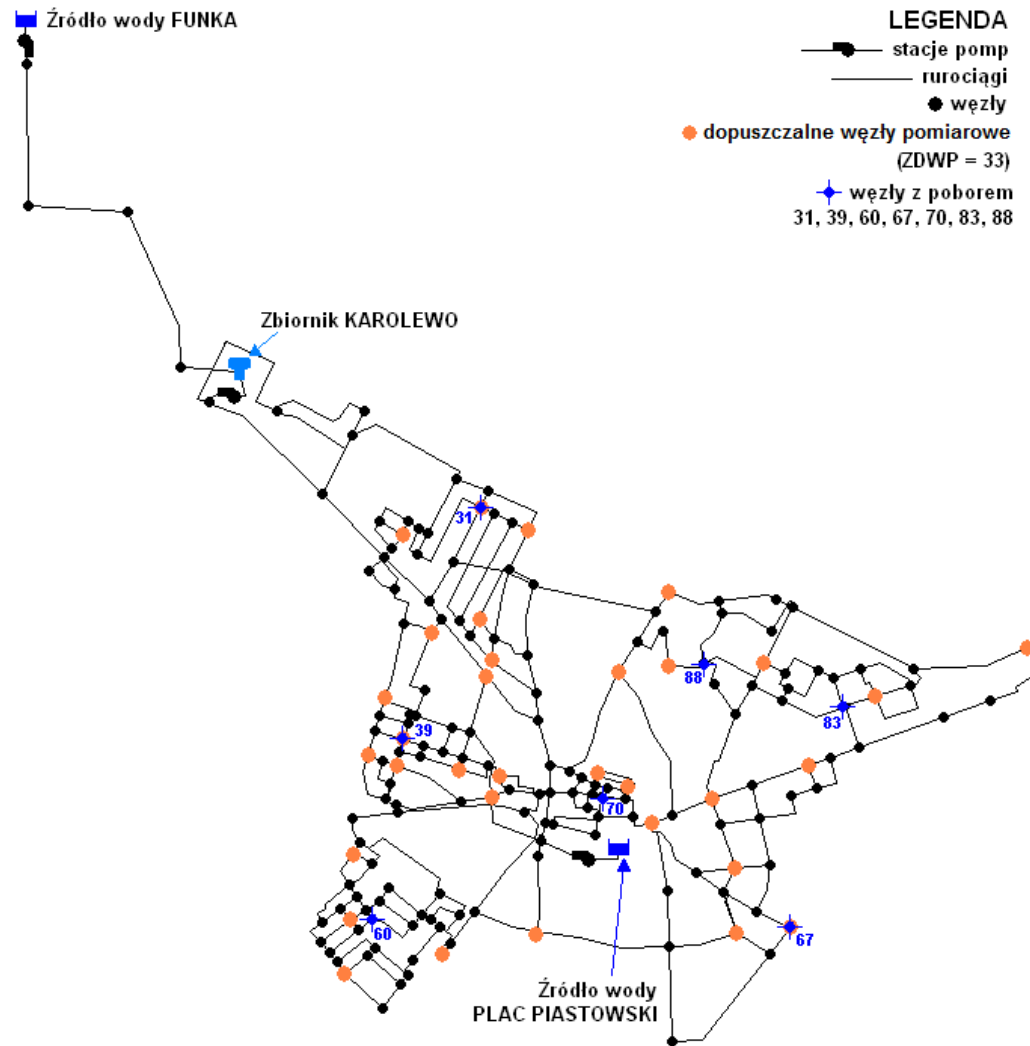
miał na celu, na przykładzie dwuwskaźnikowego algorytmu alokacji, ukazanie wpływu doboru *ZDWP* na uzyskane wyniki alokacji. Reasumując, zostaną przedstawione wyniki dla:

- ✚ algorytm jednowskaźnikowy - *ZDWP* = 33 węzły,
- ✚ algorytm dwuwskaźnikowy - *ZDWP* = 33 węzły i *ZDWP* = 24 węzły,
- ✚ algorytm wielowskaźnikowy - *ZDWP* = 33 węzły.

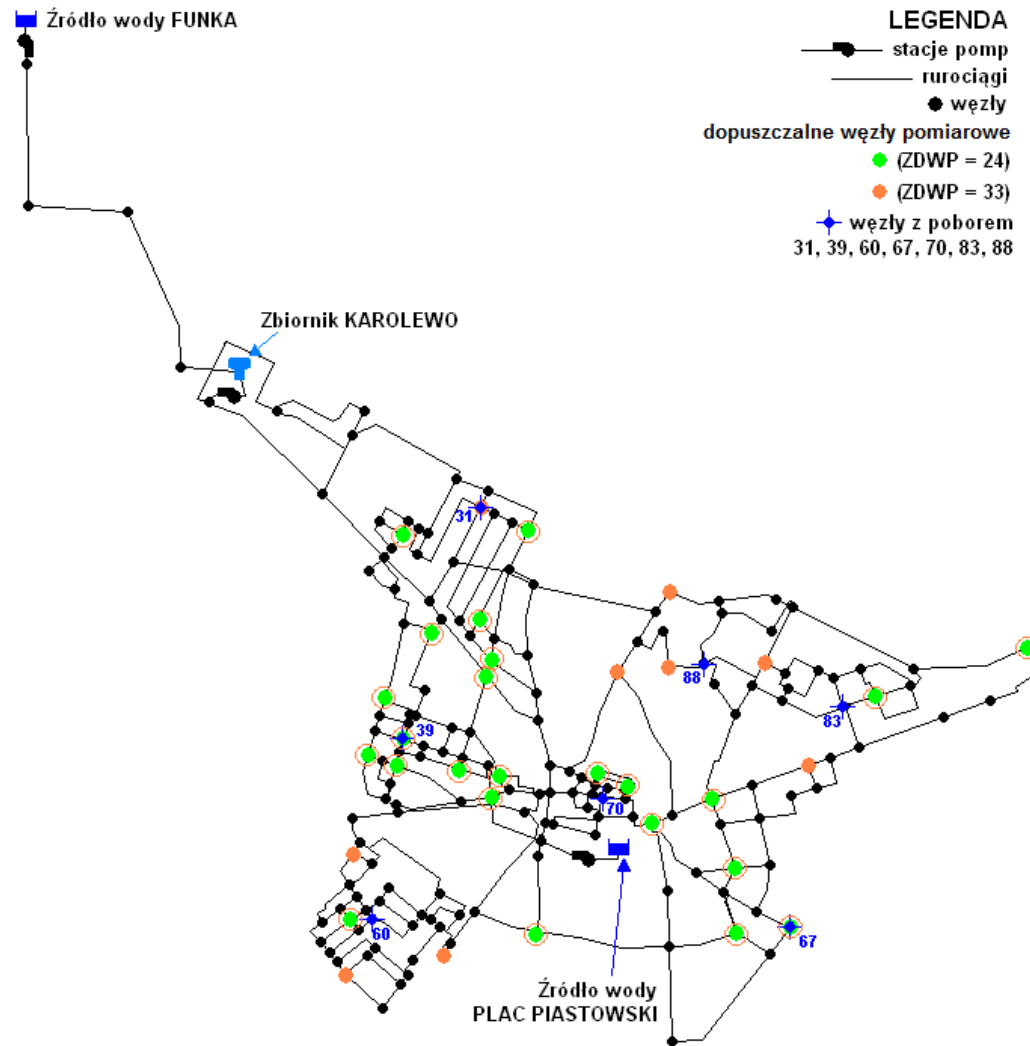
W celu zwiększenia przejrzystości na rysunkach 8.69 i 8.70 przedstawiono odpowiednio zbiory 24 i 33 dopuszczalnych węzłów w SDWP Chojnic. Natomiast na rysunku 8.71 nałożono *ZDWP* = 33 węzły na *ZDWP* = 24 węzły.



Rysunek 8.69 Model SDWP miasta Chojnice z zaznaczeniem ZDWP = 24 węzły

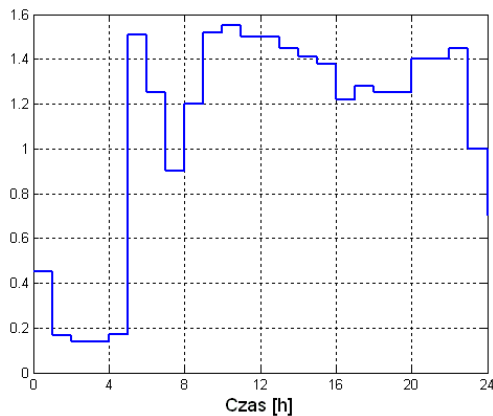


Rysunek 8.70 Model SDWP miasta Chojnice z zaznaczeniem ZDWP = 33 węzły

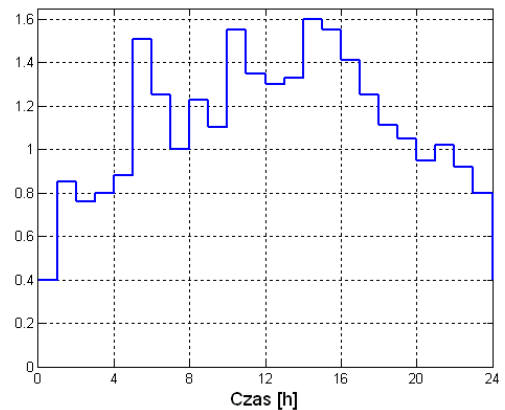


Rysunek 8.71 Model SDWP miasta Chojnice z zaznaczeniem nałożenia ZDWP = 33 węzły na ZDWP = 24 węzły

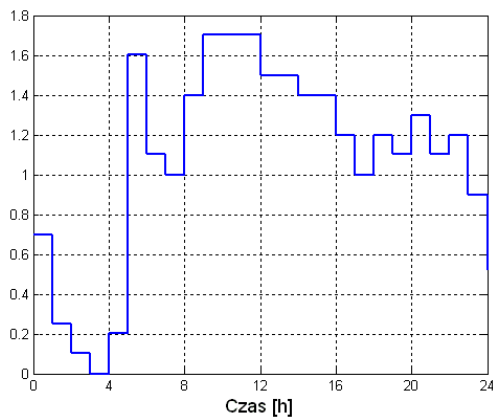
Drugim po doborze *ZDWP* istotnym aspektem z punktu widzenia opracowanych i przedstawionych w rozdziale 7 algorytmów alokacji punktów monitorowania jakości wody w SDWP jest kwestia scenariuszy zapotrzebowania na wodę. W rozprawie uwzględniono trzy scenariusze składające się z dwóch różnych wzorców zapotrzebowania w poszczególnych węzłach, którym przyporządkowany został pobór wody (patrz podrozdział 8.2). Poszczególne scenariusze przedstawiono odpowiednio na rysunkach: scenariusz 1 - 8.72 i 8.73, scenariusz 2 - 8.74 i 8.75, scenariusz 3 - 8.76 i 8.77.



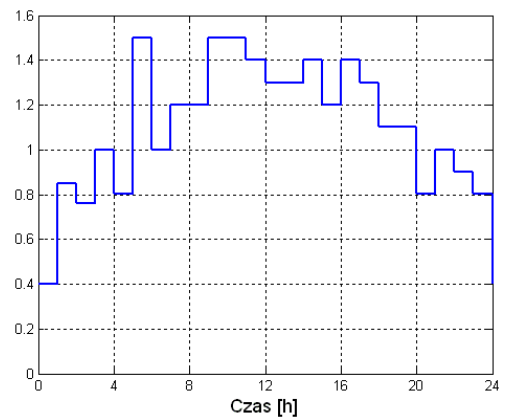
Rysunek 8.72 Scenariusz 1 - wzorzec zapotrzebowania na wodę w węzłach 31, 39, 67, 83 i 88



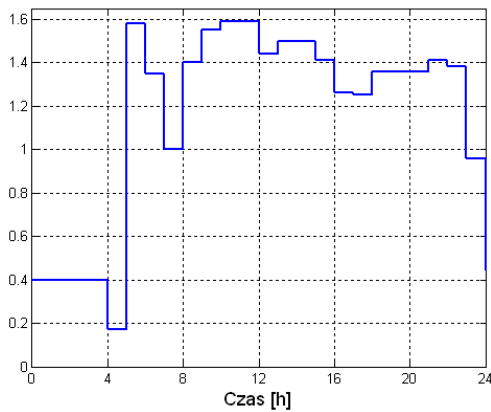
Rysunek 8.73 Scenariusz 1 - wzorzec zapotrzebowania na wodę w węzłach 60 i 70



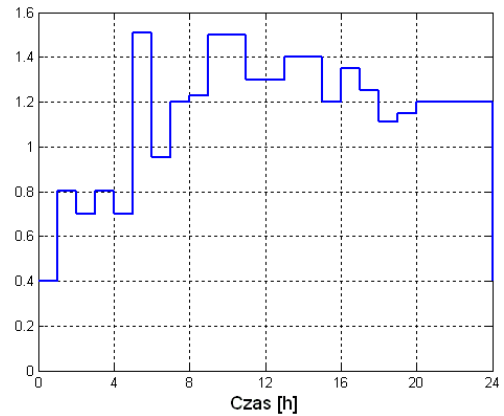
Rysunek 8.74 Scenariusz 2 - wzorzec zapotrzebowania na wodę w węzłach 31, 39, 67, 83 i 88



Rysunek 8.75 Scenariusz 2 - wzorzec zapotrzebowania na wodę w węzłach 60 i 70



Rysunek 8.76 Scenariusz 3 - wzorzec zapotrzebowania na wodę w węzłach 31, 39, 67, 83 i 88



Rysunek 8.77 Scenariusz 3 - wzorzec zapotrzebowania na wodę w węzłach 60 i 70

8.4.1 Algorytm jednowskaźnikowy - SDWP miasta Chojnice

W niniejszym podrozdziale przedstawione zostały przykładowe wyniki alokacji punktów monitorowania jakości wody dla modelu SDWP miasta Chojnice, uzyskane z wykorzystaniem opracowanego i opisanego w podrozdziałach 7.3.1 i 7.7.1 jednowskaźnikowego algorytmu alokacji. W podrozdziale 7.3.1 przedstawiona została cecha, związana z wykorzystaniem algorytmu jednowskaźnikowego, a mianowicie określenie maksymalnej szerokości wyestymowanych przedziałów $X_{1,max}$ i $X_{2,max}$. Przeprowadzony szereg symulacji potwierdził spostrzeżenia zawarte w podrozdziale 7.3.1, tzn.:

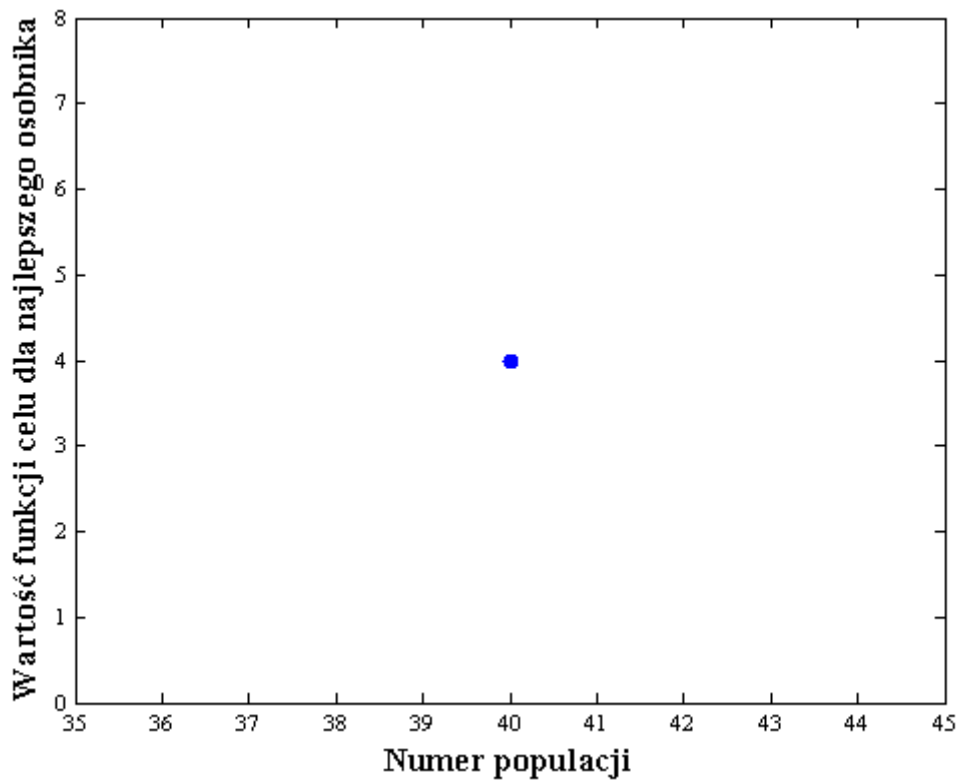
- ✚ bez posiadania wiedzy dotyczącej szacunkowych stężeń chloru jakie mogą się pojawić w poszczególnych węzłach, lub co najmniej obszarach SDWP, bardzo trudnym jest określenie właściwych wartości $X_{1,max}$ i $X_{2,max}$,
- ✚ przyjęcie zbyt małych wartości $X_{1,max}$ i $X_{2,max}$ powoduje niemożliwość znalezienia rozwiązania,
- ✚ przyjęcie zbyt dużych wartości $X_{1,max}$ i $X_{2,max}$ powoduje szybkie znalezienia rozwiązania, które może cechować znaczny konserwatyzm (wyestymowane przedziały będą szerokie, co przekłada się bezpośrednio na jakość uzyskanej informacji).

Podstawowy zestaw parametrów wykorzystany do uzyskania przedstawionego na rysunkach 8.78 i 8.79 przykładowego rozwiązania zaprezentowany został w tabeli 8.3.

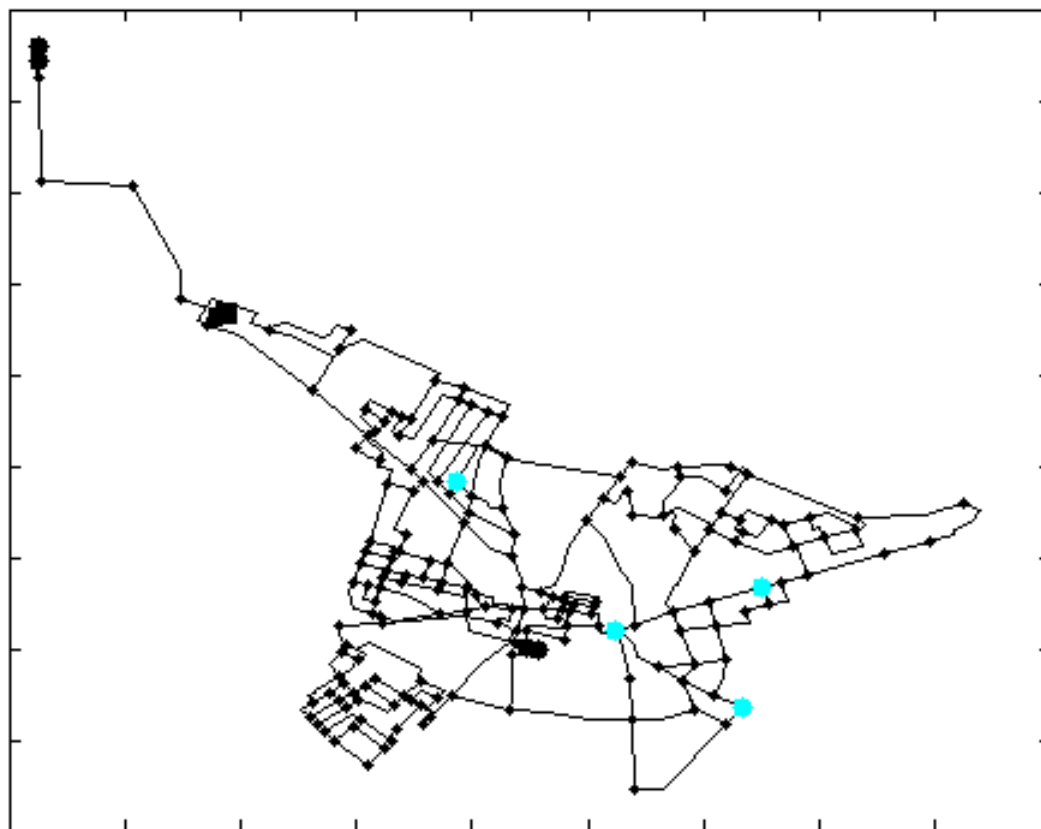
Tabela 8.3 Podstawowy zestaw parametrów dla $ZDWP = 33$ węzły - algorytm jednowskaźnikowy

| Nazwa parametru | Wartość |
|---|--|
| Zbiór dopuszczalnych węzłów ($ZDWP$) | 33 węzły |
| Liczba osobników w populacji | 80 |
| Liczba dostępnych urządzeń pomiarowych (LD) | 20 |
| Scenariusz zapotrzebowania na wodę | Scenariusz 1 (patrz rysunki 8.72 i 8.73) |
| Stop algorytmu NSGA-II | 40 populacji |
| $X_{1,max}$ | 0,315 [mg/l] |
| $X_{2,max}$ | 0,315 [mg/l] |

Uzyskane, przykładowe wyniki alokacji punktów monitorowania przy wykorzystaniu algorytmu jednowskaźnikowego przedstawione zostały odpowiednio na rysunkach: 8.78 - wartość funkcji celu dla najlepszego osobnika; 8.79 - rozlokowanie urządzeń pomiarowych odpowiadające najlepszemu osobnikowi.

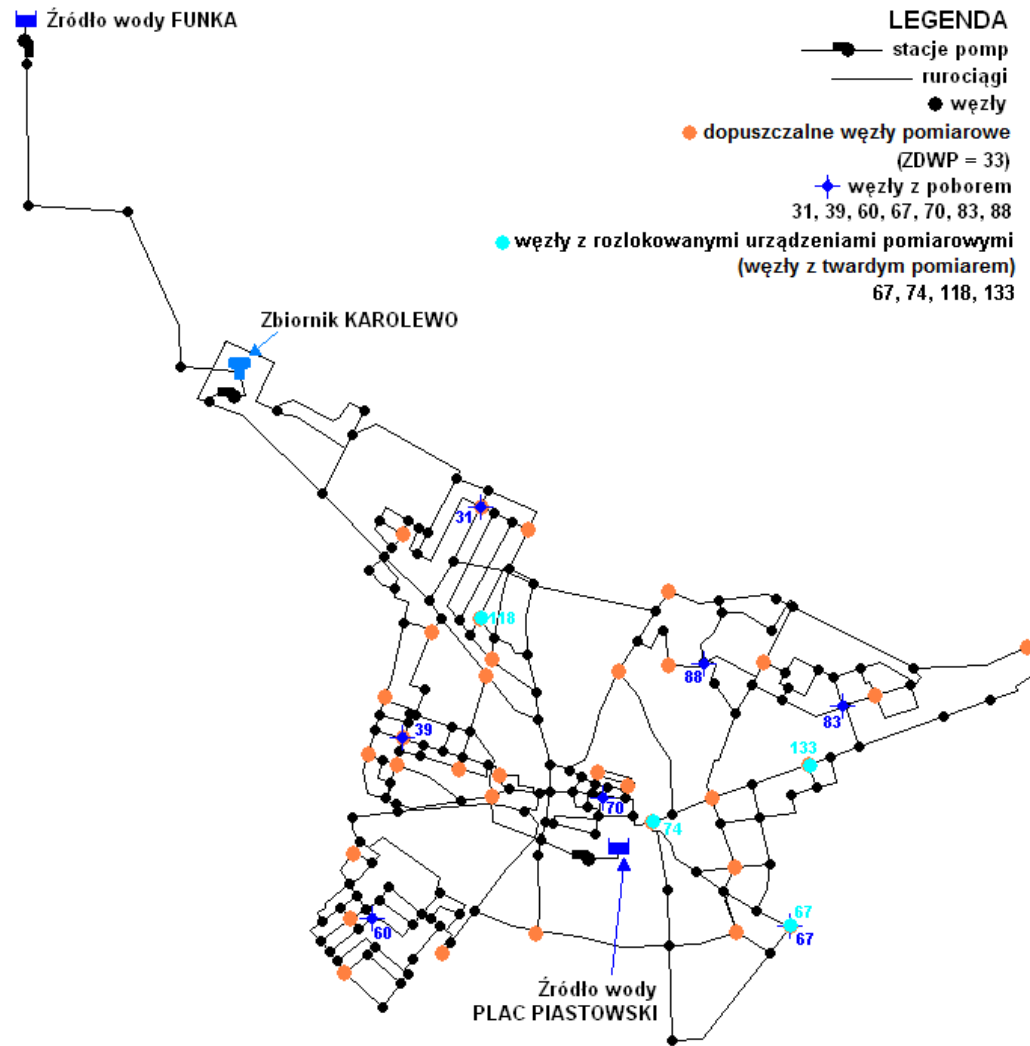
**Rysunek 8.78** Jednowskaźnikowy algorytm alokacji - wartość funkcji celu dla najlepszego osobnika

Liczba urządzeń pomiarowych w SDWP = 4



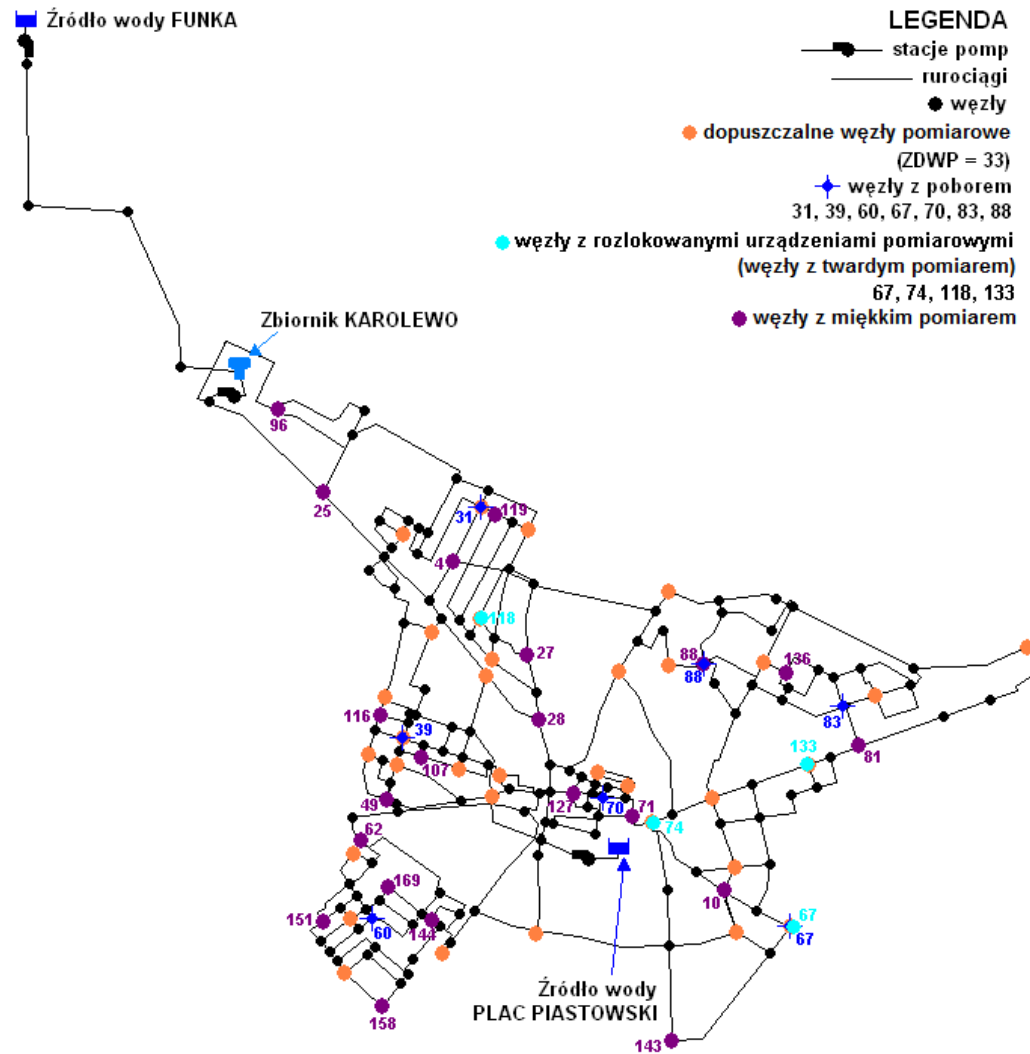
Rysunek 8.79 Jednowskaźnikowy algorytm alokacji - alokacja urządzeń pomiarowych odpowiadająca najlepszemu osobnikowi

Uzyskana alokacja urządzeń pomiarowych dla modelu SDWP miasta Chojnice przy wykorzystaniu jednowskaźnikowego algorytmu alokacji zilustrowana na rysunku 8.79 jednoznacznie pokazuje, iż ograniczenie na dostępną liczbę urządzeń pomiarowych (patrz tabela 8.3) zostało spełnione. Rozlokowane zostały 4 urządzenia, a miejsca ich alokacji pokazane na rysunku 8.79 zostały dodatkowo zaprezentowane na zbiorze *ZDWP*, co zilustrowano na rysunku 8.80.

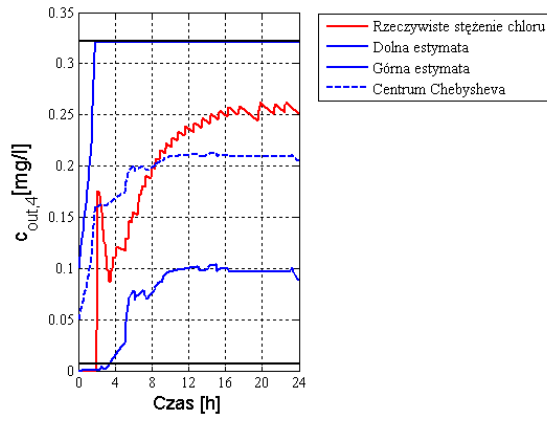


Rysunek 8.80 Jednowskaźnikowy algorytm alokacji - alokacja urządzeń pomiarowych

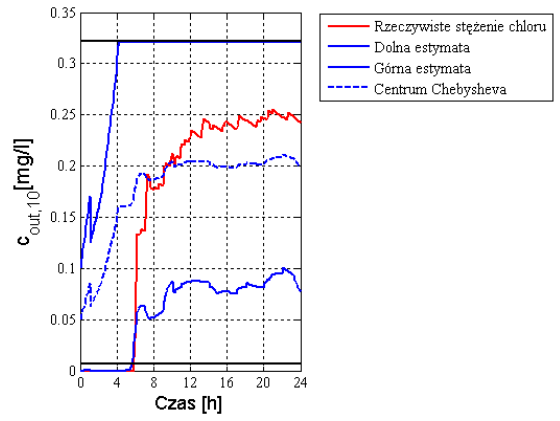
Wyniki estymacji stężenia chloru w 21 przykładowych węzłach oraz w zbiorniku Karolewo, dla uzyskanej i zaprezentowanej na rysunkach 8.79 i 8.80 alokacji punktów monitorowania jakości wody, zaprezentowano na rysunkach 8.82 - 8.103. Na każdym z rysunków widoczne są cztery trajektorie: rzeczywiste stężenie chloru uzyskane z symulatora EPANET, dolna i górna estymata stężenia chloru oraz centrum Chebysheva (patrz zależność (4.6)). Dodatkowo na rysunkach 8.82 - 8.103 zaznaczono przyjęte maksymalne szerokości $X_{1,max}$ i $X_{2,max}$. Lokalizacja wybranych 21 węzłów w modelu SDWP miasta Chojnice wraz z alokacją urządzeń pomiarowych przedstawiona została na rysunku 8.81.



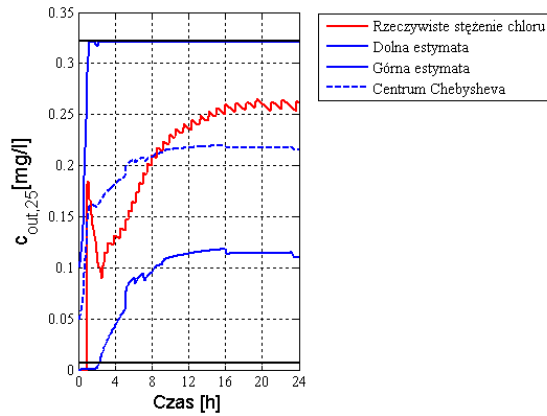
Rysunek 8.81 Jednowskaźnikowy algorytm alokacji - alokacja urządzeń pomiarowych i lokalizacja węzłów z miękkim pomiarem



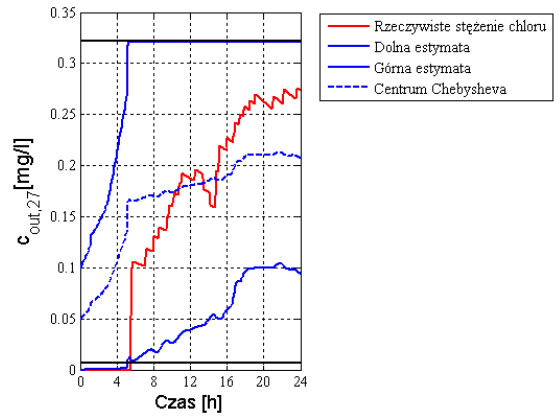
Rysunek 8.82 Algorytm jednowskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 4



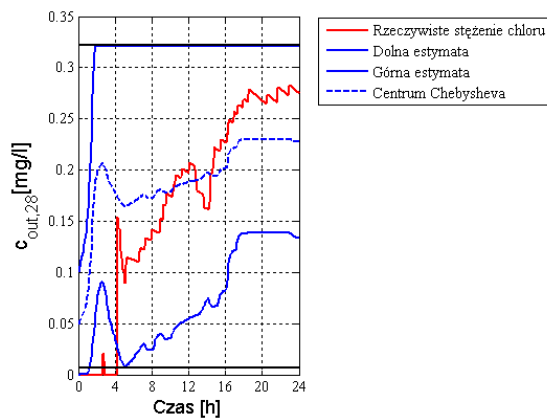
Rysunek 8.83 Algorytm jednowskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 10



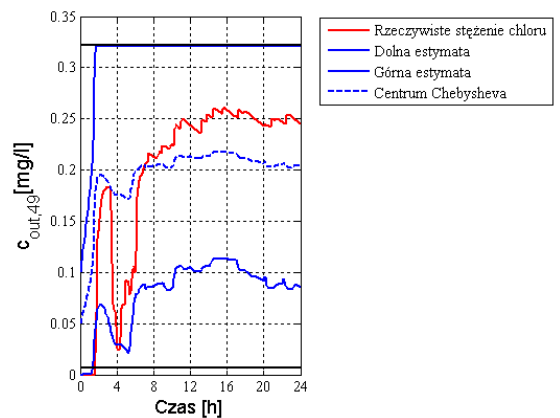
Rysunek 8.84 Algorytm jednowskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 25



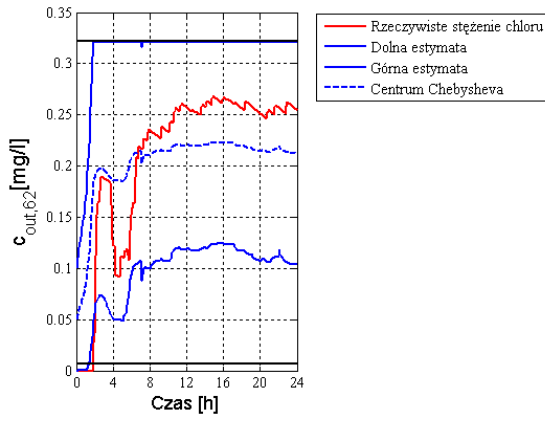
Rysunek 8.85 Algorytm jednowskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 27



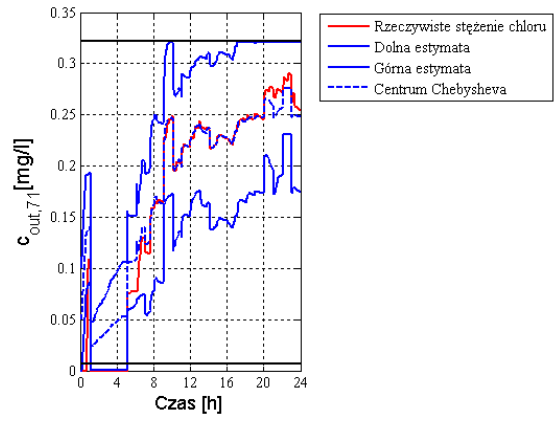
Rysunek 8.86 Algorytm jednowskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 28



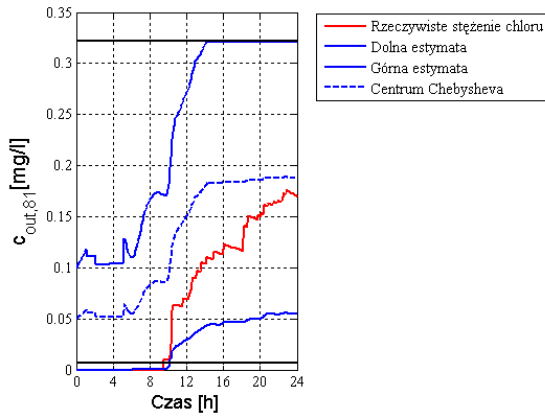
Rysunek 8.87 Algorytm jednowskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 49



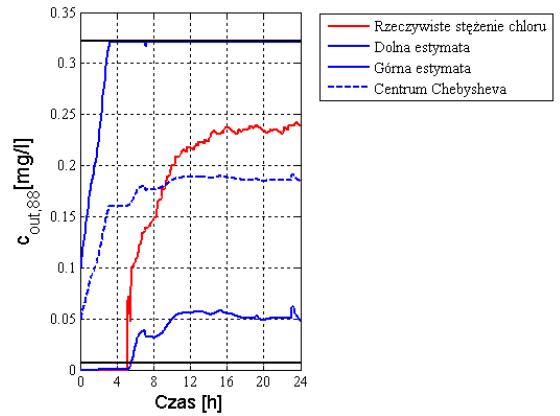
Rysunek 8.88 Algorytm jednowskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 62



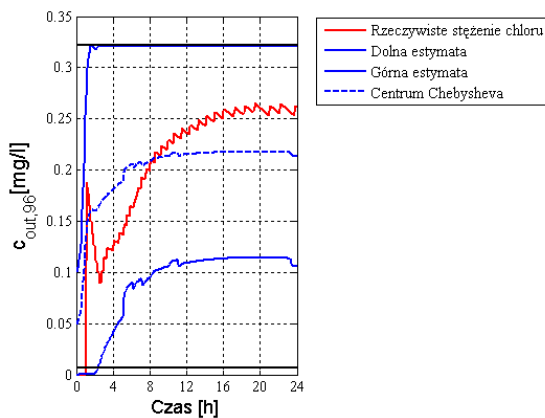
Rysunek 8.89 Algorytm jednowskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 71



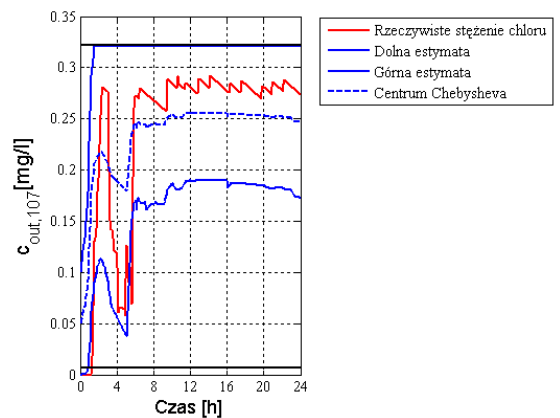
Rysunek 8.90 Algorytm jednowskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 81



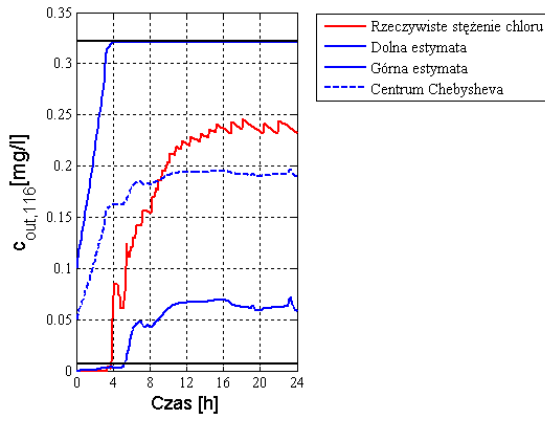
Rysunek 8.91 Algorytm jednowskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 88



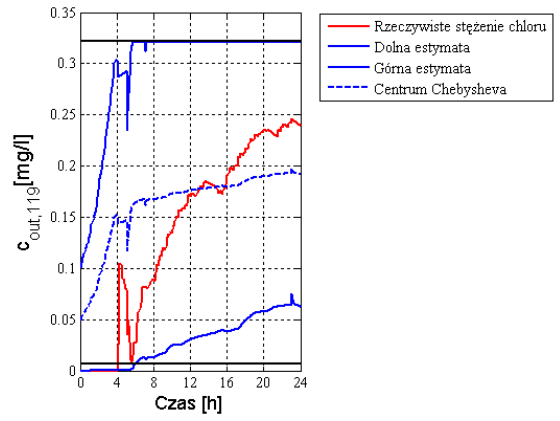
Rysunek 8.92 Algorytm jednowskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 96



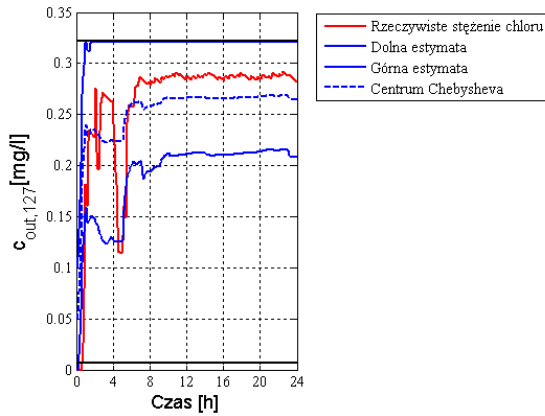
Rysunek 8.93 Algorytm jednowskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 107



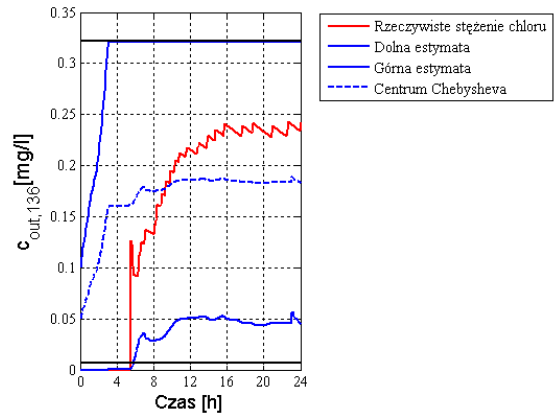
Rysunek 8.94 Algorytm jednowskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 116



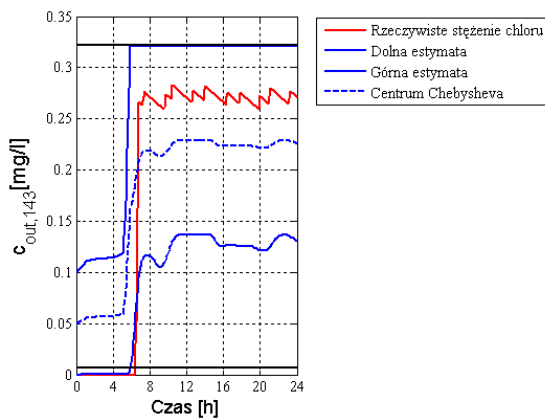
Rysunek 8.95 Algorytm jednowskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 119



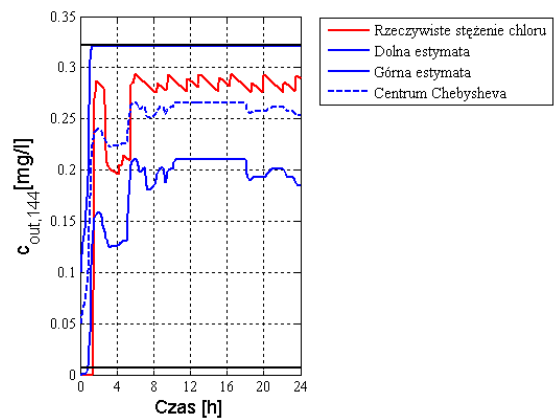
Rysunek 8.96 Algorytm jednowskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 127



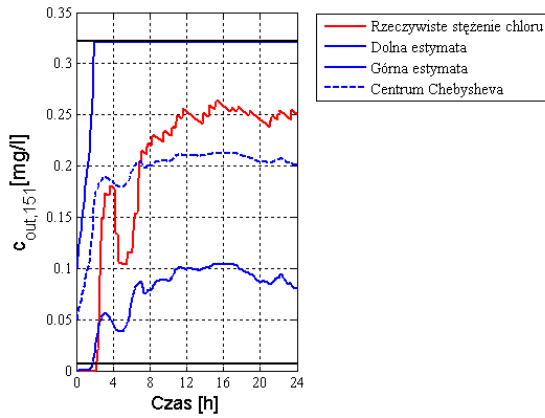
Rysunek 8.97 Algorytm jednowskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 136



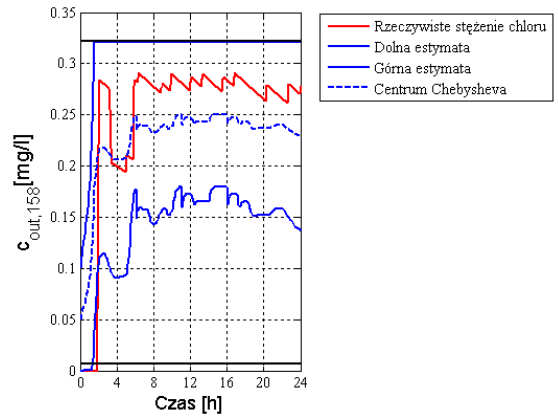
Rysunek 8.98 Algorytm jednowskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 143



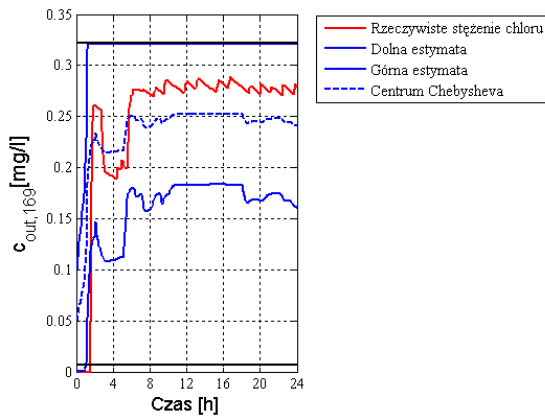
Rysunek 8.99 Algorytm jednowskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 144



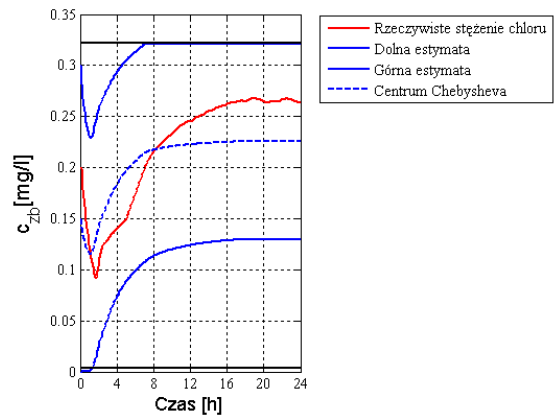
Rysunek 8.100 Algorytm jednowskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 151



Rysunek 8.101 Algorytm jednowskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 158



Rysunek 8.102 Algorytm jednowskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 169



Rysunek 8.103 Algorytm jednowskaźnikowy - wyniki estymacji dla zbiornika

Zaprezentowane na rysunkach 8.82 - 8.103 wyniki estymacji stężenia chloru w wybranych węzłach modelu SDWP miasta Chojnice wskazują, iż poprzez wykorzystanie jednowskaźnikowego algorytmu alokacji, w wyniku działania którego rozlokowanych zostało 4 z 20 możliwych urządzeń pomiarowych, uzyskano dolne i górne trajektorie estymat niemierzonych stężeń chloru, które gwarantują, że rzeczywiste stężenie chloru w danym węźle znajduje się wewnątrz wyestymowanego przedziału.

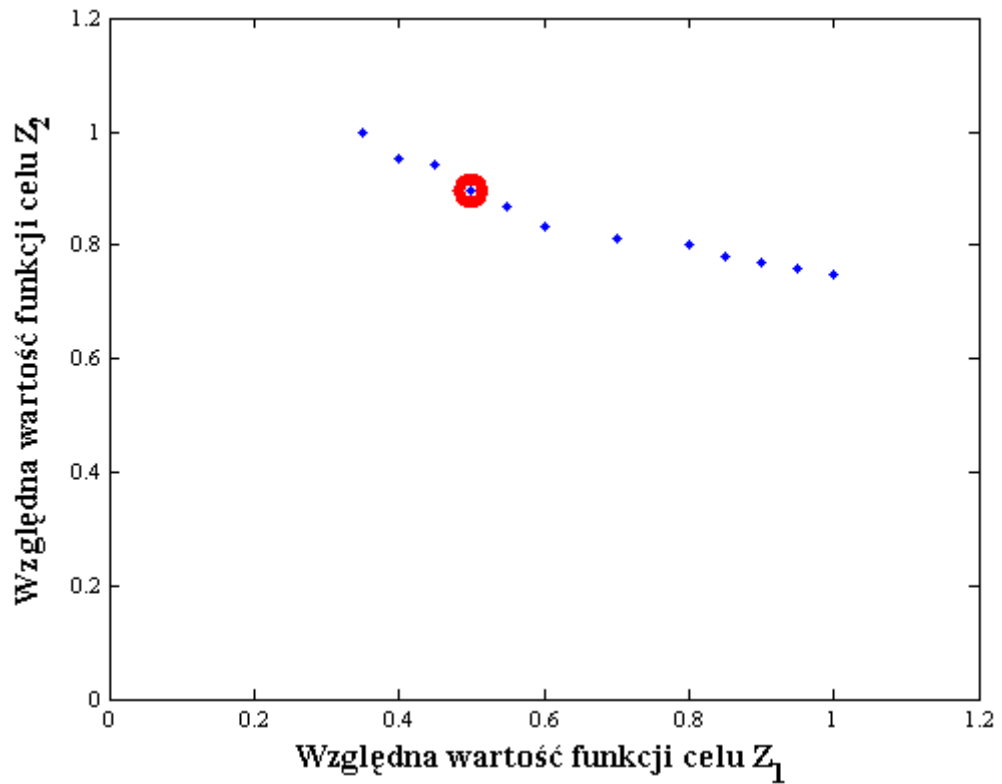
8.4.2 Algorytm dwuwskaźnikowy - SDWP miasta Chojnice

W niniejszym podrozdziale przedstawione zostały wyniki alokacji punktów monitorowania jakości wody dla modelu SDWP miasta Chojnice uzyskane z wykorzystaniem opracowanego i opisanego w podrozdziałach 7.3.2 i 7.7.2 dwuwskaźnikowego algorytmu alokacji. Wybór najlepszego osobnika z uzyskanego frontu Pareto nastąpił w oparciu o przedstawiony w podrozdziałach 7.4 i 7.8 model decyzyjny. Podstawowy zestaw parametrów wykorzystany do uzyskania przedstawionego na rysunkach 8.104 i 8.105 rozwiązania zaprezentowany został w tabeli 8.4.

Tabela 8.4 Podstawowy zestaw parametrów dla $ZDWP = 33$ węzły - algorytm dwuwskaźnikowy

| Nazwa parametru | Wartość |
|---|--|
| Zbiór dopuszczalnych węzłów ($ZDWP$) | 33 węzły |
| Liczba osobników w populacji | 80 |
| Liczba dostępnych urządzeń pomiarowych (LD) | 20 |
| Scenariusz zapotrzebowania na wodę | Scenariusz 1 (patrz rysunki 8.72 i 8.73) |
| Stop algorytmu NSGA-II | 76 populacji |

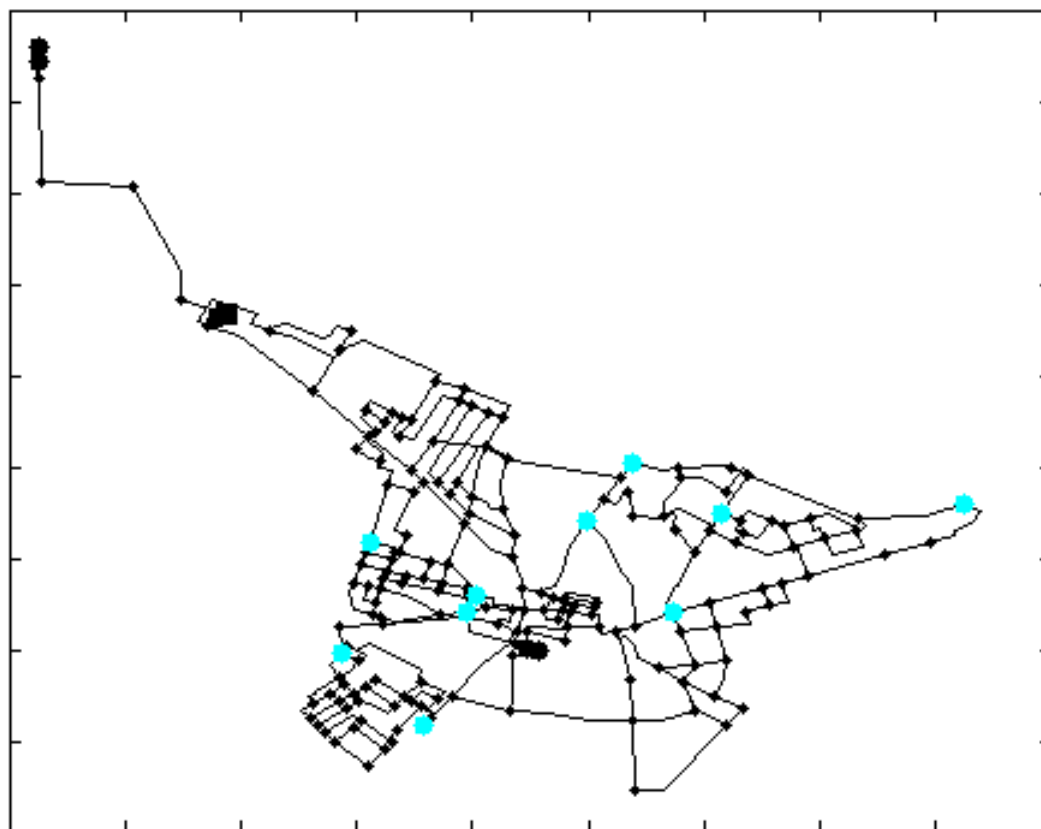
Uzyskane wyniki alokacji punktów monitorowania przy wykorzystaniu algorytmu dwuwskaźnikowego przedstawione zostały odpowiednio na rysunkach: 8.104 - front Pareto z zaznaczeniem najlepszego osobnika, odpowiadającemu najlepszemu rozwiązaniu; 8.105 - rozlokowanie urządzeń pomiarowych odpowiadające najlepszemu osobnikowi. Część z prezentowanych wyników można znaleźć w (Łangowski i Brdys 2010).



Rysunek 8.104 Dwuwskaznikowy algorytm alokacji - front Pareto z zaznaczeniem najlepszego osobnika przy $ZDWP = 33$ węzły

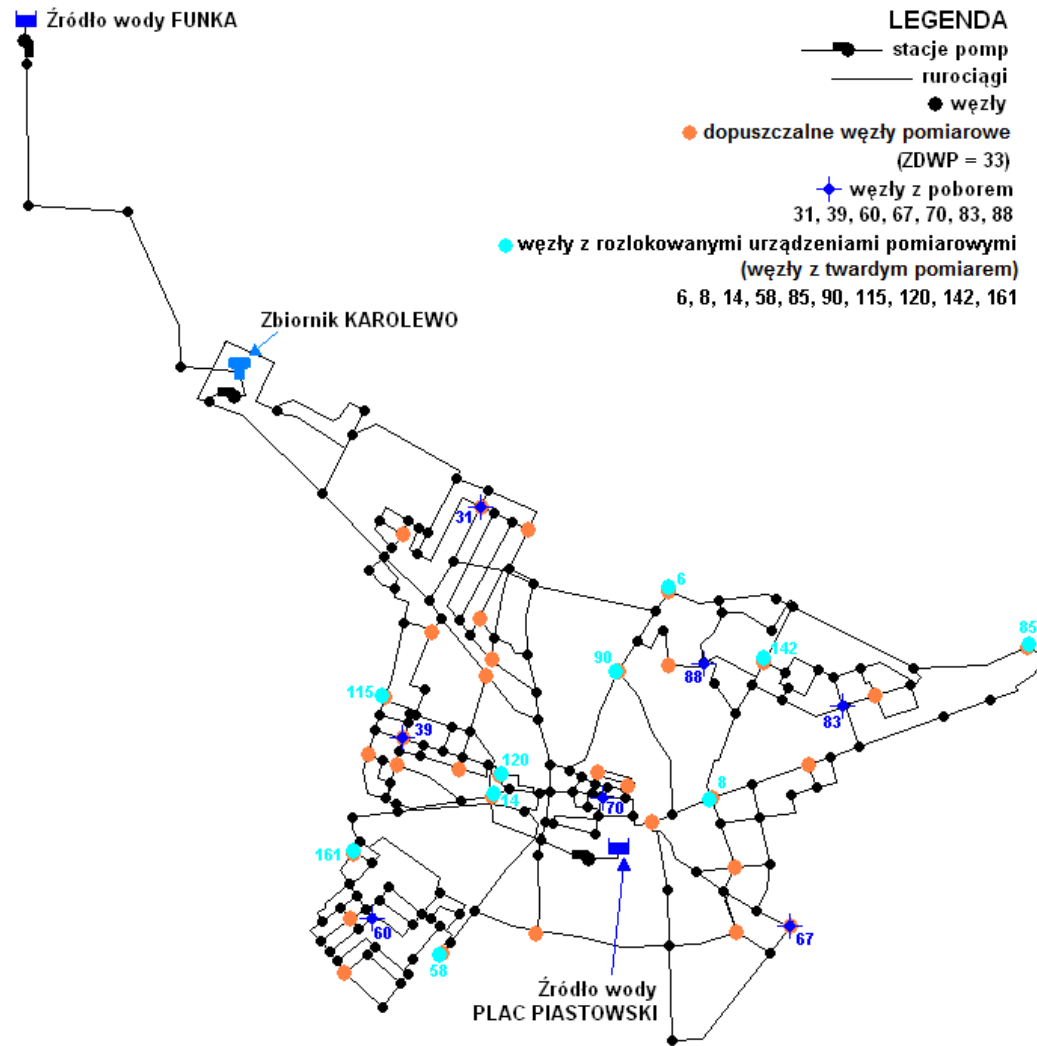
Funkcje celu Z_1 i Z_2 związane są odpowiednio z liczbą rozlokowywanych urządzeń pomiarowych oraz szerokościami wyestymowywanych przedziałów (patrz podrozdziały 7.3.2 i 7.7.2).

Liczba urządzeń pomiarowych w SDWP = 10



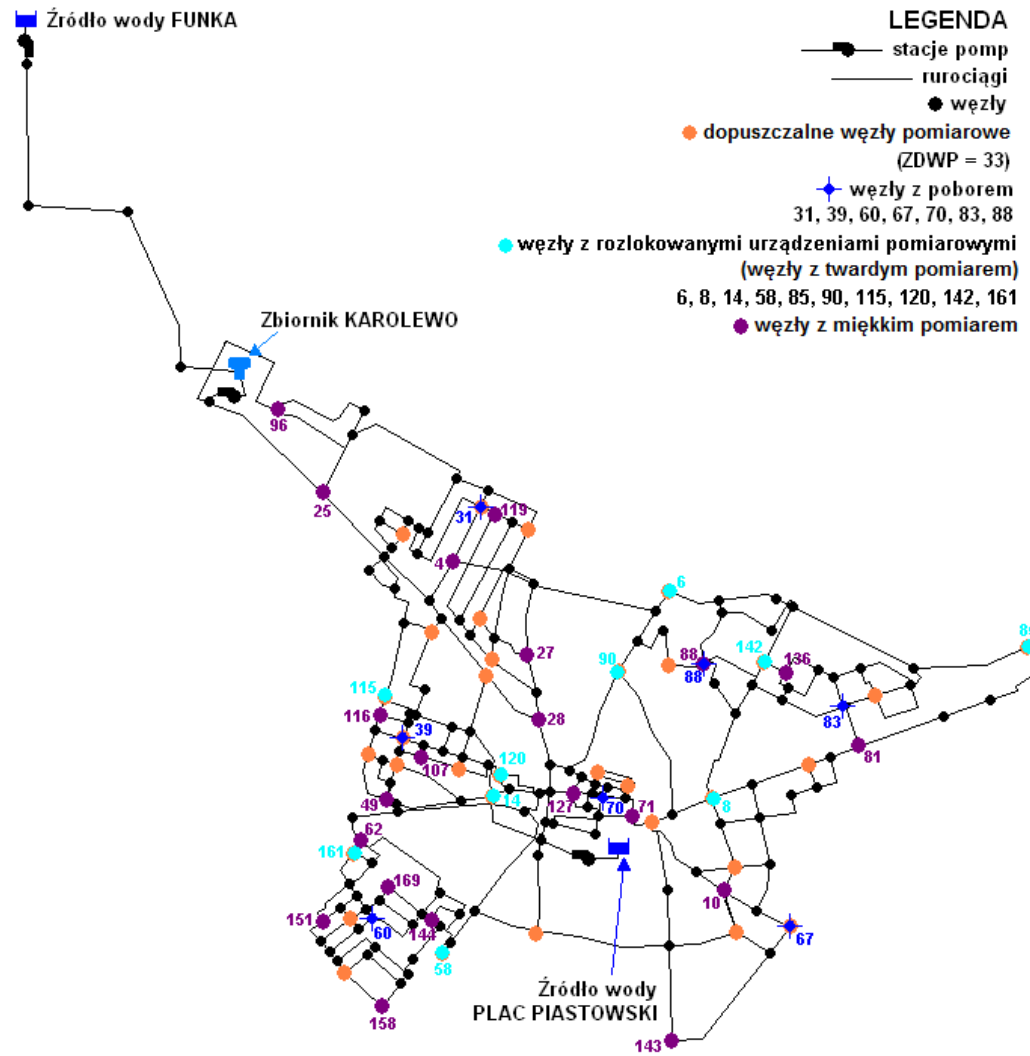
Rysunek 8.105 Dwuwskaznikowy algorytm alokacji - alokacja urządzeń pomiarowych odpowiadająca najlepszemu osobnikowi (patrz rysunek 8.104) przy $ZDWP = 33$ węzły

Uzyskana alokacja urządzeń pomiarowych dla modelu SDWP miasta Chojnice przy wykorzystaniu dwuwskaźnikowego algorytmu alokacji zilustrowana na rysunku 8.105 jednoznacznie pokazuje, iż ograniczenie na dostępną liczbę urządzeń pomiarowych (patrz tabela 8.4) zostało spełnione. Rozlokowane zostało 10 urządzeń, a miejsca ich alokacji pokazane na rysunku 8.105 zostały dodatkowo zaprezentowane na *ZDWP*, co zilustrowano na rysunku 8.106.

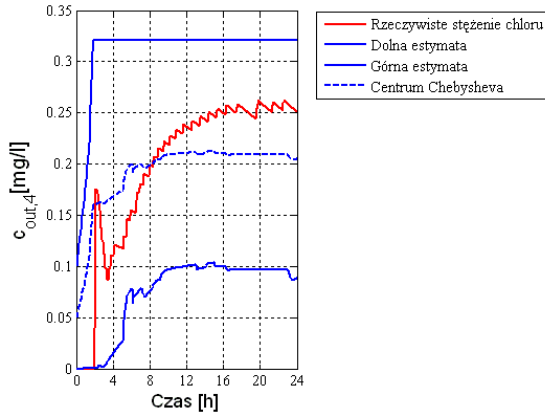


Rysunek 8.106 Dwuwskaznikowy algorytm alokacji - alokacja urządzeń pomiarowych przy $ZDWP = 33$ węzły

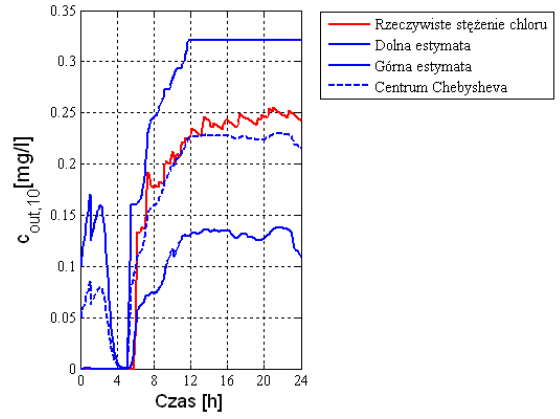
Wyniki estymacji stężenia chloru w 21 przykładowych węzłach oraz w zbiorniku Karolewo, dla uzyskanej i zaprezentowanej na rysunkach 8.105 i 8.106 alokacji punktów monitorowania jakości wody, zaprezentowano na rysunkach 8.108 - 8.129. Na każdym z rysunków widoczne są cztery trajektorie: rzeczywiste stężenie chloru uzyskane z symulatora EPANET, dolna i górna estymata stężenia chloru oraz centrum Chebysheva (patrz zależność (4.6)). Lokalizacja wybranych 21 węzłów w modelu SDWP miasta Chojnice wraz z alokacją urządzeń pomiarowych przedstawiona została na rysunku 8.107. Część prezentowanych wyników przedstawiona została w (Łangowski i Brdys 2010).



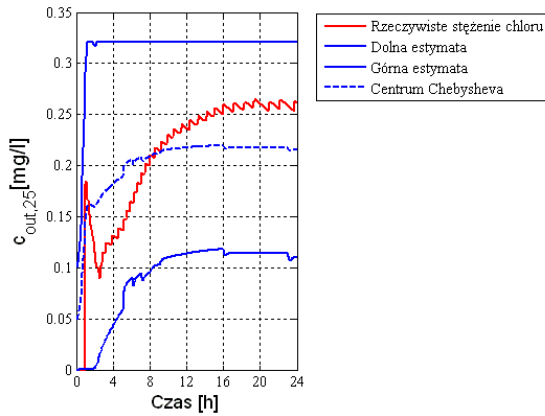
Rysunek 8.107 Dwuwskaznikowy algorytm alokacji - alokacja urządzeń pomiarowych i lokalizacja węzłów z miękkim pomiarem przy $ZDWP = 33$ węzły



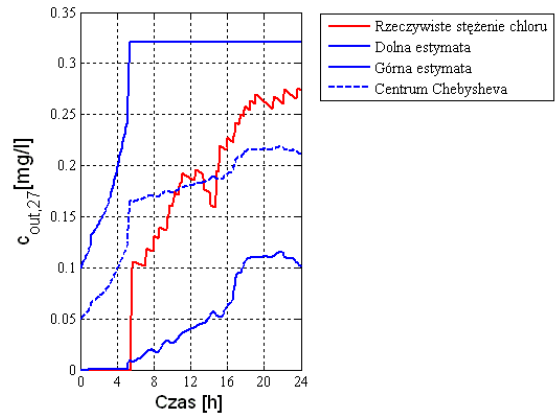
Rysunek 8.108 Algorytm dwuskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 4 przy $ZDWP = 33$ węzły



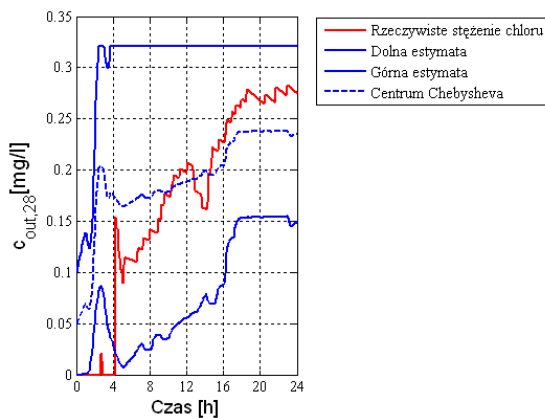
Rysunek 8.109 Algorytm dwuskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 10 przy $ZDWP = 33$ węzły



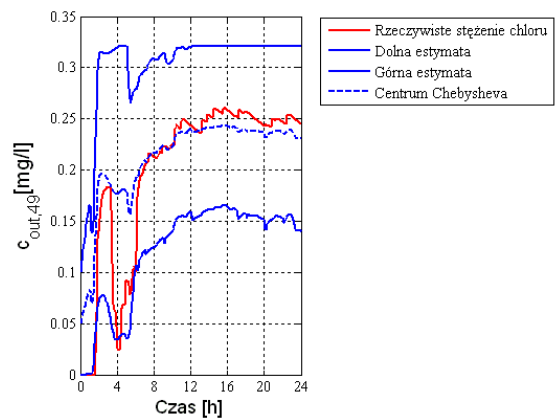
Rysunek 8.110 Algorytm dwuskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 25 przy $ZDWP = 33$ węzły



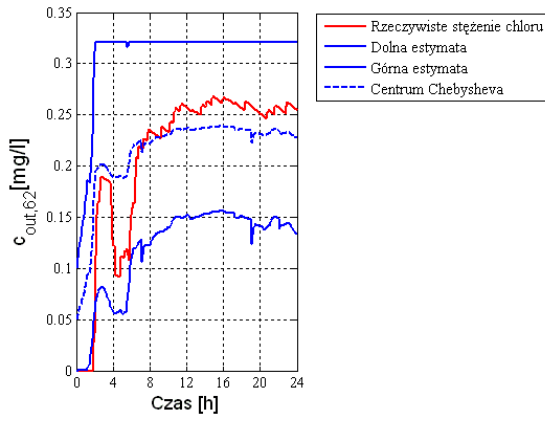
Rysunek 8.111 Algorytm dwuskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 27 przy $ZDWP = 33$ węzły



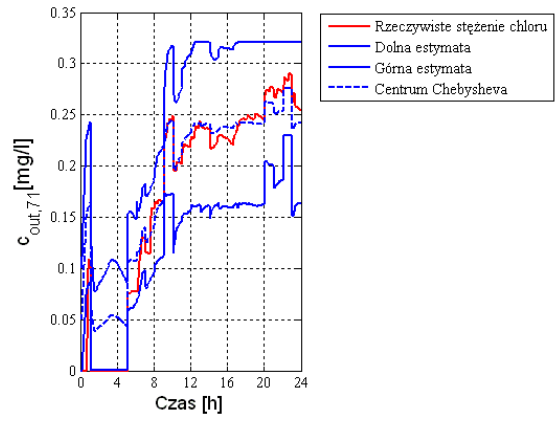
Rysunek 8.112 Algorytm dwuskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 28 przy $ZDWP = 33$ węzły



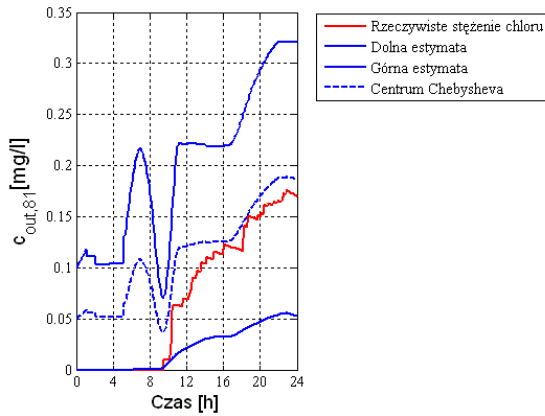
Rysunek 8.113 Algorytm dwuskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 49 przy $ZDWP = 33$ węzły



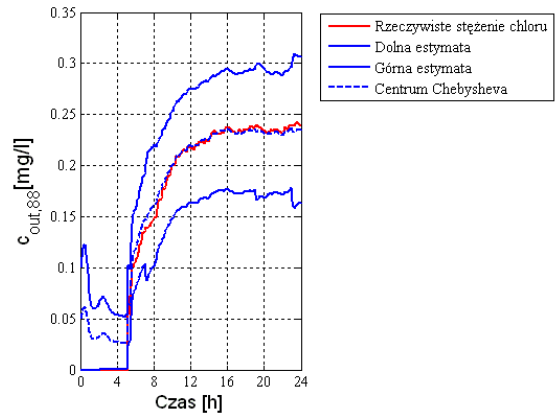
Rysunek 8.114 Algorytm dwuskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 62 przy $ZDWP = 33$ węzły



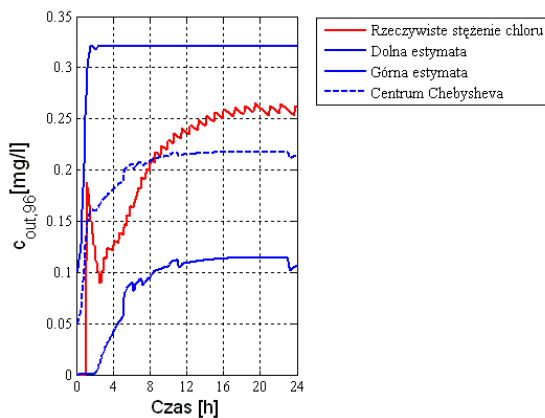
Rysunek 8.115 Algorytm dwuskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 71 przy $ZDWP = 33$ węzły



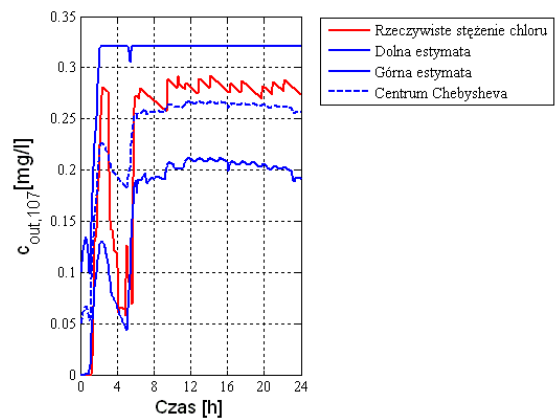
Rysunek 8.116 Algorytm dwuskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 81 przy $ZDWP = 33$ węzły



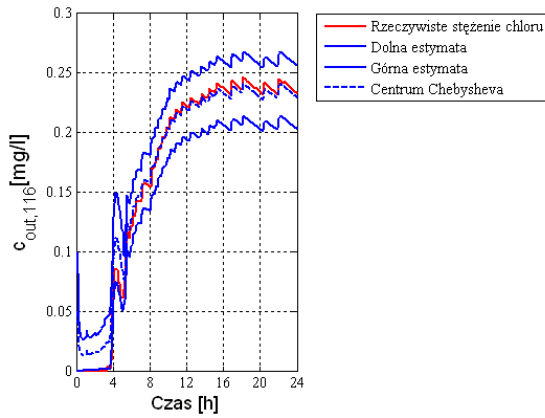
Rysunek 8.117 Algorytm dwuskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 88 przy $ZDWP = 33$ węzły



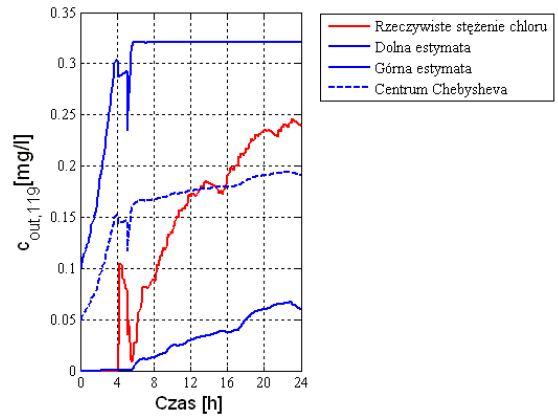
Rysunek 8.118 Algorytm dwuskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 96 przy $ZDWP = 33$ węzły



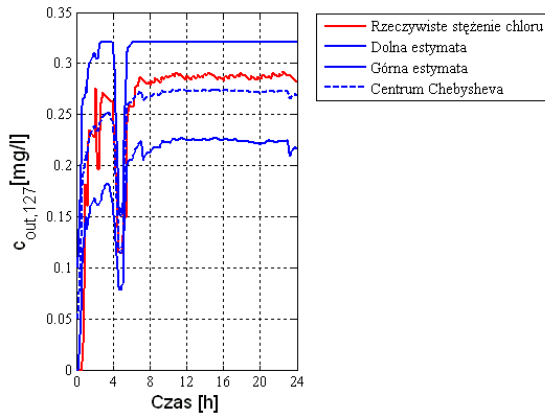
Rysunek 8.119 Algorytm dwuskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 107 przy $ZDWP = 33$ węzły



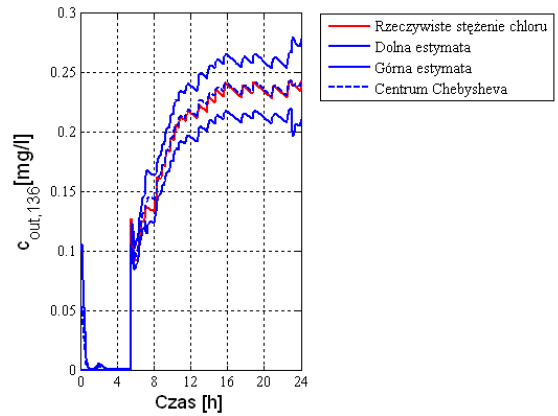
Rysunek 8.120 Algorytm dwuwskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 116 przy $ZDWP = 33$ węzły



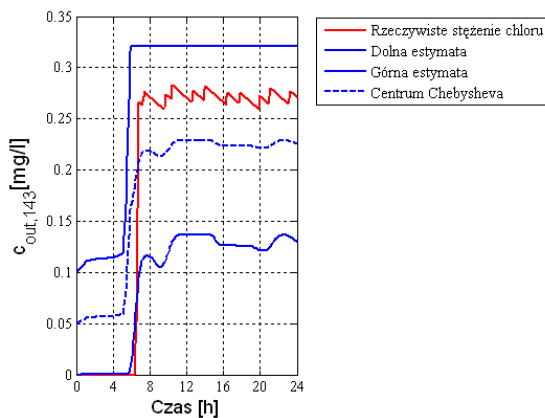
Rysunek 8.121 Algorytm dwuwskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 119 przy $ZDWP = 33$ węzły



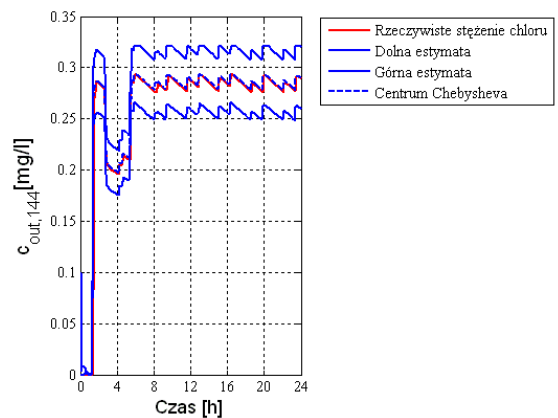
Rysunek 8.122 Algorytm dwuwskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 127 przy $ZDWP = 33$ węzły



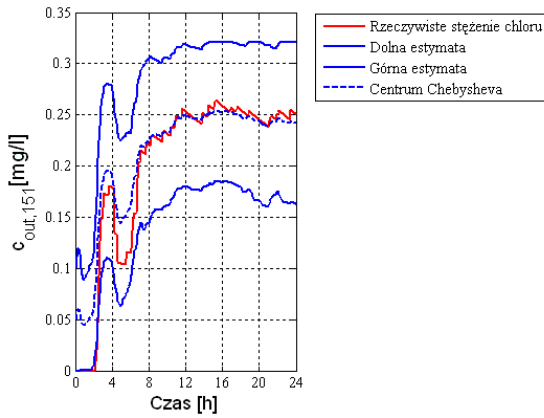
Rysunek 8.123 Algorytm dwuwskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 136 przy $ZDWP = 33$ węzły



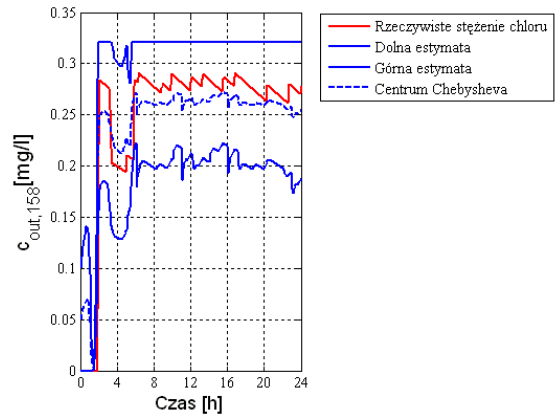
Rysunek 8.124 Algorytm dwuwskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 143 przy $ZDWP = 33$ węzły



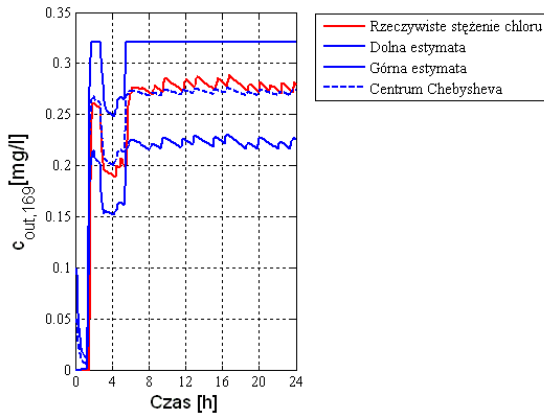
Rysunek 8.125 Algorytm dwuwskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 144 przy $ZDWP = 33$ węzły



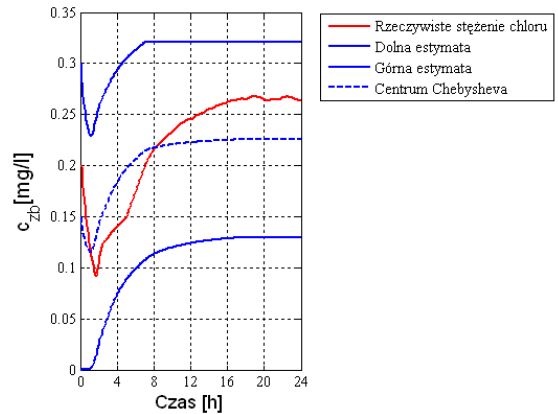
Rysunek 8.126 Algorytm dwuwskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 151 przy $ZDWP = 33$ węzły



Rysunek 8.127 Algorytm dwuwskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 158 przy $ZDWP = 33$ węzły



Rysunek 8.128 Algorytm dwuwskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 169 przy $ZDWP = 33$ węzły



Rysunek 8.129 Algorytm dwuwskaźnikowy - wyniki estymacji dla zbiornika przy $ZDWP = 33$ węzły

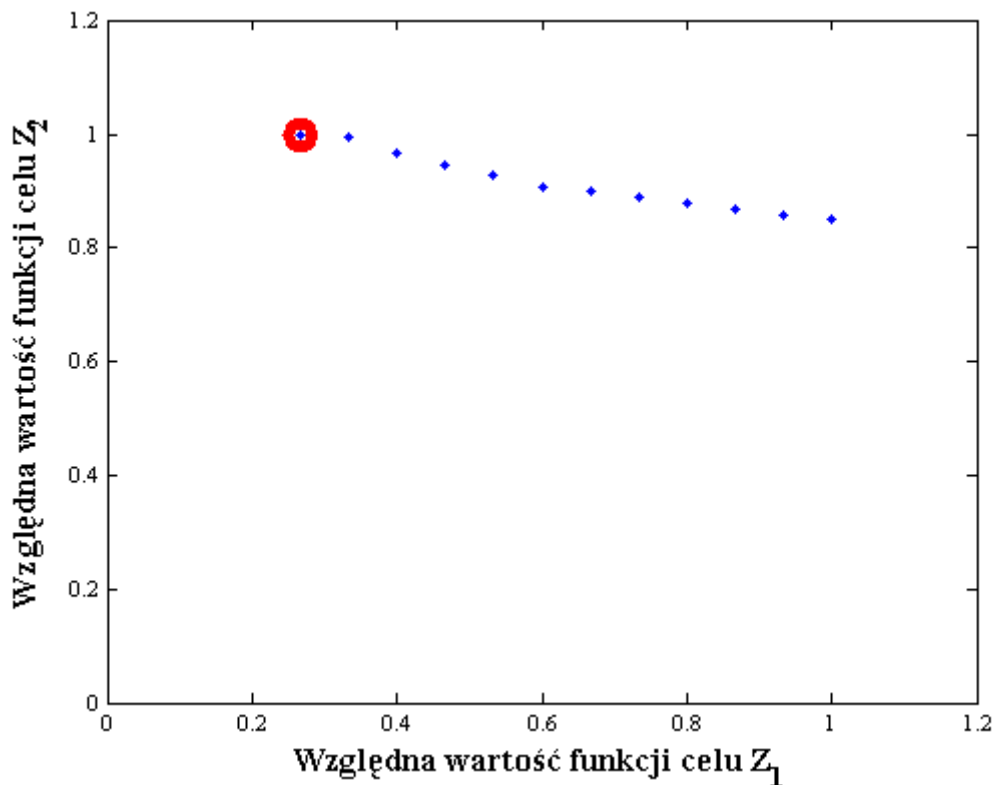
Zaprezentowane na rysunkach 8.108 - 8.129 wyniki estymacji stężenia chloru w wybranych węzłach modelu SDWP miasta Chojnice wskazują, iż poprzez wykorzystanie dwuwskaźnikowego algorytmu alokacji, w wyniku działania którego rozlokowanych zostało 10 z 20 możliwych urządzeń pomiarowych, uzyskano dolne i górne trajektorie estymat niemierzonych stężeń chloru, które gwarantują, że rzeczywiste stężenie chloru w danym węźle znajduje się wewnątrz wyestymowanego przedziału.

Kolejnym elementem niniejszego podrozdziału jest przeanalizowanie w jaki sposób zmieni się alokacja punktów monitorowania w modelu SDWP miasta Chojnice przy zmianie liczebności $ZDWP$ z 33 do 24 węzłów. $ZDWP$ o liczebności 24 węzłów przedstawiony został na rysunku 8.69. Podstawowy zestaw parametrów wykorzystany do uzyskania przedstawionego na rysunkach 8.130 i 8.131 rozwiązania zaprezentowany został w tabeli 8.5.

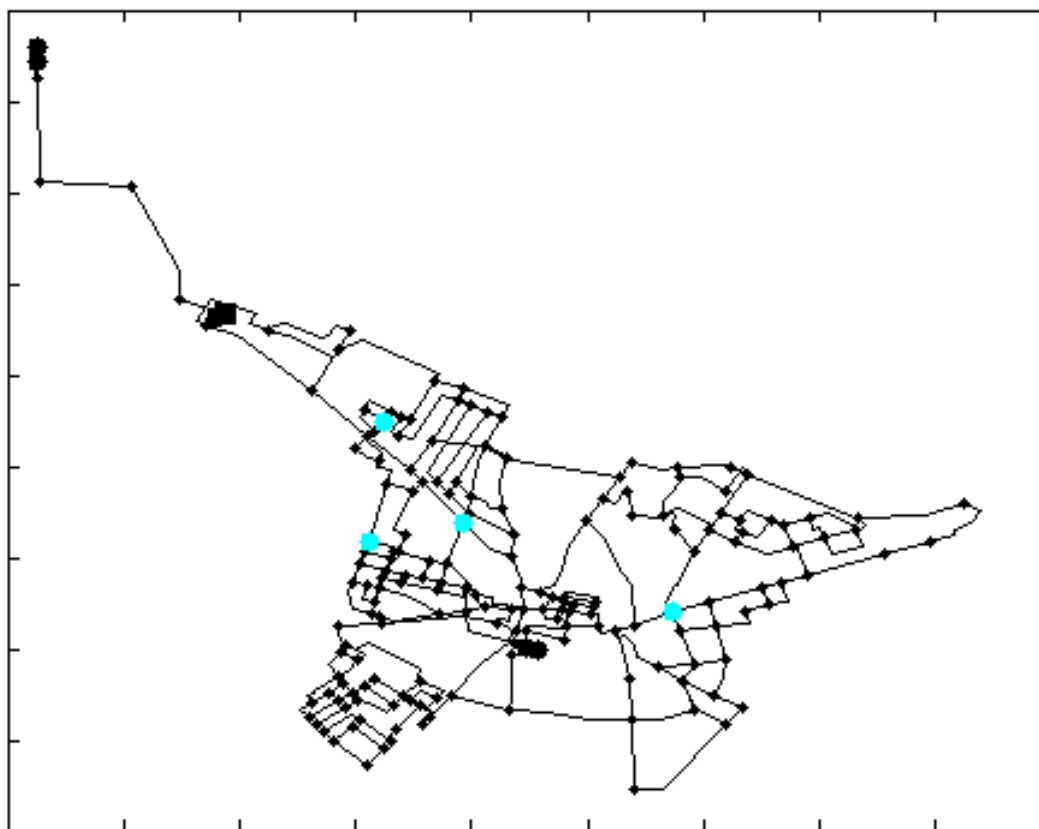
Tabela 8.5 Podstawowy zestaw parametrów dla $ZDWP = 24$ węzły - algorytm dwuwskaźnikowy

| Nazwa parametru | Wartość |
|---|--|
| Zbiór dopuszczalnych węzłów ($ZDWP$) | 24 węzły |
| Liczba osobników w populacji | 100 |
| Liczba dostępnych urządzeń pomiarowych (LD) | 15 |
| Scenariusz zapotrzebowania na wodę | Scenariusz 1 (patrz rysunki 8.72 i 8.73) |
| Stop algorytmu NSGA-II | 67 populacji |

Uzyskane wyniki alokacji punktów monitorowania przy wykorzystaniu algorytmu dwuwskaźnikowego przedstawione zostały odpowiednio na rysunkach: 8.130 - front Pareto z zaznaczeniem najlepszego osobnika, odpowiadającemu najlepszemu rozwiązaniu; 8.131 - rozlokowanie urządzeń pomiarowych odpowiadające najlepszemu osobnikowi.

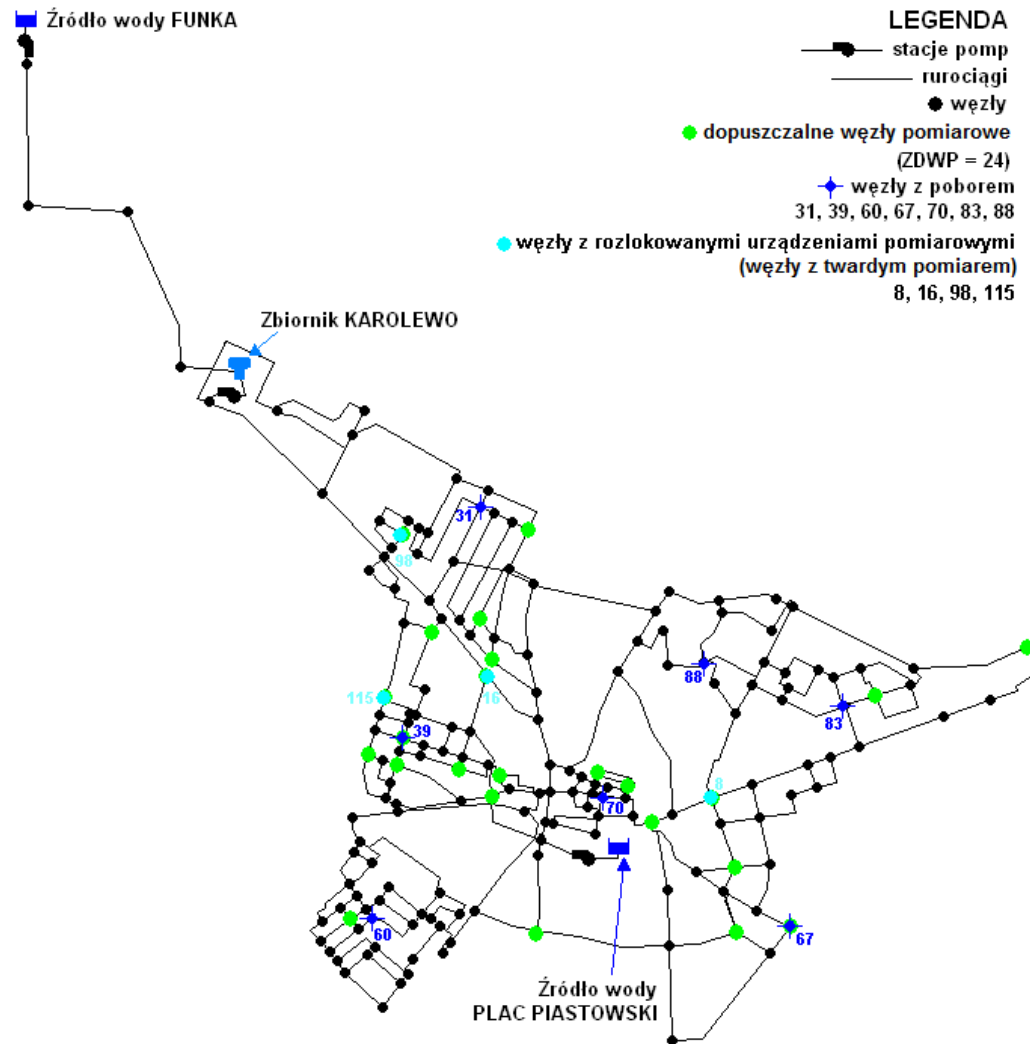
**Rysunek 8.130** Dwuwskaźnikowy algorytm alokacji - front Pareto z zaznaczeniem najlepszego osobnika przy $ZDWP = 24$ węzły

Liczba urządzeń pomiarowych w SDWP = 4



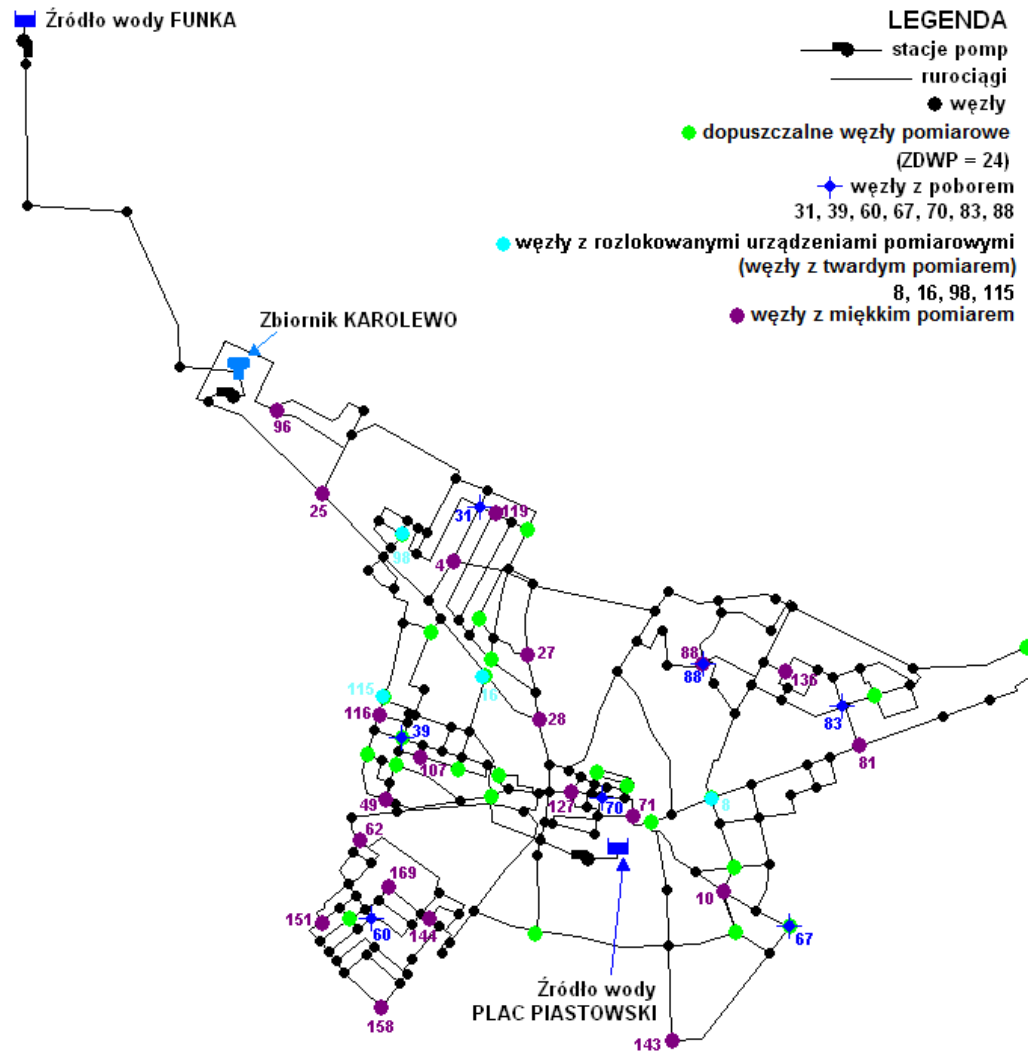
Rysunek 8.131 Dwuwskaznikowy algorytm alokacji - alokacja urządzeń pomiarowych odpowiadająca najlepszemu osobnikowi (patrz rysunek 8.130) przy $ZDWP = 24$ węzły

Uzyskana alokacja urządzeń pomiarowych dla modelu SDWP miasta Chojnice przy wykorzystaniu dwuwskaźnikowego algorytmu alokacji zilustrowana na rysunku 8.131 jednoznacznie pokazuje, iż ograniczenie na dostępną liczbę urządzeń pomiarowych (patrz tabela 8.5) zostało spełnione. Rozłokowane zostały 4 urządzenia, a miejsca ich alokacji pokazane na rysunku 8.131 zostały dodatkowo zaprezentowane na *ZDWP*, co zilustrowano na rysunku 8.132.

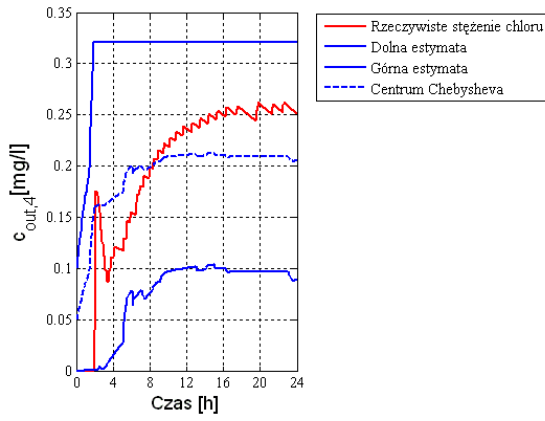


Rysunek 8.132 Dwuwskaźnikowy algorytm alokacji - alokacja urządzeń pomiarowych dla ZDWP = 24 węzły

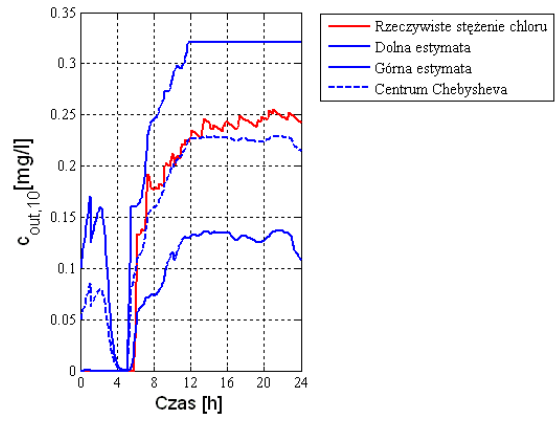
Wyniki estymacji stężenia chloru w 21 przykładowych węzłach oraz w zbiorniku Karolewo, dla uzyskanej i zaprezentowanej na rysunkach 8.131 i 8.132 alokacji punktów monitorowania jakości wody, zaprezentowano na rysunkach 8.134 - 8.155. Na każdym z rysunków widoczne są cztery trajektorie: rzeczywiste stężenie chloru uzyskane z symulatora EPANET, dolna i górna estymata stężenia chloru oraz centrum Chebysheva (patrz zależność (4.6)). Lokalizacja wybranych 21 węzłów w modelu SDWP miasta Chojnice wraz z alokacją urządzeń pomiarowych przedstawiona została na rysunku 8.133.



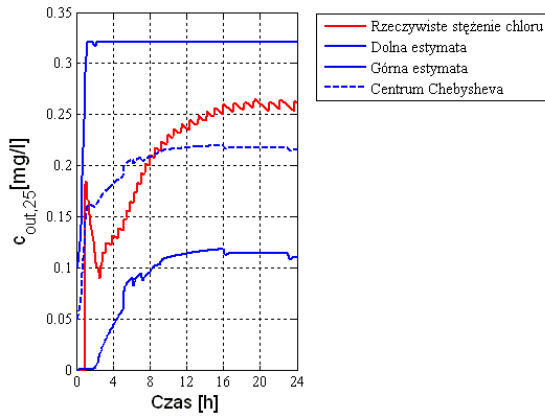
Rysunek 8.133 Dwuwskaznikowy algorytm alokacji - alokacja urządzeń pomiarowych i lokalizacja węzłów z miękkim pomiarem przy $ZDWP = 24$ węzły



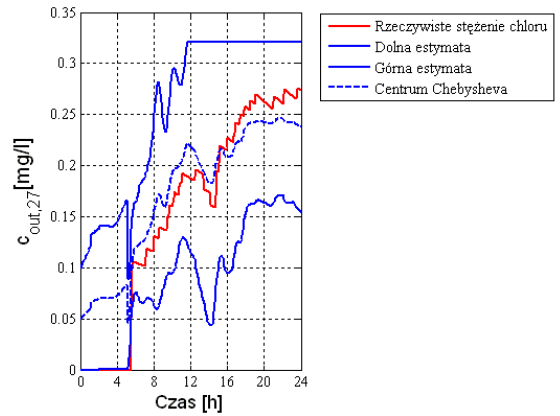
Rysunek 8.134 Algorytm dwuskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 4 przy $ZDWP = 24$ węzły



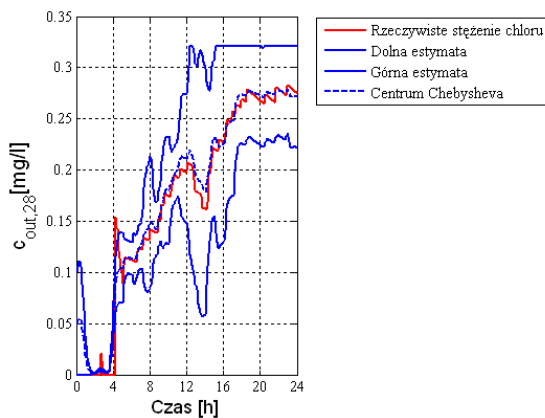
Rysunek 8.135 Algorytm dwuskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 10 przy $ZDWP = 24$ węzły



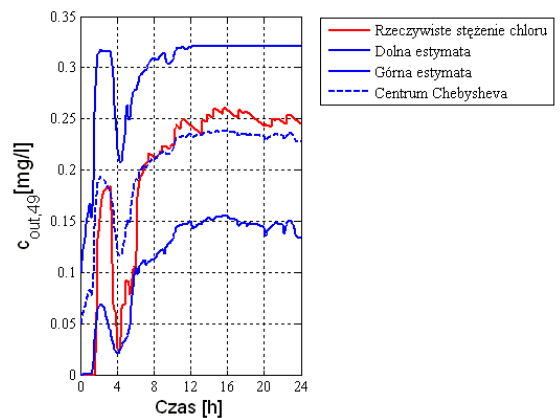
Rysunek 8.136 Algorytm dwuskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 25 przy $ZDWP = 24$ węzły



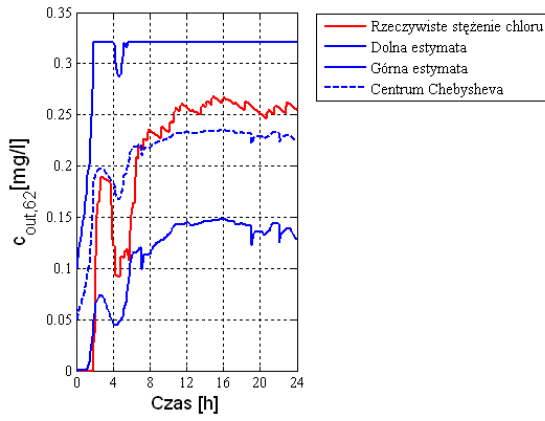
Rysunek 8.137 Algorytm dwuskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 27 przy $ZDWP = 24$ węzły



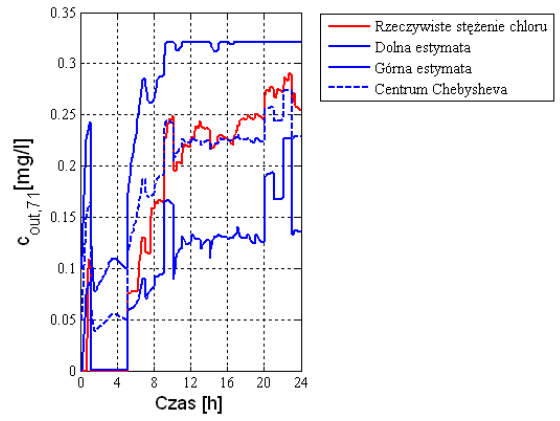
Rysunek 8.138 Algorytm dwuskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 28 przy $ZDWP = 24$ węzły



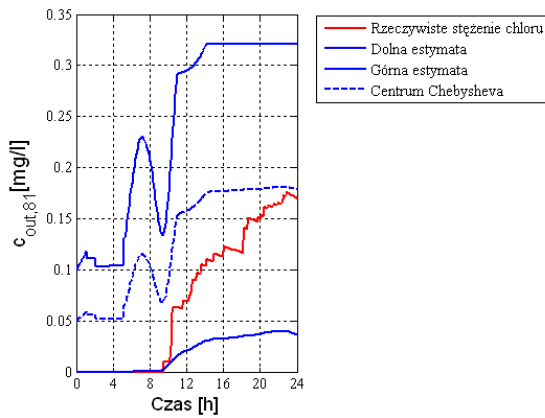
Rysunek 8.139 Algorytm dwuskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 49 przy $ZDWP = 24$ węzły



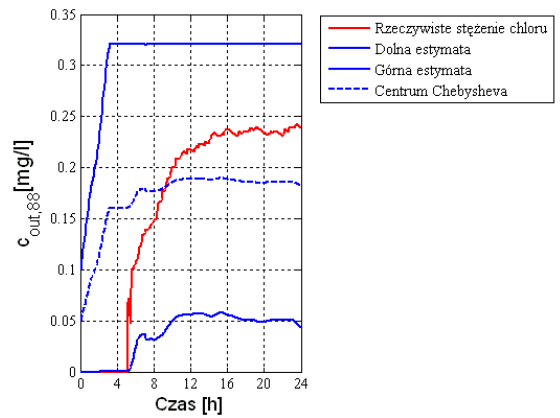
Rysunek 8.140 Algorytm dwuskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 62 przy $ZDWP = 24$ węzły



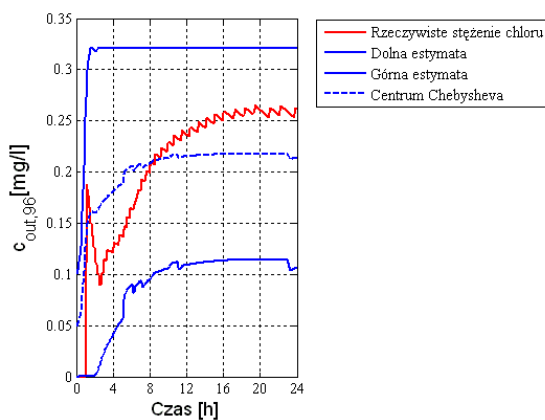
Rysunek 8.141 Algorytm dwuskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 71 przy $ZDWP = 24$ węzły



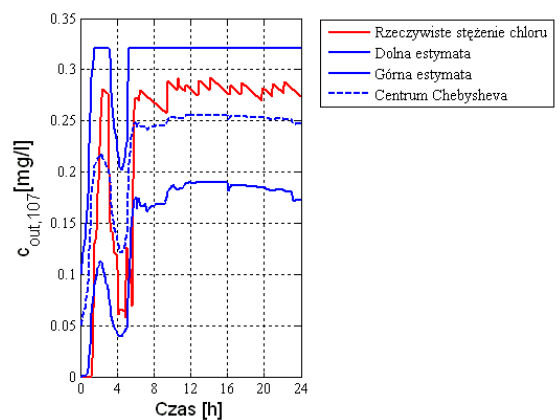
Rysunek 8.142 Algorytm dwuskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 81 przy $ZDWP = 24$ węzły



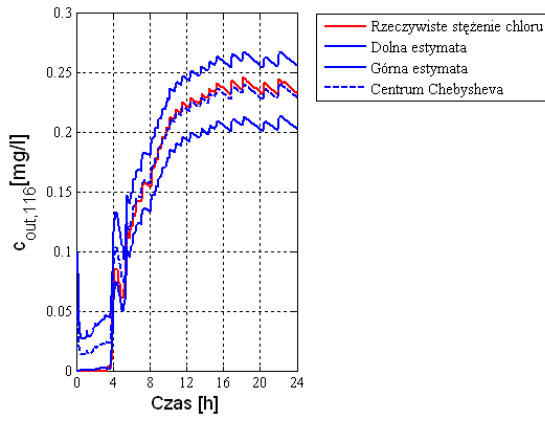
Rysunek 8.143 Algorytm dwuskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 88 przy $ZDWP = 24$ węzły



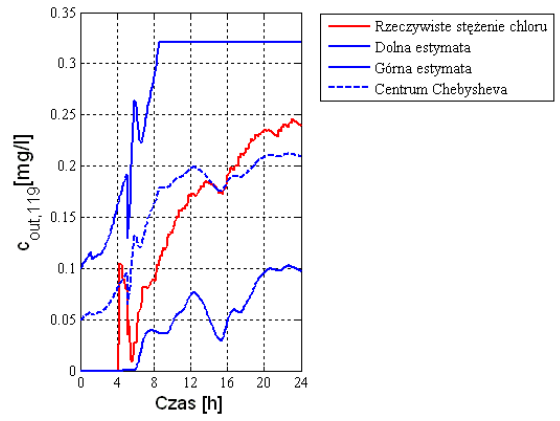
Rysunek 8.144 Algorytm dwuskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 96 przy $ZDWP = 24$ węzły



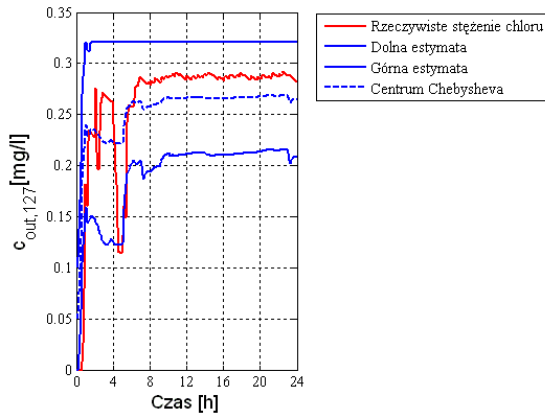
Rysunek 8.145 Algorytm dwuskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 107 przy $ZDWP = 24$ węzły



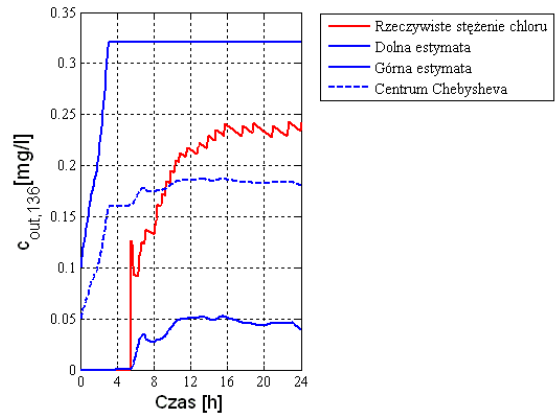
Rysunek 8.146 Algorytm dwuwskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 116 przy $ZDWP = 24$ węzły



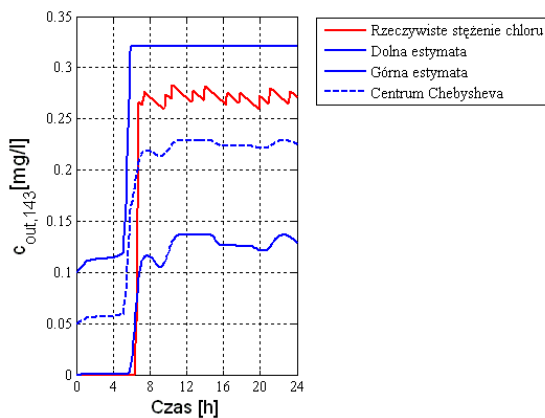
Rysunek 8.147 Algorytm dwuwskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 119 przy $ZDWP = 24$ węzły



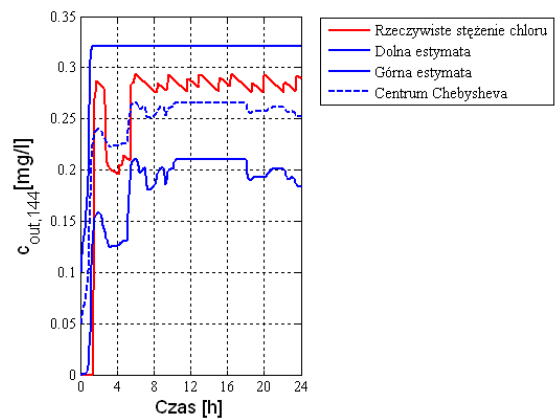
Rysunek 8.148 Algorytm dwuwskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 127 przy $ZDWP = 24$ węzły



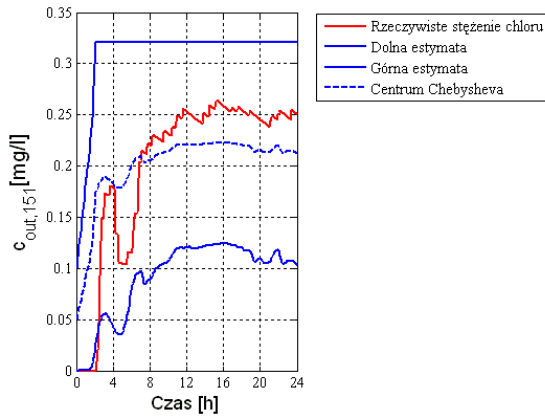
Rysunek 8.149 Algorytm dwuwskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 136 przy $ZDWP = 24$ węzły



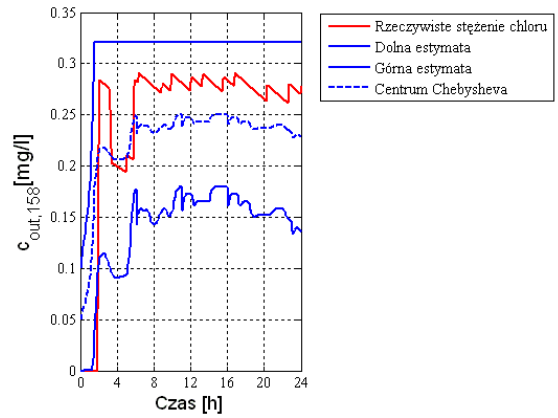
Rysunek 8.150 Algorytm dwuwskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 143 przy $ZDWP = 24$ węzły



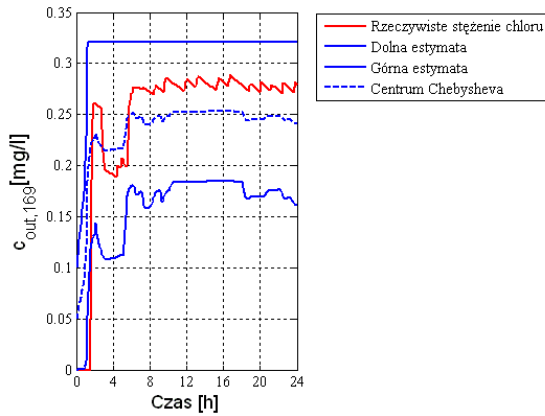
Rysunek 8.151 Algorytm dwuwskaźnikowy - wyniki estymacji dla węzła 144 przy $ZDWP = 24$ węzły



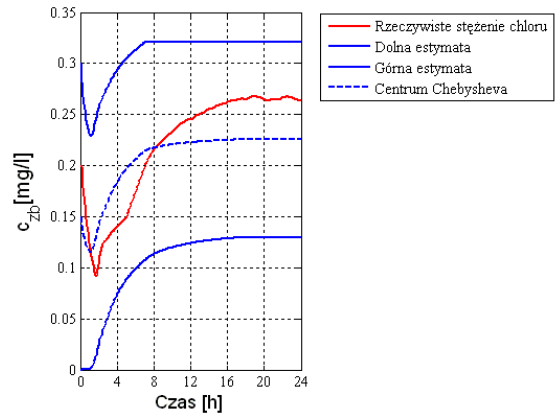
Rysunek 8.152 Algorytm dwuskażnikowy - wyniki estymacji dla węzła 151 przy $ZDWP = 24$ węzły



Rysunek 8.153 Algorytm dwuskażnikowy - wyniki estymacji dla węzła 158 przy $ZDWP = 24$ węzły

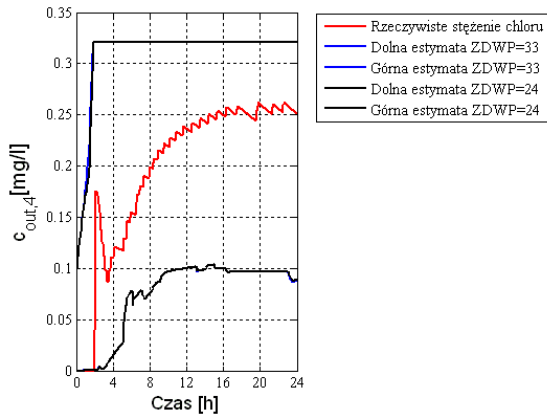


Rysunek 8.154 Algorytm dwuskażnikowy - wyniki estymacji dla węzła 169 przy $ZDWP = 24$ węzły

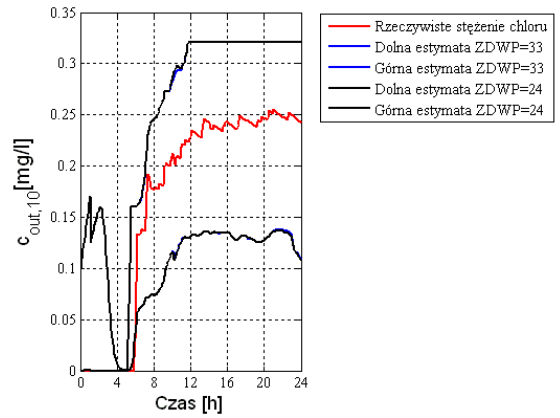


Rysunek 8.155 Algorytm dwuskażnikowy - wyniki estymacji dla zbiornika przy $ZDWP = 24$ węzły

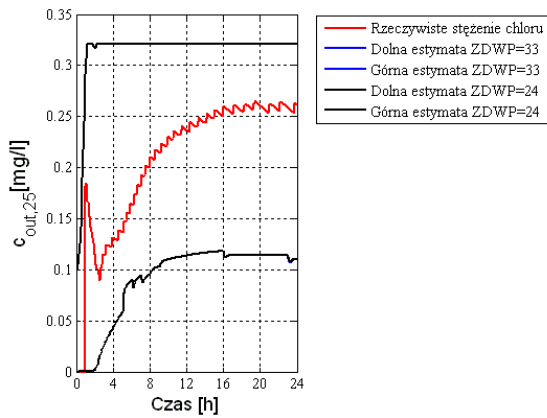
Porównanie uzyskanych estymat dla 21 przykładowych węzłów i zbiornika dla alokacji przedstawionych na rysunkach 8.105 i 8.131 przedstawiono na rysunkach 8.156 - 8.177. Na każdym z rysunków widocznych jest pięć trajektorii: rzeczywiste stężenie chloru uzyskane z symulatora EPANET, dolna i górna estymata stężenia chloru przy $ZDWP = 33$ węzły oraz dolna i górna estymata stężenia chloru przy $ZDWP = 24$ węzły.



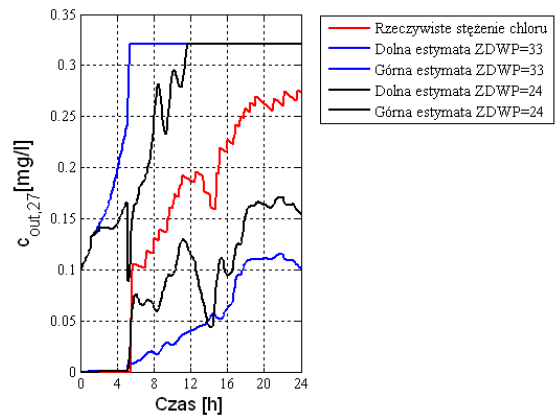
Rysunek 8.156 Porównanie wyników estymacji dla węzła 4 przy ZDWP o liczebności 33 i 24 węzły



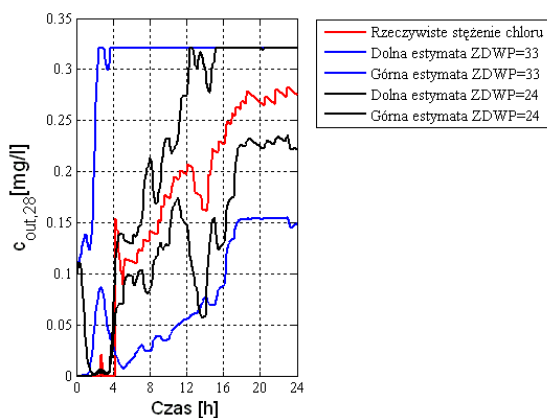
Rysunek 8.157 Porównanie wyników estymacji dla węzła 10 przy ZDWP o liczebności 33 i 24 węzły



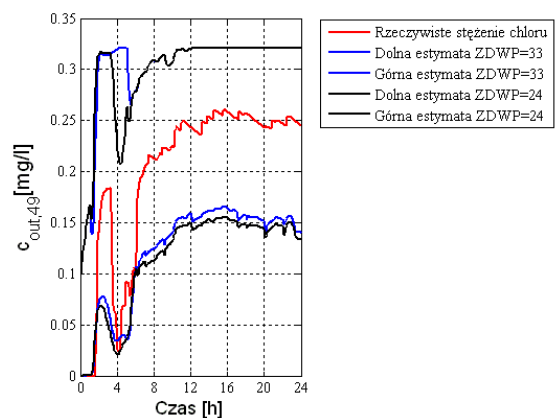
Rysunek 8.158 Porównanie wyników estymacji dla węzła 25 przy ZDWP o liczebności 33 i 24 węzły



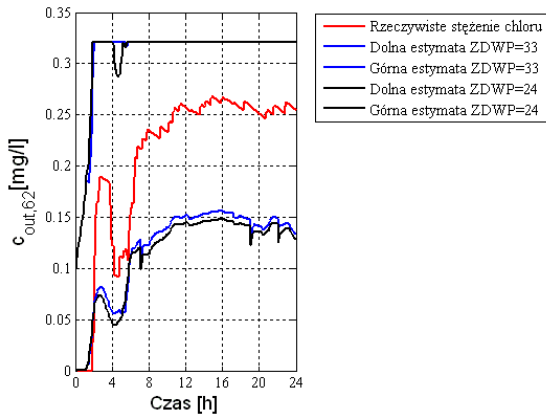
Rysunek 8.159 Porównanie wyników estymacji dla węzła 27 przy ZDWP o liczebności 33 i 24 węzły



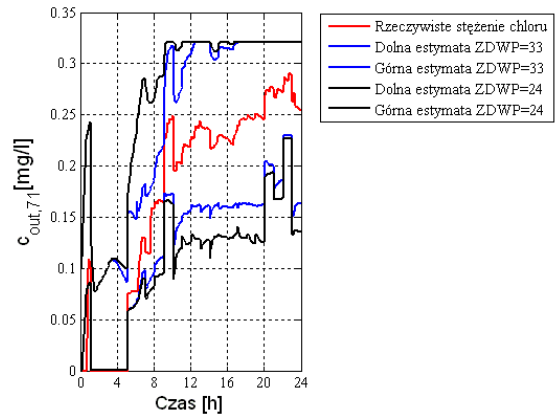
Rysunek 8.160 Porównanie wyników estymacji dla węzła 28 przy ZDWP o liczebności 33 i 24 węzły



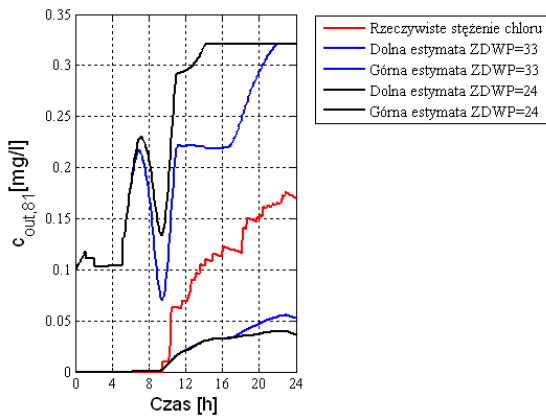
Rysunek 8.161 Porównanie wyników estymacji dla węzła 49 przy ZDWP o liczebności 33 i 24 węzły



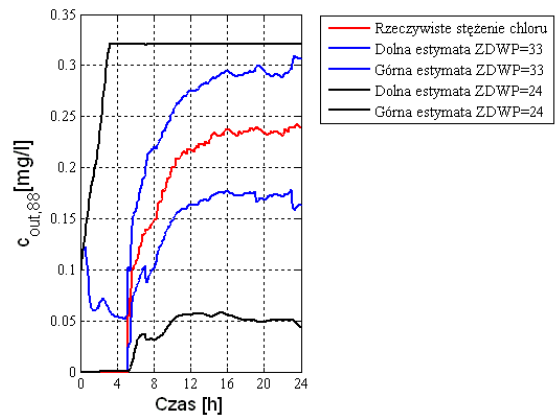
Rysunek 8.162 Porównanie wyników estymacji dla węzła 62 przy ZDWP o liczebności 33 i 24 węzły



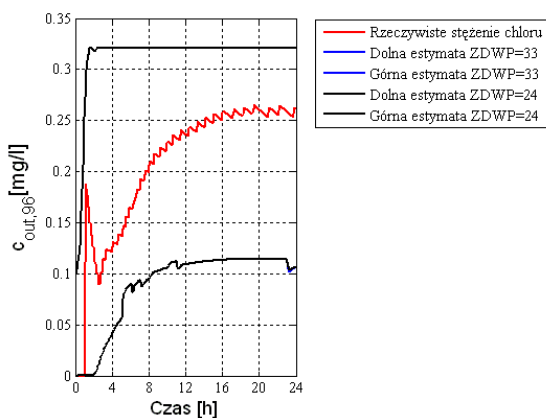
Rysunek 8.163 Porównanie wyników estymacji dla węzła 71 przy ZDWP o liczebności 33 i 24 węzły



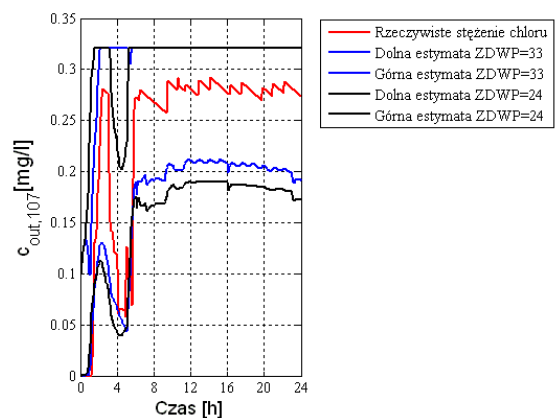
Rysunek 8.164 Porównanie wyników estymacji dla węzła 81 przy ZDWP o liczebności 33 i 24 węzły



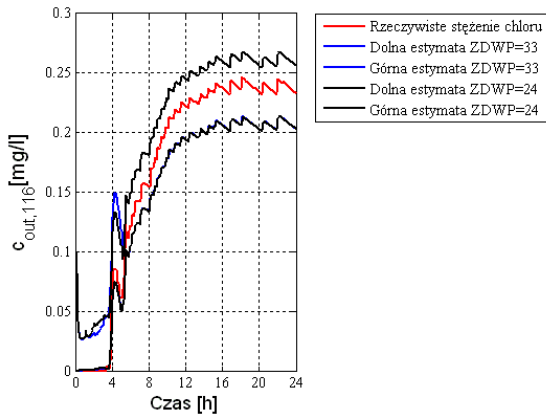
Rysunek 8.165 Porównanie wyników estymacji dla węzła 88 przy ZDWP o liczebności 33 i 24 węzły



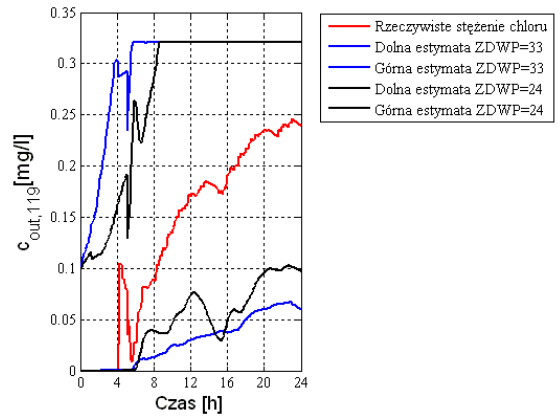
Rysunek 8.166 Porównanie wyników estymacji dla węzła 96 przy ZDWP o liczebności 33 i 24 węzły



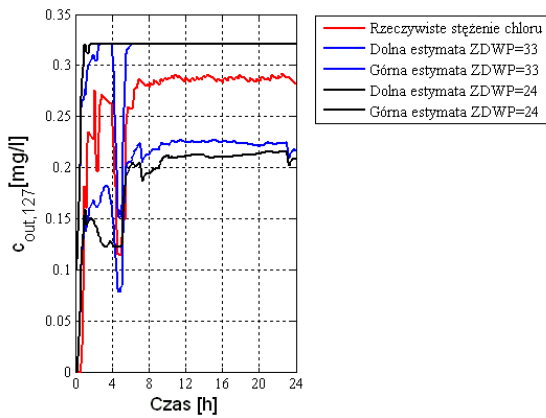
Rysunek 8.167 Porównanie wyników estymacji dla węzła 107 przy ZDWP o liczebności 33 i 24 węzły



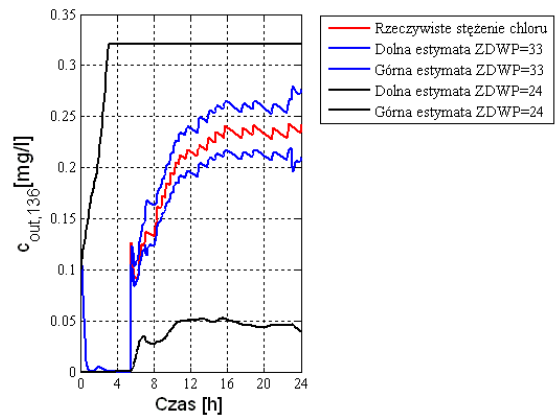
Rysunek 8.168 Porównanie wyników estymacji dla węzła 116 przy ZDWP o liczebności 33 i 24 węzły



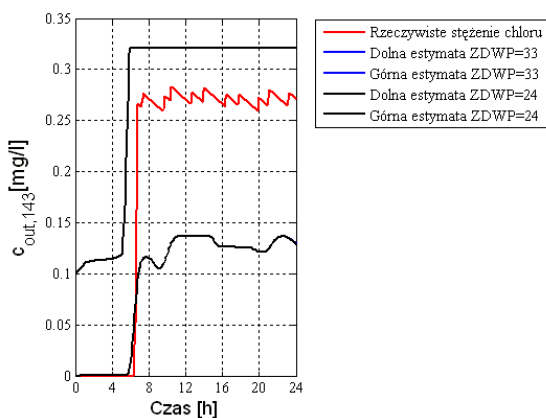
Rysunek 8.169 Porównanie wyników estymacji dla węzła 119 przy ZDWP o liczebności 33 i 24 węzły



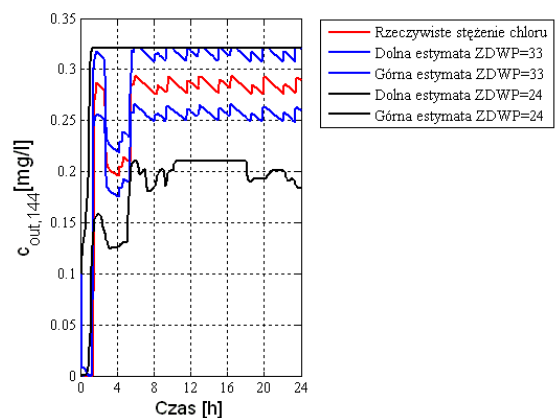
Rysunek 8.170 Porównanie wyników estymacji dla węzła 127 przy ZDWP o liczebności 33 i 24 węzły



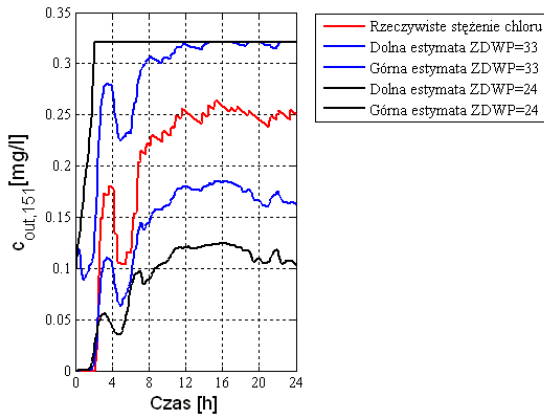
Rysunek 8.171 Porównanie wyników estymacji dla węzła 136 przy ZDWP o liczebności 33 i 24 węzły



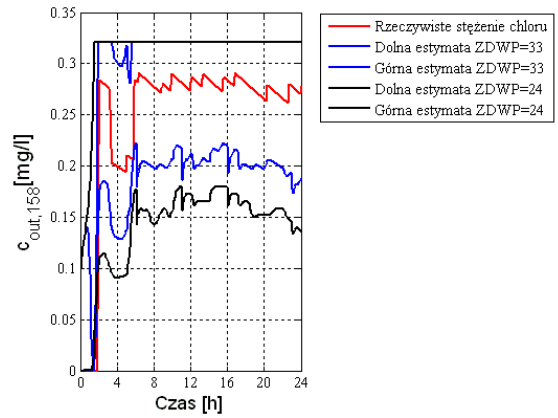
Rysunek 8.172 Porównanie wyników estymacji dla węzła 143 przy ZDWP o liczebności 33 i 24 węzły



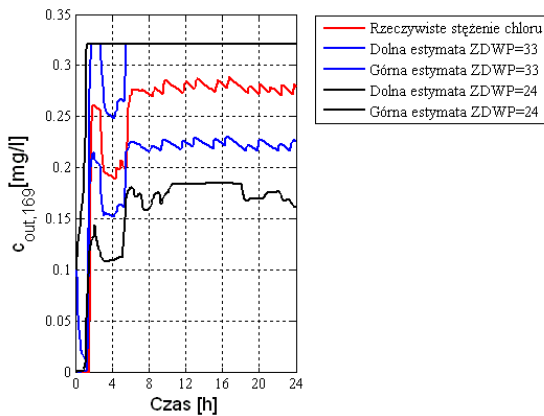
Rysunek 8.173 Porównanie wyników estymacji dla węzła 144 przy ZDWP o liczebności 33 i 24 węzły



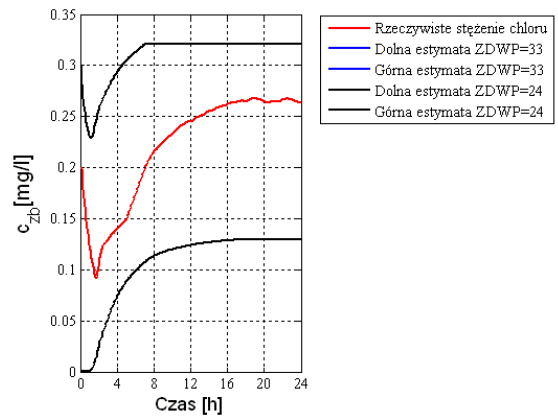
Rysunek 8.174 Porównanie wyników estymacji dla węzła 151 przy ZDWP o liczebności 33 i 24 węzły



Rysunek 8.175 Porównanie wyników estymacji dla węzła 158 przy ZDWP o liczebności 33 i 24 węzły



Rysunek 8.176 Porównanie wyników estymacji dla węzła 169 przy ZDWP o liczebności 33 i 24 węzły

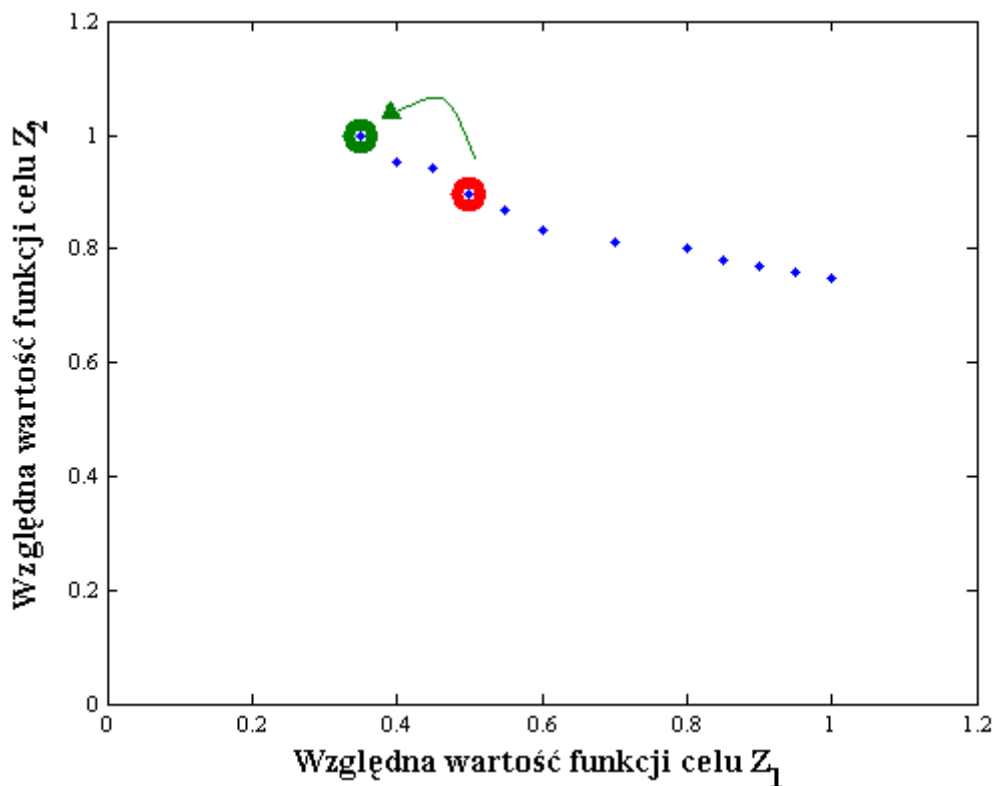


Rysunek 8.177 Porównanie wyników estymacji dla zbiornika przy ZDWP o liczebności 33 i 24 węzły

Na podstawie powyższego porównania można stwierdzić, iż wpływ wyboru liczebności i lokalizacji poszczególnych węzłów w zbiorze ZDWP jest widoczny. Przede wszystkim wybór ten wpływa na liczbę i rozlokowanie urządzeń pomiarowych (patrz rysunki 8.105 i 8.131), która przenosi się na jakość uzyskanych estymat. Niemniej jednak, wartym podkreślenia jest fakt, iż jak można zaobserwować na rysunkach 8.156 - 8.177 dana alokacja węzłów pomiarowych przekłada się na lepsze estymaty w jednych węzłach i gorsze w innych, ewentualnie dla niektórych węzłów nie ma znaczenia. Jednakże, w związku ze sformułowaniem funkcji celu Z_2 (patrz zależność (7.9)) sumaryczna szerokość wyestymowanych przedziałów dla węzłów i zbiornika w SDWP będzie mniejsza w przypadku rozlokowania większej liczby urządzeń pomiarowych. Powyższe potwierdza wnioski przedstawione w podrozdziale 6.4.3.

Kolejnym aspektem wartym podkreślenia jest kwestia wyboru najlepszego osobnika. W podrozdziałach 7.4 i 7.8 zaproponowany został pewien model decyzyjny, który jak

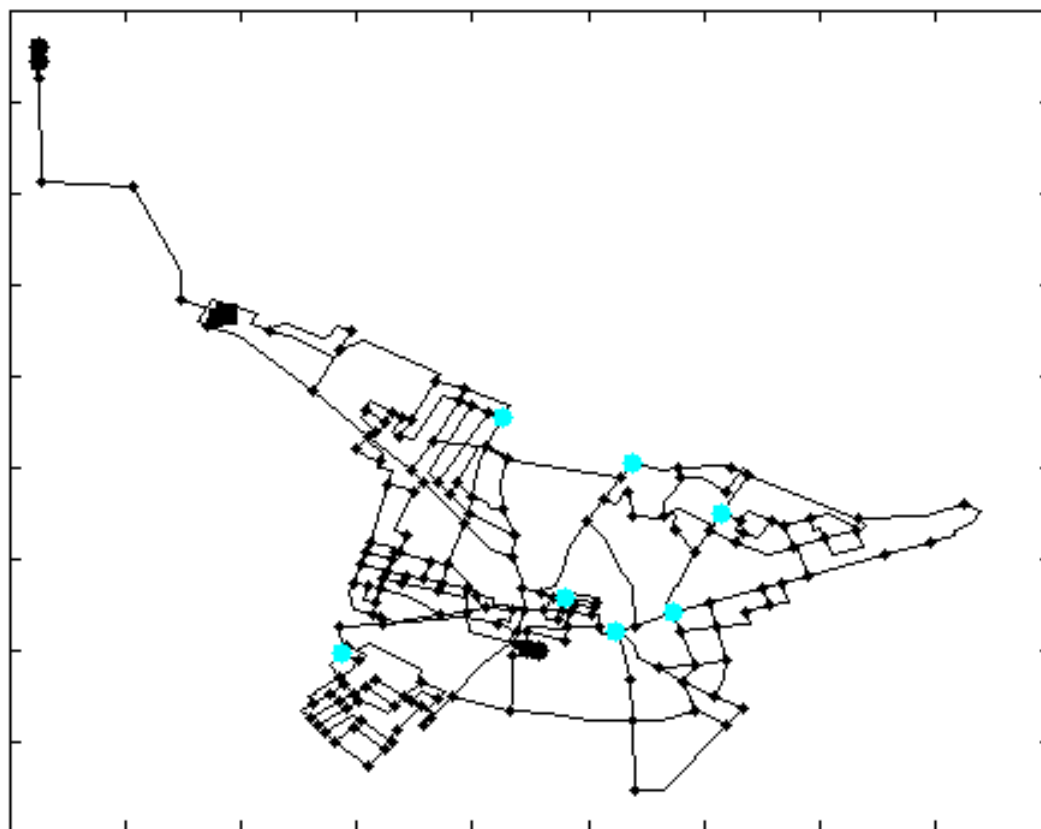
zaznaczono powinien stanowić przede wszystkim punkt odniesienia dla decydenta. Innymi słowy, decydent może zadać np. pytanie: jak wpłynie na jakości estymat alokacja mniejszej/większej liczby urządzeń pomiarowych? Inna sytuacja może być następująca: w SDWP znajduje się jakiś strategiczny węzeł, w którym dokładność estymacji ma być jak największa nawet kosztem pogorszenia estymat w innych węzłach, czy ulokowania większej liczby urządzeń pomiarowych. Rozważmy zatem jedną z powyższych sytuacji, a mianowicie wybór osobnika z frontu Pareto przedstawionego na rysunku 8.104, dla którego ulokowana została mniejsza liczba urządzeń pomiarowych. Przykład tego typu sytuacji zobrazowano na rysunku 8.178.



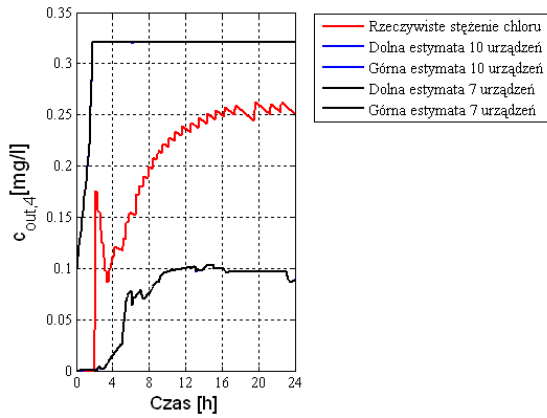
Rysunek 8.178 Dwuwskaznikowy algorytm alokacji - front Pareto z zaznaczeniem najlepszego osobnika (kolor czerwony) oraz osobnika odpowiadającego alokacji 7 urządzeń pomiarowych (kolor zielony) przy $ZDWP = 33$ węzły

Alokację odpowiadającą osobnikowi zaznaczonemu kolorem zielonym na rysunku 8.178 przedstawiono na rysunku 8.179. Natomiast na rysunkach 8.180 - 8.201 przedstawiono porównanie uzyskanych estymat dla 21 przykładowych węzłów i zbiornika. Na każdym z rysunków widocznych jest pięć trajektorii: rzeczywiste stężenie chloru uzyskane z symulatora EPANET oraz dolna i górna estymata stężenia chloru odpowiednio przy 10 i 7 urządzeniach pomiarowych.

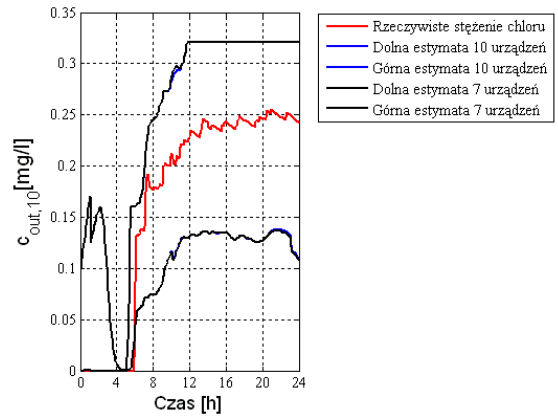
Liczba urządzeń pomiarowych w SDWP = 7



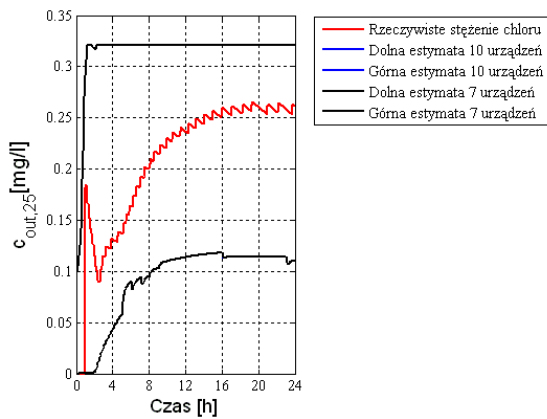
Rysunek 8.179 Dwuwskaznikowy algorytm alokacji - alokacja urządzeń pomiarowych odpowiadająca osobnikowi zaznaczonemu kolorem zielonym na rysunku 8.178



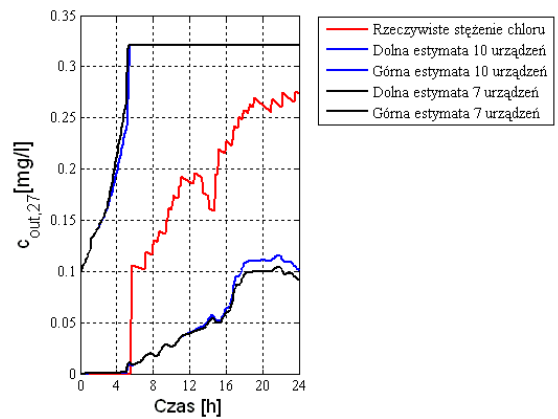
Rysunek 8.180 Porównanie wyników estymacji dla węzła 4 przy $ZDWP = 33$ węzły i różnej liczbie rozlokowanych urządzeń pomiarowych



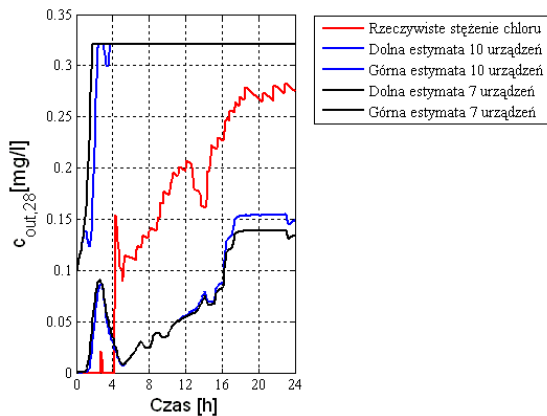
Rysunek 8.181 Porównanie wyników estymacji dla węzła 10 przy $ZDWP = 33$ węzły i różnej liczbie rozlokowanych urządzeń pomiarowych



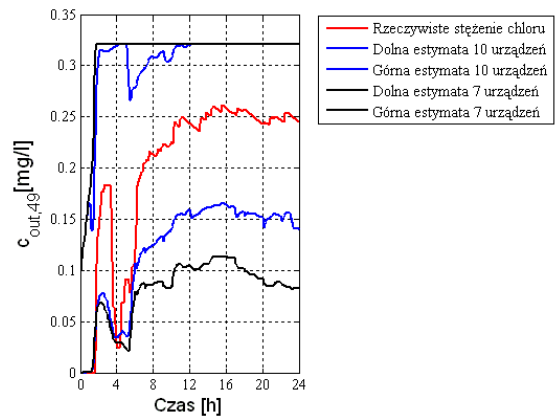
Rysunek 8.182 Porównanie wyników estymacji dla węzła 25 przy $ZDWP = 33$ węzły i różnej liczbie rozlokowanych urządzeń pomiarowych



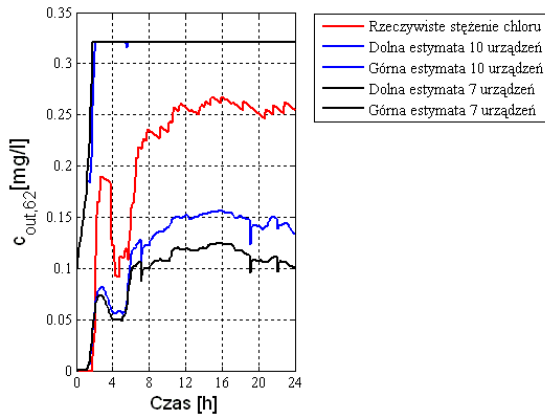
Rysunek 8.183 Porównanie wyników estymacji dla węzła 27 przy $ZDWP = 33$ węzły i różnej liczbie rozlokowanych urządzeń pomiarowych



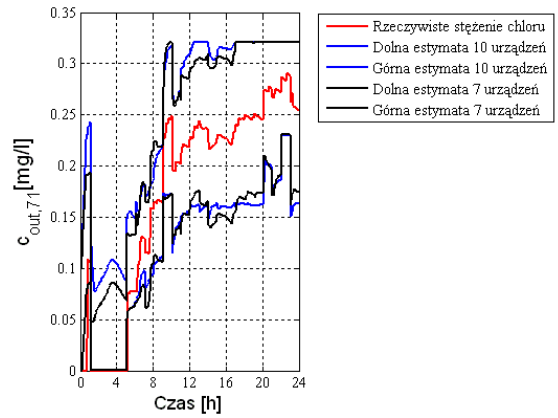
Rysunek 8.184 Porównanie wyników estymacji dla węzła 28 przy $ZDWP = 33$ węzły i różnej liczbie rozlokowanych urządzeń pomiarowych



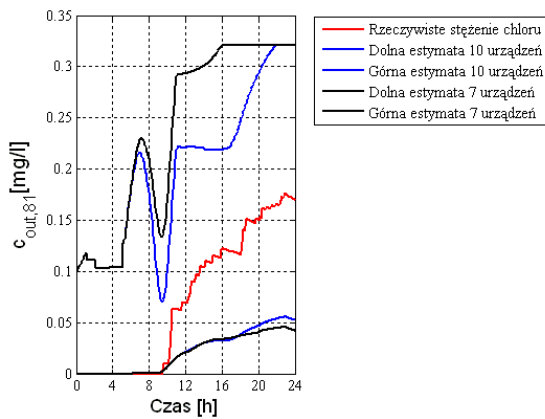
Rysunek 8.185 Porównanie wyników estymacji dla węzła 49 przy $ZDWP = 33$ węzły i różnej liczbie rozlokowanych urządzeń pomiarowych



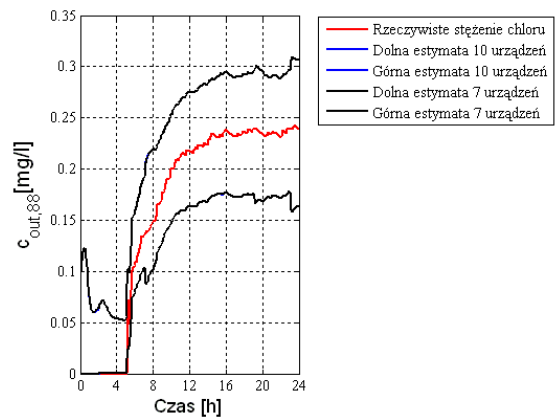
Rysunek 8.186 Porównanie wyników estymacji dla węzła 62 przy $ZDWP = 33$ węzły i różnej liczbie rozlokowanych urządzeń pomiarowych



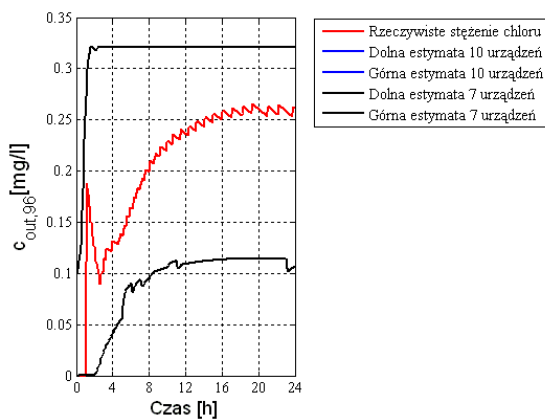
Rysunek 8.187 Porównanie wyników estymacji dla węzła 71 przy $ZDWP = 33$ węzły i różnej liczbie rozlokowanych urządzeń pomiarowych



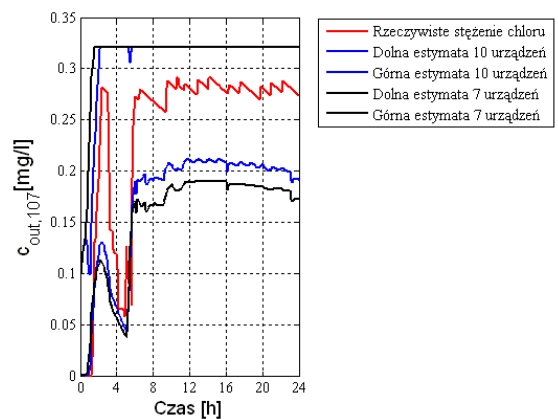
Rysunek 8.188 Porównanie wyników estymacji dla węzła 81 przy $ZDWP = 33$ węzły i różnej liczbie rozlokowanych urządzeń pomiarowych



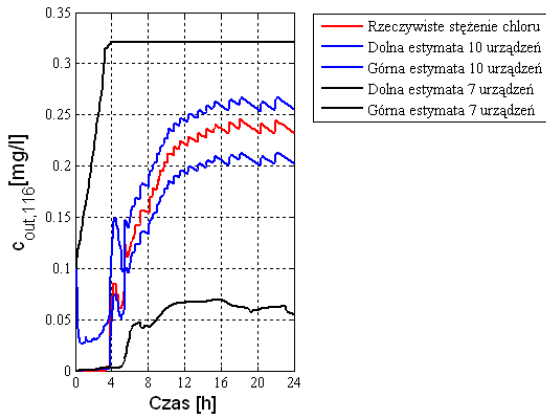
Rysunek 8.189 Porównanie wyników estymacji dla węzła 88 przy $ZDWP = 33$ węzły i różnej liczbie rozlokowanych urządzeń pomiarowych



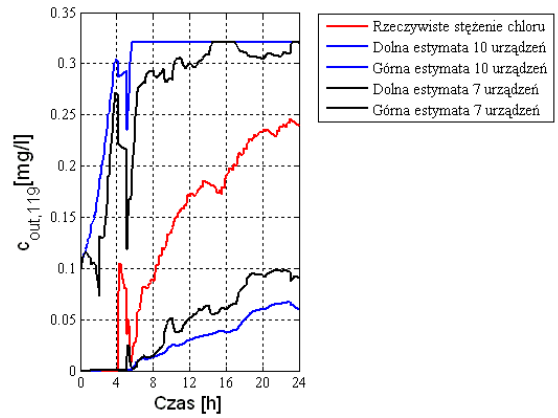
Rysunek 8.190 Porównanie wyników estymacji dla węzła 96 przy $ZDWP = 33$ węzły i różnej liczbie rozlokowanych urządzeń pomiarowych



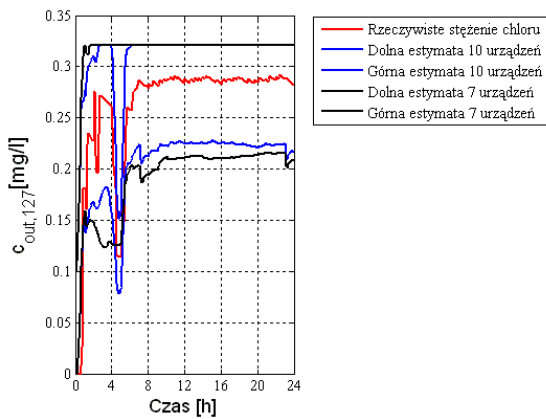
Rysunek 8.191 Porównanie wyników estymacji dla węzła 107 przy $ZDWP = 33$ węzły i różnej liczbie rozlokowanych urządzeń pomiarowych



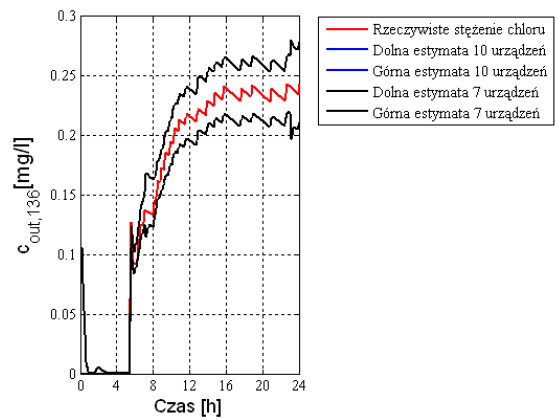
Rysunek 8.192 Porównanie wyników estymacji dla węzła 116 przy $ZDWP = 33$ węzły i różnej liczbie rozlokowanych urządzeń pomiarowych



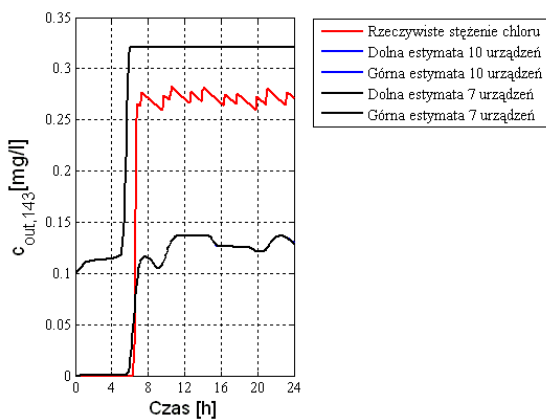
Rysunek 8.193 Porównanie wyników estymacji dla węzła 119 przy $ZDWP = 33$ węzły i różnej liczbie rozlokowanych urządzeń pomiarowych



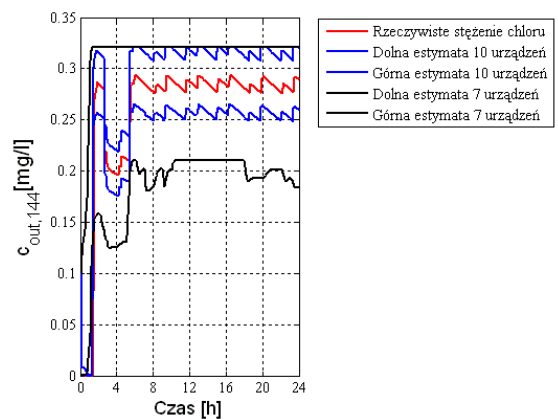
Rysunek 8.194 Porównanie wyników estymacji dla węzła 127 przy $ZDWP = 33$ węzły i różnej liczbie rozlokowanych urządzeń pomiarowych



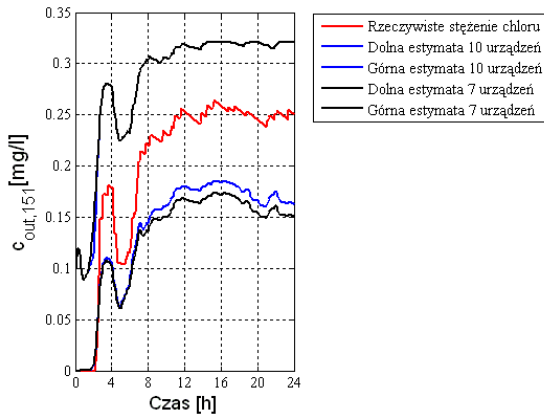
Rysunek 8.195 Porównanie wyników estymacji dla węzła 136 przy $ZDWP = 33$ węzły i różnej liczbie rozlokowanych urządzeń pomiarowych



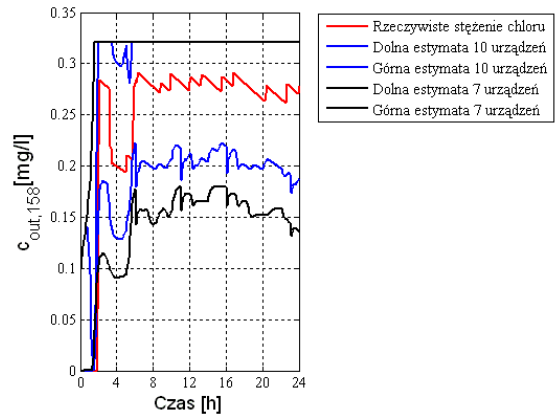
Rysunek 8.196 Porównanie wyników estymacji dla węzła 143 przy $ZDWP = 33$ węzły i różnej liczbie rozlokowanych urządzeń pomiarowych



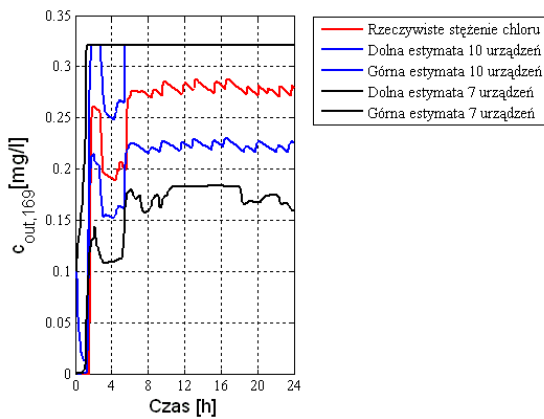
Rysunek 8.197 Porównanie wyników estymacji dla węzła 144 przy $ZDWP = 33$ węzły i różnej liczbie rozlokowanych urządzeń pomiarowych



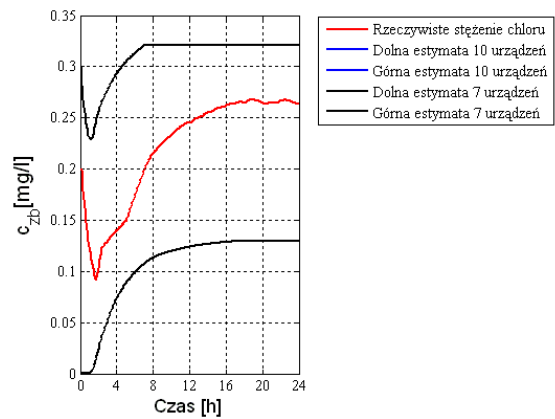
Rysunek 8.198 Porównanie wyników estymacji dla węzła 151 przy $ZDWP = 33$ węzły i różnej liczbie rozlokowanych urządzeń pomiarowych



Rysunek 8.199 Porównanie wyników estymacji dla węzła 158 przy $ZDWP = 33$ węzły i różnej liczbie rozlokowanych urządzeń pomiarowych



Rysunek 8.200 Porównanie wyników estymacji dla węzła 169 przy $ZDWP = 33$ węzły i różnej liczbie rozlokowanych urządzeń pomiarowych

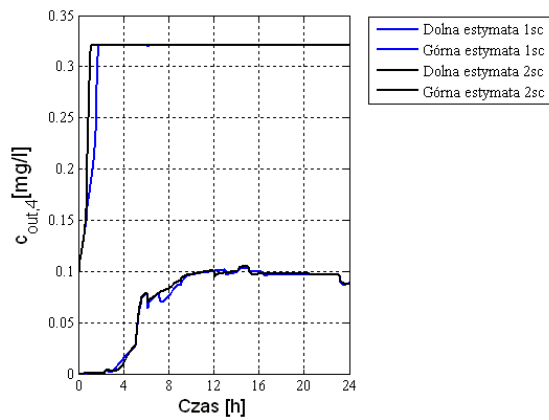


Rysunek 8.201 Porównanie wyników estymacji dla zbiornika przy $ZDWP = 33$ węzły i różnej liczbie rozlokowanych urządzeń pomiarowych

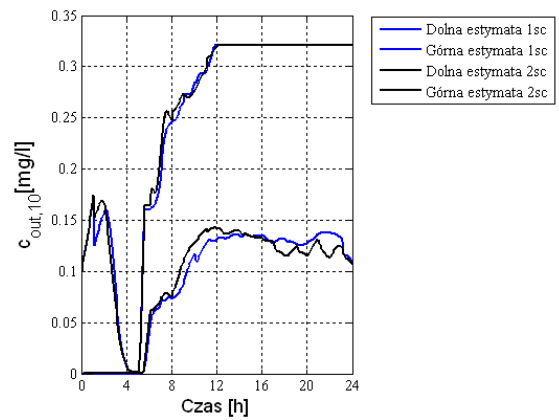
Przedstawione na rysunkach 8.180 - 8.201 wyniki estymacji potwierdzają wcześniejsze spostrzeżenia dotyczące wpływu liczby i rozlokowania urządzeń pomiarowych na jakość estymacji, jak również mogą stanowić kolejną wskazówkę dla decydenta w zakresie wyboru ostatecznej alokacji punktów monitorowania jakości wody w SDWP.

Ostatnim aspektem, który zostanie poruszony w niniejszym podrozdziale jest wpływ scenariusza zapotrzebowania na jakość estymacji przy ustalonej alokacji punktów monitorowania. W celu zobrazowania tego zagadnienia wykorzystana została alokacja przedstawiona na rysunku 8.105, uzyskana dla pierwszego scenariusza zapotrzebowania (patrz rysunki 8.72 i 8.73). Przeanalizowane zostanie teraz jaki wpływ na estymaty dla tej alokacji będzie miała zmiana scenariusza zapotrzebowania na drugi scenariusz (patrz rysunki 8.74 i 8.75). Wyniki estymacji dla tej sytuacji w 21 przykładowych węzłach i w zbiorniku przedstawiono na rysunkach 8.202 - 8.223. Na każdym z rysunków widoczne są cztery

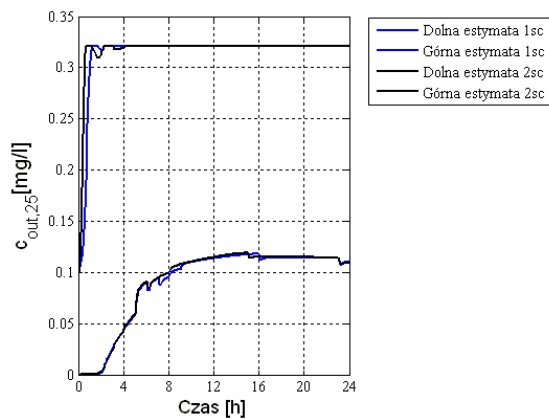
trajektorie: dolna i górna estymata stężenia chloru odpowiednio przy pierwszym (linie niebieskie) i drugim (linie czarne) scenariuszu zapotrzebowania.



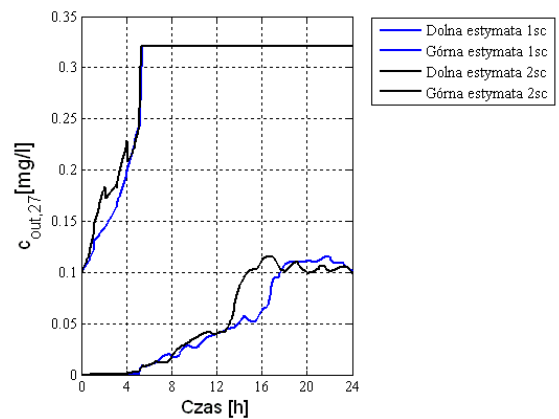
Rysunek 8.202 Porównanie wyników estymacji dla węzła 4 przy różnych scenariuszach zapotrzebowania



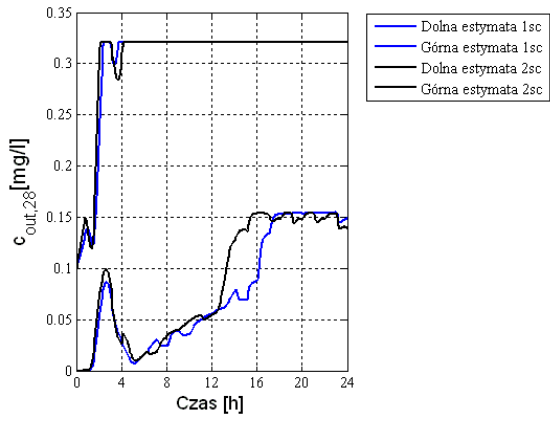
Rysunek 8.203 Porównanie wyników estymacji dla węzła 10 przy różnych scenariuszach zapotrzebowania



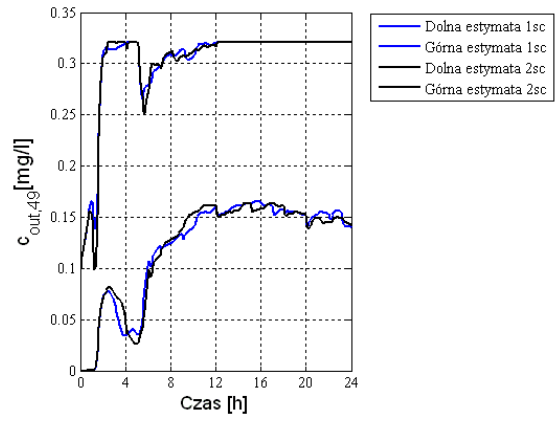
Rysunek 8.204 Porównanie wyników estymacji dla węzła 25 przy różnych scenariuszach zapotrzebowania



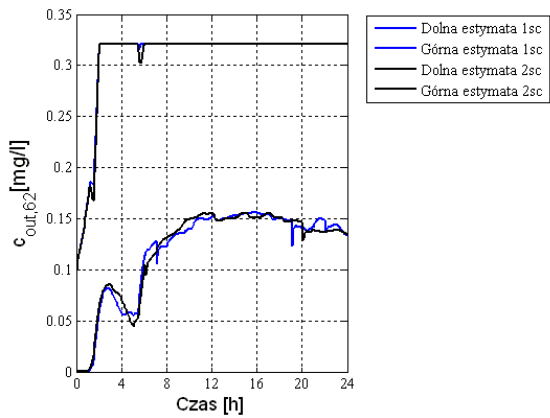
Rysunek 8.205 Porównanie wyników estymacji dla węzła 27 przy różnych scenariuszach zapotrzebowania



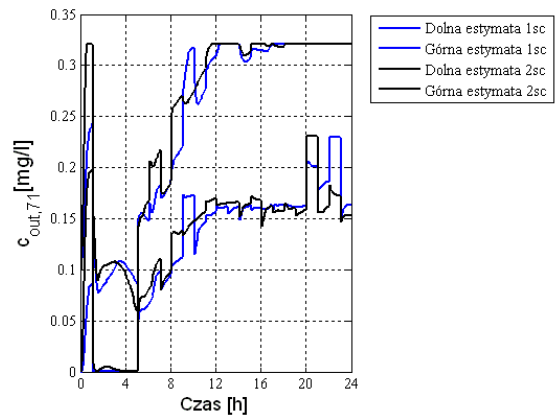
Rysunek 8.206 Porównanie wyników estymacji dla węzła 28 przy różnych scenariuszach zapotrzebowania



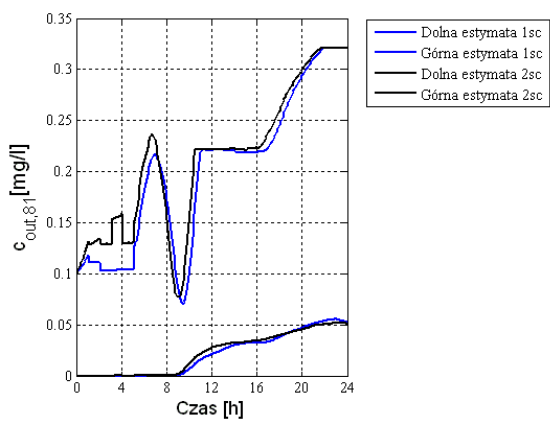
Rysunek 8.207 Porównanie wyników estymacji dla węzła 49 przy różnych scenariuszach zapotrzebowania



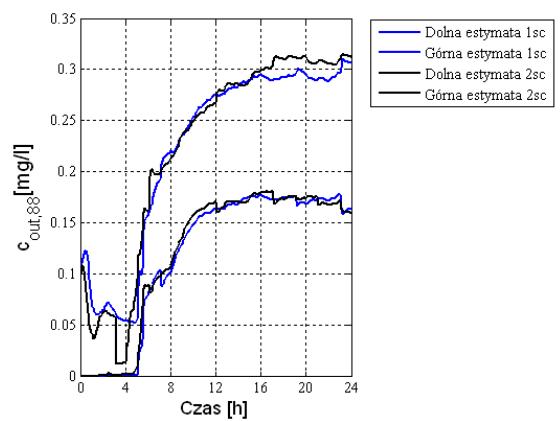
Rysunek 8.208 Porównanie wyników estymacji dla węzła 62 przy różnych scenariuszach zapotrzebowania



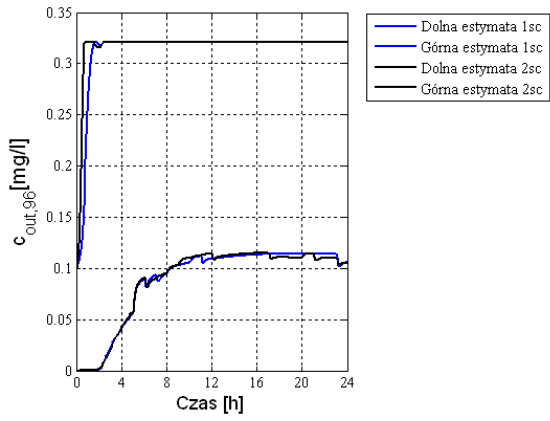
Rysunek 8.209 Porównanie wyników estymacji dla węzła 71 przy różnych scenariuszach zapotrzebowania



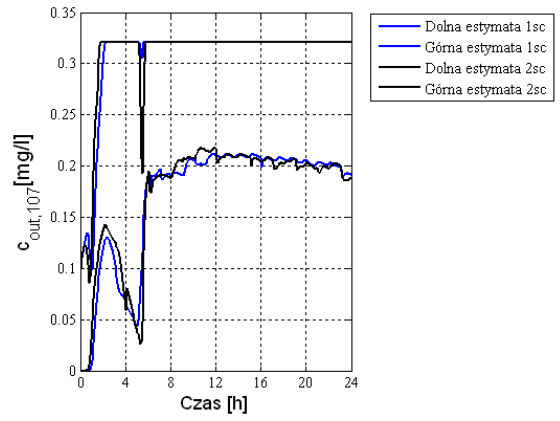
Rysunek 8.210 Porównanie wyników estymacji dla węzła 81 przy różnych scenariuszach zapotrzebowania



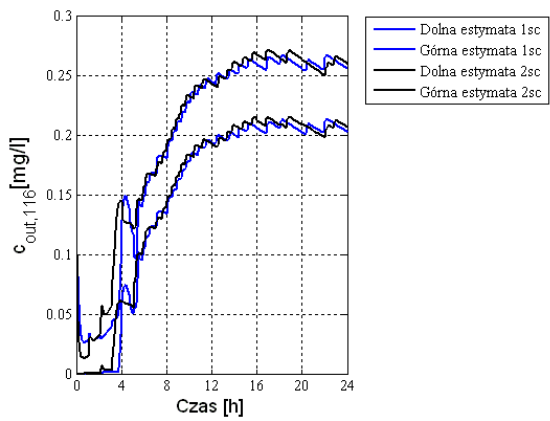
Rysunek 8.211 Porównanie wyników estymacji dla węzła 88 przy różnych scenariuszach zapotrzebowania



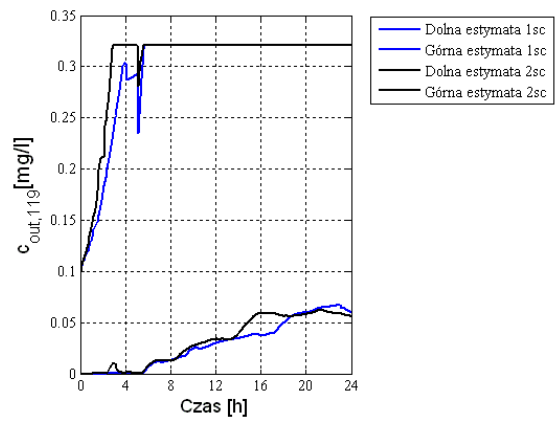
Rysunek 8.212 Porównanie wyników estymacji dla węzła 96 przy różnych scenariuszach zapotrzebowania



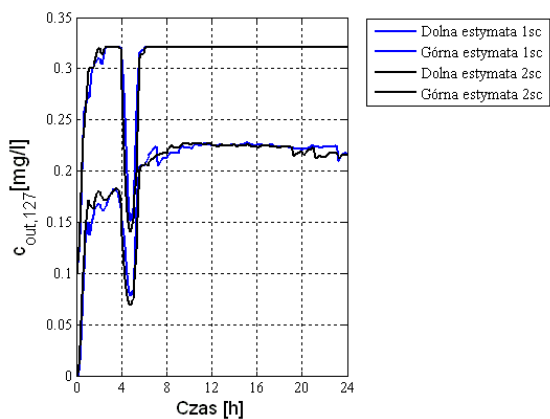
Rysunek 8.213 Porównanie wyników estymacji dla węzła 107 przy różnych scenariuszach zapotrzebowania



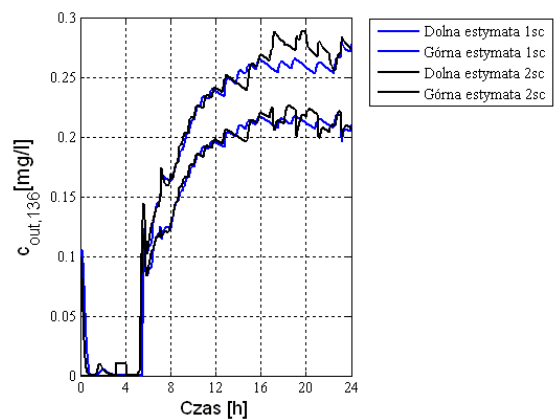
Rysunek 8.214 Porównanie wyników estymacji dla węzła 116 przy różnych scenariuszach zapotrzebowania



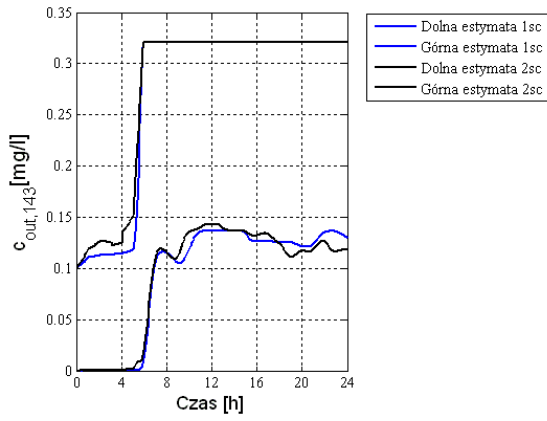
Rysunek 8.215 Porównanie wyników estymacji dla węzła 119 przy różnych scenariuszach zapotrzebowania



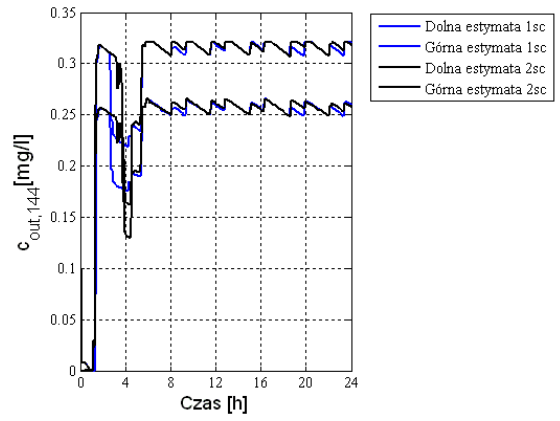
Rysunek 8.216 Porównanie wyników estymacji dla węzła 127 przy różnych scenariuszach zapotrzebowania



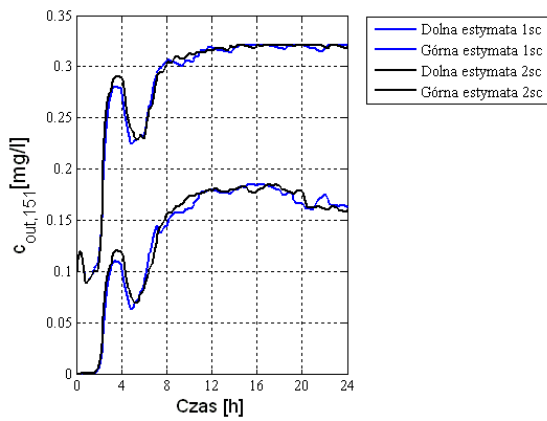
Rysunek 8.217 Porównanie wyników estymacji dla węzła 136 przy różnych scenariuszach zapotrzebowania



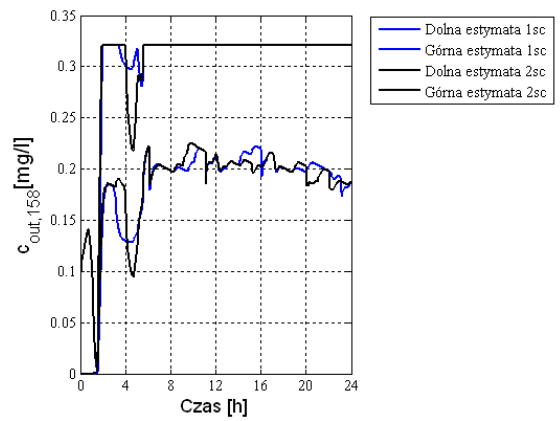
Rysunek 8.218 Porównanie wyników estymacji dla węzła 143 przy różnych scenariuszach zapotrzebowania



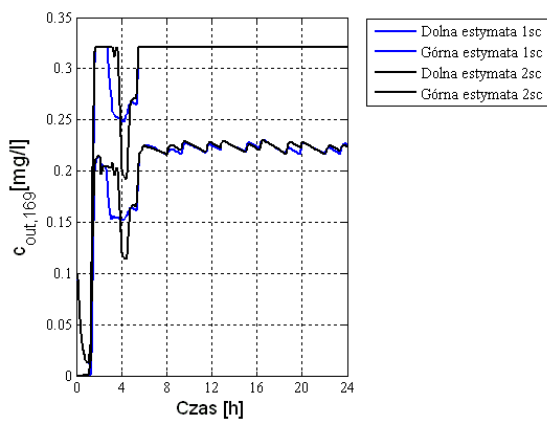
Rysunek 8.219 Porównanie wyników estymacji dla węzła 144 przy różnych scenariuszach zapotrzebowania



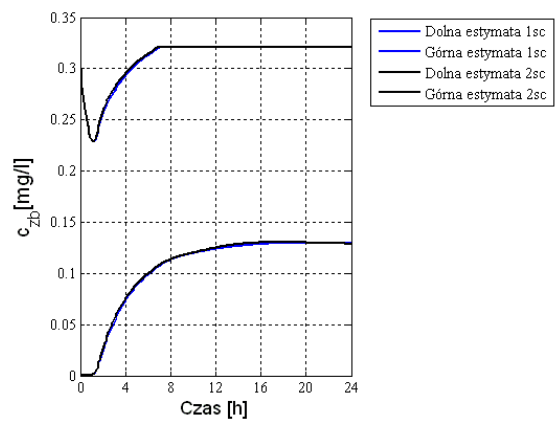
Rysunek 8.220 Porównanie wyników estymacji dla węzła 151 przy różnych scenariuszach zapotrzebowania



Rysunek 8.221 Porównanie wyników estymacji dla węzła 158 przy różnych scenariuszach zapotrzebowania



Rysunek 8.222 Porównanie wyników estymacji dla węzła 169 przy różnych scenariuszach zapotrzebowania



Rysunek 8.223 Porównanie wyników estymacji dla zbiornika przy różnych scenariuszach zapotrzebowania

Zaprezentowane na rysunkach 8.202 - 8.223 wyniki estymacji pokazują, iż rzeczywiście widoczny jest wpływ scenariusza zapotrzebowania na przebiegi estymat, aczkolwiek nie jest on znaczny. Można wnioskować dalej, iż estymaty ulegną kolejnej zmianie, gdy pojawi się jeszcze inny scenariusz zapotrzebowania na wodę w węzłach. Ponadto, można się spodziewać, iż wpływ scenariusza na estymaty będzie tym większy im bardziej będzie on odbiegał od scenariusza, dla którego dokonano alokacji urządzeń pomiarowych. Co więcej, otwartym pozostaje pytanie, czy uzyskane estymaty dla alokacji przeprowadzonej przy uwzględnieniu tylko jednego scenariusza, w tym przypadku scenariusza 1, są najlepsze z możliwych? Innymi słowy, czy estymaty uzyskane w oparciu o alokację urządzeń uwzględniającą wiele scenariuszy zapotrzebowania nie będą dokładniejsze. Biorąc po uwagę wnioski zaprezentowane w podrozdziale 8.4.1, jak również wcześniejsze spostrzeżenia zawarte przede wszystkim w rozdziałach 6 i 7 można się spodziewać, iż rzeczywiście uwzględnienie wielu scenariuszy zapotrzebowania na etapie procesu alokacji będzie skutkowało lepszym rozlokowaniem urządzeń pomiarowych z punktu widzenia rzeczywistej pracy SDWP, co będzie przekładało się na wyższą jakość estymacji.

8.4.3 Algorytm wielowskaźnikowy - SDWP miasta Chojnice

W nawiązaniu do końcowych rozważań zawartych w podrozdziale 8.4.2, w niniejszym podrozdziale przedstawione zostaną wyniki alokacji punktów monitorowania jakości wody dla modelu SDWP miasta Chojnice, uzyskane z wykorzystaniem opracowanego i opisanego w podrozdziałach 7.3.3 i 7.7.3 wielowskaźnikowego algorytmu alokacji. Wybór najlepszego osobnika z uzyskanego frontu Pareto nastąpił w oparciu o przedstawiony w podrozdziałach 7.4 i 7.8 model decyzyjny. Proces alokacji został przeprowadzony przy uwzględnieniu:

- ✚ dwóch scenariuszy zapotrzebowania na wodę w węzłach - scenariusz 1 i 2 (patrz rysunki 8.72 - 8.75) - podrozdział 8.4.3.1,
- ✚ trzech scenariuszy zapotrzebowania na wodę w węzłach - scenariusz 1, 2 i 3 (patrz rysunki 8.72 - 8.77) - podrozdział 8.4.3.2.

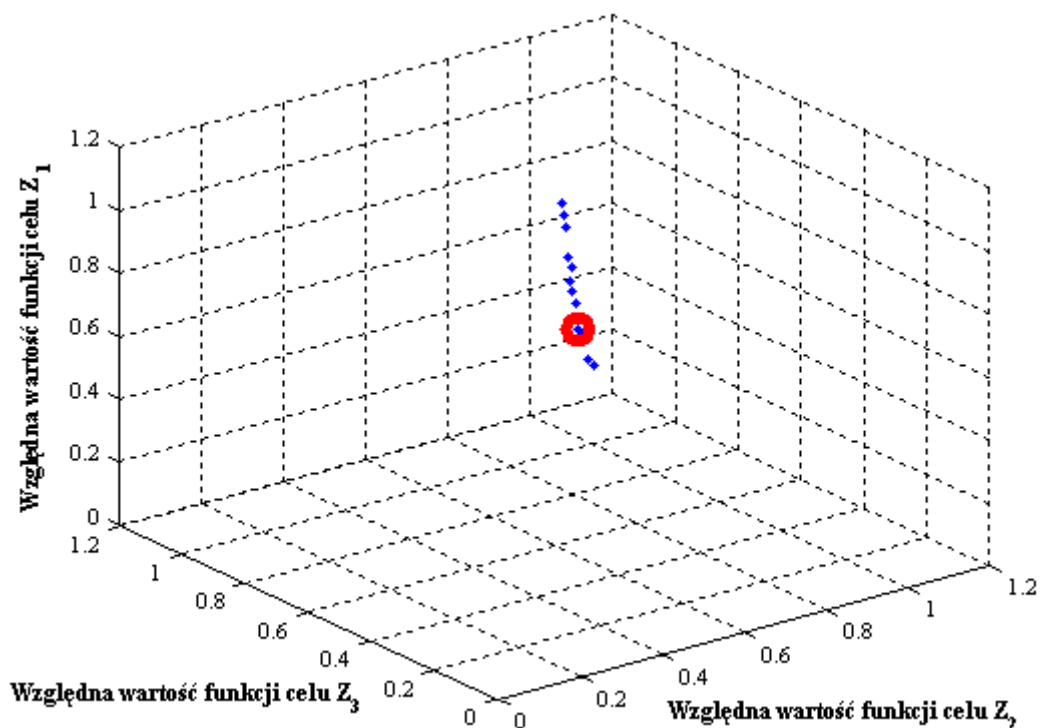
Podstawowy zestaw parametrów wykorzystany do uzyskania zaprezentowanych w podrozdziałach 8.4.3.1 i 8.4.3.2 alokacji punktów monitorowania przedstawiony został w tabeli 8.6.

Tabela 8.6 Podstawowy zestaw parametrów - algorytm wieloskaźnikowy

| Nazwa parametru | Wartość |
|---|---|
| Zbiór dopuszczalnych węzłów (ZDWP) | 33 węzły |
| Liczba osobników w populacji | 80 |
| Liczba dostępnych urządzeń pomiarowych (LD) | 20 |
| Stop algorytmu NSGA-II | 89 populacji - przy dwóch scenariuszach 47 populacji - przy trzech scenariuszach |

8.4.3.1 Algorytm wieloskaźnikowy - dwa scenariusze

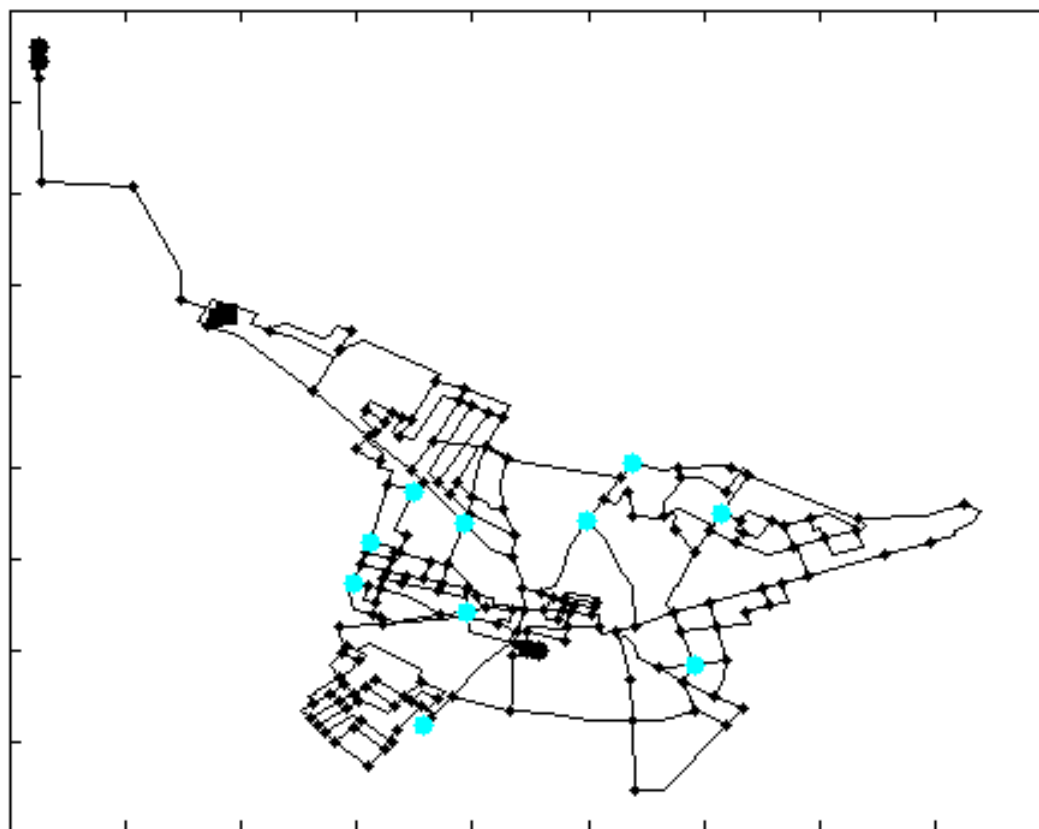
Wyniki alokacji punktów monitorowania przy wykorzystaniu algorytmu wieloskaźnikowego uwzględniającego dwa scenariusze zapotrzebowania na wodę w węzłach przedstawione zostały odpowiednio na rysunkach: 8.224 - front Pareto z zaznaczeniem najlepszego osobnika, odpowiadającemu najlepszemu rozwiązaniu; 8.225 - rozlokowanie urządzeń pomiarowych odpowiadające najlepszemu osobnikowi. Część prezentowanych wyników można znaleźć w (Łangowski i inni 2012).



Rysunek 8.224 Wieloskaźnikowy algorytm alokacji - front Pareto z zaznaczeniem najlepszego osobnika przy dwóch scenariuszach zapotrzebowania

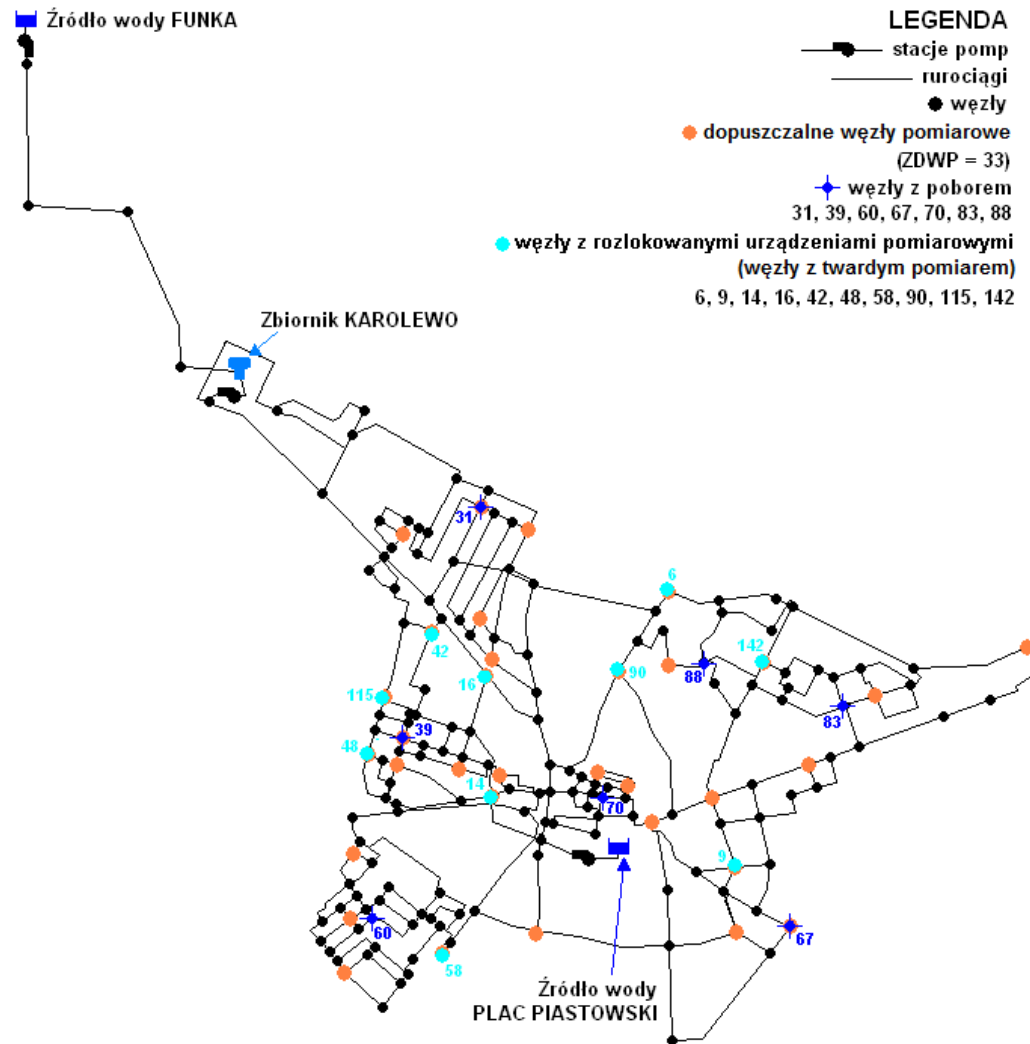
Funkcje celu Z_1 , Z_2 i Z_3 związane są odpowiednio z liczbą rozlokowywanych urządzeń pomiarowych, szerokościami wyestymowywanych przedziałów dla scenariusza 1 oraz szerokościami wyestymowywanych przedziałów dla scenariusza 2 (patrz podrozdziały 7.3.3 i 7.7.3).

Liczba urządzeń pomiarowych w SDWP = 10



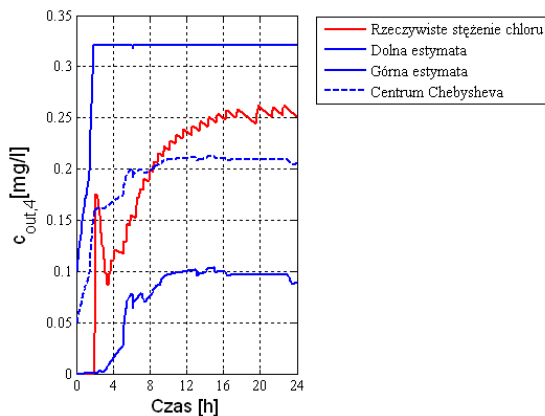
Rysunek 8.225 Wieloskaźnikowy algorytm alokacji - alokacja urządzeń pomiarowych odpowiadająca najlepszemu osobnikowi przy dwóch scenariuszach zapotrzebowania (patrz rysunek 8.224)

Uzyskana alokacja urządzeń pomiarowych dla modelu SDWP miasta Chojnice przy wykorzystaniu wieloskaźnikowego algorytmu alokacji dla dwóch scenariuszy zapotrzebowania zilustrowana na rysunku 8.225 jednoznacznie pokazuje, iż ograniczenie na dostępną liczbę urządzeń pomiarowych (patrz tabela 8.6) zostało spełnione. Rozlokowane zostało 10 urządzeń, a miejsca ich alokacji pokazane na rysunku 8.225 zostały dodatkowo zaprezentowane na *ZDWP*, co zilustrowano na rysunku 8.226.

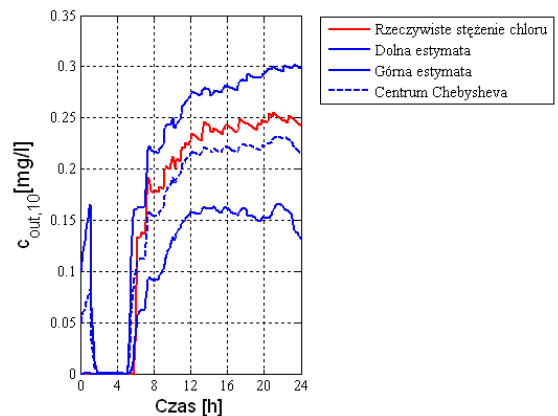


Rysunek 8.226 Wielowskaźnikowy algorytm alokacji dla dwóch scenariuszy - alokacja urządzeń pomiarowych

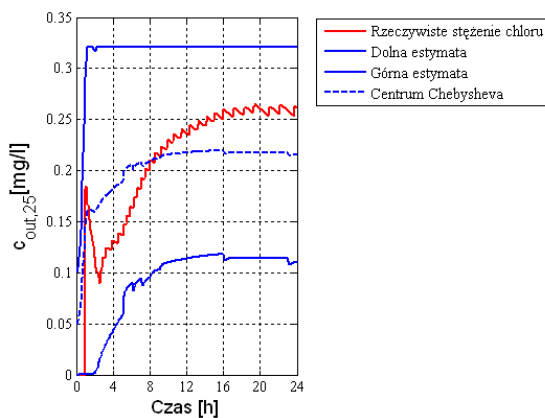
Wyniki estymacji stężenia chloru w 21 przykładowych węzłach oraz w zbiorniku Karolewo, dla uzyskanej i zaprezentowanej na rysunkach 8.225 i 8.226 alokacji punktów monitorowania jakości wody przy wykorzystaniu pierwszego scenariusza zapotrzebowania na wodę, zaprezentowano na rysunkach 8.227 - 8.248. Na każdym z rysunków widoczne są cztery trajektorie: rzeczywiste stężenie chloru uzyskane z symulatora EPANET, dolna i górna estymata stężenia chloru oraz centrum Chebysheva (patrz zależność (4.6)). Lokalizacja wybranych 21 węzłów z miękkim pomiarem w modelu SDWP miasta Chojnice przedstawiona została na rysunku 8.107.



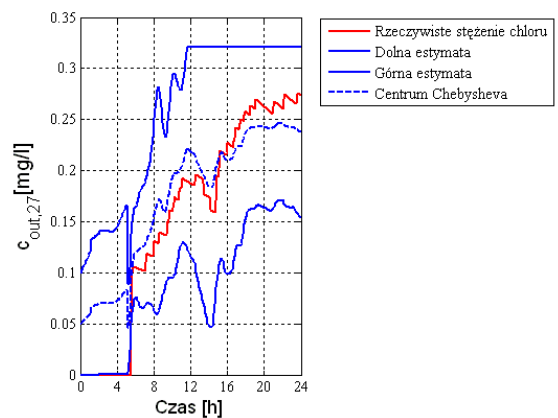
Rysunek 8.227 Algorytm wielowskaźnikowy - dwa scenariusze - wyniki estymacji dla węzła 4



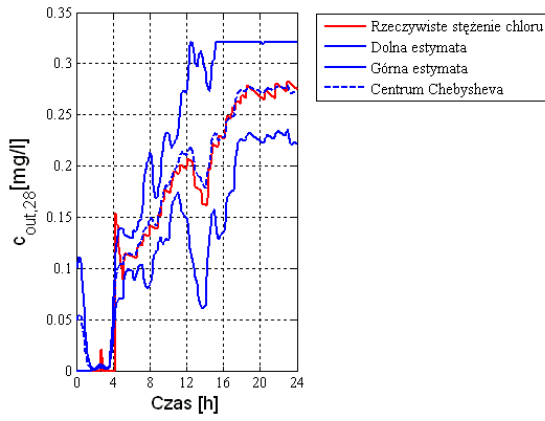
Rysunek 8.228 Algorytm wielowskaźnikowy - dwa scenariusze - wyniki estymacji dla węzła 10



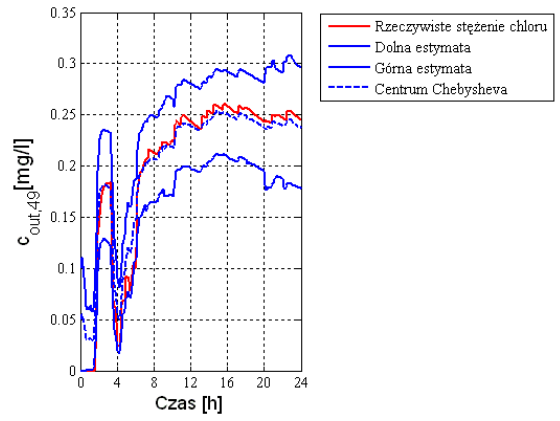
Rysunek 8.229 Algorytm wielowskaźnikowy - dwa scenariusze - wyniki estymacji dla węzła 25



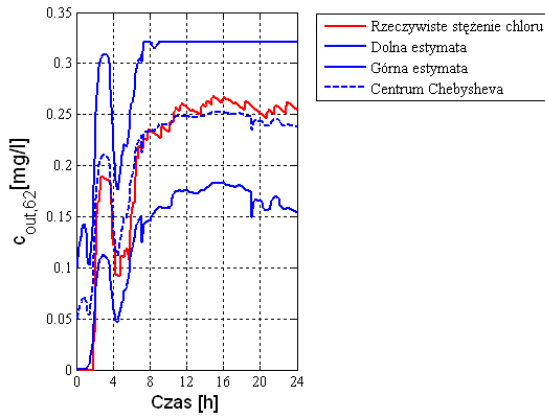
Rysunek 8.230 Algorytm wielowskaźnikowy - dwa scenariusze - wyniki estymacji dla węzła 27



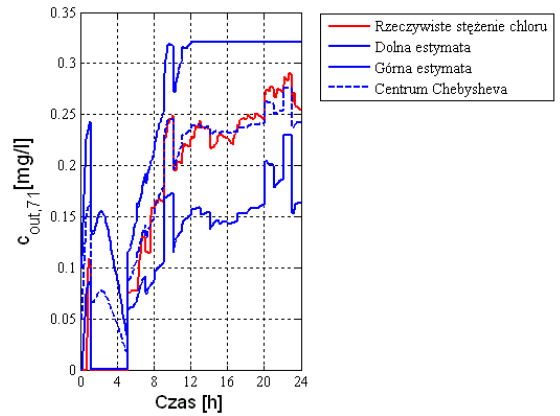
Rysunek 8.231 Algorytm wieloskaźnikowy - dwa scenariusze - wyniki estymacji dla węzła 28



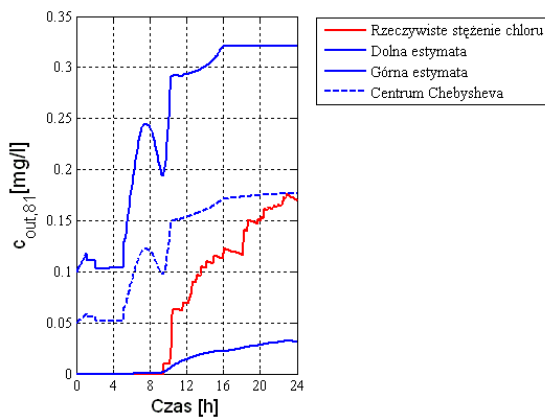
Rysunek 8.232 Algorytm wieloskaźnikowy - dwa scenariusze - wyniki estymacji dla węzła 49



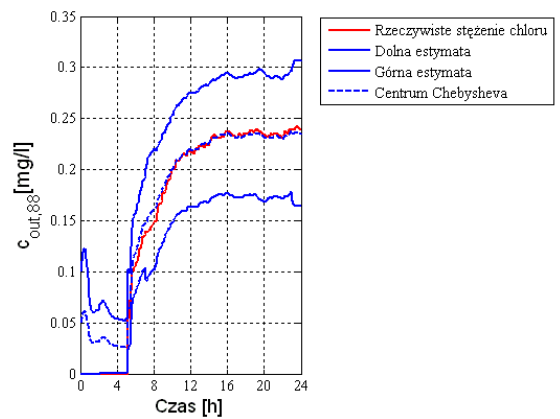
Rysunek 8.233 Algorytm wieloskaźnikowy - dwa scenariusze - wyniki estymacji dla węzła 62



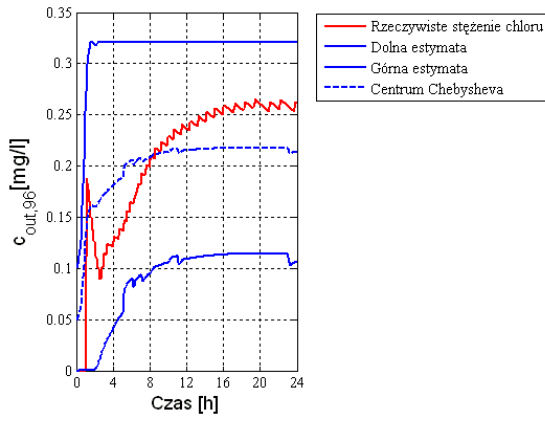
Rysunek 8.234 Algorytm wieloskaźnikowy - dwa scenariusze - wyniki estymacji dla węzła 71



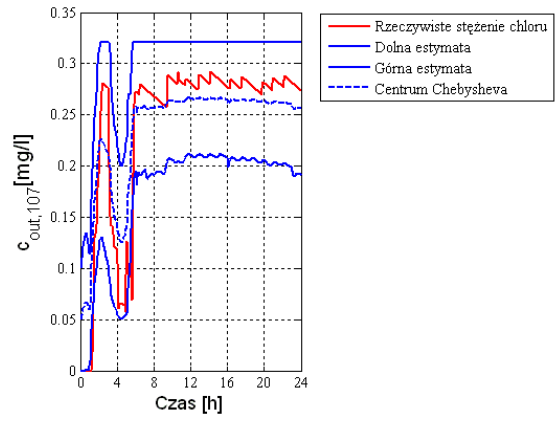
Rysunek 8.235 Algorytm wieloskaźnikowy - dwa scenariusze - wyniki estymacji dla węzła 81



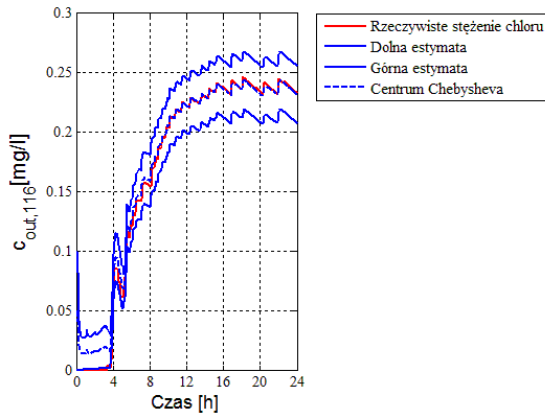
Rysunek 8.236 Algorytm wieloskaźnikowy - dwa scenariusze - wyniki estymacji dla węzła 88



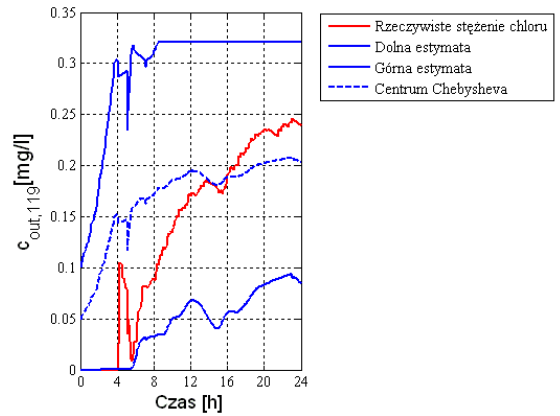
Rysunek 8.237 Algorytm wielowskaźnikowy - dwa scenariusze - wyniki estymacji dla węzła 96



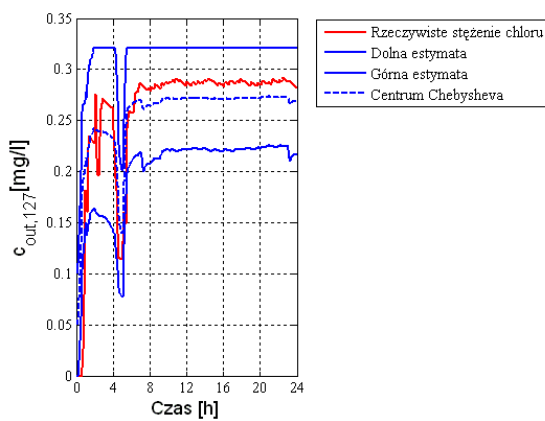
Rysunek 8.238 Algorytm wielowskaźnikowy - dwa scenariusze - wyniki estymacji dla węzła 107



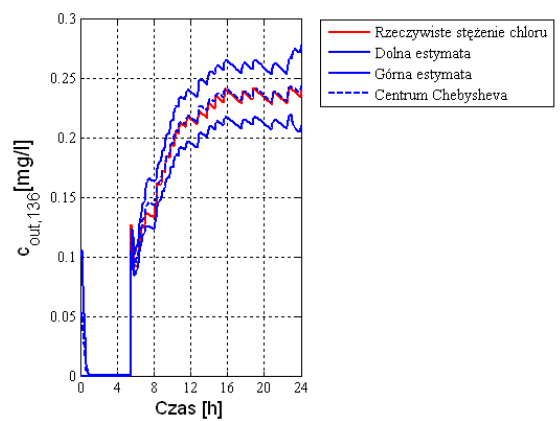
Rysunek 8.239 Algorytm wielowskaźnikowy - dwa scenariusze - wyniki estymacji dla węzła 116



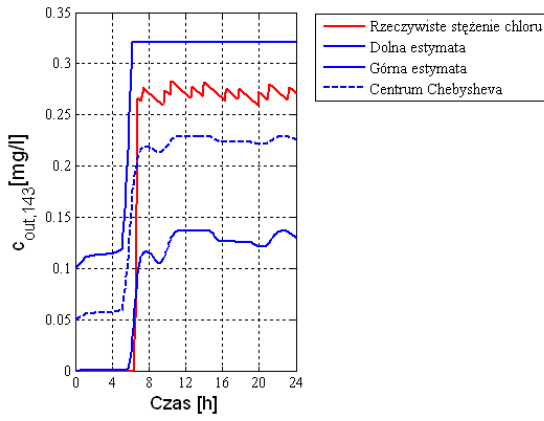
Rysunek 8.240 Algorytm wielowskaźnikowy - dwa scenariusze - wyniki estymacji dla węzła 119



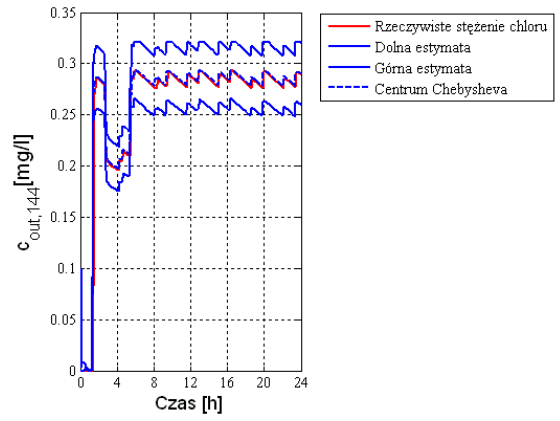
Rysunek 8.241 Algorytm wielowskaźnikowy - dwa scenariusze - wyniki estymacji dla węzła 127



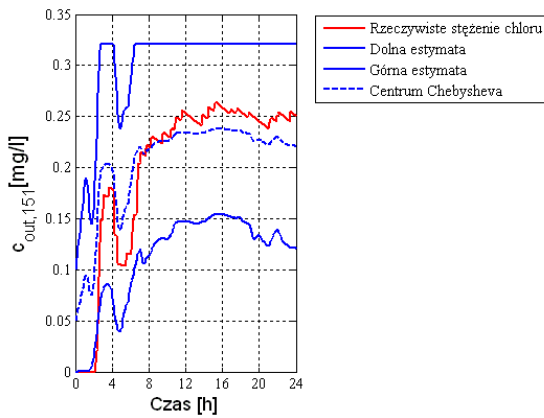
Rysunek 8.242 Algorytm wielowskaźnikowy - dwa scenariusze - wyniki estymacji dla węzła 136



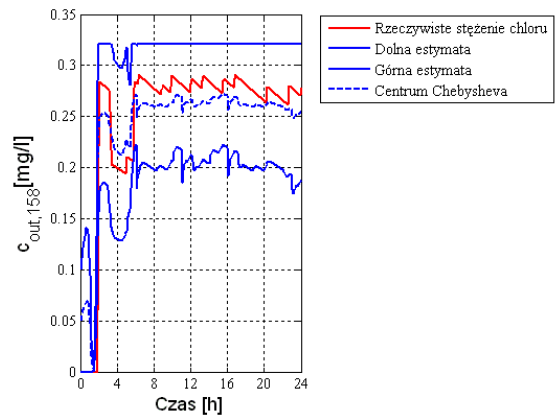
Rysunek 8.243 Algorytm wielowskaźnikowy - dwa scenariusze - wyniki estymacji dla węzła 143



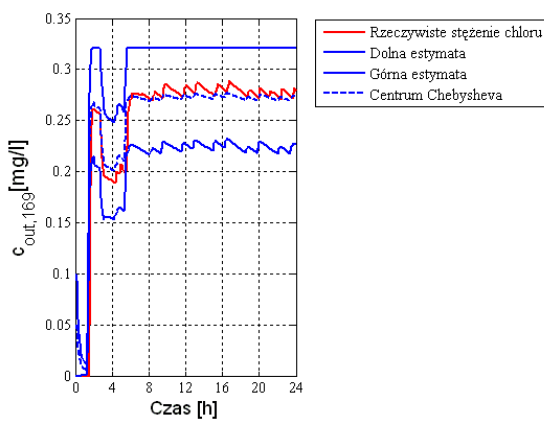
Rysunek 8.244 Algorytm wielowskaźnikowy - dwa scenariusze - wyniki estymacji dla węzła 144



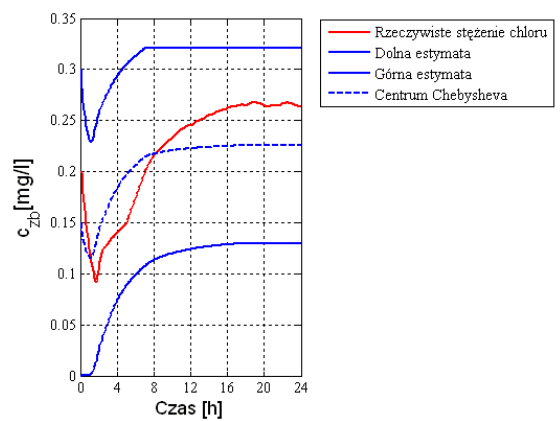
Rysunek 8.245 Algorytm wielowskaźnikowy - dwa scenariusze - wyniki estymacji dla węzła 151



Rysunek 8.246 Algorytm wielowskaźnikowy - dwa scenariusze - wyniki estymacji dla węzła 158



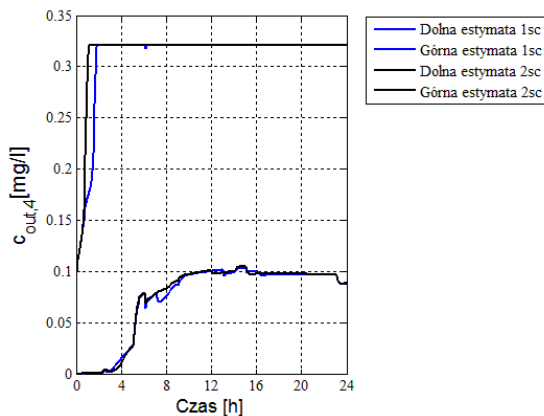
Rysunek 8.247 Algorytm wielowskaźnikowy - dwa scenariusze - wyniki estymacji dla węzła 169



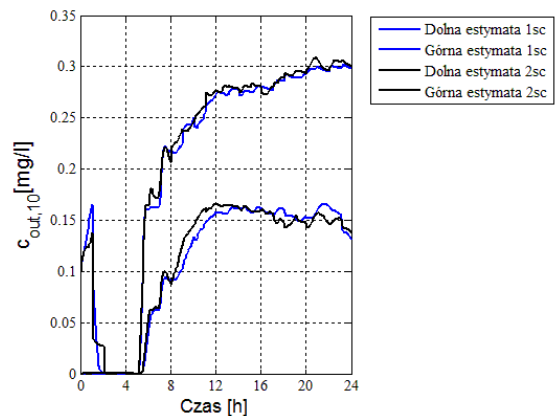
Rysunek 8.248 Algorytm wielowskaźnikowy - dwa scenariusze - wyniki estymacji dla zbiornika

Zaprezentowane na rysunkach 8.227 - 8.248 wyniki estymacji stężenia chloru w wybranych węzłach modelu SDWP miasta Chojnice wskazują, iż poprzez wykorzystanie wielowskaźnikowego algorytmu alokacji dla dwóch scenariuszy zapotrzebowania na wodę w węzłach, w wyniku działania którego rozlokowanych zostało 10 z 20 możliwych urządzeń pomiarowych, uzyskano dolne i górne trajektorie estymat niemierzonych stężeń chloru, które gwarantują, że rzeczywiste stężenie chloru w danym węźle znajduje się wewnątrz wyestymowanego przedziału.

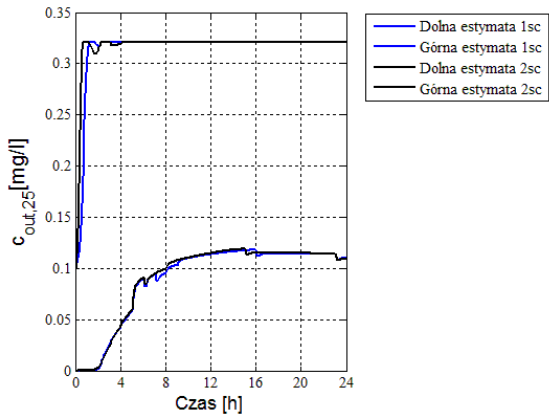
Na kolejnych rysunkach 8.249 - 8.270 zaprezentowano porównanie przebiegu estymat przedstawionych na rysunkach 8.227 - 8.248 z estymatami uzyskanymi dla tej samej alokacji punktów monitorowania jakości wody (patrz rysunek 8.226) przy wykorzystaniu scenariusza 2. Na każdym z rysunków widoczne są cztery trajektorie: dolna i górna estymata stężenia chloru odpowiednio przy pierwszym (linie niebieskie) i drugim (linie czarne) scenariuszu zapotrzebowania.



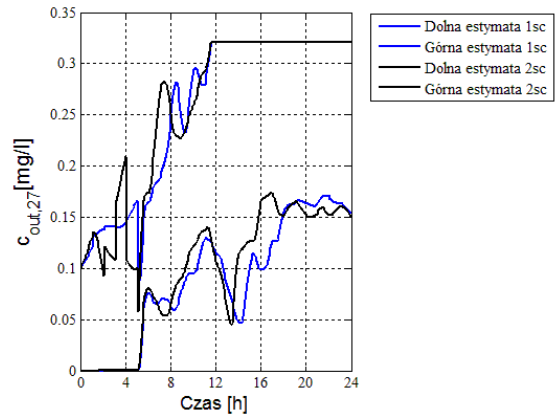
Rysunek 8.249 Algorytm wielowskaźnikowy - dwa scenariusze - porównanie wyników estymacji dla węzła 4 przy różnych scenariuszach zapotrzebowania



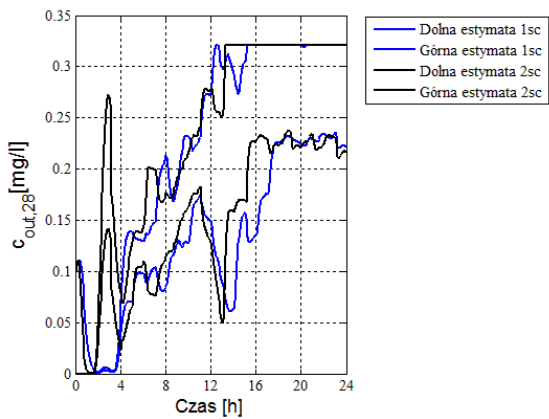
Rysunek 8.250 Algorytm wielowskaźnikowy - dwa scenariusze - porównanie wyników estymacji dla węzła 10 przy różnych scenariuszach zapotrzebowania



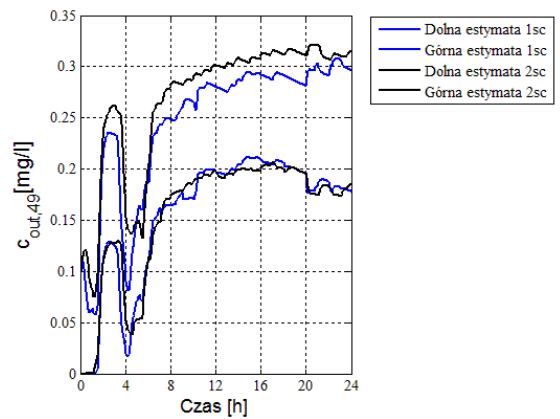
Rysunek 8.251 Algorytm wieloskaźnikowy - dwa scenariusze - porównanie wyników estymacji dla węzła 25 przy różnych scenariuszach zapotrzebowania



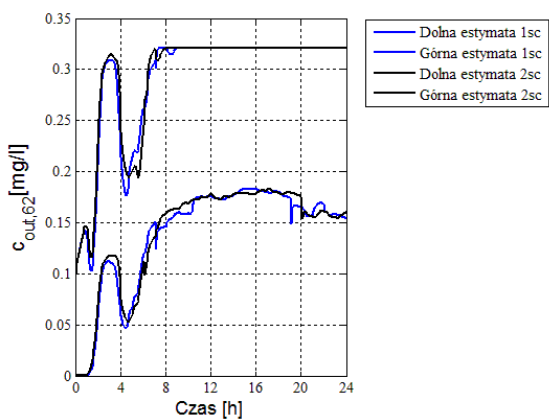
Rysunek 8.252 Algorytm wieloskaźnikowy - dwa scenariusze - porównanie wyników estymacji dla węzła 27 przy różnych scenariuszach zapotrzebowania



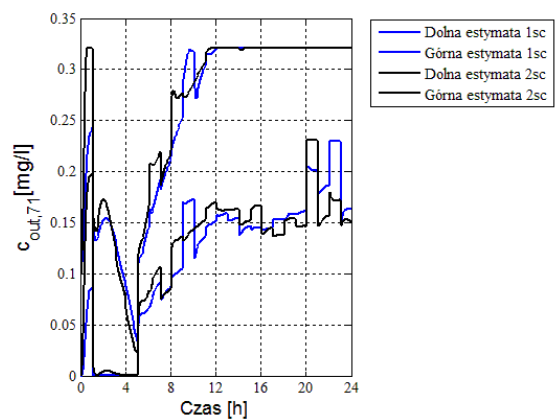
Rysunek 8.253 Algorytm wieloskaźnikowy - dwa scenariusze - porównanie wyników estymacji dla węzła 28 przy różnych scenariuszach zapotrzebowania



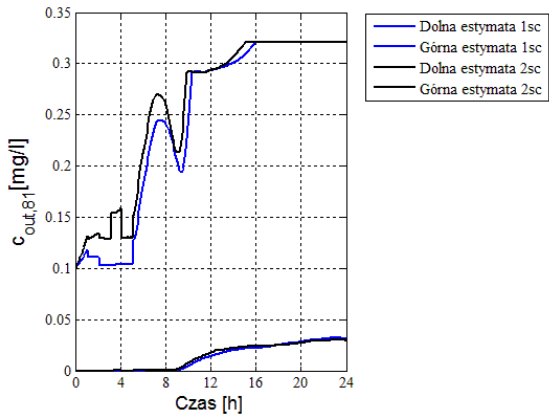
Rysunek 8.254 Algorytm wieloskaźnikowy - dwa scenariusze - porównanie wyników estymacji dla węzła 49 przy różnych scenariuszach zapotrzebowania



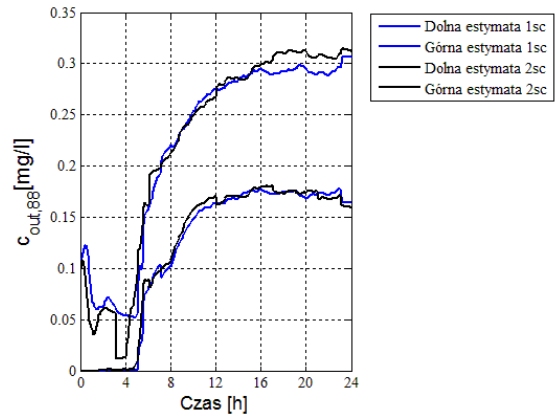
Rysunek 8.255 Algorytm wieloskaźnikowy - dwa scenariusze - porównanie wyników estymacji dla węzła 62 przy różnych scenariuszach zapotrzebowania



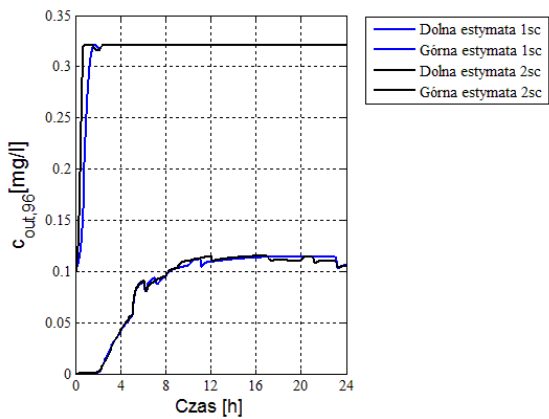
Rysunek 8.256 Algorytm wieloskaźnikowy - dwa scenariusze - porównanie wyników estymacji dla węzła 71 przy różnych scenariuszach zapotrzebowania



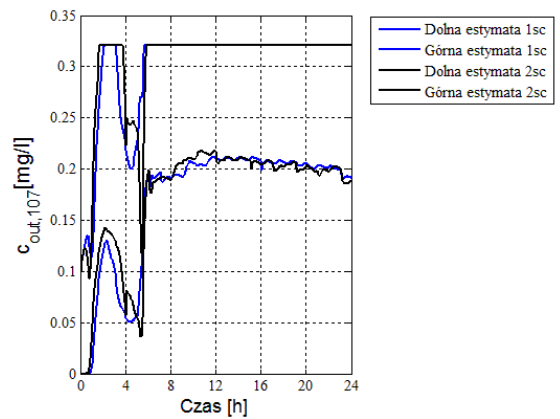
Rysunek 8.257 Algorytm wielowskaźnikowy - dwa scenariusze - porównanie wyników estymacji dla węzła 81 przy różnych scenariuszach zapotrzebowania



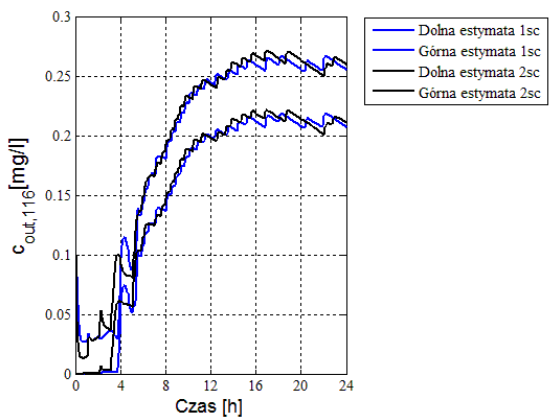
Rysunek 8.258 Algorytm wielowskaźnikowy - dwa scenariusze - porównanie wyników estymacji dla węzła 88 przy różnych scenariuszach zapotrzebowania



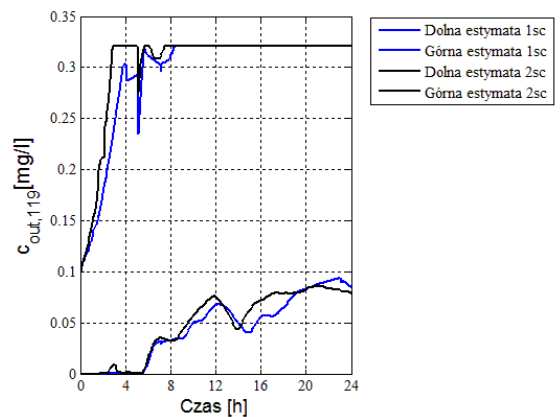
Rysunek 8.259 Algorytm wielowskaźnikowy - dwa scenariusze - porównanie wyników estymacji dla węzła 96 przy różnych scenariuszach zapotrzebowania



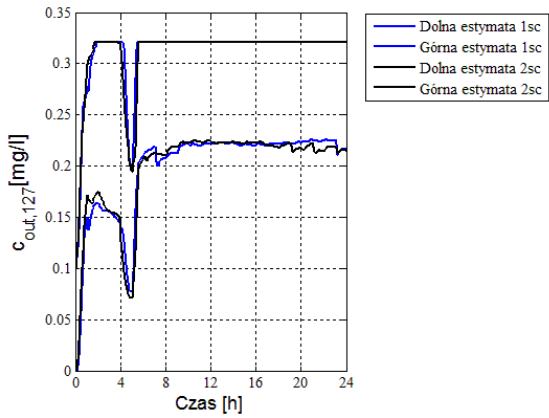
Rysunek 8.260 Algorytm wielowskaźnikowy - dwa scenariusze - porównanie wyników estymacji dla węzła 107 przy różnych scenariuszach zapotrzebowania



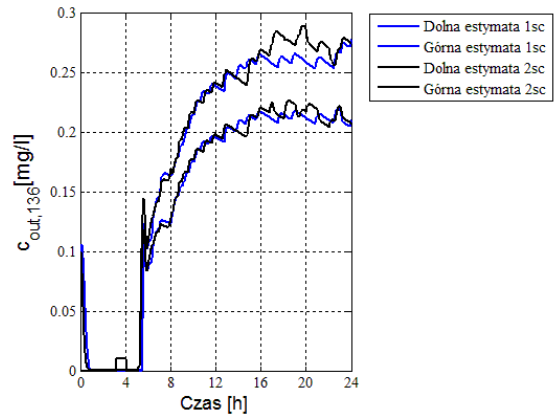
Rysunek 8.261 Algorytm wielowskaźnikowy - dwa scenariusze - porównanie wyników estymacji dla węzła 116 przy różnych scenariuszach zapotrzebowania



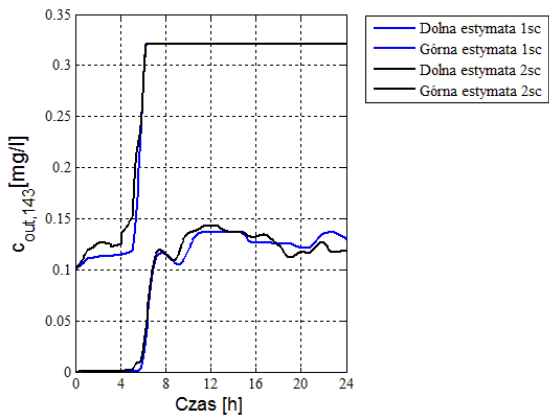
Rysunek 8.262 Algorytm wielowskaźnikowy - dwa scenariusze - porównanie wyników estymacji dla węzła 119 przy różnych scenariuszach zapotrzebowania



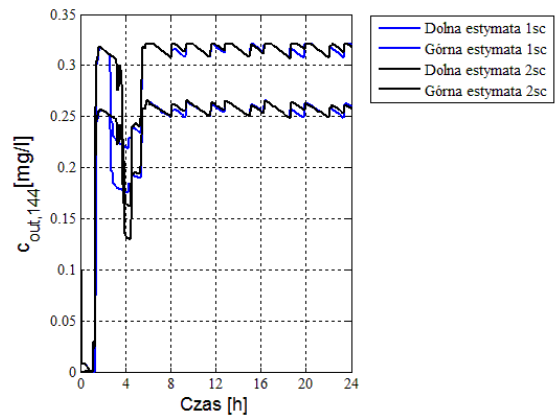
Rysunek 8.263 Algorytm wieloskażnikowy - dwa scenariusze - porównanie wyników estymacji dla węzła 127 przy różnych scenariuszach zapotrzebowania



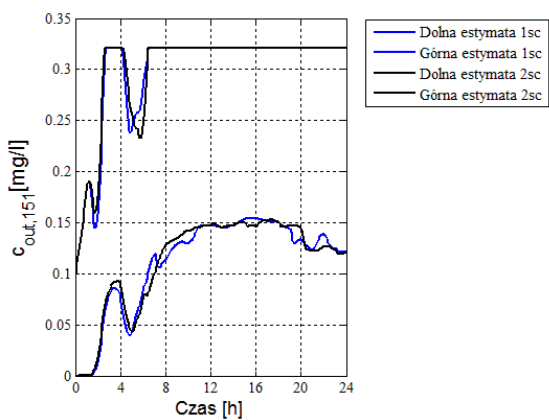
Rysunek 8.264 Algorytm wieloskażnikowy - dwa scenariusze - porównanie wyników estymacji dla węzła 136 przy różnych scenariuszach zapotrzebowania



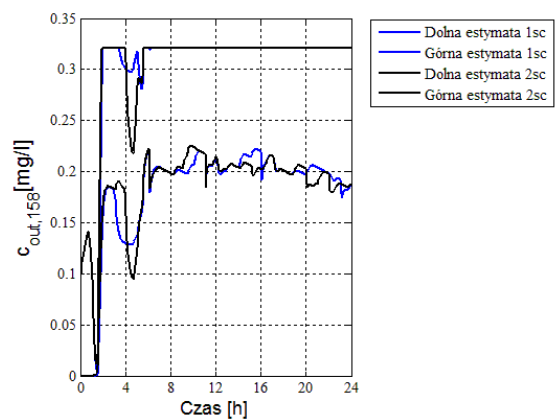
Rysunek 8.265 Algorytm wieloskażnikowy - dwa scenariusze - porównanie wyników estymacji dla węzła 143 przy różnych scenariuszach zapotrzebowania



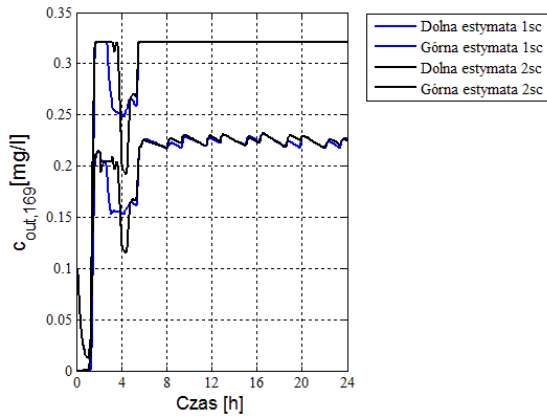
Rysunek 8.266 Algorytm wieloskażnikowy - dwa scenariusze - porównanie wyników estymacji dla węzła 144 przy różnych scenariuszach zapotrzebowania



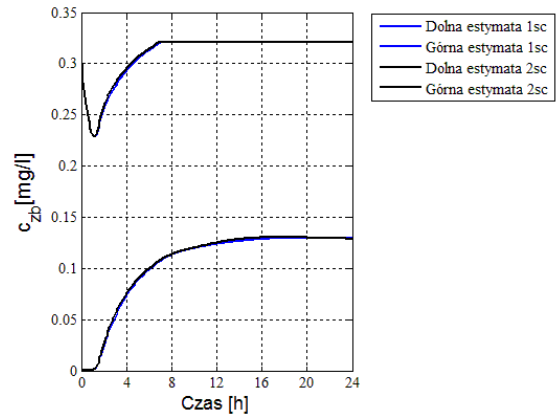
Rysunek 8.267 Algorytm wieloskażnikowy - dwa scenariusze - porównanie wyników estymacji dla węzła 151 przy różnych scenariuszach zapotrzebowania



Rysunek 8.268 Algorytm wieloskażnikowy - dwa scenariusze - porównanie wyników estymacji dla węzła 158 przy różnych scenariuszach zapotrzebowania

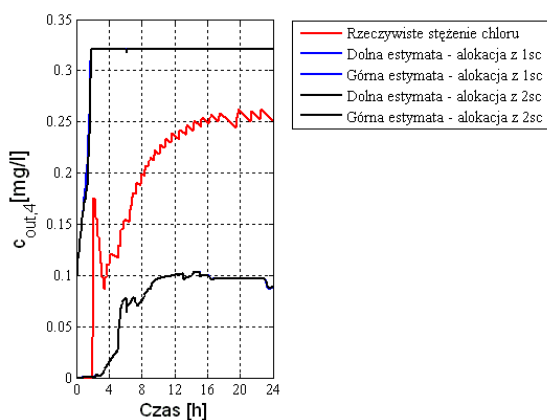


Rysunek 8.269 Algorytm wielowskaźnikowy - dwa scenariusze - porównanie wyników estymacji dla węzła 169 przy różnych scenariuszach zapotrzebowania

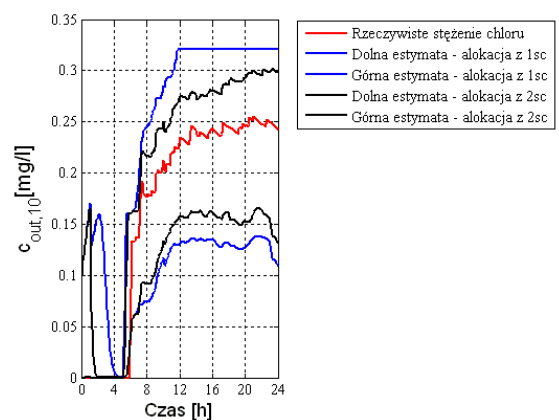


Rysunek 8.270 Algorytm wielowskaźnikowy - dwa scenariusze - porównanie wyników estymacji dla zbiornika przy różnych scenariuszach zapotrzebowania

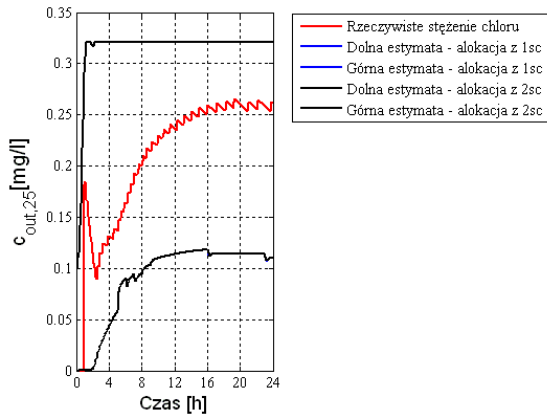
Dodatkowo warto sprawdzić w jaki sposób zmieniają się przebiegi estymat niemierzonych stężeń chloru w poszczególnych węzłach przy wykorzystaniu alokacji urządzeń pomiarowych uzyskanej poprzez zastosowanie algorytmu dwuwskaźnikowego (patrz rysunek 8.105) oraz algorytmu wielowskaźnikowego z dwoma scenariuszami zapotrzebowania (patrz rysunek 8.225). Porównanie takie zaprezentowano na rysunkach 8.271 - 8.292. Na każdym z rysunków widocznych jest pięć trajektorii: rzeczywiste stężenie chloru uzyskane z symulatora EPANET (linia czerwona), dolna i górna estymata stężenia chloru uzyskana przy wykorzystaniu dwuwskaźnikowego algorytmu alokacji (linie niebieskie) oraz dolna i górna estymata stężenia chloru uzyskana przy wykorzystaniu wielowskaźnikowego algorytmu alokacji z dwoma scenariuszami (linie czarne).



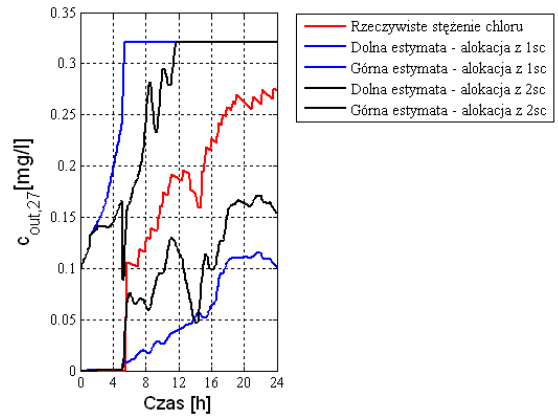
Rysunek 8.271 Porównanie wyników estymacji dla węzła 4 przy alokacji dwuwskaźnikowej i wielowskaźnikowej z dwoma scenariuszami



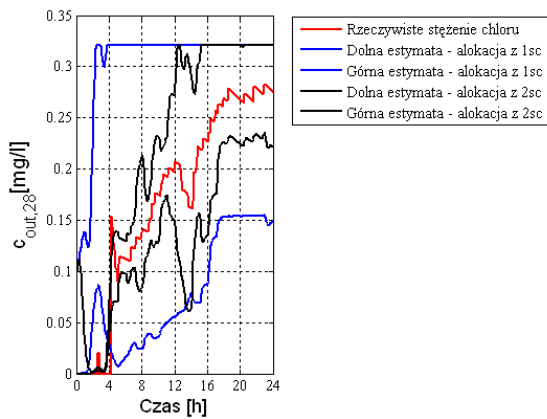
Rysunek 8.272 Porównanie wyników estymacji dla węzła 10 przy alokacji dwuwskaźnikowej i wielowskaźnikowej z dwoma scenariuszami



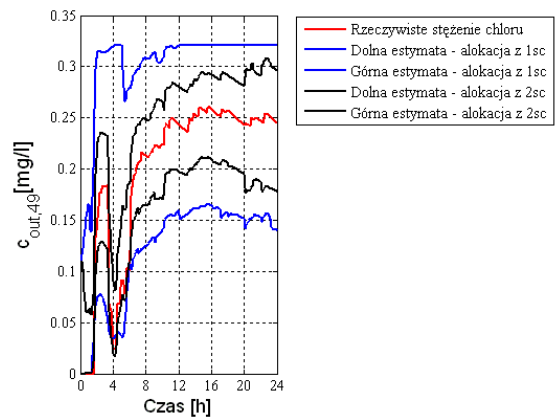
Rysunek 8.273 Porównanie wyników estymacji dla węzła 25 przy alokacji dwuwskaźnikowej i wielowskaźnikowej z dwoma scenariuszami



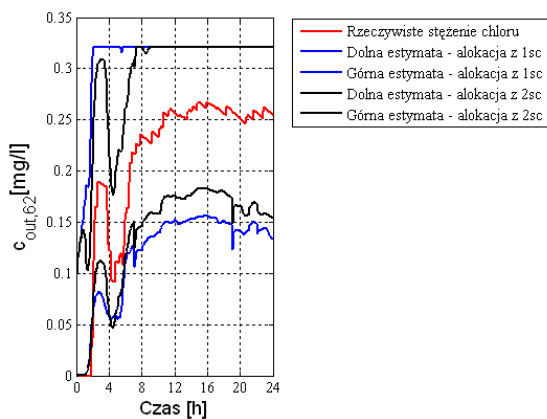
Rysunek 8.274 Porównanie wyników estymacji dla węzła 27 przy alokacji dwuwskaźnikowej i wielowskaźnikowej z dwoma scenariuszami



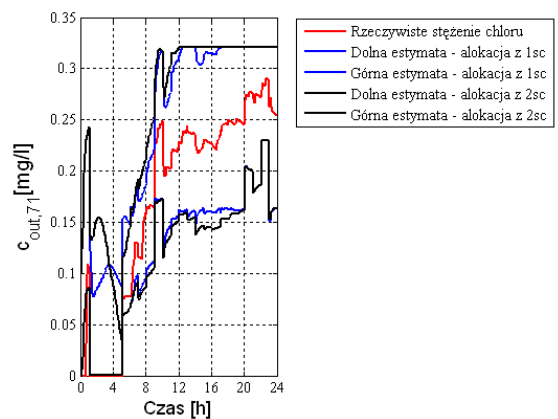
Rysunek 8.275 Porównanie wyników estymacji dla węzła 28 przy alokacji dwuwskaźnikowej i wielowskaźnikowej z dwoma scenariuszami



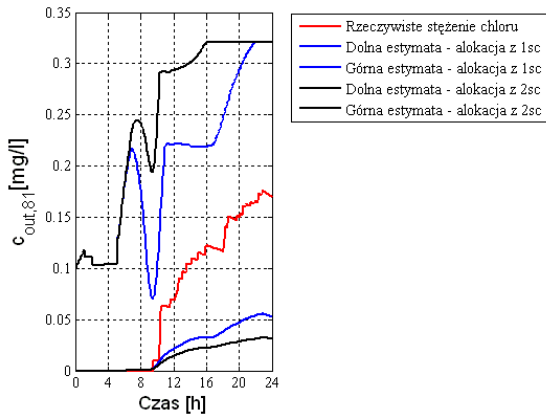
Rysunek 8.276 Porównanie wyników estymacji dla węzła 49 przy alokacji dwuwskaźnikowej i wielowskaźnikowej z dwoma scenariuszami



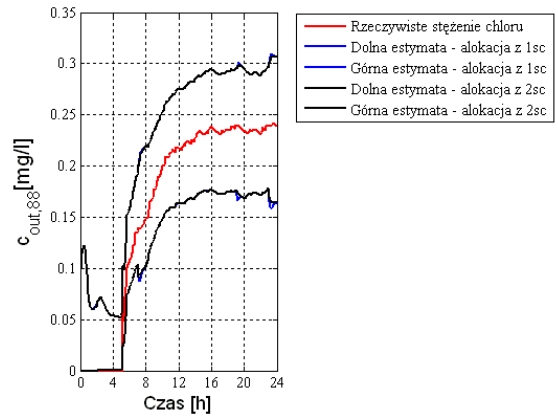
Rysunek 8.277 Porównanie wyników estymacji dla węzła 62 przy alokacji dwuwskaźnikowej i wielowskaźnikowej z dwoma scenariuszami



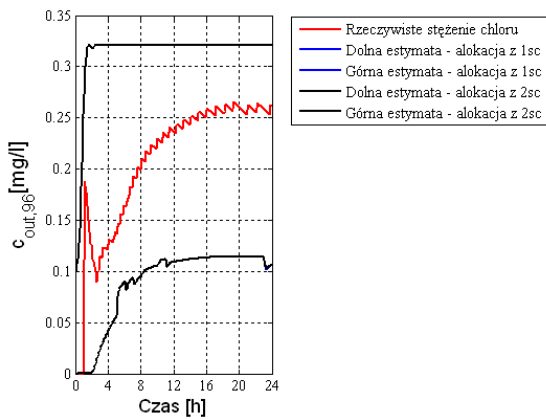
Rysunek 8.278 Porównanie wyników estymacji dla węzła 71 przy alokacji dwuwskaźnikowej i wielowskaźnikowej z dwoma scenariuszami



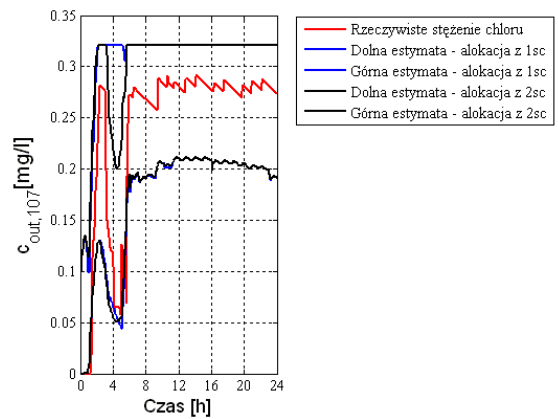
Rysunek 8.279 Porównanie wyników estymacji dla węzła 81 przy alokacji dwuwskaźnikowej i wielowskaźnikowej z dwoma scenariuszami



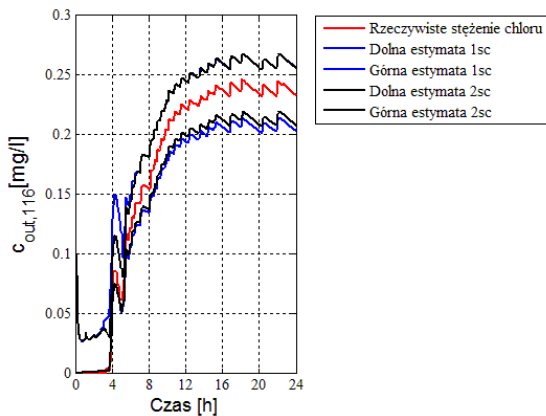
Rysunek 8.280 Porównanie wyników estymacji dla węzła 88 przy alokacji dwuwskaźnikowej i wielowskaźnikowej z dwoma scenariuszami



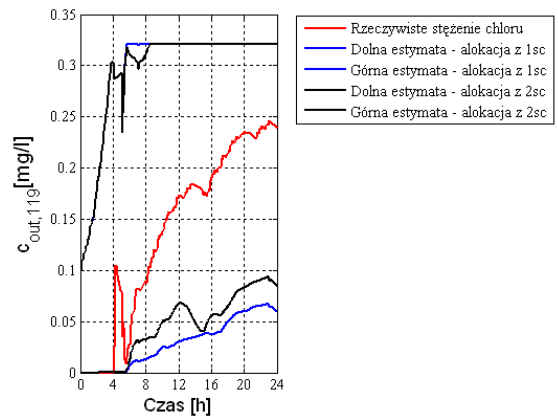
Rysunek 8.281 Porównanie wyników estymacji dla węzła 96 przy alokacji dwuwskaźnikowej i wielowskaźnikowej z dwoma scenariuszami



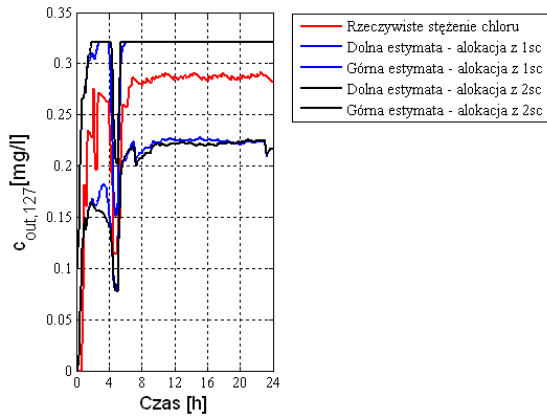
Rysunek 8.282 Porównanie wyników estymacji dla węzła 107 przy alokacji dwuwskaźnikowej i wielowskaźnikowej z dwoma scenariuszami



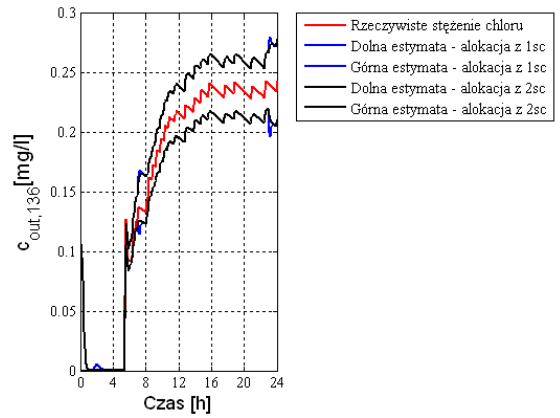
Rysunek 8.283 Porównanie wyników estymacji dla węzła 116 przy alokacji dwuwskaźnikowej i wielowskaźnikowej z dwoma scenariuszami



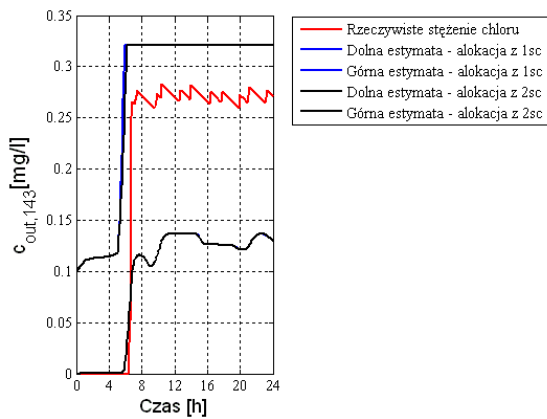
Rysunek 8.284 Porównanie wyników estymacji dla węzła 119 przy alokacji dwuwskaźnikowej i wielowskaźnikowej z dwoma scenariuszami



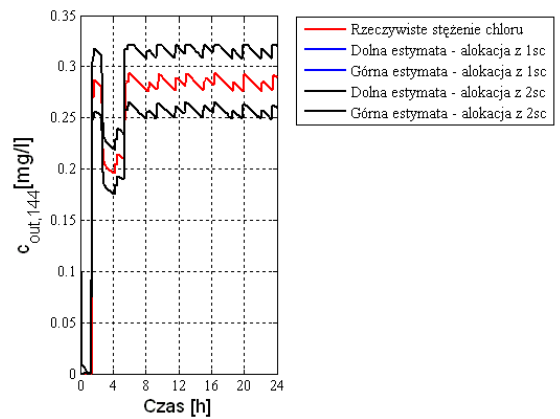
Rysunek 8.285 Porównanie wyników estymacji dla węzła 127 przy alokacji dwuwskaźnikowej i wielowskaźnikowej z dwoma scenariuszami



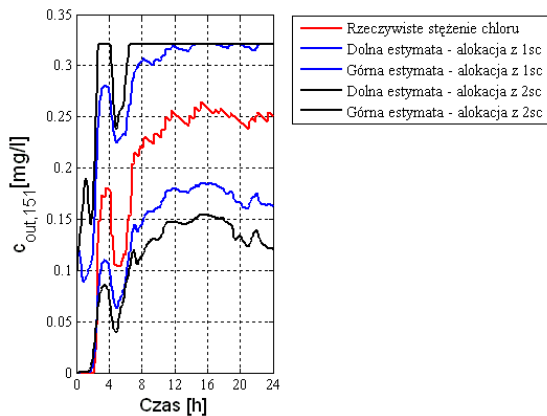
Rysunek 8.286 Porównanie wyników estymacji dla węzła 136 przy alokacji dwuwskaźnikowej i wielowskaźnikowej z dwoma scenariuszami



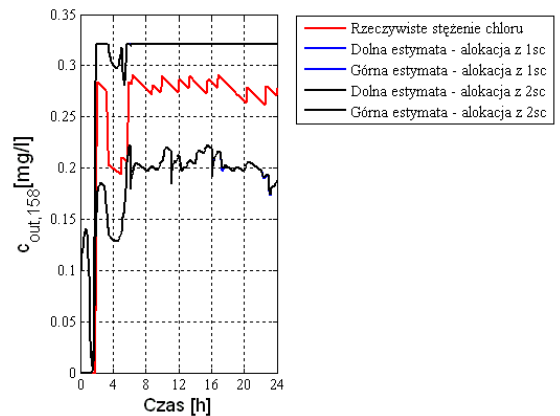
Rysunek 8.287 Porównanie wyników estymacji dla węzła 143 przy alokacji dwuwskaźnikowej i wielowskaźnikowej z dwoma scenariuszami



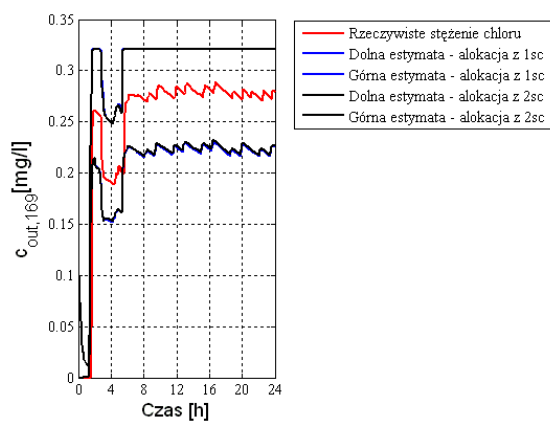
Rysunek 8.288 Porównanie wyników estymacji dla węzła 144 przy alokacji dwuwskaźnikowej i wielowskaźnikowej z dwoma scenariuszami



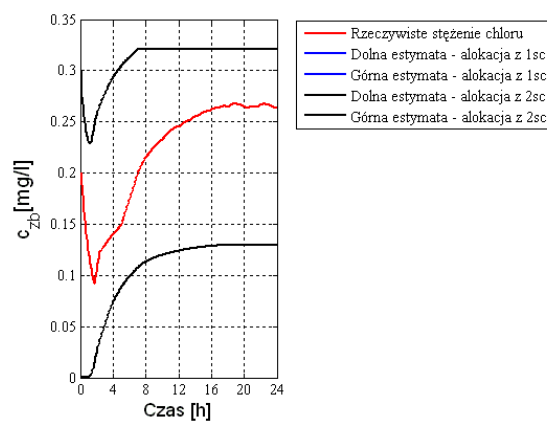
Rysunek 8.289 Porównanie wyników estymacji dla węzła 151 przy alokacji dwuwskaźnikowej i wielowskaźnikowej z dwoma scenariuszami



Rysunek 8.290 Porównanie wyników estymacji dla węzła 158 przy alokacji dwuwskaźnikowej i wielowskaźnikowej z dwoma scenariuszami



Rysunek 8.291 Porównanie wyników estymacji dla węzła 169 przy alokacji dwuwskaźnikowej i wielowskaźnikowej z dwoma scenariuszami



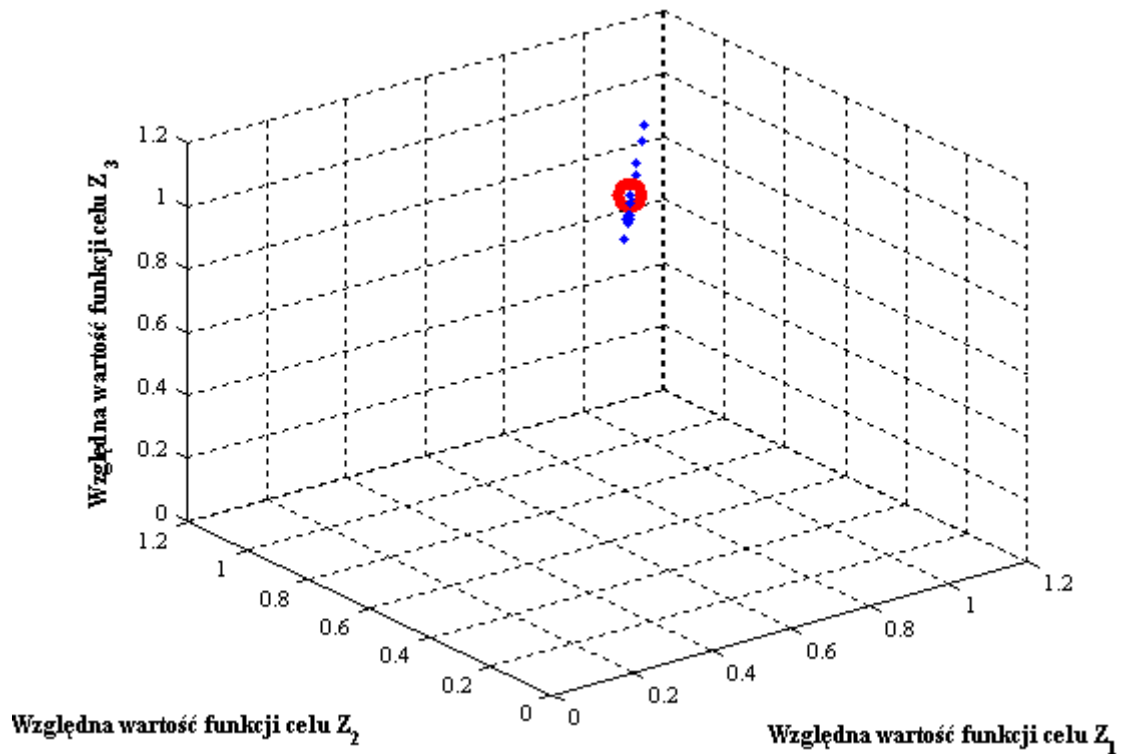
Rysunek 8.292 Porównanie wyników estymacji dla zbiornika przy alokacji dwuwskaźnikowej i wielowskaźnikowej z dwoma scenariuszami

Zaprezentowane na rysunkach 8.271 - 8.292 wyniki estymacji pokazują, iż rzeczywiście widoczny jest wpływ uwzględnienia w procesie alokacji drugiego scenariusza zapotrzebowania na przebiegi estymat. Warto zauważyć, iż uwzględnienie na etapie procesu alokacji wielu scenariuszy zapotrzebowania, nie dla każdego węzła będzie zawsze oznaczało poprawę jakości estymat. Wynika to z faktu, że może się pojawić sytuacja, w której rozlokowanie urządzeń pomiarowych w procesie alokacji, uwzględniającym jeden scenariusz, dla danego węzła okaże się korzystniejsze z uwagi na „bliższą” lokalizację urządzenia niż w przypadku alokacji biorącej pod uwagę wiele scenariuszy. Niemniej jednak, z punktu widzenia całego SDWP, proces alokacji wykonany dla jak najszerszych warunków hydraulicznych (wynikających z uwzględnienia w nim wielu scenariuszy zapotrzebowania) daje globalnie pełniejszą wiedzę o stanie jakości wody w SDWP. Na koniec warto podkreślić jeszcze jeden aspekt wiążący się z uwzględnianiem w procesie alokacji punktów monitorowania jakości wody w SDWP więcej niż jednego scenariusza zapotrzebowania, mianowicie czas obliczeń. Czas ten zdecydowanie się wydłuża przy braniu pod uwagę kolejnego scenariusza i stanowi swoisty koszt ponoszony w procesie alokacji.

8.4.3.2 Algorytm wielowskaźnikowy - trzy scenariusze

Wyniki alokacji punktów monitorowania przy wykorzystaniu algorytmu wielowskaźnikowego uwzględniającego trzy scenariusze zapotrzebowania na wodę w węzłach przedstawione zostały odpowiednio na rysunkach: 8.293 - front Pareto z zaznaczeniem najlepszego osobnika, odpowiadającemu najlepszemu rozwiązaniu; 8.294 -

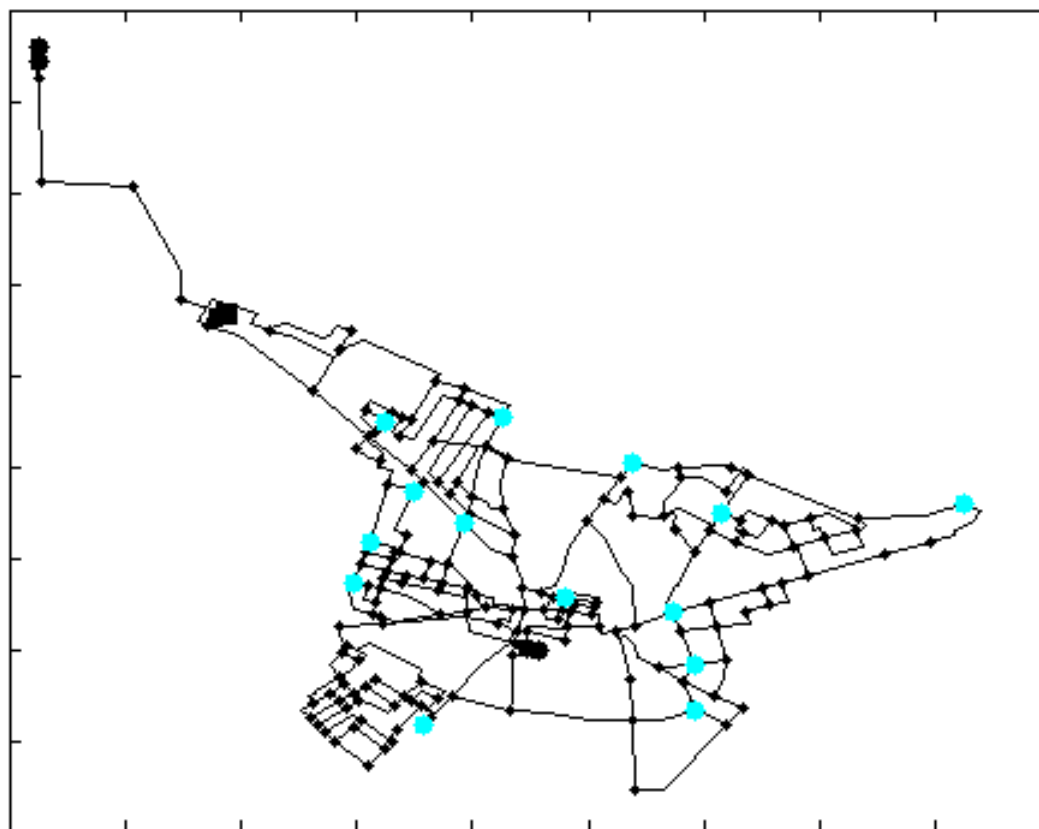
rozlokowanie urządzeń pomiarowych odpowiadające najlepszemu osobnikowi. Część prezentowanych wyników można znaleźć w (Łangowski i inni 2012).



Rysunek 8.293 Wieloskaźnikowy algorytm alokacji - front Pareto z zaznaczeniem najlepszego osobnika przy trzech scenariuszach zapotrzebowania

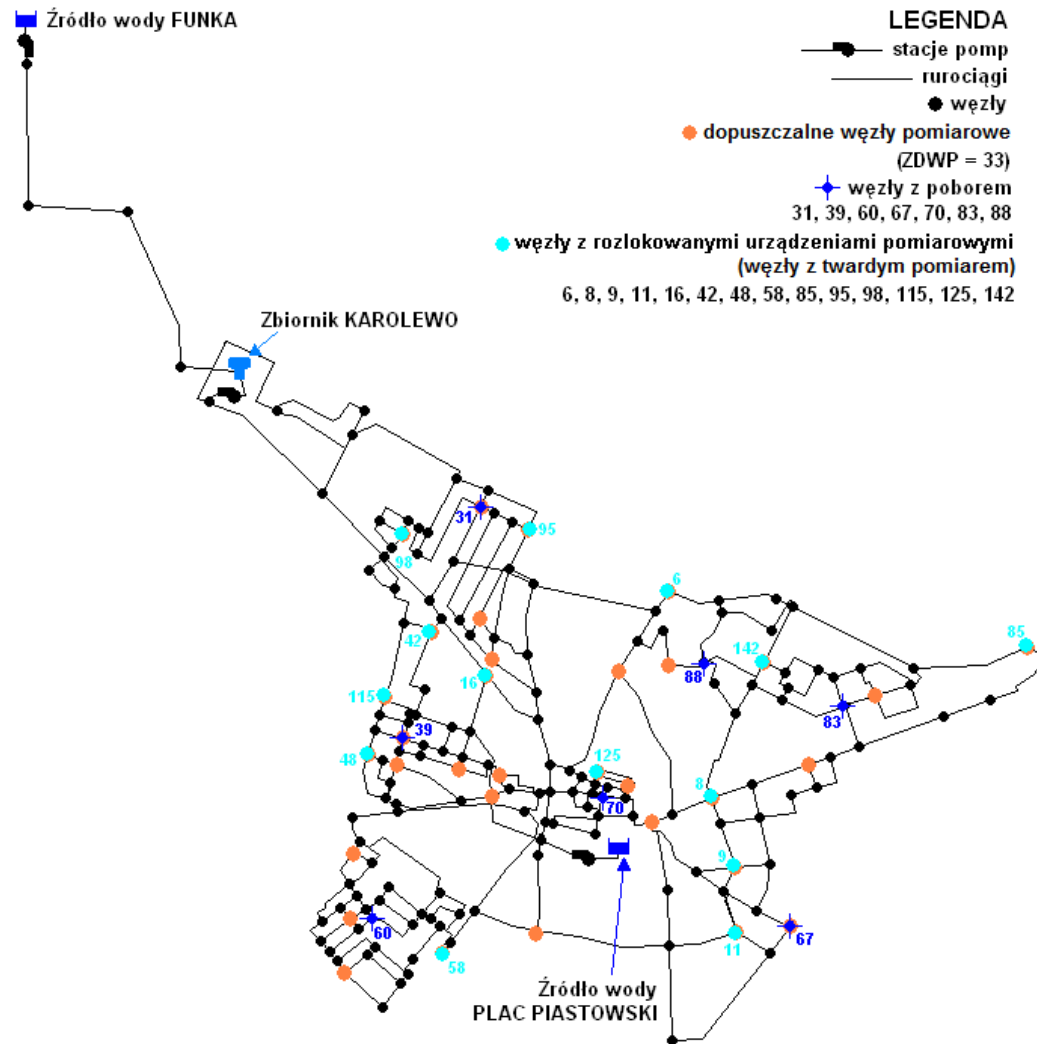
Funkcje celu Z_1 , Z_2 i Z_3 związane są z szerokościami wyestymowywanych przedziałów odpowiednio dla scenariusza 1, scenariusza 2 oraz scenariusza 3 (patrz podrozdziały 7.3.3 i 7.7.3).

Liczba urządzeń pomiarowych w SDWP = 14



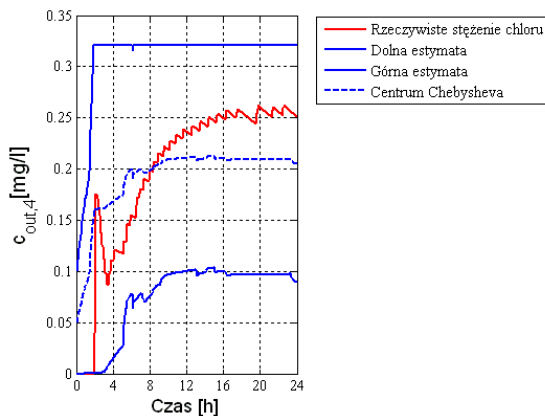
Rysunek 8.294 Wieloskaźnikowy algorytm alokacji - alokacja urządzeń pomiarowych odpowiadająca najlepszemu osobnikowi przy trzech scenariuszach zapotrzebowania (patrz rysunek 8.293)

Uzyskana alokacja urządzeń pomiarowych dla modelu SDWP miasta Chojnice przy wykorzystaniu wieloskaźnikowego algorytmu alokacji dla trzech scenariuszy zapotrzebowania zilustrowana na rysunku 8.294 jednoznacznie pokazuje, iż ograniczenie na dostępną liczbę urządzeń pomiarowych (patrz tabela 8.6) zostało spełnione. Rozlokowanych zostało 14 urządzeń, a miejsca ich alokacji pokazane na rysunku 8.294 zostały dodatkowo zaprezentowane na *ZDWP*, co zilustrowano na rysunku 8.295.

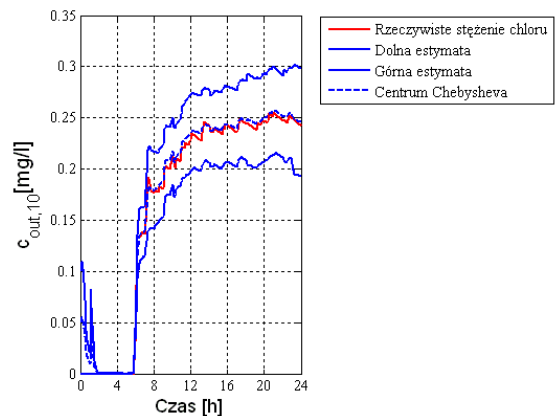


Rysunek 8.295 Wieloskaźnikowy algorytm alokacji dla trzech scenariuszy - alokacja urządzeń pomiarowych

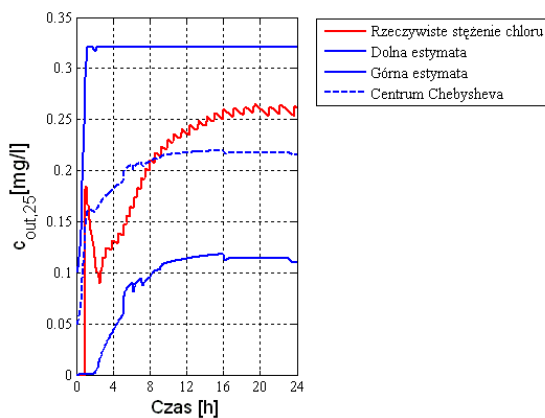
Wyniki estymacji stężenia chloru w 21 przykładowych węzłach oraz w zbiorniku Karolewo, dla uzyskanej i zaprezentowanej na rysunkach 8.294 i 8.295 alokacji punktów monitorowania jakości wody pitnej przy wykorzystaniu pierwszego scenariusza zapotrzebowania na wodę, zaprezentowano na rysunkach 8.296 - 8.317. Na każdym z rysunków widoczne są cztery trajektorie: rzeczywiste stężenie chloru uzyskane z symulatora EPANET, dolna i górna estymata stężenia chloru oraz centrum Chebysheva (patrz zależność (4.6)). Lokalizacja wybranych 21 węzłów z miękkim pomiarem w modelu SDWP miasta Chojnice przedstawiona została na rysunku 8.107.



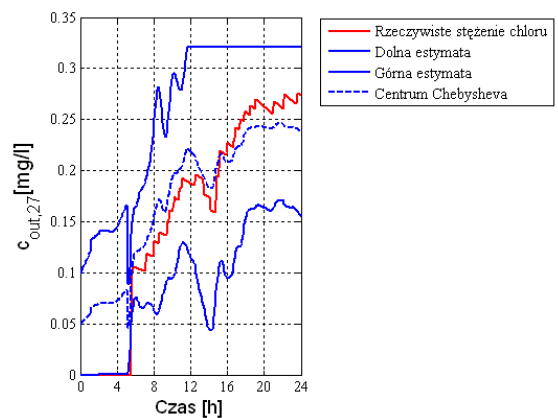
Rysunek 8.296 Algorytm wielowskaźnikowy - trzy scenariusze - wyniki estymacji dla węzła 4



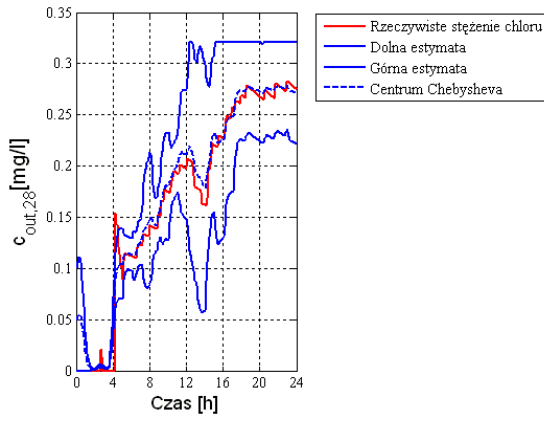
Rysunek 8.297 Algorytm wielowskaźnikowy - trzy scenariusze - wyniki estymacji dla węzła 10



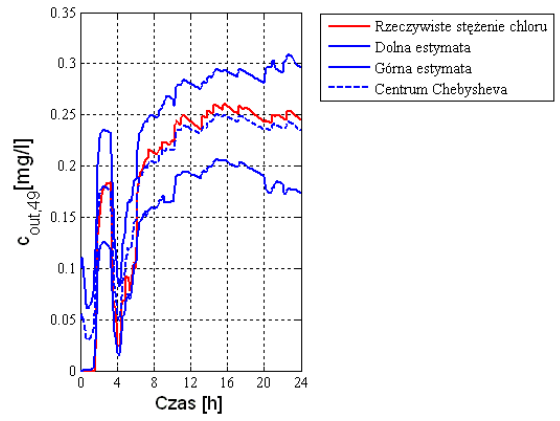
Rysunek 8.298 Algorytm wielowskaźnikowy - trzy scenariusze - wyniki estymacji dla węzła 25



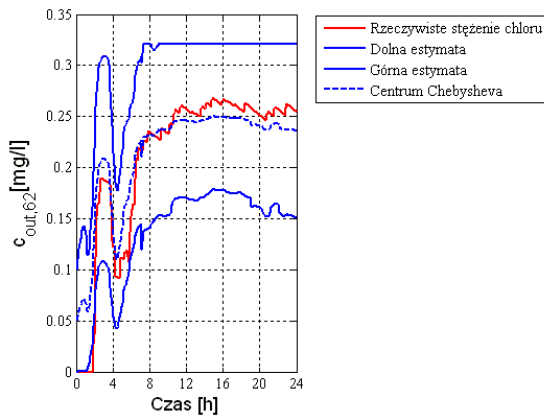
Rysunek 8.299 Algorytm wielowskaźnikowy - trzy scenariusze - wyniki estymacji dla węzła 27



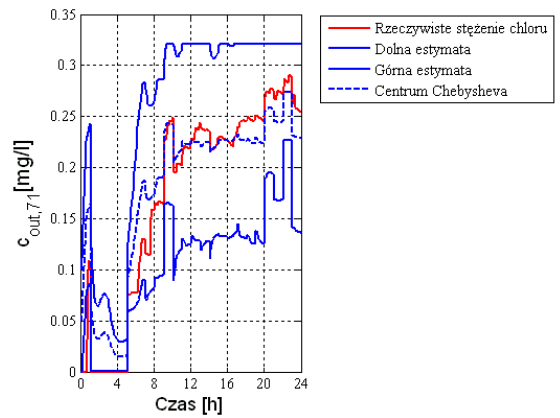
Rysunek 8.300 Algorytm wielowskaźnikowy - trzy scenariusze - wyniki estymacji dla węzła 28



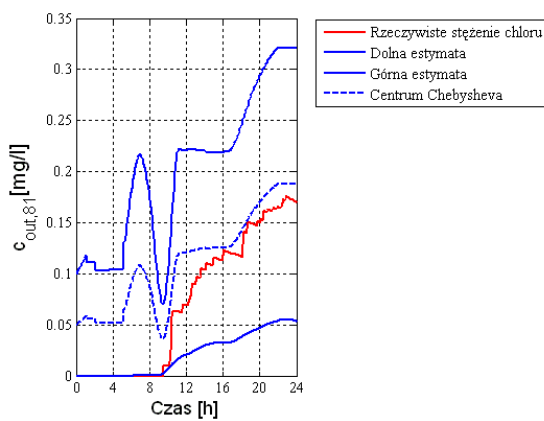
Rysunek 8.301 Algorytm wielowskaźnikowy - trzy scenariusze - wyniki estymacji dla węzła 49



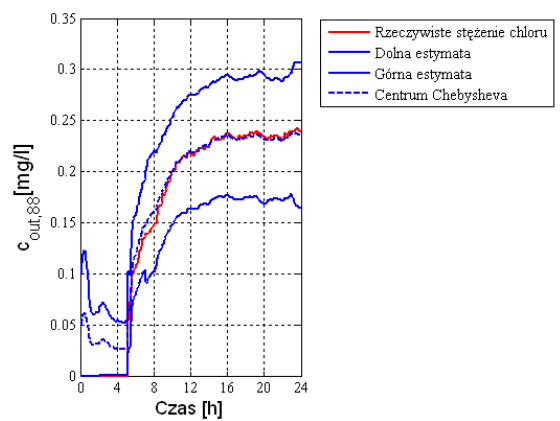
Rysunek 8.302 Algorytm wielowskaźnikowy - trzy scenariusze - wyniki estymacji dla węzła 62



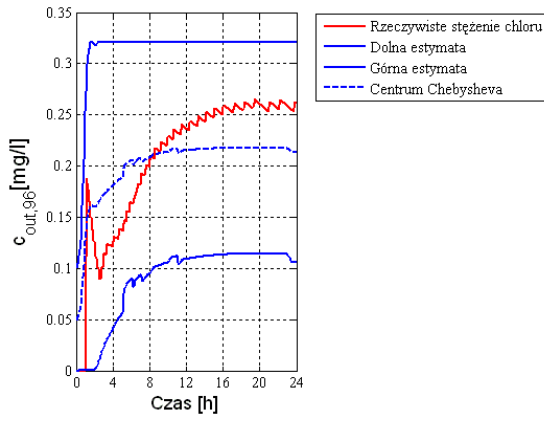
Rysunek 8.303 Algorytm wielowskaźnikowy - trzy scenariusze - wyniki estymacji dla węzła 71



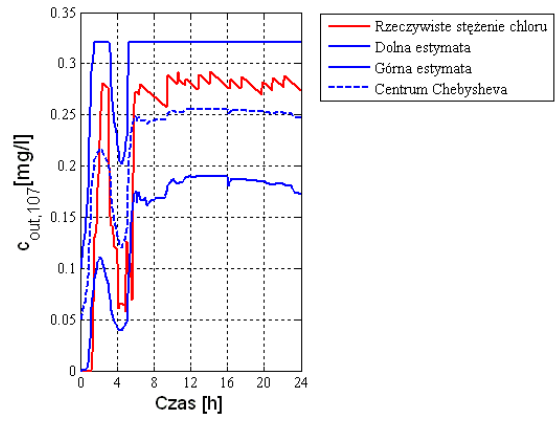
Rysunek 8.304 Algorytm wielowskaźnikowy - trzy scenariusze - wyniki estymacji dla węzła 81



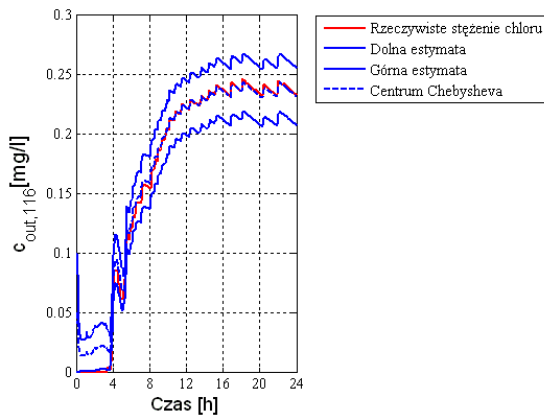
Rysunek 8.305 Algorytm wielowskaźnikowy - trzy scenariusze - wyniki estymacji dla węzła 88



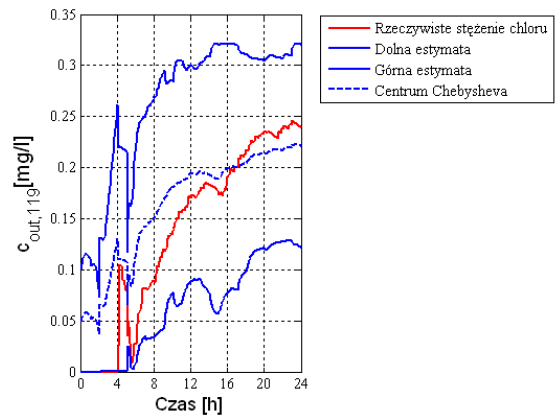
Rysunek 8.306 Algorytm wielowskaźnikowy - trzy scenariusze - wyniki estymacji dla węzła 96



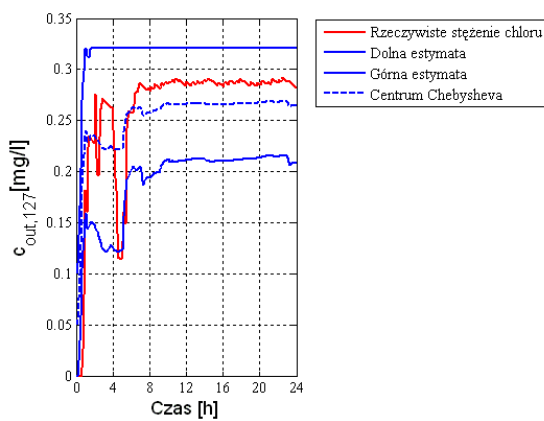
Rysunek 8.307 Algorytm wielowskaźnikowy - trzy scenariusze - wyniki estymacji dla węzła 107



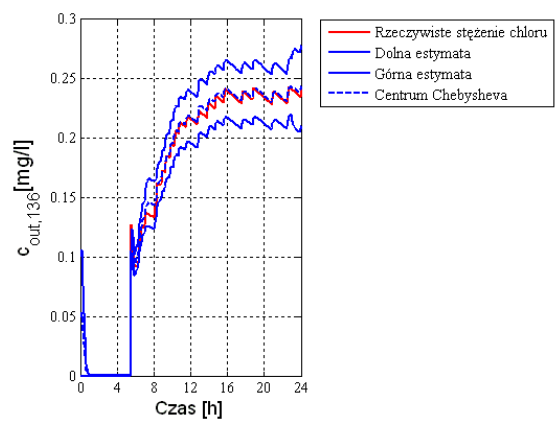
Rysunek 8.308 Algorytm wielowskaźnikowy - trzy scenariusze - wyniki estymacji dla węzła 116



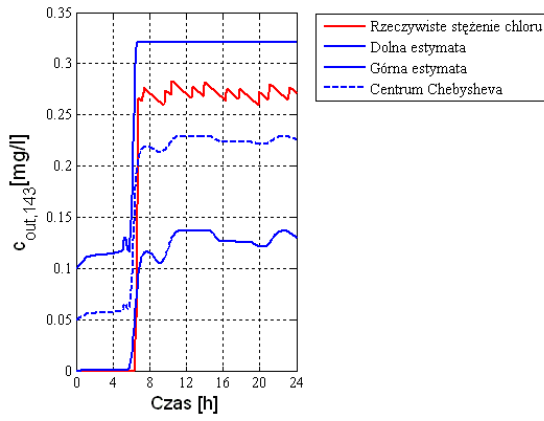
Rysunek 8.309 Algorytm wielowskaźnikowy - trzy scenariusze - wyniki estymacji dla węzła 119



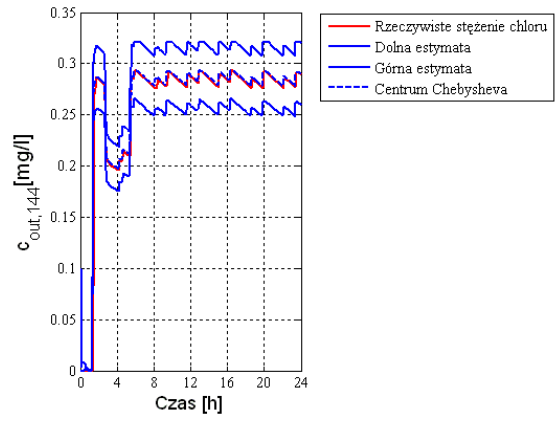
Rysunek 8.310 Algorytm wielowskaźnikowy - trzy scenariusze - wyniki estymacji dla węzła 127



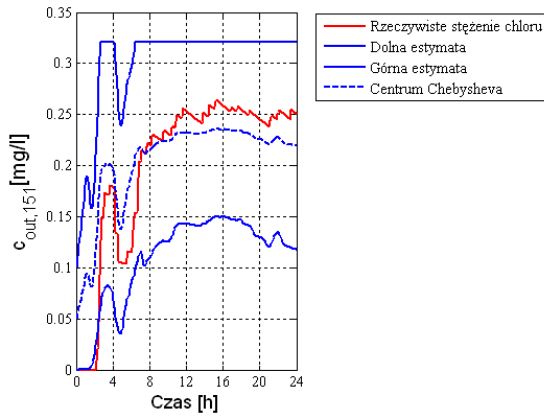
Rysunek 8.311 Algorytm wielowskaźnikowy - trzy scenariusze - wyniki estymacji dla węzła 136



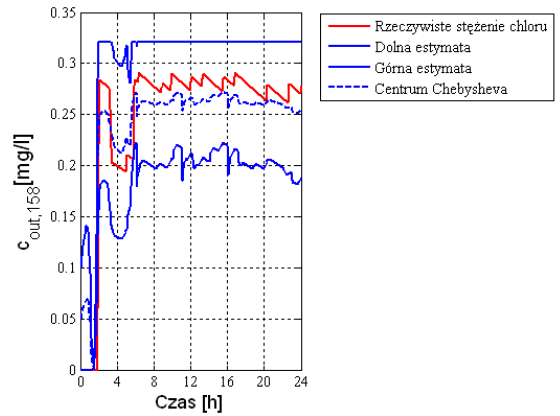
Rysunek 8.312 Algorytm wielowskaźnikowy - trzy scenariusze - wyniki estymacji dla węzła 143



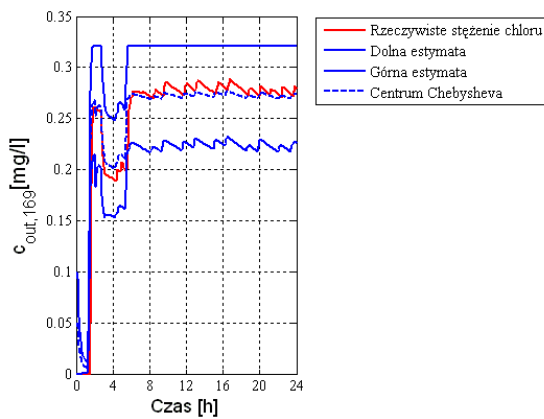
Rysunek 8.313 Algorytm wielowskaźnikowy - trzy scenariusze - wyniki estymacji dla węzła 144



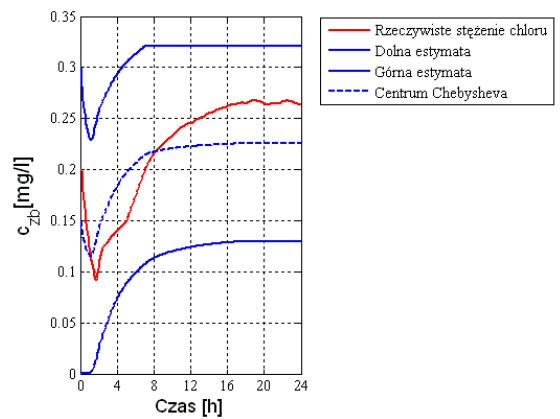
Rysunek 8.314 Algorytm wielowskaźnikowy - trzy scenariusze - wyniki estymacji dla węzła 151



Rysunek 8.315 Algorytm wielowskaźnikowy - trzy scenariusze - wyniki estymacji dla węzła 158



Rysunek 8.316 Algorytm wielowskaźnikowy - trzy scenariusze - wyniki estymacji dla węzła 169



Rysunek 8.317 Algorytm wielowskaźnikowy - trzy scenariusze - wyniki estymacji dla zbiornika

Zaprezentowane na rysunkach 8.296 - 8.317 wyniki estymacji stężenia chloru w wybranych węzłach modelu SDWP miasta Chojnice wskazują, iż poprzez wykorzystanie wielowskaźnikowego algorytmu alokacji dla trzech scenariuszy zapotrzebowania na wodę w węzłach, w wyniku działania którego rozlokowanych zostało 14 z 20 możliwych urządzeń pomiarowych, uzyskano dolne i górne trajektorie estymat niemierzonych stężeń chloru, które gwarantują, że rzeczywiste stężenie chloru w danym węźle znajduje się wewnątrz wyestymowanego przedziału.

Kończąc niniejszy rozdział warto zauważyć następującą, wydaje się naturalną tendencję. Mianowicie, im więcej scenariuszy zapotrzebowania jest uwzględnianych w procesie alokacji punktów monitorowania jakości wody w SDWP, tym większa liczba urządzeń pomiarowych jest rozlokowywanych, w celu zapewnienia porównywalnej jakości dostarczanej wiedzy o stanie SDWP.

Rozdział 9 Zakończenie

9.1 Podsumowanie

System dystrybucji wody pitnej (SDWP) stanowiący obiekt badań zawartych w niniejszej rozprawie jest jednym z dwóch głównych systemów środowiskowych niezbędnych dla komfortowego funkcjonowania dzisiejszego społeczeństwa. Sprostanie jego podstawowej, przytaczanej wielokrotnie w rozprawie funkcjonalności, a więc zapewnienie dostaw do wszystkich odbiorców żądanej ilości wody o odpowiedniej jakości w wymaganym przez nich czasie przy minimalizacji kosztów, nie jest zadaniem łatwym. Świadczy o tym chociażby fakt znacznego zainteresowania tą tematyką zarówno uniwersytetów jak i sektora przemysłowego objawiający się pokaźnym zbiorem zarówno publikacji jak również uruchamianiem kolejnych projektów badawczych. Spektrum zagadnień wpływających na sprostanie zadaniu SDWP jest na tyle szerokie, że obecnie postrzegane jest ono jako problem interdyscyplinarny integrujący wiedzę z wielu dziedzin. W niniejszej rozprawie poruszono jedno z tych zagadnień, a mianowicie monitorowanie jakości wody pitnej. Jego głównym zadaniem, a ściślej mówiąc zadaniem systemu monitorowania jakości, jest dostarczenie informacji o stanie jakości wody w SDWP. Wiedza ta jest niezbędna dla potrzeb efektywnego prowadzenia procesu dystrybucji wody pitnej, a tym samym spełnienia podstawowego zadania SDWP. Naturalnie, idealną sytuacją byłoby, aby pełna informacja o jakości wody pochodziła z urządzeń pomiarowych. Jednakże, w związku z dużą liczbą przede wszystkim węzłów, nawet w stosunkowo niewielkim SDWP, zainstalowanie odpowiednich urządzeń pomiarowych we wszystkich węzłach jest sytuacją praktycznie nierealną. Wynika to zarówno z samej topologii SDWP jak i z powodów ekonomicznych. Innymi słowy, koszty zarówno zainstalowania tak znacznej liczby urządzeń jak i dalszej ich eksploatacji byłyby bardzo duże. Jednym z typowych podejść do rozwiązania tego typu problemów jest wykorzystanie narzędzia pozwalającego na oszacowanie wartości niemierzonych wskaźników jakościowych w oparciu o dostępne pomiary. Narzędziem takim jest estymacja, która została wykorzystana w niniejszej rozprawie, w postaci opracowania autorskiego estymatora jakości wody w SDWP, rozumianej przez pryzmat stężenia chloru. Metoda ta, w powiązaniu z autorskimi algorytmami alokacji pewnej (wystarczającej) liczby urządzeń pomiarowych stężenia chloru,

pozwoliła na zdobycie właściwej wiedzy na temat stanu jakości wody w całym SDWP. Jednakże, aby możliwe było przeprowadzenie procesu estymacji wartości niemierzonych stężeń chloru w SDWP, koniecznym było opracowanie odpowiedniego, dla celów estymacji, modelu jakości. Dodatkowo, w związku z niepewnością występującą zarówno w wielkościach hydraulicznych jak i w dostępnych pomiarach wielkości jakościowych, niezbędnym było zamodelowanie tej niepewności. Reasumując, poprzez opracowanie odpowiedniego modelu jakości wody pitnej w SDWP, przy uwzględnieniu występującej niepewności oraz jak najlepszym rozmieszczeniu dostępnej liczby urządzeń pomiarowych, w procesie estymacji z wykorzystaniem opracowanego estymatora możliwym było uzyskanie właściwej informacji o jakości wody pitnej w całym SDWP. Ponadto, w rozprawie położono nacisk, aby opracowana metoda estymacji pozwalała na zastosowanie jej w systemie monitorowania *on-line*. Zatem, projektując estymator jakości wody, w rozprawie postawiono dodatkowy cel, aby było to narzędzie na tyle efektywne, aby mogło mieć ono zastosowanie nie tylko przy rozwiązaniu projektowego zadania alokacji urządzeń pomiarowych, ale również w systemie monitorowania jakości *on-line*. Poszczególne etapy rozprawy zostały udokumentowane w kolejnych jej rozdziałach.

W rozdziale 2 stanowiącym swego rodzaju prolog do niniejszej rozprawy poruszone zostały praktycznie wszystkie zagadnienia pojawiające się w dalszej jej części. Szczegółowość ich opisu została uzależniona od ich wpływu na zasadnicze rozważania podjęte w rozprawie. W pierwszej części rozdziału przedstawiono system zaopatrzenia w wodę pitną (SZwWP) z jego podziałem na system zasilania (SZ) oraz system dystrybucji wody pitnej (SDWP). Znacznie większą uwagę, z przyczyn naturalnych, przywiązano do opisu SDWP. Następnie zaprezentowano podstawowe modele hydrauliki (ilości) wody poszczególnych elementów SDWP oraz zasygnalizowano ich wpływ na jakość. W kolejnej części rozdziału przedstawiono na znacznym poziomie szczegółowości wzajemne powiązania pomiędzy hydrauliką i jakością wody oraz zagadnienie samej jakości wody w SDWP wraz z opisem jej dezynfekcji, wskaźników oraz produktów ubocznych dezynfekcji (PUD). Następnie podrozdział 2.7, poświęcono zagadnieniu monitorowania hydrauliki i jakości wody w SDWP. Rozdział ten został zakończony opisem symulatorów SDWP.

Rozdział 3 poświęcono w całości zagadnieniu modelowaniu jakości wody pitnej w SDWP. W pierwszej części rozdziału przedstawiono podstawowe modele jakości wody dla poszczególnych elementów systemu, tworzące w konsekwencji pełen model jakości wody pitnej (stężenia chloru) w SDWP. Część druga rozdziału stanowi opis podstawowych metod numerycznych wykorzystywanych do rozwiązania tego modelu, ze środkiem ciężkości skierowanym na metody stosowane w wybranym na potrzeby rozprawy symulatorze

EPANET. Ostatnia część, stanowiąca zwieńczenie rozdziału (podrozdział 3.5), zawiera szczegółowe wyprowadzenie wraz z opisem modelu jakości wody w SDWP dla celów estymacji, który stanowi punkt wyjścia do dalszych badań zawartych w niniejszej rozprawie. Rozdział kończy się przedstawieniem sposobu implementacji opracowanego modelu w środowisku MATLAB wraz z opisem jego działania oraz zaprezentowaniem wyników symulacji tego modelu (przebiegów stężeń chloru) dla przykładowych SDWP w porównaniu z wynikami uzyskanymi z symulatora EPANET.

W rozdziale 4 został zaprezentowany problem estymacji jakości wody pitnej w SDWP. Pierwsza część rozdziału zawiera opis głównych sposobów modelowania niepewności, a kończy się wyborem modelu niepewności w postaci zbiorów ograniczonych dla potrzeb dalszych rozważań zawartych w rozprawie. W drugiej części rozdziału zawarto syntezę modułu estymacji zmiennych. Synteza ta miała na celu określenie i zamodelowanie wszystkich niepewności mających istotny wpływ na proces estymacji jakościowych zmiennych stanu w SDWP. Rozdział został zakończony przedstawieniem wiedzy *a priori* i cech SDWP istotnych dla dalszych badań oraz wstępem do estymacji przedziałowej jakości wody pitnej w SDWP.

W rozdziale 5 zaprezentowane zostały podstawy teoretyczne obserwatora przedziałowego stanowiącego bazę opracowanego i przedstawionego w rozdziale 6 obserwatora przedziałowego jakości wody w SDWP.

Rozdział 6 zawiera opracowanie przedziałowego estymatora jakości wody w SDWP. W pierwszej jego części zawarto szczegółowe rozważania prowadzące do opracowania struktur obserwatora przedziałowego (a w konsekwencji estymatora przedziałowego) jakości wody w SDWP. Dla zaprezentowanych struktur wyprowadzone zostały matematyczne dowody krzepkości i stabilności generowanych przez nie trajektorii dolnych i górnych estymat niemierzonych stężeń chloru. Estymator ten stanowi bazę dalszych rozważań zawartych w niniejszej rozprawie. W dalszej części rozdziału przedstawiono sposób implementacji opracowanych struktur w środowisku MATLAB wraz z opisem ich działania. Następnie zaprezentowano uzyskane, obszerne wyniki estymacji dla przykładowych SDWP, pokazujące istotne cechy estymatora w zależności od panujących warunków w systemie. Rozdział zakończono charakterystyką efektywności obliczeniowej opracowanego obserwatora (estymatora) przedziałowego jakości wody w SDWP.

W rozdziale 7 zostało zaprezentowane zagadnienie alokacji punktów monitorowania jakości wody w SDWP. Część pierwsza rozdziału poświęcona została przedstawieniu wybranych pozycji literaturowych rozważających problem alokacji oraz wskazaniu kierunku badań zawartych w niniejszej rozprawie dotyczącego tej kwestii. Dalsza, zasadnicza część rozdziału

zawiera opis opracowanych algorytmów alokacji punktów monitorowania jakości wody w SDWP. W wyniku rozważań w niej zawartych zostały sformułowane trzy algorytmy alokacji wykorzystujące wcześniej opracowane w rozprawie: model jakości i estymator przedziałowy. Następnie opracowane algorytmy zostały zaimplementowane w środowisku MATLAB a solverem wykorzystanym w nich do rozwiązania zadania alokacji wybrano wielokryterialny algorytm genetyczny NSGA-II. Działanie to spowodowało konieczność przeformułowania zdefiniowanych zadań optymalizacji na potrzeby algorytmu NSGA-II, co zostało opisane w kolejnej części rozdziału. Rozdział został zakończony przedstawieniem sposobu implementacji opracowanych algorytmów alokacji punktów monitorowania jakości wody w SDWP wraz z opisem ich działania.

Rozdział 8 w całości poświęcony został obszernej analizie uzyskanych wyników symulacyjnych. Zawarto w nim opis aplikacji rzeczywistego SDWP miasta Chojnice oraz prezentację i dyskusję otrzymanych wyników. Można zatem powiedzieć, iż rozdział ten stanowi przedstawienie „wdrożenia” opracowanej w niniejszej rozprawie metodologii alokacji punktów monitorowania jakości wody w SDWP.

Całość niniejszej rozprawy uzupełniają cztery załączniki oraz rozdziały: pierwszy, stanowiący wstęp i ostatni zawierający zakończenie rozprawy.

Przedstawione w niniejszej rozprawie rozważania poparte obszerną analizą uzyskanych wyników symulacyjnych, zdaniem autora, dostarczają szeregu argumentów na słuszność postawionej w rozprawie tezy. Innymi słowy, zdaniem autora postawiona w niniejszej rozprawie teza, przedstawiona w rozdziale 1, została udowodniona.

Oryginalny wkład autora stanowi:

- ✚ opracowanie modelu jakości wody pitnej w SDWP dla celów przyjętej metody estymacji jakościowych zmiennych stanu (stężeń chloru),
- ✚ implementacja opracowanego modelu jakości wody pitnej w SDWP dla celów estymacji w środowisku MATLAB,
- ✚ synteza modułu estymacji zmiennych,
- ✚ opracowanie struktur obserwatora przedziałowego, a w konsekwencji estymatora przedziałowego jakości wody w SDWP,
- ✚ dla opracowanych struktur obserwatora przedziałowego (BOP i MOP) wyprowadzenie matematycznych dowodów krzepkości i stabilności generowanych przez nie trajektorii dolnych i górnych estymat niemierzonych stężeń chloru,
- ✚ implementacja opracowanych struktur obserwatora (estymatora) przedziałowego w środowisku MATLAB,

- ✚ sformułowanie trzech algorytmów alokacji punktów monitorowania jakości wody w SDWP wykorzystujących wcześniej opracowane w rozprawie: model jakości i estymator przedziałowy,
- ✚ przeformułowanie zdefiniowanych zadań optymalizacji na potrzeby wybranego solvera tj. wielokryterialnego algorytmu genetycznego NSGA-II,
- ✚ implementacja opracowanych algorytmów alokacji w środowisku MATLAB,
- ✚ przeprowadzenie znacznej liczby eksperymentów a wraz z nimi obszerna ilustracja symulacyjna, obejmująca zagadnienia modelowania jakości wody w SDWP, estymacji jakości wody w SDWP, alokacji punktów monitorowania jakości wody w SDWP oraz ogólna weryfikacja zaproponowanej metodologii.

Warto jeszcze podkreślić, iż szereg rozważań zawartych w niniejszej rozprawie ma charakter generyczny i może mieć zastosowanie w innych, cechujących się określonymi własnościami, systemach.

9.2 Kierunki przyszłych badań

W wyniku prowadzonych rozważań zawartych w niniejszej rozprawie popartych zaprezentowanymi w niej wynikami, można wskazać możliwe kierunki dalszych badań, stanowiących naturalne rozwinięcie zawartych w niej zagadnień. Najważniejsze z nich to:

- ✚ studium możliwości zastosowania opracowanej metodologii w przypadku zdefiniowania jakości wody w SDWP, większym niż tylko stężenie chloru, zbiorem wskaźników (przede wszystkim stężenie PUD, w szczególności THM) - zagadnienie to zasygnalizowano w podrozdziale 2.6.2.3,
- ✚ analiza matematyczna stabilności opracowanych struktur obserwatora przedziałowego dla całego horyzontu estymacji - zagadnienie to zasygnalizowano w podrozdziale 6.2.1,
- ✚ dalszy rozwój opracowanego wielowskaźnikowego algorytmu alokacji punktów monitorowania jakości wody w SDWP uwzględniający uzależnienie od „przykładanych” w SDWP sterowań stężeniem chloru wynikających bezpośrednio z zastosowanego systemu sterowania jakością - zagadnienie to zasygnalizowano w podrozdziale 7.3.3,

- ✚ dalszy rozwój opracowanych algorytmów alokacji punktów monitorowania jakości wody w SDWP uwzględniający niepoprawne działania (awarie) urządzeń pomiarowych - zagadnienie to zasygnalizowano w publikacji:
Łangowski R., Brdys M.A., Ruiyun Qi (2012). Optimised Robust Placement of Hard Quality Sensors for Robust Monitoring of Quality in Drinking Water Distribution Systems. *Proc. of the 10th World Congress on Intelligent Control and Automation*, July 6-8, Beijing, China.
- ✚ studium możliwości zastosowania opracowanej metodologii w przypadku łącznego podejścia do rozwiązania zadań alokacji punktów monitorowania jakości wody w SDWP oraz alokacji stacji wtórnego uzdatniania w SDWP.

Bibliografia

Al-Omari A.S., Chaudhry M.H. (2001). Unsteady-State Inverse Chlorine Modeling in Pipe Networks. *Journal of Hydraulic Engineering*, vol. 127, No. 8, pp. 669-677.

Al-Zahrani M.A., Moied K. (2001). Locating Optimum Water Quality Monitoring Stations in Water Distribution System. *World Water and Environmental Resources Congress, Conference Proceeding Paper*, section 1, chapter 266, Orlando, Florida, USA.

Al-Zahrani M.A., Moied K. (2003). Optimizing Water Quality Monitoring Stations Using Genetic Algorithms. *The Arabian Journal for Science and Engineering*, vol. 28, No. 1B, pp. 57-77.

Alcaraz-González V., Genovesi A., Harmand J., González-Alvarez V., Rapaport A., Steyer J.P. (1999). Robust Exponential Nonlinear Interval Observers for a Class of Lumped Models Useful in Chemical and Biochemical Engineering - Application to a Wastewater Treatment Process. *International Workshop on Application of Interval Analysis to Systems and Control*, MISC'99, Girona, Spain.

Alcaraz-González V., Harmand J., Rapaport A., Steyer J.P., González-Alvarez V., Pelayo Ortiz C. (2002). Software Sensors for Highly Uncertain WWTPs: A New Approach Based on Interval Observers. *Water Research*, vol. 36, No. 10, pp. 2515-2524.

Alcaraz-González V., Harmand J., Dochain D., Rapaport A., Steyer J.P., Pelayo Ortiz C., González-Alvarez V. (2003). A Robust Asymptotic Observer for Chemical and Biochemical Reactors. *ROCOND*, 6 pages (CD ROM), Milan, Italy.

Alcaraz-González V., Harmand J., Rapaport A., Steyer J.P., González-Alvarez V., Pelayo Ortiz C. (2004). Application of a Robust Interval Observer to an Anaerobic Digestion Process. *Proc. of 10th IWA World Congress on Anaerobic Digestion (AD10)*, vol. 1, pp. 337-342, Montreal, Canada.

Alcaraz-González V., González-Alvarez V. (2007). Robust Nonlinear Observers for Bioprocesses: Application to Wastewater Treatment. *Springer Berlin / Heidelberg*, vol. 361, pp. 119-164.

Arabas J. (2004). Wykłady z algorytmów ewolucyjnych; wydanie drugie. *Wydawnictwa Naukowo-Techniczne*, Warszawa.

Ayyub B.M., Gupta M.M. (1997). Uncertainty Analysis in Engineering and Science: Fuzzy Logic, Statistics, and Neural Network Approach. *Kluwer Academic Publishers*, London.

Berry J.W., Fleischer L., Hart W.E., Phillips C.A., Watson J.P. (2005). Sensor Placement in Municipal Water Networks. *Journal of Water Resources Planning and Management*, vol. 131, No. 3, pp. 237-243.

Berry J.W., Hart W.E., Phillips C.A., Uber J.G., Watson J.P. (2006). Sensor Placement in Municipal Water Networks with Temporal Integer Programming Models. *Journal of Water Resources Planning and Management*, vol. 132, No. 4, pp. 218-244.

Bhave P.R. (1991). Analysis of Flow in Water Distribution Networks. *Technomic Publishing Co. Inc.*, Lancaster, Basel.

Boccelli D.L., Tryby M.E., Uber J.G., Summers R.S. (2003). A Reactive Species Model for Chlorine Decay and THM Formation under Rechlorination Conditions. *Water Research*, vol. 37, pp. 2654-2666.

Boulos P.F., Altman T., Jarrige P.A., Collevati F. (1995). Discrete Simulation Approach for Network-Water-Quality Models. *Journal of Water Resources Planning and Management*, vol.121, No.1, pp. 49-60.

Boulos P.F., Lansey K.E., Karney B.W. (2004). Comprehensive Water Distribution Systems Analysis Handbook. *MWH Soft, Inc.* Pasadena, CA.

Branke J., Deb K., Miettinen K., Słowiński R. (Eds.) (2008). Multiobjective Optimization. Interactive and Evolutionary Approaches. *Springer-Verlag Berlin Heidelberg*.

-
- Brdys M.A., Kang C.Y. (1994). Algorithms for State Bounding in Large-scale Systems. *Int. Journal of Adaptive Control and Signal Processing*, vol. 8, pp. 103-118.
- Brdys M.A., Ulanicki B. (1994). Operational Control of Water Systems: Structures, Algorithms and Applications. *Prentice Hall*, New York, London, Toronto, Sydney, Tokyo.
- Brdys M.A., Puta H., Arnold E., Chen K., Hopfgarten S. (1995a). Operational Control of Integrated Quality and Quantity in Water Systems. *Proc. of the IFAC/IFORS/IMACS Symposium on Large Scale Systems*, vol. 2, pp. 715-719, London, UK.
- Brdys M.A., Arnold E., Puta H., Chen K., Hopfgarten S. (1995b). Integration of Quantity and Quality in Operational Control of Water Systems, Part I: Problem Formulation and Solvers. *Technical Report, University of Birmingham*, Birmingham, UK.
- Brdys M.A., Chen K. (1995). Joint Estimation of State and Parameters in Quantity Models of Water Supply and Distribution Systems. *Automatisierungstechnik*, Oldenbourg Verlag, (43), 2, pp.77-84.
- Brdys M.A., Chen K. (1996). Joint Estimation of States and Parameters of Integrated Quantity and Quality Models of Dynamic Water Supply and Distribution Systems. *Proc. of the 13th IFAC World Congress*, vol.1, pp. 73-78, San Francisco, USA.
- Brdys M.A. (1999). Robust Estimation of Variables and Parameters in Dynamic Networks. *Proc. of the 14th IFAC World Congress*, Beijing, China.
- Brdys M.A., Chang T., Duzinkiewicz K., Chotkowski W. (2000). Hierarchical Control of Integrated Quality and Quantity in Water Distribution Systems. *Proc. of the A.S.C.E. 2000 Joint Conference on Water Resources Engineering and Water Resources Planning and Management*, Minneapolis, Minnesota, USA.
- Brdys M.A., Duzinkiewicz K., Grochowski M., Rutkowski T. (2001a). Robust Estimation of Integrated Hydraulics and Parameters in Water Distribution Systems. *Proc. of the 4th ASCE Annual Water Distribution Systems Analysis, World Water and Environmental Resources Congress*, Orlando, Florida, USA.

Brdys M.A., Duzinkiewicz K., Grochowski M., Rutkowski T. (2001b). Robust Estimation of Variables and Parameters in Dynamic Water Distribution Systems. *Proc. of the 9th IFAC/IFORS/IMACS/IFIP Symposium of Large Scale Systems: Theory & Applications*, Bucharest, Romania.

Brdys M.A., Duzinkiewicz K., Chang T., Polycarpou M., Wang Z., Uber J., Propato M. (2002). Hierarchical Control of Integrated Quality and Quantity in Water Distribution Systems. *I IFAC International Conference: Technology, Automation and Control of Wastewater and Drinking Water Systems TiASWiK'02*, Gdańsk - Sobieszewo, Poland.

Brdys M.A., Chang T., Konarczak K. (2003). Estimation on Wastewater Treatment Plant State for Model Predictive Control on N-P Removal at Medium Time Scale. *IFAC 10th Symposium Large Scale Systems: Theory and Applications*, Osaka, Japan.

Brdys M.A., Łangowski R. (2008). Interval Estimator for Chlorine Monitoring in Drinking Water Distribution Systems under Uncertain System Dynamics, Inputs and State Measurement Errors. *11th IFAC/IFORS/IMACS/IFIP Symposium on Large Scale Systems: Theory and Applications*, IFAC Publisher Oxford ISBN 978-3-902661-25-8, vol. 11, part 1.

Brdys M.A., Łangowski R. (2008). Monitorowanie stężenia chloru w SDWP - estymator przedziałowy. *Wodociągi - Kanalizacja*, Nr 7/8(53/54), s. 24-27.

Chang T., Duzinkiewicz K., Brdys M.A. (2004). Bounding Approach to Parameter Estimation Without priori Knowledge on Model Structure Error. *IFAC 10th Symposium Large Scale Systems: Theory and Applications*, Osaka, Japan.

Chen K., Brdys M.A. (1995). Set Membership Estimation of State and Parameters of Large Water Supply and Distribution Systems - Integrated Quantity and Quality Models. *Proc. of the IFAC/IFORS/IMACS Symposium on Large Scale Systems: Theory and Applications*, vol. 2, pp. 593-598, London, UK.

Chen K. (1997). Set Membership Estimation of State and Parameters and Operational Control of Integrated Quantity and Quality Models of Water Supply and Distribution Systems. *PhD Thesis*, University of Birmingham, Birmingham, UK.

Chen L. (1992). Modelling, Identifiability and Control of Complex Biotechnological Systems. *PhD Thesis*, Université Catholique de Louvain, Louvain, Belgium.

Chin D.A. (2000). Water - Resources Engineering. *Prentice Hall*, New Jersey.

Cimiński A. (2005). Metody estymacji stanu systemu w warunkach „deficytu” danych pomiarowych - podejście do budowy miękkiego symulatora hydrauliki na przykładzie sieci wodociągowej miasta Chojnice. *Praca magisterska, Wydział Elektrotechniki i Automatyki, Politechnika Gdańska*, Gdańsk.

Clark R.M., Rossman L.A., Wymer L.J. (1995). Modeling Distribution System Water Quality: Regulatory Implications. *Journal of Water Resources Planning and Management*, vol. 121, No. 6, pp. 423-428.

Clark R.M., Abdesaken F., Boulos P.F., Mau R.E. (1996). Mixing in Distribution System Storage Tanks: Its Effect on Water Quality. *Journal of Environmental Engineering*, vol. 122, No. 9, pp. 814-821.

Clark R.M. (1998). Chlorine Demand and TTHM Formation Kinetics: A Second-order Model. *Journal of Environmental Engineering*, vol. 124, No. 1, pp. 16-24.

Clark R.M., Grayman W.M. (1998). Modeling Water Quality in Drinking Water Distribution Systems. *American Water Works Association*.

Cormen T. H. (2001). Introduction to Algorithms, Second Edition. *MIT Press*, Cambridge, Mass.

COST ACTION IC0806 - *IntelliCIS* (2008). Memorandum of Understanding, 7th Framework Program, European Commission, <https://www.cost.esf.org>.

Deb K., Agrawal R. B. (1995). Simulated Binary Crossover for Continuous Search Space. *Complex System*, vol. 9, No. 2, pp. 115-148.

Deb K., Agrawal S. (1999). Understanding Interactions Among Genetic Algorithms Parameters. *Foundation of Genetic Algorithms 5*, pp. 265-286.

Deb K. (2000). An Efficient Constraint Handling Method for Genetic Algorithms. *Computer Methods in Applied Mechanics and Engineering*, vol. 186, No. 2-4, pp. 311-338.

Deb K., Pratap A., Meyarivan T. (2000). A Fast Elitist Non-dominated Sorting Genetic Algorithm for Multi-objective Optimization: NSGA-II. *Parallel Problem Solving from Nature VI Conference*, Paris, France, pp. 849-858.

Deb K. (2001). Multi-objective Optimization Using Evolutionary Algorithms. *John Wiley & Sons*, Chichester, New York.

Deb K., Pratap A., Meyarivan T. (2001). Constrained Test Problems for Multiobjective Evolutionary Optimization. *1st International Conference on Evolutionary Multi-Criterion Optimization (EMO-2001)*, Zurich, Switzerland, pp. 284-298.

Drewa M., Brdys M.A. (2008). Optimized Allocation of Chlorination Stations for Integrated Quantity and Quality Control in Drinking Water Distribution Systems. *11th IFAC/IFORS/IMACS/IFIP Symposium on Large Scale Systems: Theory and Applications*, IFAC Publisher Oxford ISBN 978-3-902661-25-8, vol. 11, part 1.

Droste R.L. (1997). Theory and Practice of Water and Wastewater Treatment. *John Wiley & Sons, Inc.* New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore.

Dukan S. Levi Y., Piriou P., Guyon F., Villon P. (1996). Dynamic Modelling of Bacterial Growth in Drinking Water Networks. *Water Research*, vol. 30, No. 9, pp. 1991-2002.

Duzinkiewicz K. (2005). Zintegrowane sterowanie systemami zaopatrzenia w wodę pitną. *Uczelniane wydawnictwa naukowo-dydaktyczne Akademii Górniczo-Hutniczej*, Rozprawy Monografie 147, Kraków.

Duzinkiewicz K., Brdys M.A., Chang T. (2005). Hierarchical Model Predictive Control of Integrated Quality and Quantity in Drinking Water Distribution Systems. *Urban Water Journal*, vol. 2, No. 2, pp. 125-137.

Duzinkiewicz K., Cimiński A. (2005). Modelowanie sieci wodociągowych - podejście do problemu szkieletyzacji. *XV Krajowa Konferencja Automatyki*, 27-30 czerwca 2005, Warszawa, Polska.

Duzinkiewicz K. (2006). Set Membership Estimation of Parameters and Variables in Dynamic Networks by Recursive Algorithms with a Moving Measurement Window. *Int. Journal of Applied Mathematics and Computer Science*, vol. 16, No. 2, pp. 209-217.

Duzinkiewicz K., Cimiński A. (2006). Water Distribution System Modelling – An Approach to Skeletonization. *1st IFAC Workshop on Applications of Large Scale Industrial Systems*, August 30 - 31 2006, Helsinki - Stockholm.

Ewald G., Kurek W., Brdys M.A. (2008). Grid Implementation of Parallel Multiobjective Genetic Algorithm for Optimised Allocation of Chlorination Stations in Drinking Water Distribution Systems: Chojnice Case Study. *IEEE Transactions on Systems Man and Cybernetics. Part C: Applications and Reviews*, vol. 38, No. 4, pp. 497-509.

Farren E.A. (2003). Reducing Trihalomethane Concentrations by Using Chloramines As a Disinfectant. *Degree of Master of Science*, Worcester Polytechnic Institute, Worcester, Massachusetts, USA.

Fonseca C.M., Fleming P.J. (1993). Genetic Algorithms for Multiobjective Optimization: Formulation, Discussion and Generalization. *Proc. of the 5th International Conference on Genetic Algorithms*, San Mateo, CA: Morgan Kaufman, pp. 416-423.

Fruchard M., Bernard O., Gouzé J.L. (2002). Interval Observers with Guaranteed Confidence Levels Application to the Activated Sludge Process. *Proc. of the 15th IFAC World Congress (CD-ROM)*, Barcelona, Spain.

Gabryszewski T. (1973). Wodociągi. Zapotrzebowanie - Ujęcie - Dostarczanie - Gromadzenie - Rozprowadzanie wody. *Wydawnictwo Naukowe PWN*, Warszawa, Wrocław.

Gallard H., von Gunten U. (2002). Chlorination of Natural Organic Matter: Kinetics of Chlorination and THM Formation. *Water Research*, vol. 36, pp. 65-74.

Goldberg D.E., Richardson J. (1987). Genetic Algorithms with Sharing for Multimodal Function Optimization. *Proc. of the 2nd International Conference on Genetic Algorithms and Their Applications*, San Mateo, CA: Morgan Kaufman, pp. 41-49.

Goldberg D.E. (1989). Genetic Algorithms in Search, Optimization, and Machine Learning. *Addison-Wesley Pub. Co.*, Reading, Mass.

Goldberg D.E. (1998). Algorytmy genetyczne i ich zastosowania. *Wydawnictwa Naukowo-Techniczne*, Warszawa.

Golfinopoulos S.K., Xilourgidis N.K., Kostopoulou M.N., Lekkas Th.D. (1998). Use of Multiple Regression Model for Predicting Trihalomethane Formation. *Water Research*, vol. 32, No. 9, pp. 2821-2829.

Gouzé J.L., Rapaport A., Hadj-Sadok M.Z. (2000). Interval Observers for Uncertain Biological Systems. *Ecological Modelling*, vol. 13, No. 1, pp. 45-56.

Grewal M.S., Andrews A.P. (2001). Kalman Filtering: Theory and Practice, Second Edition. *J. Wiley & Sons*, New York, Chichester, Weinheim, Brisbane, Singapore, Toronto.

Hadj-Sadok M.Z., Gouzé J.L. (1998). Bounds Estimations for Uncertain Models of Wastewater Treatment. *Proc. of the IEEE International Conference on Control Applications*, Trieste, Italy.

Hadj-Sadok M.Z., Gouzé J.L. (2001). Estimating of Uncertain Models of Activated Sludge Process with Interval Observers. *Journal of Process Control*, vol. 11, pp. 299-310.

Harmand J., Rapaport A. (2002). Interval Observers for Interconnected Biotechnological Systems. *Proc. of the 15th IFAC World Congress (CD-ROM)*, Barcelona, Spain.

Holland J.H. (1975). Adaptation in Natural and Artificial Systems. *University of Michigan Press*, Michigan, USA.

Horn J., Nafpliotis N., Goldberg D.E. (1994). The Niched Pareto Genetic Algorithm for Multiobjective Optimization. *Unpublished Manuscript*.

Jazwinski A.H. (1970). Stochastic Process and Filtering Theory. *Academic Press*. New York, London.

Kalman R.E. (1960). A New Approach to Linear Filtering and Prediction Problem. *Journal of Basic Engineering*, vol. 82D, pp. 35-45.

Kampioti A.A., Stephanou E.G. (2002). The Impact of Bromide on The Formation of Neutral and Acidic Disinfection By-Products (DBPs) in Mediterranean Chlorinated Drinking Water. *Water Research*, vol. 36, pp. 2596-2606.

Konarczak K. (2004). Modelowanie i estymacja dla celów predykcijnego sterowania optymalizującego biologiczną oczyszczalnią ścieków. *Rozprawa doktorska, Wydział Elektrotechniki i Automatyki, Politechnika Gdańska*, Gdańsk.

Kowal A.L., Świdorska-Bróz M. (1996). Oczyszczanie wody. *Wydawnictwo Naukowe PWN*, Warszawa, Wrocław.

Kumar A., Kansal M.L., Arora G. (1997). Identification of Monitoring Stations in Water Distribution System. *Journal of Environmental Engineering*, vol. 123, No. 8, pp. 746-752.

Kurek W. (2005). Genetic Algorithms and Their Application to Model Predictive Controller and Integrated Control System - Plant Design. *Praca magisterska, Wydział Elektrotechniki i Automatyki, Politechnika Gdańska*, Gdańsk.

Kurek W., Brdys M.A. (2006). Optimised Allocation of Chlorination Stations by Multi-objective Genetic Optimisation for Quality Control in Drinking Water Distribution Systems. *1st IFAC Workshop on Applications of Large Scale Industrial Systems*. August 30 - 31 2006, Helsinki - Stockholm.

Kurzhanski A.B., Veliov V.M. (1994). Modeling Techniques for Uncertain Systems. *IIASA - Birkhäuser*, Boston, Basel, Berlin.

Larock B.E, Jeppson R.W, Watters G.Z. (2000). Hydraulics of Pipeline Systems. *CRC Press*, Boca Raton, London, New York, Washington DC.

Laurent P., Servais P., Prévost M., Gatel D., Clément B. (1997). Testing the SANCHO Model on Distribution Systems. *Journal of the American Water Works Association*, vol. 89, Issue 7, pp. 93-103.

Lee B.H., Deininger R.A., Clark R.M. (1991). Locating Monitoring Stations in Water Distribution Systems. *Journal of the American Water Works Association*, vol. 83, No. 7, pp. 60-66.

Lee B.H., Deininger R.A. (1992). Optimal Locations of Monitoring Stations in Water Distribution System. *Journal of Environmental Engineering*, vol. 118, No. 1, pp. 4-16.

Liberzon D. (2003). Switching in Systems and Control. *Birkhauser*, Volume in series Systems and Control: Foundations and Applications, Boston.

Luenberger D.G. (1979). Introduction to Dynamic Systems: Theory, Models and Applications. *Wiley*, New York.

Łangowski R., Brdys M.A. (2006). Interval Asymptotic Estimator for Chlorine Monitoring in Drinking Water Distribution Systems. *1st IFAC Workshop on Applications of Large Scale Industrial Systems*. August 30 - 31 2006, Helsinki - Stockholm.

Łangowski R., Brdys M.A. (2007). Monitoring of Chlorine Concentration in Drinking Water Distribution Systems Using an Interval Estimator. *International Journal of Applied Mathematics and Computer Science*, vol. 17, No. 2, pp. 199-216.

Łangowski R., Brdys M.A. (2010). Optimised Allocation of Hard Quality Sensors for Robust Monitoring of Quality in Drinking Water Distribution Systems. *Proc. of the 12th IFAC Symposium on Large Scale Systems: Theory and Applications*, July 11 - 14, Villeneuve d'Ascq, France.

Łangowski R., Brdys M.A., Ruiyun Qi (2012). Optimised Robust Placement of Hard Quality Sensors for Robust Monitoring of Quality in Drinking Water Distribution Systems. *Proc. of the 10th World Congress on Intelligent Control and Automation*, July 6 - 8, Beijing, China.

Males R.M., Clark R.M., Wehrman P.J., Gates W.E. (1985). Algorithm for Mixing Problems in Water Systems. *Journal of Hydraulic Engineering*, vol. 111, No. 2, pp. 206-219.

Males R.M., Grayman W.M., Clark R.M. (1988). Modeling Water Quality in Distribution Systems. *Journal of Water Resources Planning and Management*, vol. 114, No. 2, pp. 197-209.

Marhaba T.H. (2000). A New Look at Disinfection By-Products in Drinking Water. *Water Engineering and Management*, January 2000, pp. 30-34.

Mau R.E., Boulos P.F., Clark R.M., Grayman W.M., Tekippe R.J., Trussell R.R. (1995). Explicit Mathematical Models of Distribution Storage Water Quality. *Journal of Hydraulic Engineering*, vol. 121, No. 10, pp. 699-709.

Mays L.W. (Ed.) (2000). *Water Distribution Systems Handbook*. McGraw-Hill.

Michalewicz Z. (1996). *Genetic Algorithms + Data Structures = Evolution Programs*; Third, Revised and Extended Edition. Springer - Verlag, Berlin Heidelberg.

Mikulski Z. (1998). *Gospodarka wodna*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.

Milanese M., Vicino A. (1991). Optimal Estimation Theory for Dynamic Systems with Set-Membership Uncertainty: An Overview. *Automatica*, vol. 27, pp. 997-1009.

Milanese M., Norton J., Piet-Lahanier H., Walter É. (1996). *Bounding Approaches to System Identification*. Plenum Press, New York and London.

Mitchel A.R., Griffiths D.F. (1980). *The Finite Difference Method in Partial Differential Equations*. J. Wiley & Sons.

Moore R. (1966). *Interval Analysis*. Englewood Cliffs, NJ, Prentice Hall.

Nawrocki J., Biłozor S. (Ed.) (2000). *Uzdatnianie wody - Procesy chemiczne i biologiczne*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, Poznań.

Ostfeld A., Uber J.G., Salomons E. (2006). Battle of the Water Sensor Networks: A Summary of Contributed Design. *Proceedings of the Conference on Water Distribution Systems Analysis*, Cincinnati, Ohio, USA.

Ozdemir O.N., Ger M. (1999). Unsteady 2-D Chlorine Transport in Water Supply Pipe. *Water Research*, vol. 33, No. 17, pp. 3637-3645.

Ozdemir O.N., Ucak A. (2002). Simulation of Chlorine Decay in Drinking-Water Distribution Systems. *Journal of Environmental Engineering*, vol. 128, No. 1, pp. 31-39.

Park K, Kuo A.Y. (1999). A Multi-Step Computation Scheme: Decoupling Kinetic Processes From Physical Transport in Water Quality Models. *Water Research*, vol. 30, No. 10, pp. 2255-2264.

Piriou P., Dukan S., Levi Y., Jarrige P.A. (1997). Prevention of Bacterial Growth in Drinking Water Distribution Systems. *Water Science And Technology*, vol. 35, No. 11-12, pp. 293-287.

Piriou P., Dukan S., Kienie L. (1998). Modelling Bacteriological Water Quality in Drinking Water Distribution Systems. *Water Science And Technology*, vol. 38, No. 8-9, pp. 299-307.

Piriou P., Dukan S., Levi Y. (1999). PICCOBIO: Modelling Bacterial Regrowth in Drinking Water Distribution Systems. [in:] Powell R., Hindi K., Eds., *Computing and Control for the Water Industry*, Research Studies Press Ltd., J. Wiley & Sons Ins., pp. 285-300.

Polycarpou M., Uber J.G., Wang Z., Shang F., Brdys M.A. (2002). Feedback Control of Water Quality. *IEEE Control Systems Magazine*, vol. 22, No. 3, pp. 68-87.

Propato M., Uber J.G., Shang F., Polycarpou M.M. (2001). Integrated Control and Booster System Design for Residual Maintenance in Water Distribution Systems. *Proc. of World Water and Environmental Resources Congress*, vol. 111, Orlando, USA.

Rapaport A., Dochain D. (2005). Interval Observers for Biochemical Processes with Uncertain Kinetics and Inputs. *Mathematical Biosciences*, vol. 193, pp. 235-253.

Rossman L.A., Boulos P.F., Altman T. (1993). Discrete Volume-Element Method for Network Water-Quality Models. *Journal of Water Resources Planning and Management*, vol. 119, No. 5, pp. 505-517.

Rossman L.A. (1994). EPANET - Users Manual. *EPA-600/R-94/057*, United States Environmental Protection Agency, Risk Reduction Engineering Laboratory, Cincinnati, Ohio, USA.

Rossman L.A., Clark R.M., Grayman W.M. (1994). Modeling Chlorine Residuals in Drinking Water Distribution Systems. *Journal of Environmental Engineering*, vol. 120, No. 4, pp. 803-820.

Rossman L.A., Uber J.G., Grayman W.M. (1995). Modeling Disinfectant Residuals in Drinking-Water Storage Tank. *Journal of Environmental Engineering*, vol. 121, No. 10, pp. 752-755.

Rossman L.A., Boulos P.F. (1996). Numerical Methods for Modeling Water Quality in Distribution Systems: A Comparison. *Journal of Water Resources Planning and Management*, vol. 122, No. 2, pp. 137-146.

Rossman L.A., Grayman W.M. (1999). Scale-Model Studies of Mixing in Drinking Storage Tanks. *Journal of Environmental Engineering*, vol. 125, No. 8, pp. 755-761.

Rossman L.A. (2000). EPANET 2 - Users Manual. *EPA-600/R-00/057*, United States Environmental Protection Agency, National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, Ohio, USA.

Rozporządzenie Ministra Zdrowia w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi z dnia 29 marca 2007 roku wraz z późniejszymi zmianami, *Dziennik Ustaw z dn. 06.04.2007r.*, Nr 61, poz. 417.

Rutkowski T., Brdys M.A., Konarczak K., Gminski T. (2003). Set-Bounded Joined Parameter and State Estimation for Model Predictive Control of Integrated Wastewater Treatment Plant Systems at Medium Time Scale. *IFAC 10th Symposium Large Scale Systems: Theory and Applications*, Osaka, Japan.

Rutkowski T. (2004). Modele typu szara skrzynka dla potrzeb estymacji zmiennych i sterowania predykcyjnego z zastosowaniem w zintegrowanych systemach ściekowych. *Rozprawa doktorska, Wydział Elektrotechniki i Automatyki, Politechnika Gdańska, Gdańsk.*

Rutkowski T., Brdys M.A. (2008). The Hybrid Estimation Algorithm for Wastewater Treatment Plant Robust Model Predictive Control Purposes at Medium Time Scale. *11th IFAC/IFORS/IMACS/IFIP Symposium on Large Scale Systems: Theory and Applications*, IFAC Publisher Oxford ISBN 978-3-902661-25-8, vol. 11, part 1.

Schaffer J.D. (1984). Some Experiments in Machine Learning Using Vector Evaluated Genetic Algorithms. *Doctoral dissertation, Vanderbilt University, Electrical Engineering, Tennessee, USA.*

Schweppe F.C. (1973). Uncertain Dynamic Systems. *Prentice Hall Inc.*

Shastri Y., Diwekar U. (2006). Sensor Placement in Water Networks: A Stochastic Programming Approach. *Journal of Water Resources Planning and Management*, vol. 132, No. 3, pp. 192-203.

Smith H.L. (1995). Monotone Dynamical Systems. An Introduction to the Theory of Competitive and Cooperative Systems. *AMS Mathematical Surveys and Monographs*, vol. 41, Providence, Rhode Island.

Srinivas N., Deb K. (1994). Multiobjective Optimization Using Nondominated Sorting in Genetic Algorithms. *Journal of Evolutionary Computation*, vol. 2, No. 3, pp. 221-248.

von Neumann J. (1966). Theory of Self-Reproducing Automata. *University of Illinois Press, Illinois, USA.*

Vose M.D. (1999). The Simple Genetic Algorithm. Foundations and Theory. *MIT Press, Cambridge, Massachusetts, USA.*

Walski T.M., Chase D.V., Savic D.A. (2001). Water Distribution Modelling. *Haestad Press, Waterbury, CT, USA.*

Walski T.M., Chase D.V., Savic D.A., Grayman W., Beckwith S., Koelle E. (2004). Advanced Water Distribution Modeling and Management. *Haestad Methods, Inc.*

Watson J.P., Greenberg H.J., Hart W.E. (2004). A Multiple-Objective Analysis of Sensor Placement Optimization in Water Networks. *Proc. of World Water and Environmental Resources Congress*, Salt Lake City, Utah, USA.

Watson J.P., Hart W.E., Murray R. (2006). Formulation and Optimization of Robust Sensor Placement Problems for Contaminant Warning Systems. *Proc. of 8th Annual Water Distribution Systems Analysis Symposium*, Cincinnati, Ohio, USA.

Wierzbicki A.P., Makowski M., Wessels J. (Eds.) (2000). Model-Based Decision Support Methodology with Environmental Applications. *Springer*.

www.wodociagi.chojnice.pl

Zheng Y.W., Walski T. (2006). Multi Objective Optimization of Sensor Placement in Water Distribution Systems. *Proc. of 8th Annual Water Distribution Systems Analysis Symposium*, Cincinnati, Ohio, USA.

Zierolf M.L., Polycarpou M.M., Uber J.G. (1996). A Control-Oriented Approach to Water Quality Modeling of Drinking Water Distribution Systems. *Proceedings of 1996 IEEE International Conference on Control Applications*. September 15 – 18 1996, Dearborn, MI, pp. 596-601.

Zierolf M.L., Polycarpou M.M., Uber J.G. (1998). Development and Autocalibration of an Input-Output Model of Chlorine Transport in Drinking Water Distribution Systems. *IEEE Transactions on Control Systems Technology*, vol. 6, No. 4, pp. 543 -553.

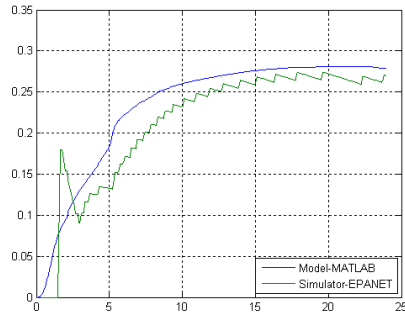
Załącznik 1 Dobór wartości $T_{Q,min}$ oraz $N_{l,max}$

Zgodnie z informacjami przedstawionymi w rozdziale 3 (głównie w podrozdziałach 3.4.1.2 oraz 3.5.1) dobór minimalnego kroku jakości $T_{Q,min}$ oraz maksymalnej liczby segmentów, w obrębie rurociągu, $N_{l,max}$ jest kompromisem pomiędzy dokładnością uzyskiwanego rozwiązania z modelu jakości dla potrzeb estymacji zaimplementowanego w środowisku MATLAB w porównaniu do rozwiązania uzyskiwanego z modelu symulacyjnego zaimplementowanego w symulatorze EPANET, a efektywnością obliczeń. W związku z tym, przeprowadzone zostały obszerne badania symulacyjne dla modelu rzeczywistego SDWP miasta Chojnice, służące doborowi wartości, wyżej wymienionych, dwóch parametrów. W wyniku tych rozważań wysunięto następujące wnioski:

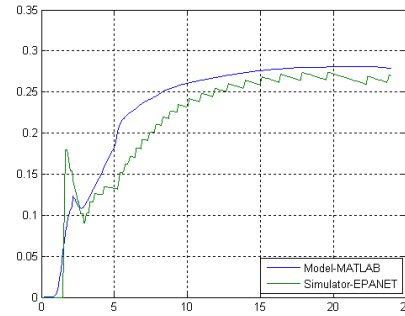
- ✚ Przyjęcie wartości $T_{Q,min}$ na poziomie pojedynczych minut (co jest zgodne z przedstawionymi informacjami odnośnie kroku jakości - patrz podrozdział 2.6) powoduje, iż jego wpływ na uzyskiwane rozwiązanie, dla rozważanego SDWP miasta Chojnice, jest znikomy. Innymi słowy, różnice w wynikach symulacyjnych przy $T_{Q,min}$ równym 4 lub 5 minut są praktycznie niezauważalne. Wobec powyższego, głównym badanym aspektem był wpływ wartości $N_{l,max}$.
- ✚ Wpływ maksymalnej liczby segmentów $N_{l,max}$ na dokładność rozwiązania uzyskanego z modelu jakości dla potrzeb estymacji (MATLAB) w porównaniu do rozwiązania uzyskanego z EPANETU, dla rozważanego SDWP miasta Chojnice, dla przykładowych węzłów, został przedstawiony na rysunku 1. Dla każdego przykładowego węzła na rysunku 1 widoczne są dwie 24-godzinne trajektorie oznaczające: rzeczywiste stężenie chloru uzyskane z symulatora EPANET (linia zielona) oraz stężenie chloru uzyskane z modelu dla potrzeb estymacji zaimplementowanego w MATLABIE (linia niebieska). Analizując wyniki zaprezentowane na rysunku 1 widać, iż różnice pomiędzy nimi zmniejszają się wraz ze wzrostem maksymalnej liczby segmentów. Kosztem, jest naturalnie zwiększenie czasu obliczeń. Ponadto, tendencja ta ma wyraźnie miejsce przy wzroście $N_{l,max}$ od wartości 1 do 8 - 10 segmentów, a następnie staje się coraz mniej zauważalna, podczas gdy efektywność obliczeń znacznie się zmniejsza. Wobec powyższego, rozsądnym kompromisem jest wybór $N_{l,max}$ na poziomie 8 segmentów. Warto jeszcze

wspomnieć, iż zaprezentowane na rysunku 1 wyniki uzyskano przy $T_{Q,min}$ równym 5 minut. Natomiast uwzględniając powyższe wnioski, ostatecznie w rozprawie przyjęto wartości: $N_{l,max} = 8$ segmentów i $T_{Q,min} = 4$ minuty. Warto jeszcze dodać, iż taki zestaw parametrów pozwolił na przyjęcie założenia, że błąd modelowania może być zanedbany (patrz podrozdział 4.3.3).

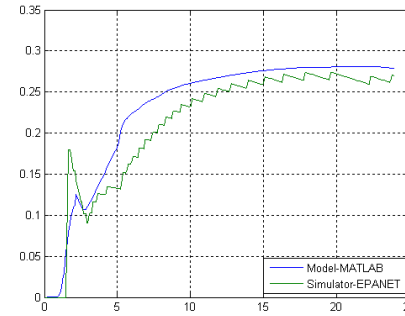
ZAŁĄCZNIK 1: Dobór wartości $T_{Q,min}$ oraz $N_{l,max}$



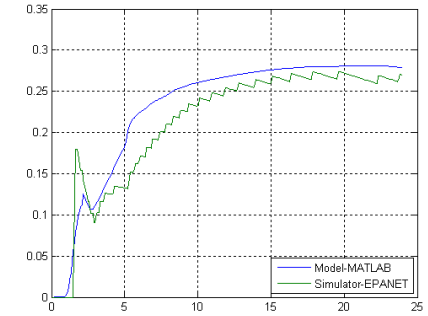
(a1) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 3 przy $N_{l,max} = 1$ segment



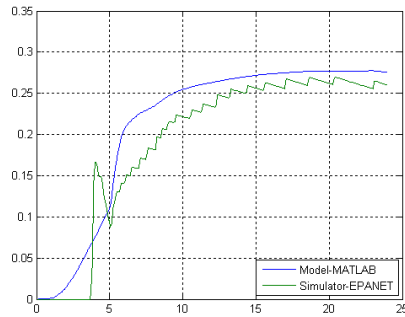
(a2) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 3 przy $N_{l,max} = 8$ segmentów



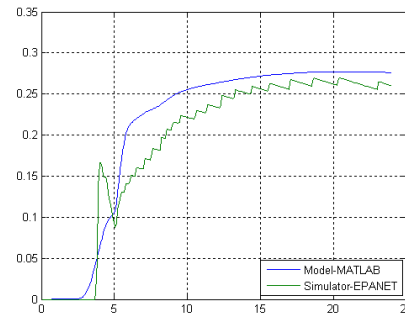
(a3) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 3 przy $N_{l,max} = 15$ segmentów



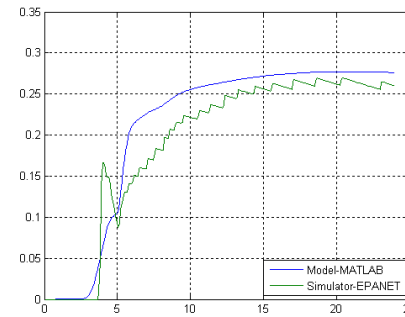
(a4) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 3 przy $N_{l,max} = 25$ segmentów



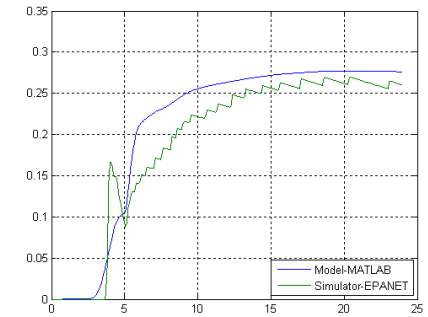
(b1) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 5 przy $N_{l,max} = 1$ segment



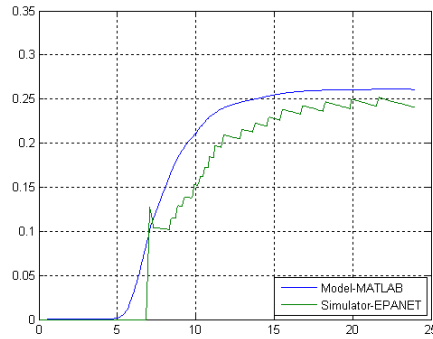
(b2) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 5 przy $N_{l,max} = 8$ segmentów



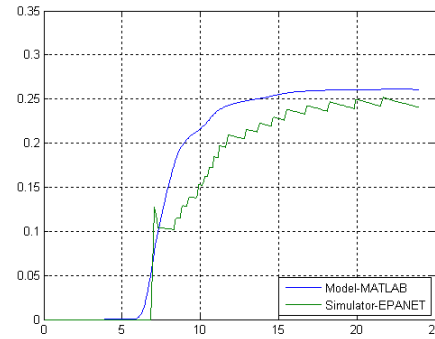
(b3) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 5 przy $N_{l,max} = 15$ segmentów



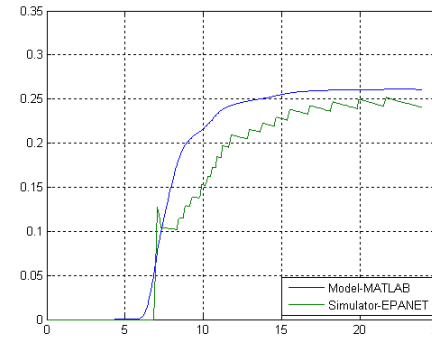
(b4) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 5 przy $N_{l,max} = 25$ segmentów



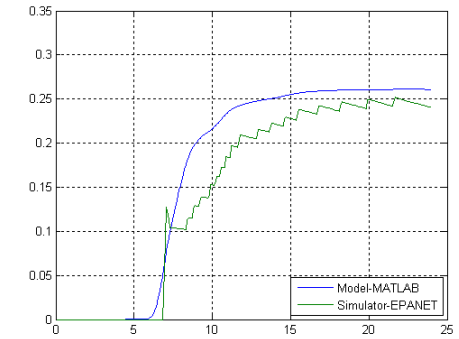
(c1) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 9 przy $N_{l,max} = 1$ segment



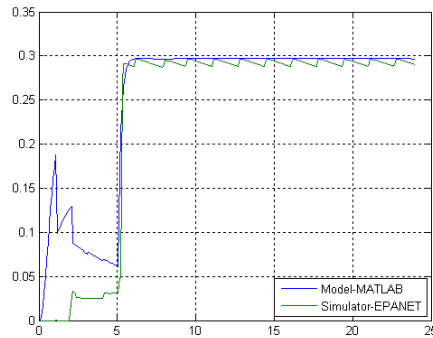
(c2) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 9 przy $N_{l,max} = 8$ segmentów



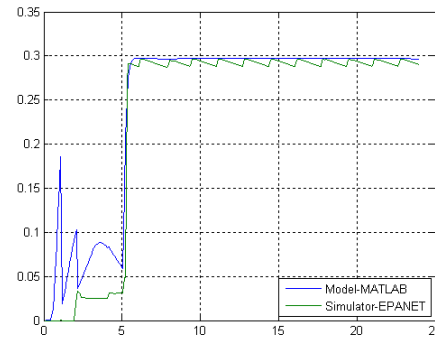
(c3) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 9 przy $N_{l,max} = 15$ segmentów



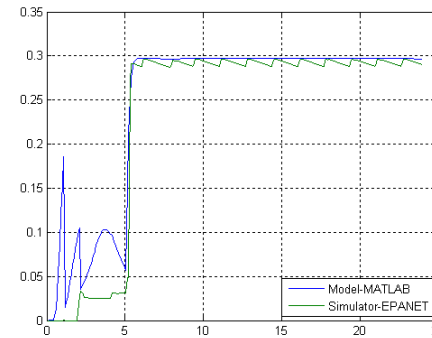
(c4) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 9 przy $N_{l,max} = 25$ segmentów



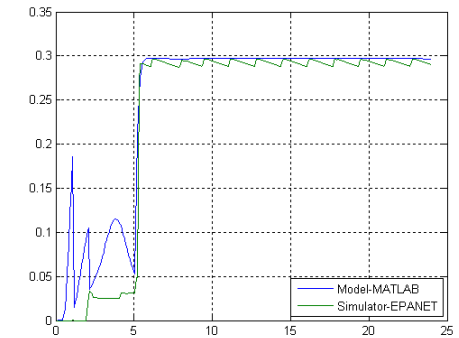
(d1) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 13 przy $N_{l,max} = 1$ segment



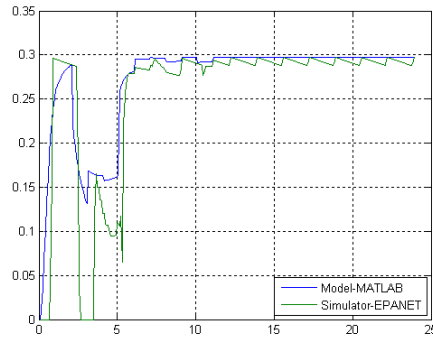
(d2) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 13 przy $N_{l,max} = 8$ segmentów



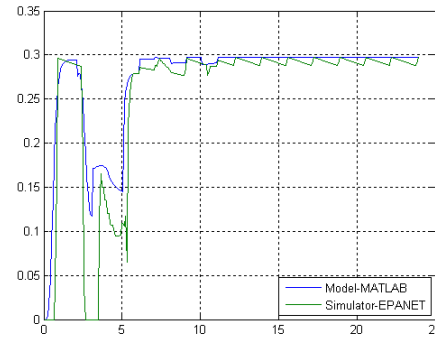
(d3) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 13 przy $N_{l,max} = 15$ segmentów



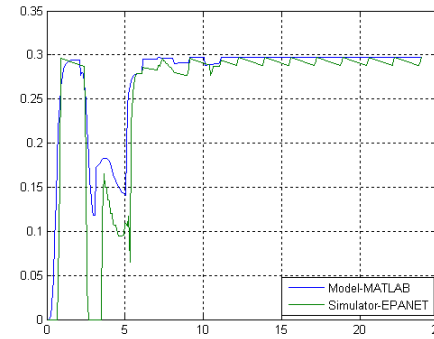
(d4) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 13 przy $N_{l,max} = 25$ segmentów



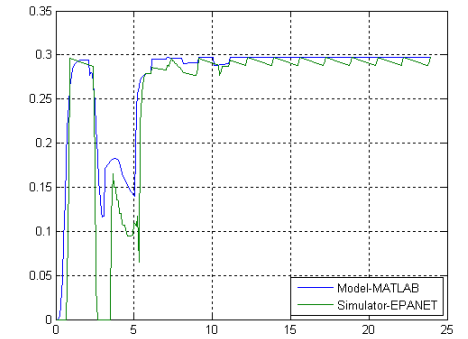
(e1) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 15 przy $N_{l,max} = 1$ segment



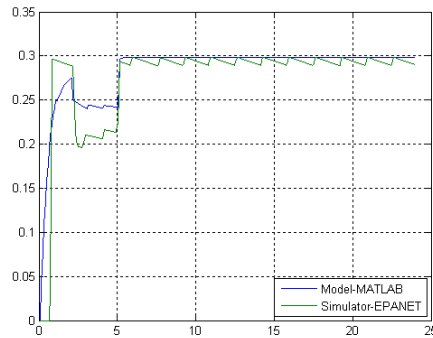
(e2) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 15 przy $N_{l,max} = 8$ segmentów



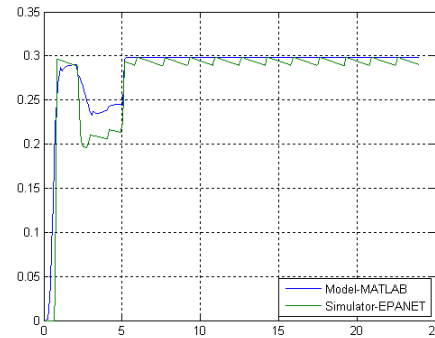
(e3) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 15 przy $N_{l,max} = 15$ segmentów



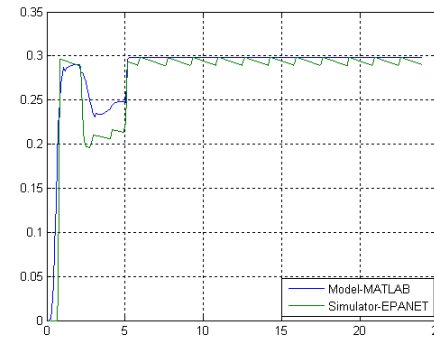
(e4) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 15 przy $N_{l,max} = 25$ segmentów



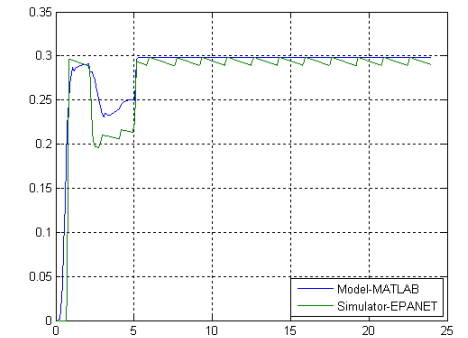
(f1) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 21 przy $N_{l,max} = 1$ segment



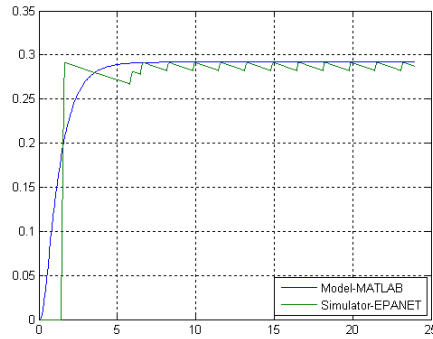
(f2) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 21 przy $N_{l,max} = 8$ segmentów



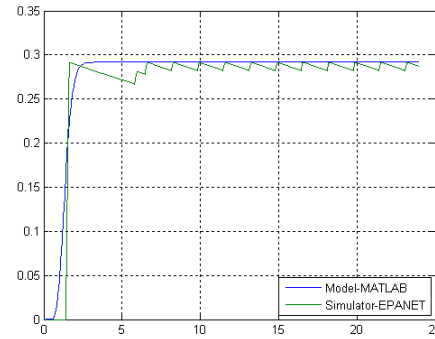
(f3) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 21 przy $N_{l,max} = 15$ segmentów



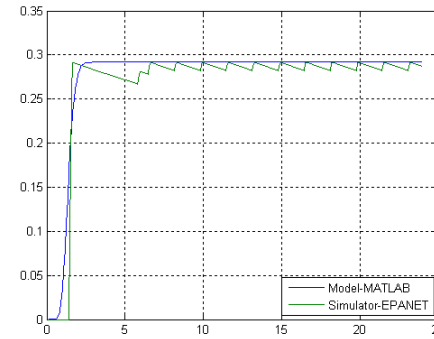
(f4) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 21 przy $N_{l,max} = 25$ segmentów



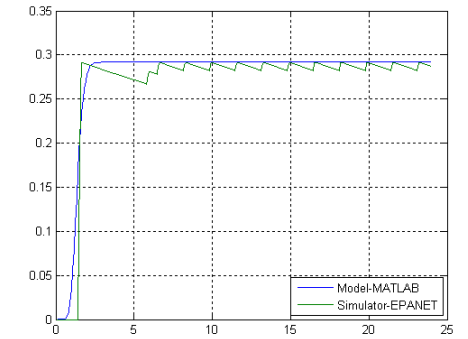
(g1) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 23 przy $N_{l,max} = 1$ segment



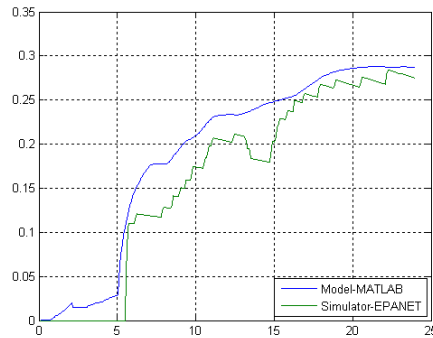
(g2) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 23 przy $N_{l,max} = 8$ segmentów



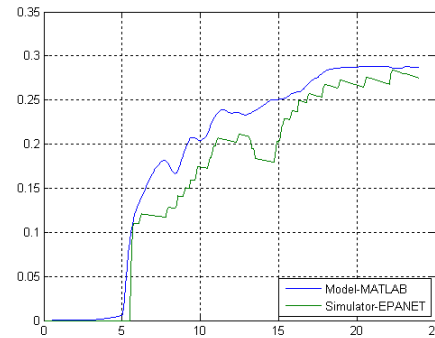
(g3) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 23 przy $N_{l,max} = 15$ segmentów



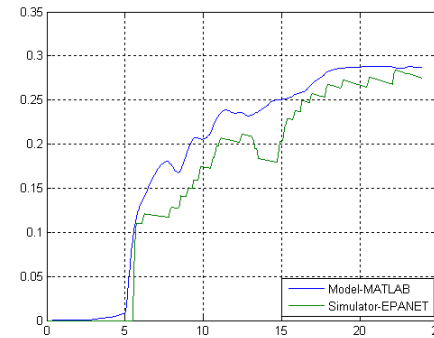
(g4) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 23 przy $N_{l,max} = 25$ segmentów



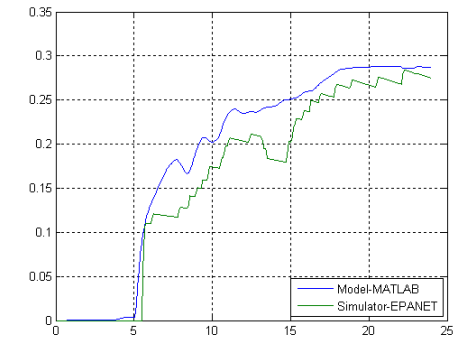
(h1) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 27 przy $N_{l,max} = 1$ segment



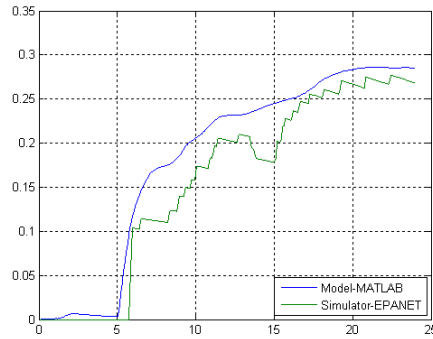
(h2) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 27 przy $N_{l,max} = 8$ segmentów



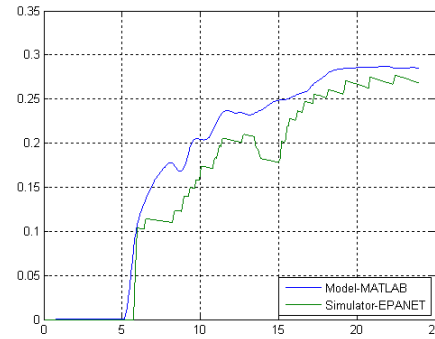
(h3) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 27 przy $N_{l,max} = 15$ segmentów



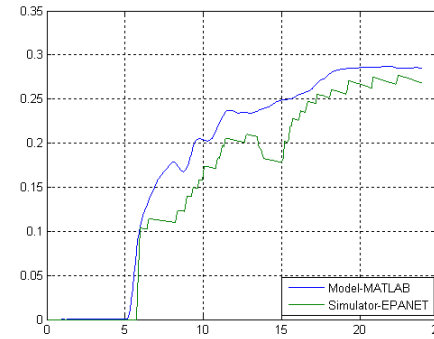
(h4) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 27 przy $N_{l,max} = 25$ segmentów



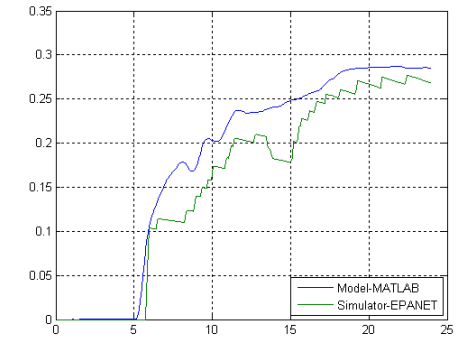
(i1) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 30 przy $N_{l,max} = 1$ segment



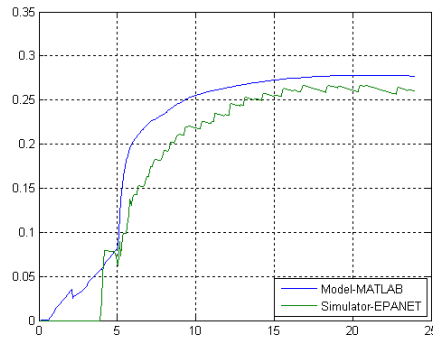
(i2) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 30 przy $N_{l,max} = 8$ segmentów



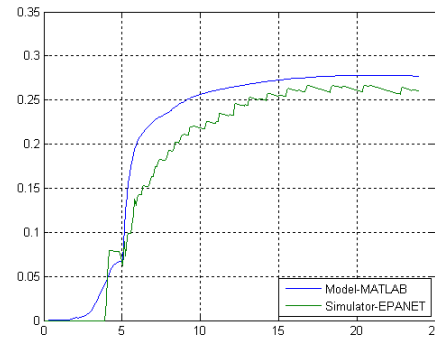
(i3) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 30 przy $N_{l,max} = 15$ segmentów



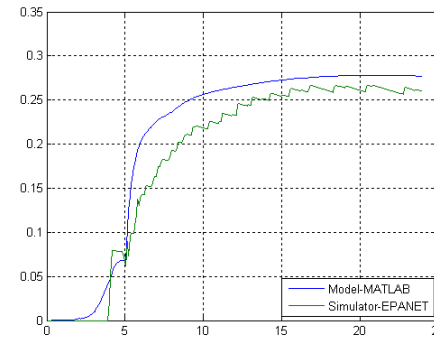
(i4) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 30 przy $N_{l,max} = 25$ segmentów



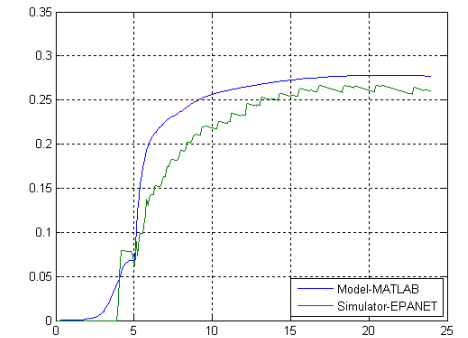
(j1) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 33 przy $N_{l,max} = 1$ segment



(j2) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 33 przy $N_{l,max} = 8$ segmentów

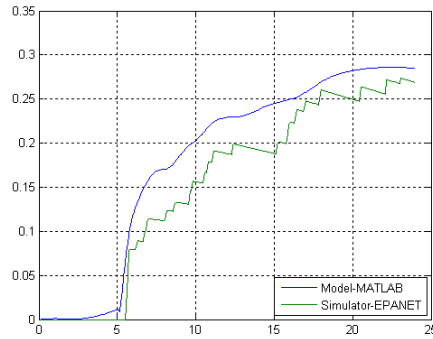


(j3) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 33 przy $N_{l,max} = 15$ segmentów

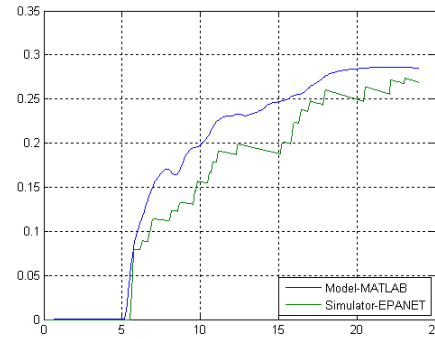


(j4) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 33 przy $N_{l,max} = 25$ segmentów

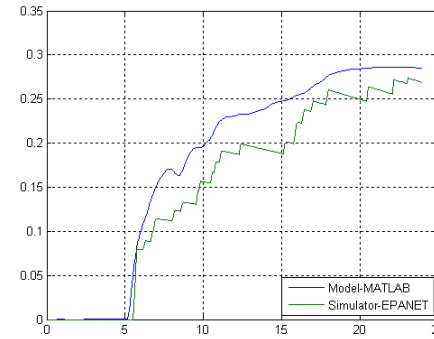
ZAŁĄCZNIK 1: Dobór wartości $T_{Q,min}$ oraz $N_{l,max}$



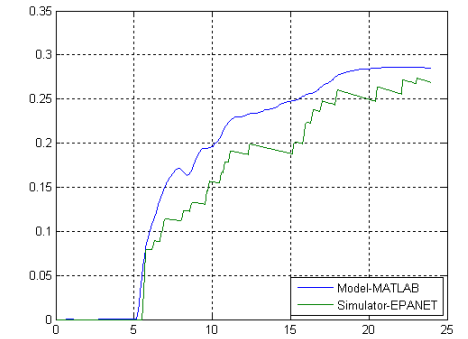
(k1) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 35 przy $N_{l,max} = 1$ segment



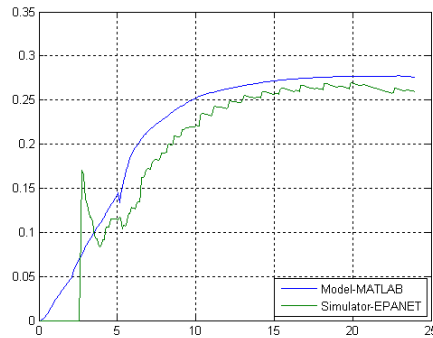
(k2) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 35 przy $N_{l,max} = 8$ segmentów



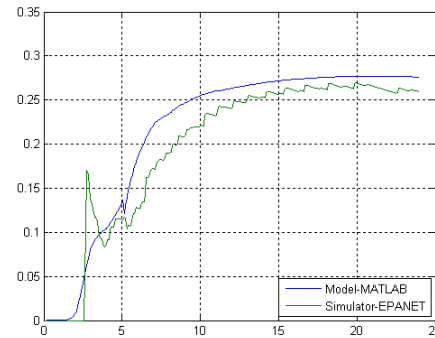
(k3) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 35 przy $N_{l,max} = 15$ segmentów



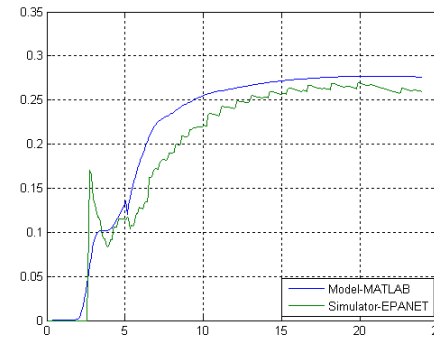
(k4) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 35 przy $N_{l,max} = 25$ segmentów



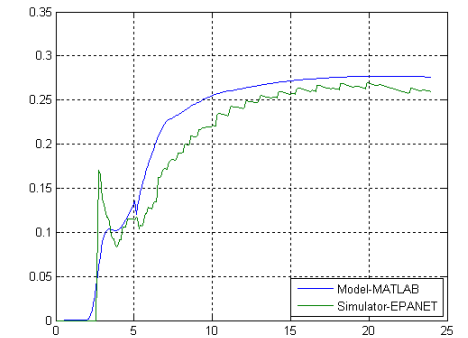
(11) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 36 przy $N_{l,max} = 1$ segment



(12) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 36 przy $N_{l,max} = 8$ segmentów

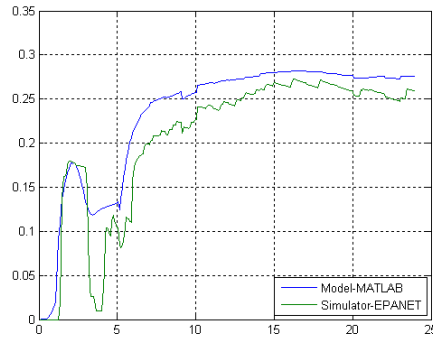


(13) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 36 przy $N_{l,max} = 15$ segmentów

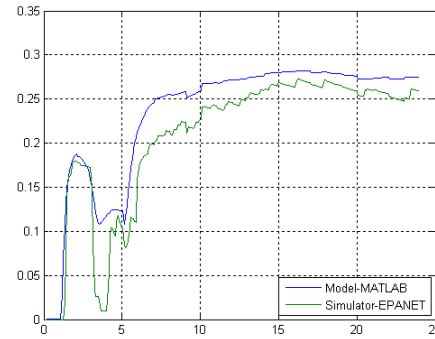


(14) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 36 przy $N_{l,max} = 25$ segmentów

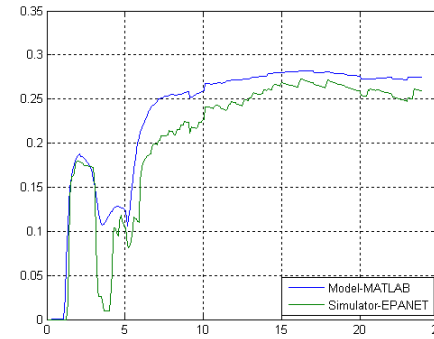
ZAŁĄCZNIK 1: Dobór wartości $T_{Q,min}$ oraz $N_{l,max}$



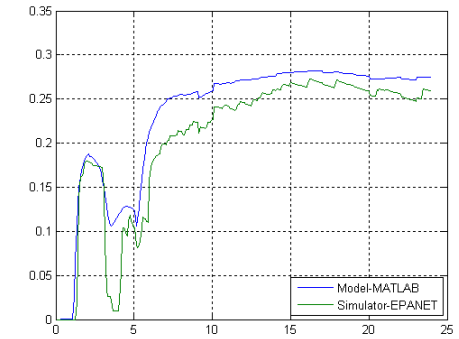
(m1) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 38 przy $N_{l,max} = 1$ segment



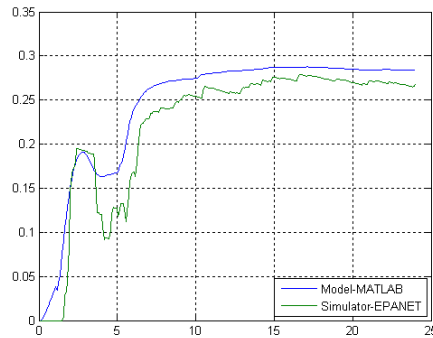
(m2) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 38 przy $N_{l,max} = 8$ segmentów



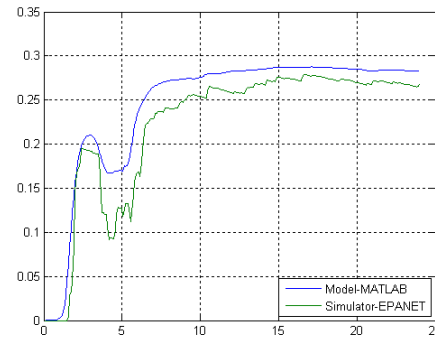
(m3) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 38 przy $N_{l,max} = 15$ segmentów



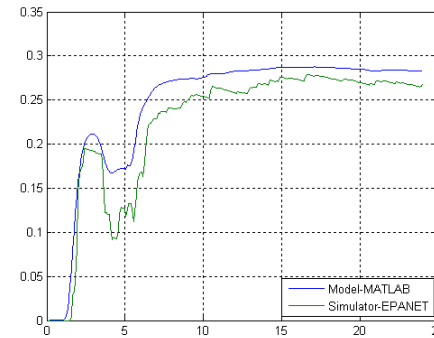
(m4) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 38 przy $N_{l,max} = 25$ segmentów



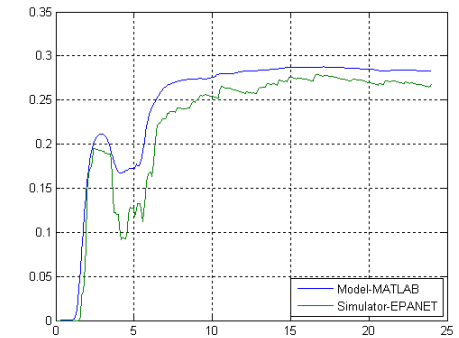
(n1) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 45 przy $N_{l,max} = 1$ segment



(n2) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 45 przy $N_{l,max} = 8$ segmentów

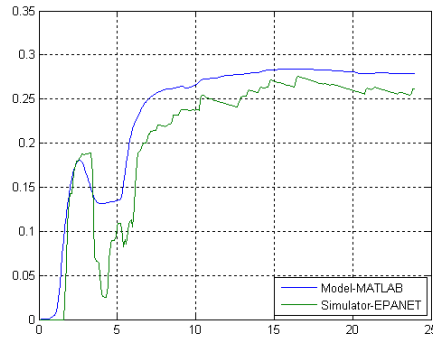


(n3) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 45 przy $N_{l,max} = 15$ segmentów

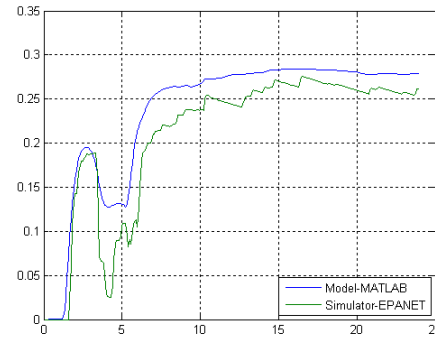


(n4) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 45 przy $N_{l,max} = 25$ segmentów

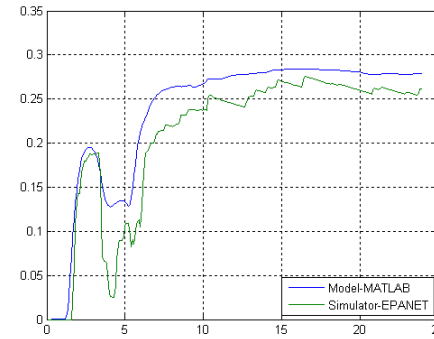
ZAŁĄCZNIK 1: Dobór wartości $T_{Q,min}$ oraz $N_{l,max}$



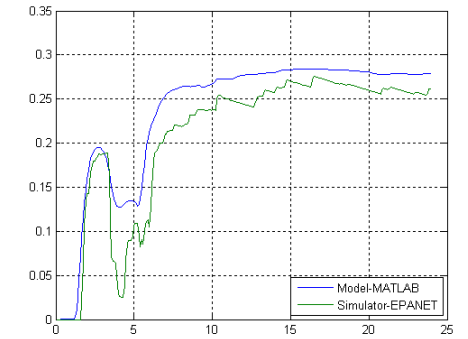
(o1) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 49 przy $N_{l,max} = 1$ segment



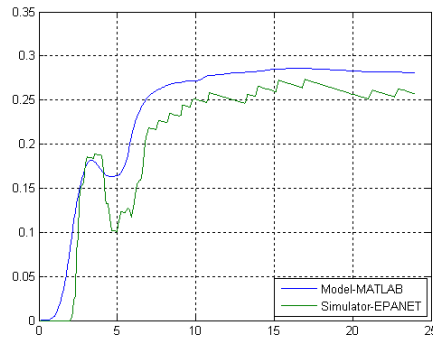
(o2) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 49 przy $N_{l,max} = 8$ segmentów



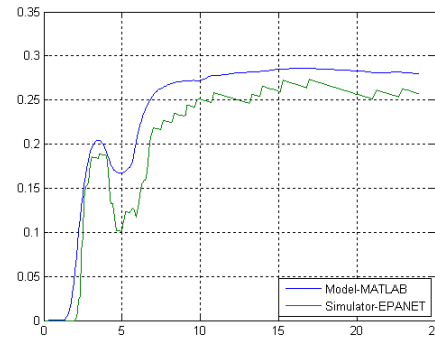
(o3) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 49 przy $N_{l,max} = 15$ segmentów



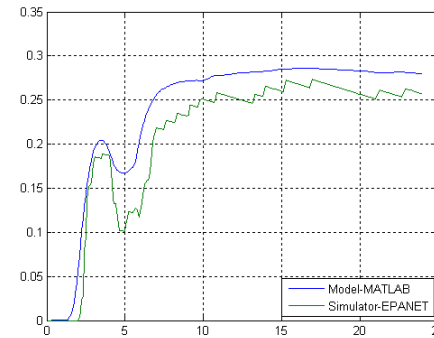
(o4) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 49 przy $N_{l,max} = 25$ segmentów



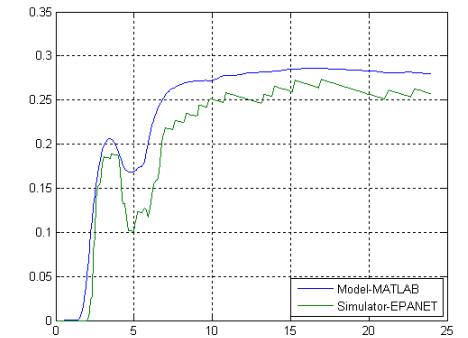
(p1) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 61 przy $N_{l,max} = 1$ segment



(p2) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 61 przy $N_{l,max} = 8$ segmentów

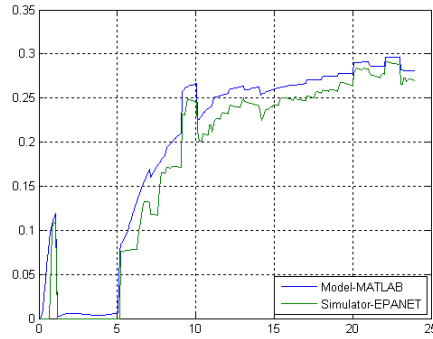


(p3) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 61 przy $N_{l,max} = 15$ segmentów

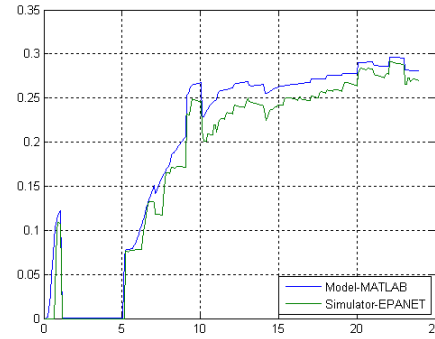


(p4) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 61 przy $N_{l,max} = 25$ segmentów

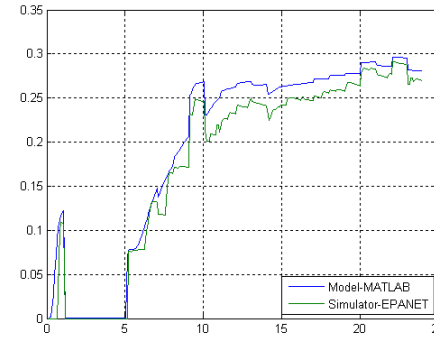
ZAŁĄCZNIK 1: Dobór wartości $T_{Q,min}$ oraz $N_{l,max}$



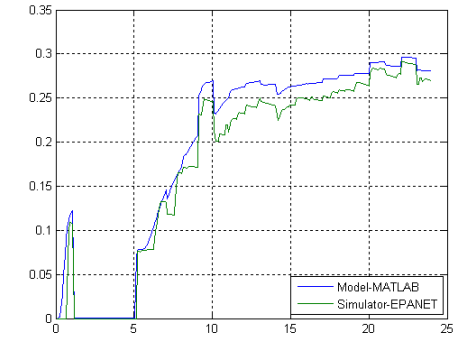
(q1) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 71 przy $N_{l,max} = 1$ segment



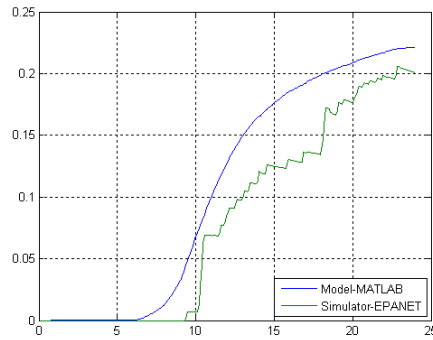
(q2) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 71 przy $N_{l,max} = 8$ segmentów



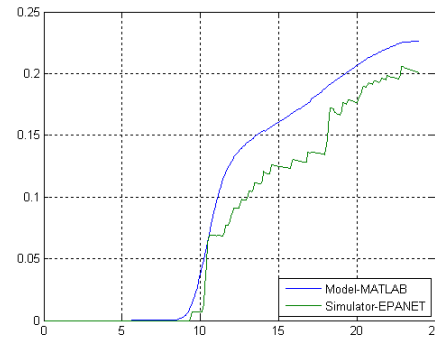
(q3) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 71 przy $N_{l,max} = 15$ segmentów



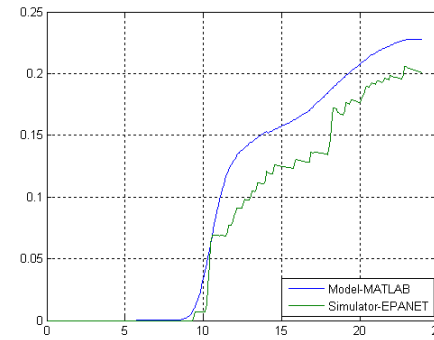
(q4) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 71 przy $N_{l,max} = 25$ segmentów



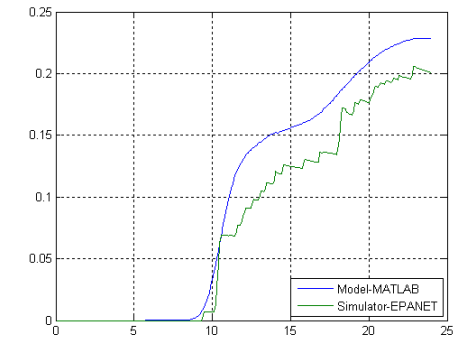
(r1) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 81 przy $N_{l,max} = 1$ segment



(r2) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 81 przy $N_{l,max} = 8$ segmentów

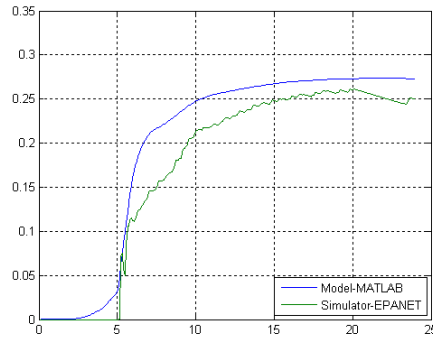


(r3) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 81 przy $N_{l,max} = 15$ segmentów

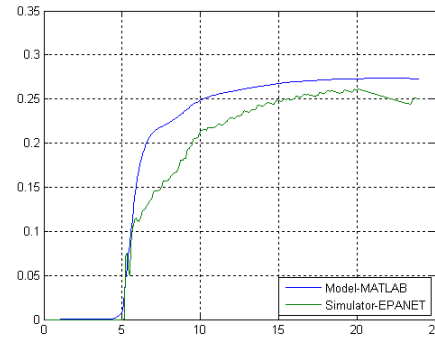


(r4) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 81 przy $N_{l,max} = 25$ segmentów

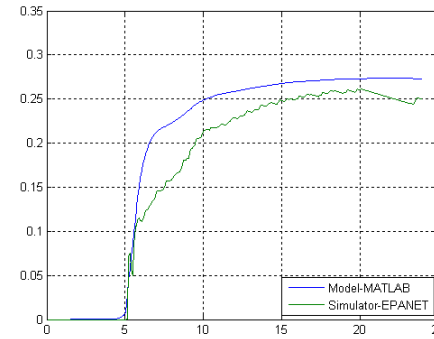
ZAŁĄCZNIK 1: Dobór wartości $T_{Q,min}$ oraz $N_{l,max}$



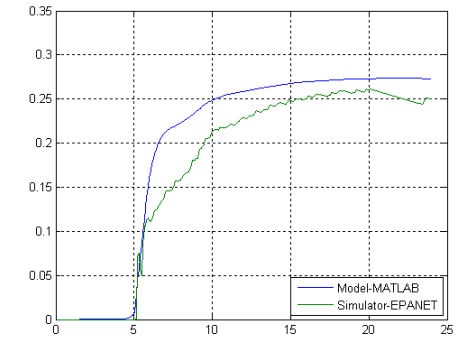
(s1) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 88 przy $N_{l,max} = 1$ segment



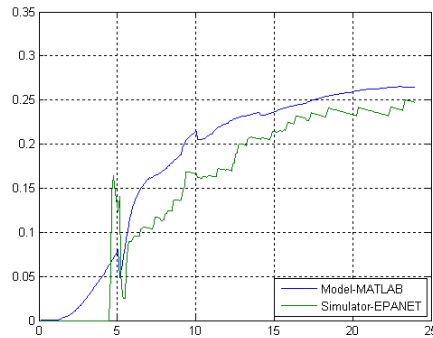
(s2) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 88 przy $N_{l,max} = 8$ segmentów



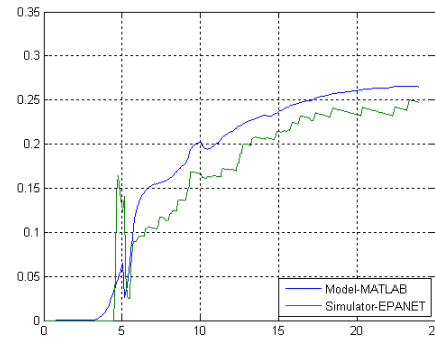
(s3) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 88 przy $N_{l,max} = 15$ segmentów



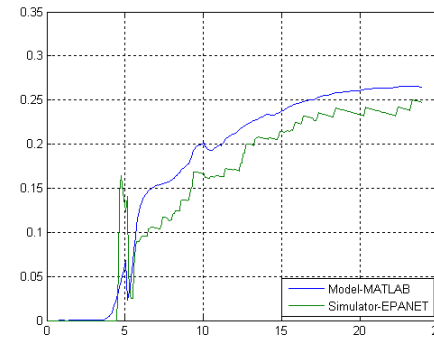
(s4) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 88 przy $N_{l,max} = 25$ segmentów



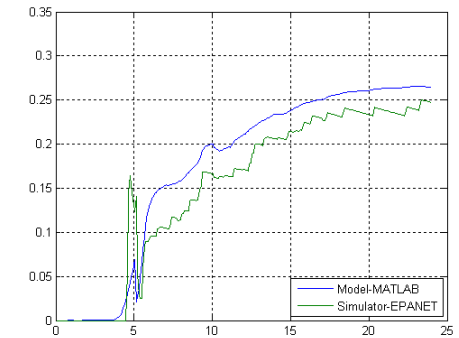
(t1) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 95 przy $N_{l,max} = 1$ segment



(t2) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 95 przy $N_{l,max} = 8$ segmentów

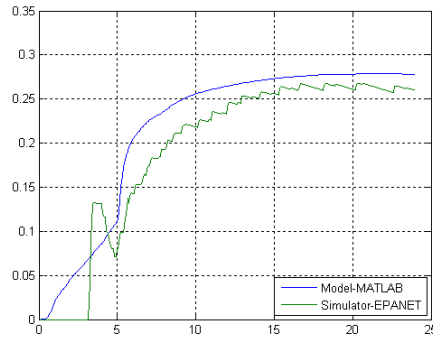


(t3) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 95 przy $N_{l,max} = 15$ segmentów

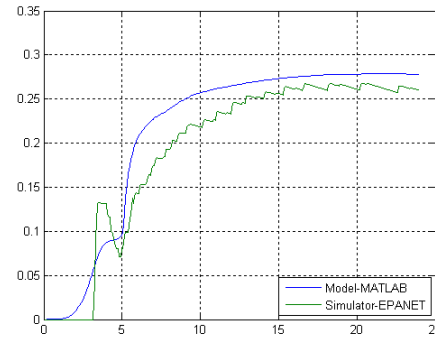


(t4) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 95 przy $N_{l,max} = 25$ segmentów

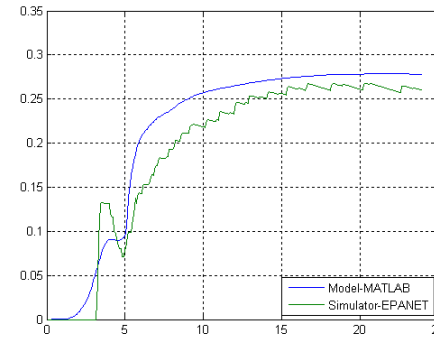
ZAŁĄCZNIK 1: Dobór wartości $T_{Q,min}$ oraz $N_{l,max}$



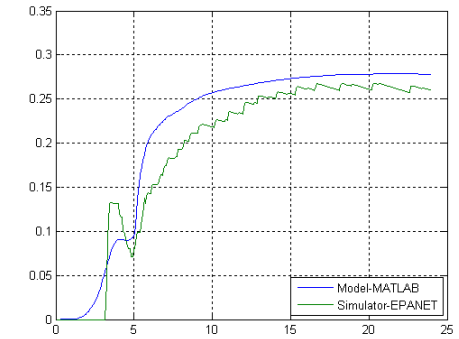
(u1) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 99 przy $N_{l,max} = 1$ segment



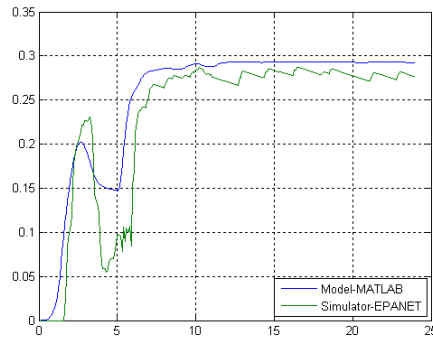
(u2) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 99 przy $N_{l,max} = 8$ segmentów



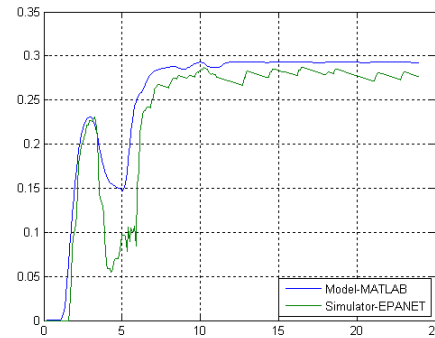
(u3) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 99 przy $N_{l,max} = 15$ segmentów



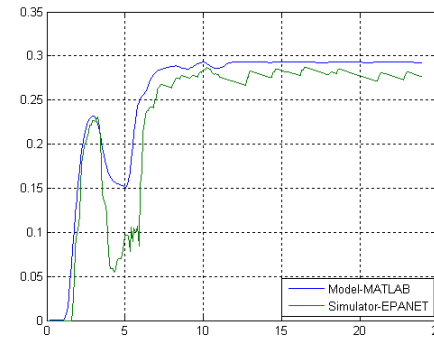
(u4) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 99 przy $N_{l,max} = 25$ segmentów



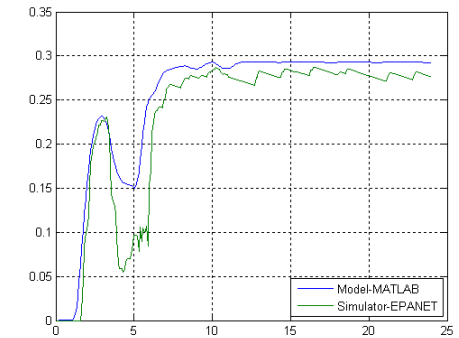
(v1) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 109 przy $N_{l,max} = 1$ segment



(v2) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 109 przy $N_{l,max} = 8$ segmentów

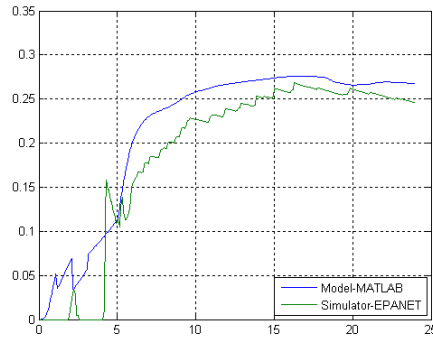


(v3) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 109 przy $N_{l,max} = 15$ segmentów

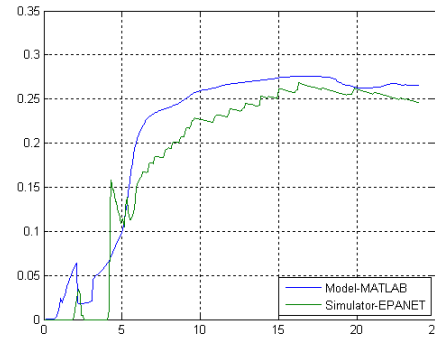


(v4) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 109 przy $N_{l,max} = 25$ segmentów

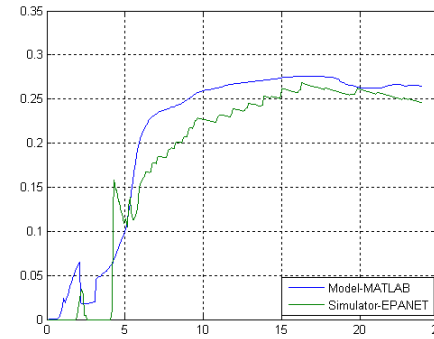
ZAŁĄCZNIK 1: Dobór wartości $T_{Q,min}$ oraz $N_{l,max}$



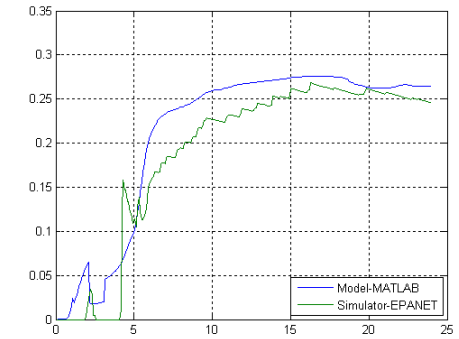
(w1) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 113 przy $N_{l,max} = 1$ segment



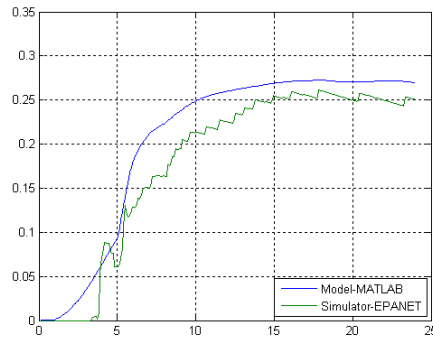
(w2) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 113 przy $N_{l,max} = 8$ segmentów



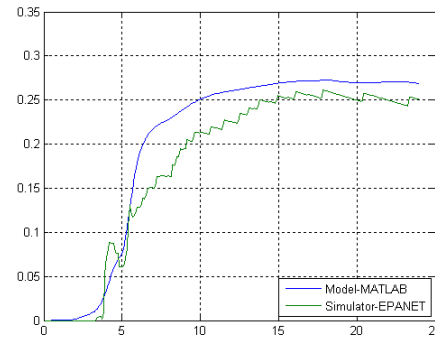
(w3) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 113 przy $N_{l,max} = 15$ segmentów



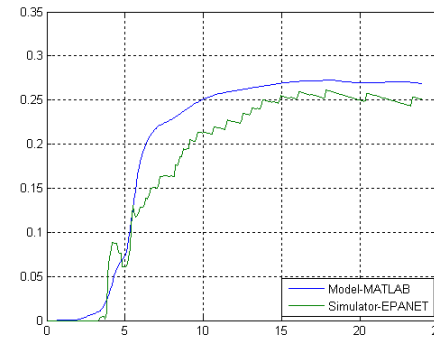
(w4) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 113 przy $N_{l,max} = 25$ segmentów



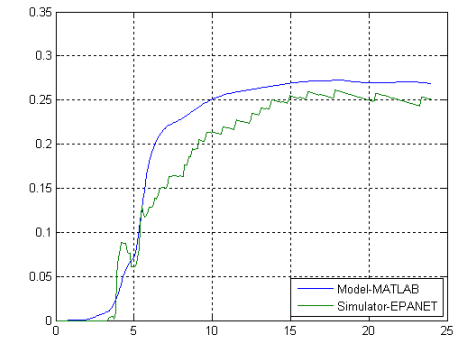
(x1) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 116 przy $N_{l,max} = 1$ segment



(x2) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 116 przy $N_{l,max} = 8$ segmentów

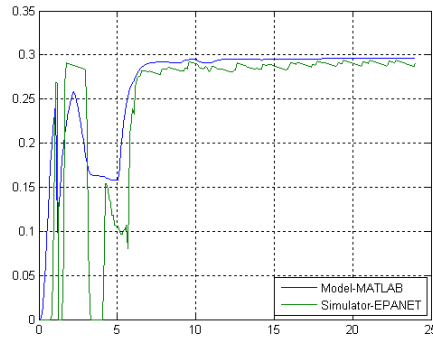


(x3) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 116 przy $N_{l,max} = 15$ segmentów

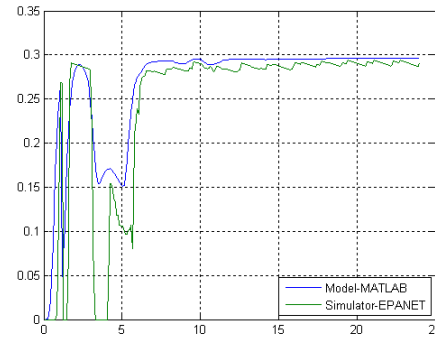


(x4) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 116 przy $N_{l,max} = 25$ segmentów

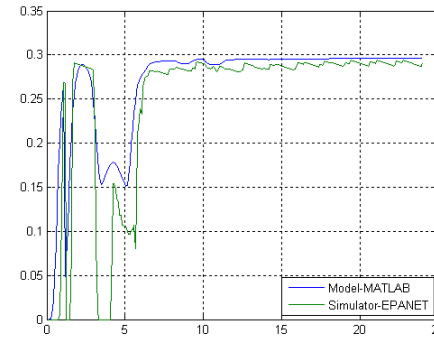
ZAŁĄCZNIK 1: Dobór wartości $T_{Q,min}$ oraz $N_{l,max}$



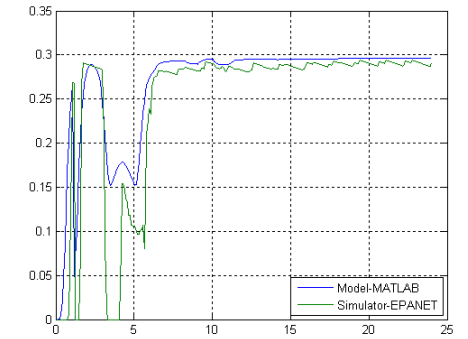
(y1) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 120 przy $N_{l,max} = 1$ segment



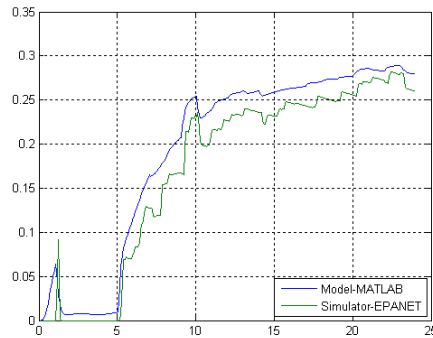
(y2) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 120 przy $N_{l,max} = 8$ segmentów



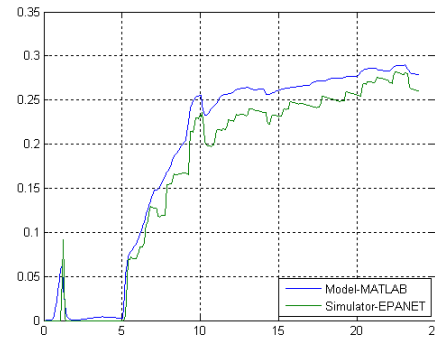
(y3) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 120 przy $N_{l,max} = 15$ segmentów



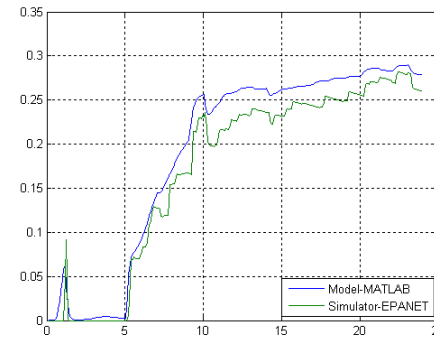
(y4) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 120 przy $N_{l,max} = 25$ segmentów



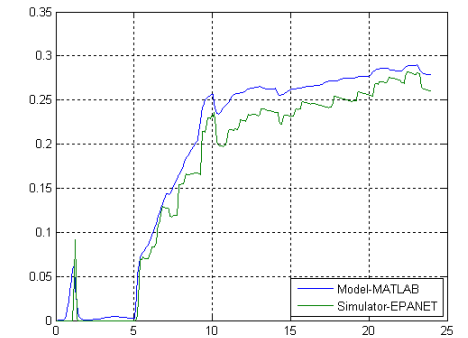
(z1) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 121 przy $N_{l,max} = 1$ segment



(z2) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 121 przy $N_{l,max} = 8$ segmentów

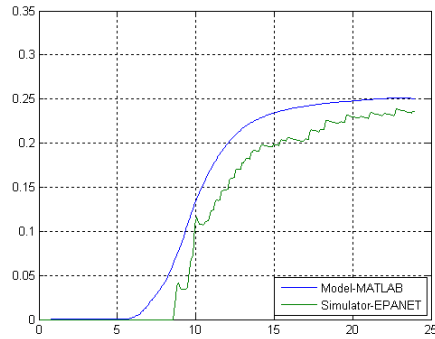


(z3) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 121 przy $N_{l,max} = 15$ segmentów

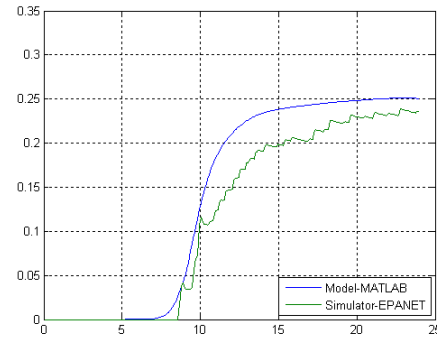


(z4) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 121 przy $N_{l,max} = 25$ segmentów

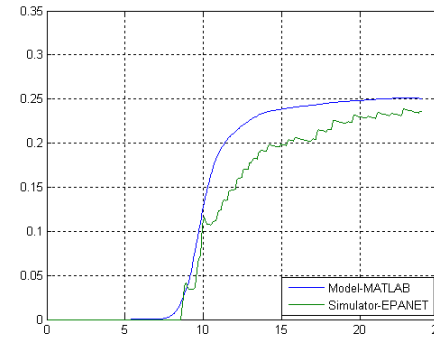
ZAŁĄCZNIK 1: Dobór wartości $T_{Q,min}$ oraz $N_{l,max}$



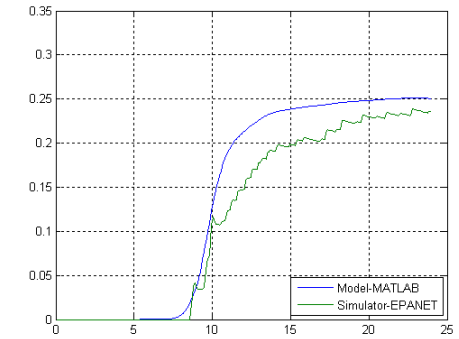
(aa1) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 132 przy $N_{l,max} = 1$ segment



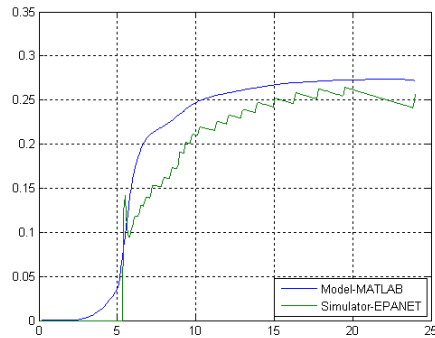
(aa2) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 132 przy $N_{l,max} = 8$ segmentów



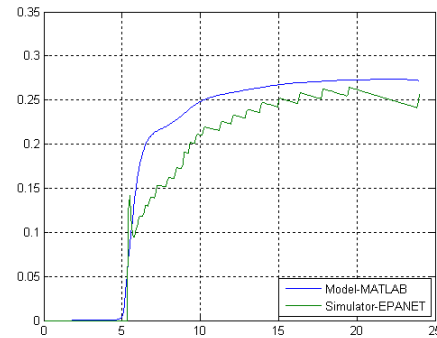
(aa3) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 132 przy $N_{l,max} = 15$ segmentów



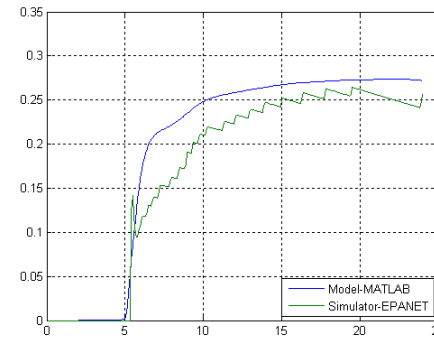
(aa4) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 132 przy $N_{l,max} = 25$ segmentów



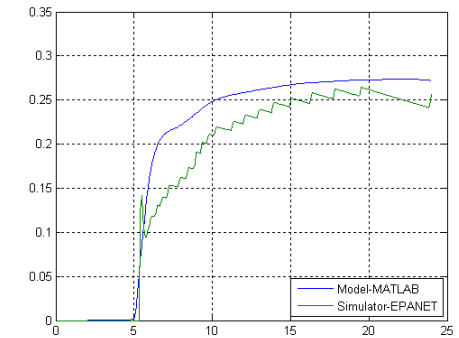
(bb1) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 142 przy $N_{l,max} = 1$ segment



(bb2) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 142 przy $N_{l,max} = 8$ segmentów

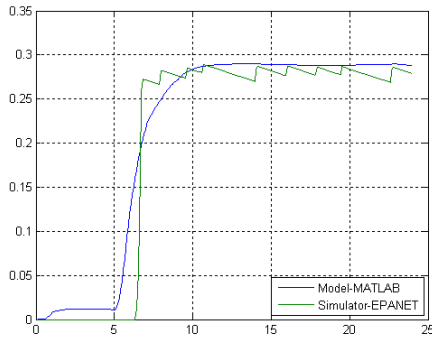


(bb3) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 142 przy $N_{l,max} = 15$ segmentów

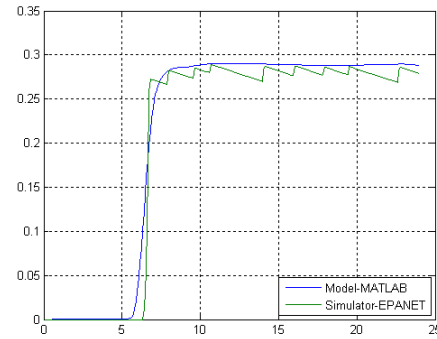


(bb4) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 142 przy $N_{l,max} = 25$ segmentów

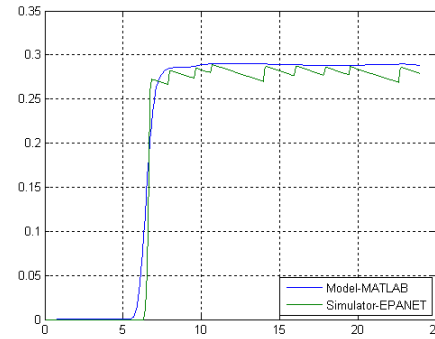
ZAŁĄCZNIK 1: Dobór wartości $T_{Q,min}$ oraz $N_{l,max}$



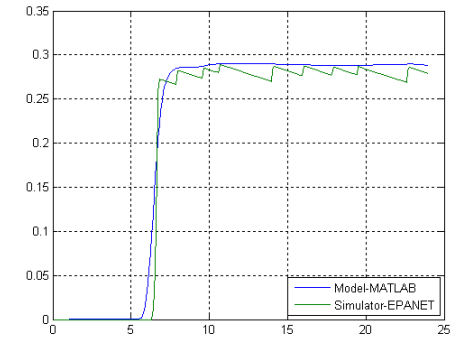
(cc1) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 143 przy $N_{l,max} = 1$ segment



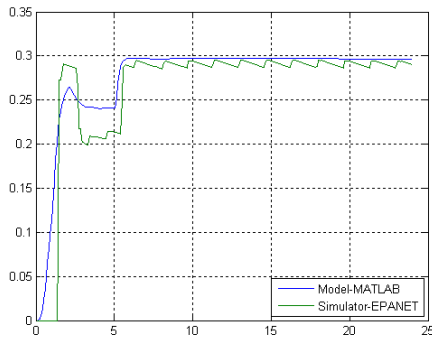
(cc2) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 143 przy $N_{l,max} = 8$ segmentów



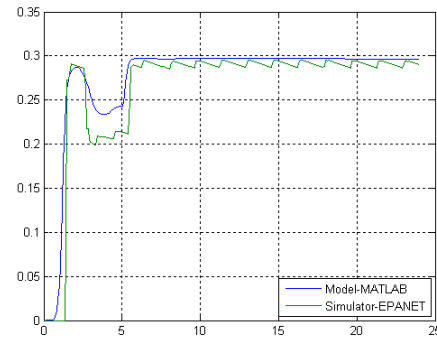
(cc3) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 143 przy $N_{l,max} = 15$ segmentów



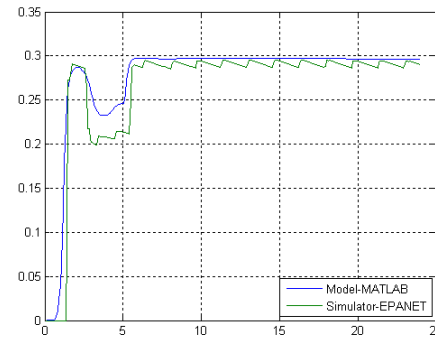
(cc4) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 143 przy $N_{l,max} = 25$ segmentów



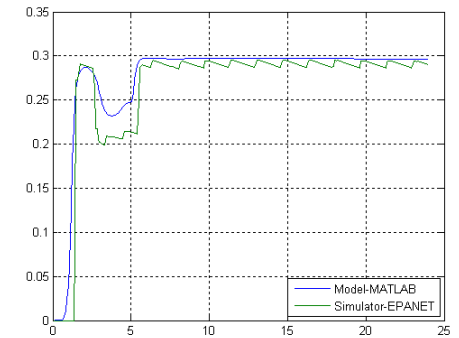
(dd1) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 144 przy $N_{l,max} = 1$ segment



(dd2) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 144 przy $N_{l,max} = 8$ segmentów

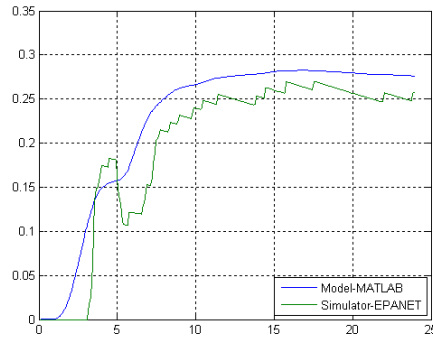


(dd3) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 144 przy $N_{l,max} = 15$ segmentów

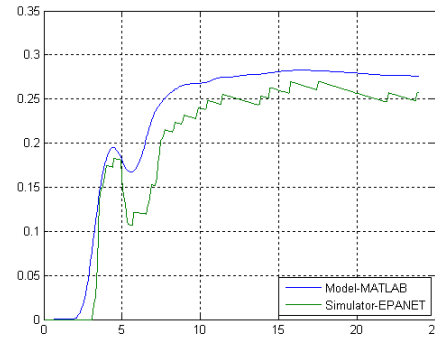


(dd4) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 144 przy $N_{l,max} = 25$ segmentów

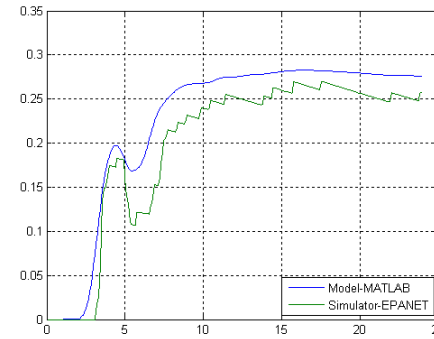
ZAŁĄCZNIK 1: Dobór wartości $T_{Q,min}$ oraz $N_{l,max}$



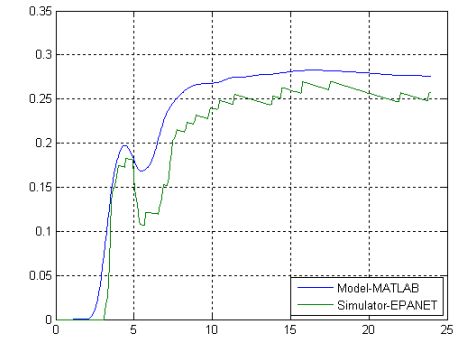
(ee1) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 150 przy $N_{l,max} = 1$ segment



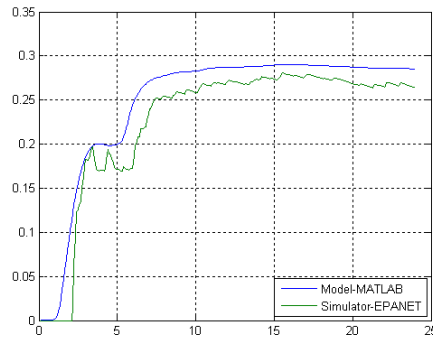
(ee2) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 150 przy $N_{l,max} = 8$ segmentów



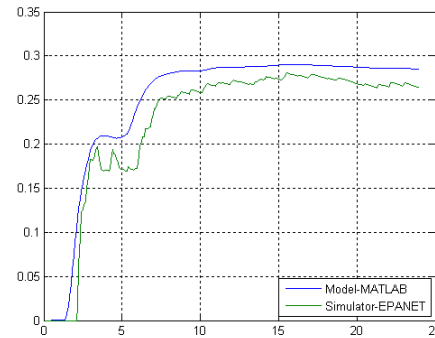
(ee3) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 150 przy $N_{l,max} = 15$ segmentów



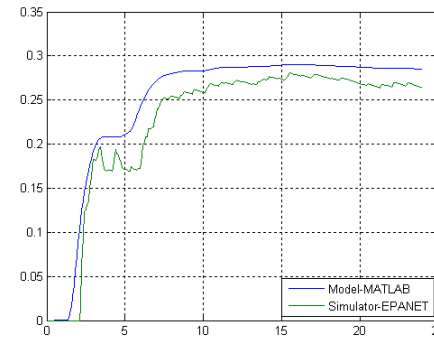
(ee4) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 150 przy $N_{l,max} = 25$ segmentów



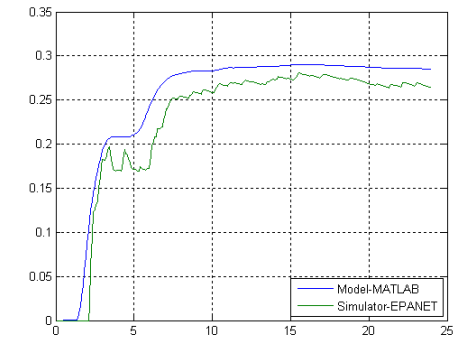
(ff1) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 153 przy $N_{l,max} = 1$ segment



(ff2) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 153 przy $N_{l,max} = 8$ segmentów

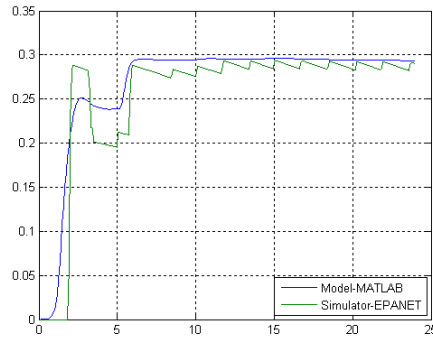


(ff3) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 153 przy $N_{l,max} = 15$ segmentów

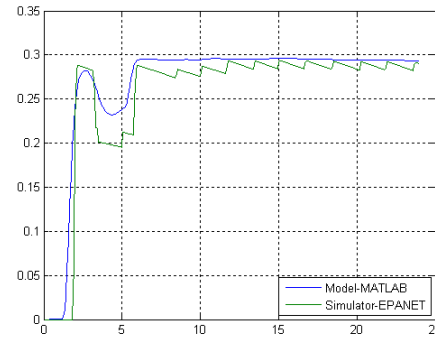


(ff4) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 153 przy $N_{l,max} = 25$ segmentów

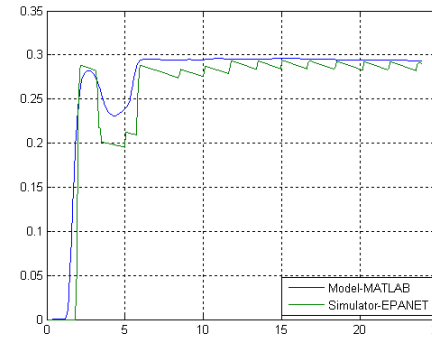
ZAŁĄCZNIK 1: Dobór wartości $T_{Q,min}$ oraz $N_{l,max}$



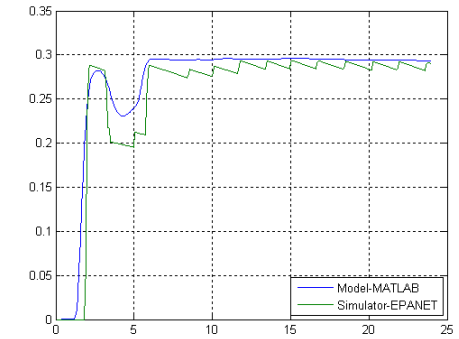
(gg1) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 158 przy $N_{l,max} = 1$ segment



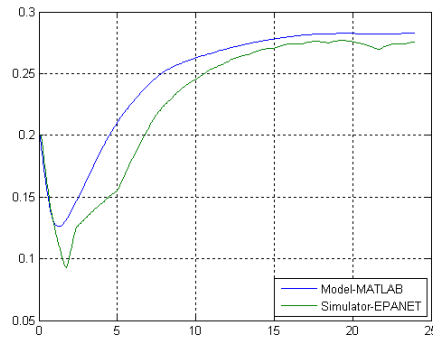
(gg2) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 158 przy $N_{l,max} = 8$ segmentów



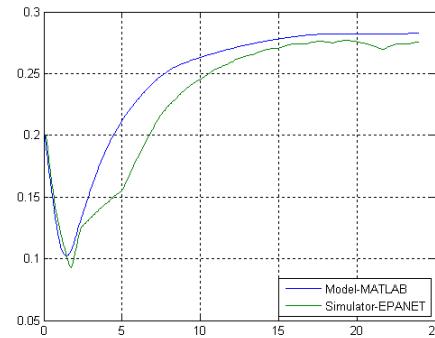
(gg3) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 158 przy $N_{l,max} = 15$ segmentów



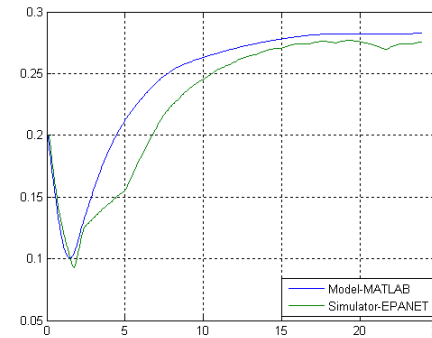
(gg4) Trajektorie stężenia chloru dla węzła 158 przy $N_{l,max} = 25$ segmentów



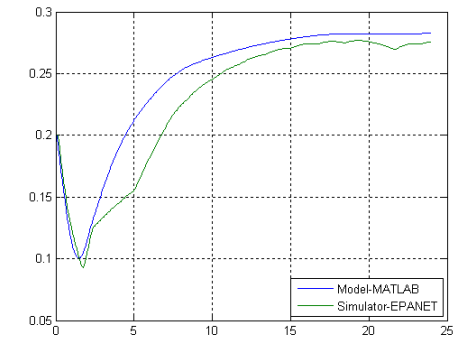
(hh1) Trajektorie stężenia chloru dla zbiornika przy $N_{l,max} = 1$ segment



(hh2) Trajektorie stężenia chloru dla zbiornika przy $N_{l,max} = 8$ segmentów



(hh3) Trajektorie stężenia chloru dla zbiornika przy $N_{l,max} = 15$ segmentów



(hh4) Trajektorie stężenia chloru dla zbiornika przy $N_{l,max} = 25$ segmentów

Rysunek 1 Wpływ maksymalnej liczby segmentów $N_{l,max}$ na dokładność rozwiązania uzyskanego z modelu jakości dla potrzeb estymacji w porównaniu do rozwiązania uzyskanego z modelu symulacyjnego, w przykładowych węzłach, dla SDWP miasta Chojnice

Załącznik 2 Główne własności systemu z kooperatywną dynamiką

1. (Smith 1995) Definicja systemu kooperatywnego, wymuszająca nieujemność elementów leżących poza główną przekątną w macierzy Jakobiego systemu implikuje, że \mathbf{f} jest typu K w pewnym otwartym podzbiornie $\Gamma \subset R^n$ ($\zeta(t) \in R^n$). Typ K funkcji \mathbf{f} oznacza specyficzny rodzaj monotoniczności systemu, a mianowicie:

Mówimy, iż \mathbf{f} jest typu K w zbiorze Γ , jeżeli dla każdego i $\mathbf{f}_i(\mathbf{a}) \leq \mathbf{f}_i(\mathbf{b})$ dla każdych dwóch punktów \mathbf{a} i \mathbf{b} w Γ spełniających $\mathbf{a} \leq \mathbf{b}$ i $a_i = b_i$.

Z faktu, że $\mathbf{a} \leq \mathbf{b}$ i $a_i = b_i$ (korzystając z twierdzenia o wartości średniej) wynika, że:

$$\mathbf{f}_i(\mathbf{b}) - \mathbf{f}_i(\mathbf{a}) = \int_0^1 \sum_{j \neq i} \frac{\partial \mathbf{f}_i}{\partial x_j}(\mathbf{a} + r(\mathbf{b} - \mathbf{a}))(b_j - a_j) dr \geq 0$$

Zatem, cecha kooperatywności jest uogólnieniem cechy monotoniczności systemu.

2. (Hadj-Sadok i Gouzé 2001) Rozważmy dwa wektory $\mathbf{x}(t)$ i $\mathbf{y}(t)$ opisane przez dwa dynamiczne systemy:

$$\begin{aligned} \dot{\mathbf{x}} &= \mathbf{f}(\mathbf{x}, t) & ; & \quad \mathbf{x}(0) = \mathbf{x}_0 \\ \dot{\mathbf{y}} &= \mathbf{g}(\mathbf{y}, t) & ; & \quad \mathbf{y}(0) = \mathbf{y}_0 \end{aligned}$$

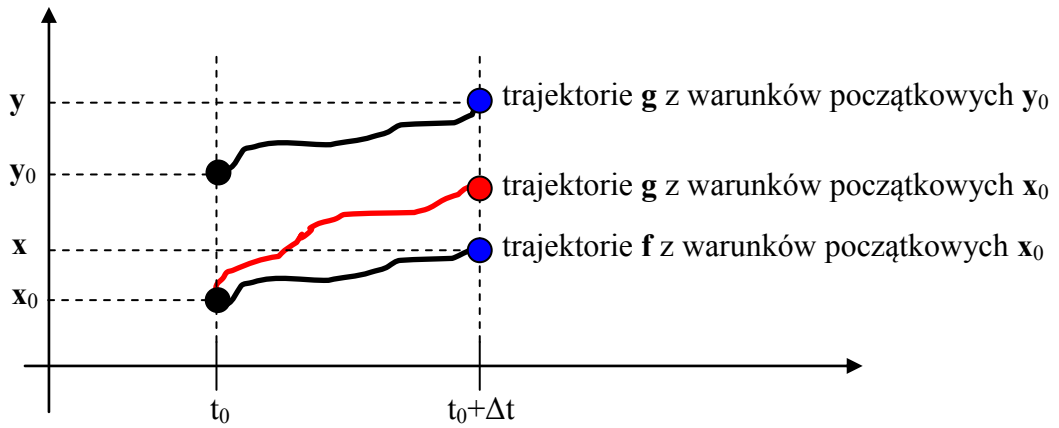
gdzie: $\mathbf{f}, \mathbf{g} : U \times R^+ \rightarrow R^n$ są ciągłe i różniczkowalne na wypukłym podzbiornie $U \subset R^n$.

Jeżeli:

- 1) $\forall \mathbf{z} \in U, \quad \forall t \geq 0, \quad \mathbf{f}(\mathbf{z}, t) \leq \mathbf{g}(\mathbf{z}, t)$
- 2) \mathbf{g} posiada kooperatywną dynamikę
- 3) $\mathbf{x}_0 \leq \mathbf{y}_0$

to $\mathbf{x}(t) \leq \mathbf{y}(t)$ dla $t > 0$.

Własność tę zobrazowano na rysunku 1.



Rysunek 1 Graficzna interpretacja własności 2 systemu kooperatywnego

Zatem, rozpoczęcie procesów z tego samego warunku początkowego x_0 i spełnienie $f \leq g$ powoduje, iż trajektorie g dominują nad trajektoriami f . Natomiast jeżeli dla g wykorzystane zostaną warunki początkowe y_0 i uwzględniając $x_0 \leq y_0$ wówczas, ponieważ g jest kooperatywna, nastąpi dominacja trajektorii g z warunkami początkowymi y_0 nad trajektoriami g z warunkami początkowymi x_0 i w efekcie $x(t) \leq y(t)$ dla $t > 0$.

3. (Hadj-Sadok i Gouzé 2001) Wykorzystując własność 2 można wyciągać wnioski dla poszczególnych struktur wektorów f i g . Jeżeli wybierzemy:

$$1) f(x, t) = Ax \quad (A \text{ jest macierzą kooperatywną}^*)$$

$$2) g(y, t) = Ay + B(t) \quad (B(t) \geq 0 \quad \forall t \geq 0)$$

$$3) z = y - x$$

to liniowy system postaci:

$$\dot{z} = Az + B(t) \quad ; \quad z(0) = z_0$$

ma następującą cechę: jeżeli $z_0 \geq 0$ to $z(t) \geq 0$ dla $t > 0$.

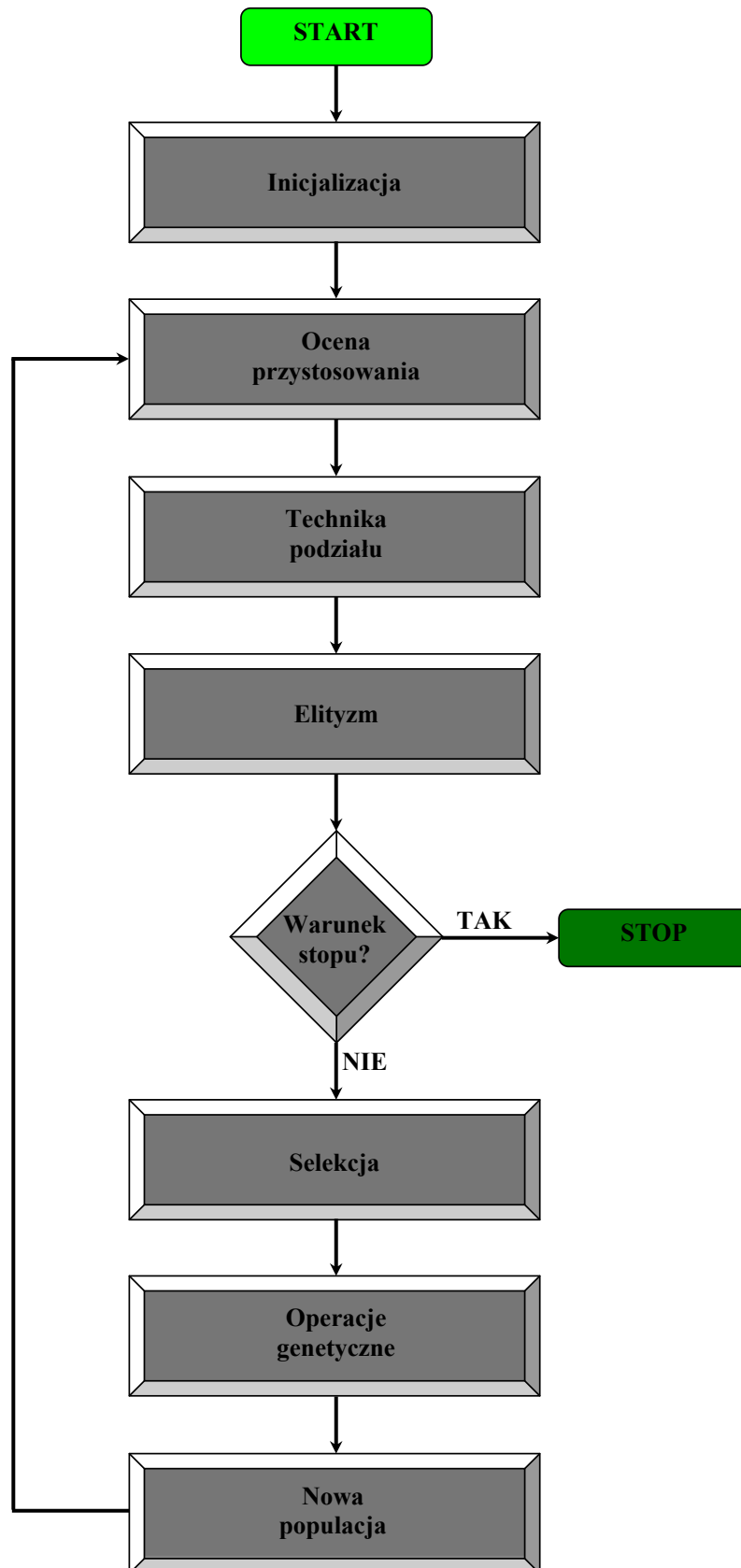
* Macierz kooperatywna - macierz, w której elementy leżące poza główną przekątną są nieujemne (Gouzé i inni 2000).

Załącznik 3 Algorytm NSGA-II

Wielokryterialny algorytm genetyczny NSGA-II jest rozwinięciem algorytmu NSGA. Samo działanie algorytmu NSGA-II jest bardzo zbliżone do swojego poprzednika, przy czym należy wskazać dwie istotne różnice. Są nimi: zastosowanie innych mechanizmów w poszczególnych krokach algorytmu np. inny rodzaj selekcji (krótki opis powyższego został przedstawiony w dalszej części niniejszego załącznika) oraz wprowadzenie nowego bloku - elityzmu (ang. *elitism*). W dalszej części niniejszego załącznika algorytm NSGA-II zostanie opisany w sposób adekwatny do zawartości rozprawy, a szczegółowe informacje w tym zakresie można znaleźć np. w (Deb i inni 2000; Deb 2001). Zanim zaprezentowany zostanie algorytm NSGA-II, w celu zachowania przejrzystości rozważań najpierw przedstawiony zostanie krótki opis elityzmu (Deb 2001).

- ✚ Elityzm - zwany również operatorem utrzymania elity (ang. *elite-preserving operator*), ma za zadanie zachowanie najlepszych (elitarnych) rozwiązań (osobników) z danej populacji i bezpośrednie przeniesienie ich do nowej populacji. Innymi słowy, działanie tego operatora pozwala na pojawienie się w populacji potomnej najlepszych osobników z populacji podlegającej w danej generacji działaniu algorytmu w stanie pierwotnym, tzn. osobniki te nie są poddawane ani selekcji, ani działaniu operatorów krzyżowania i mutacji. W literaturze można znaleźć różne sposoby realizacji elityzmu. Przykładowo w algorytmach genetycznych wykorzystywanych w optymalizacji jednokryterialnej (np. w SGA) zaimplementowanie operatora utrzymania elity może być wykonane w następujący sposób: po wykonaniu krzyżowania osobniki potomne zostają porównane, z punktu widzenia wartości funkcji przystosowania, z osobnikami wchodzącymi w skład populacji bieżącej i osobniki o większym przystosowaniu „przechodzą” do populacji potomnej, co w sposób naturalny pozwala na zachowanie osobników najlepszych (elitarnych) z poprzedniej populacji. Oczywiście implementacja elityzmu w algorytmach bardziej złożonych takich jak np. NSGA-II, dodatkowo przy rozwiązywaniu zadania optymalizacji wielokryterialnej musi być zmodyfikowana. Została ona opisana w dalszej części niniejszego załącznika.

Przejdźmy zatem do opisu algorytmu NSGA-II, którego działanie w sposób schematyczny zostało przedstawione na rysunku 1.



Rysunek 1 Schemat działania algorytmu NSGA-II

Poszczególne bloki przedstawionego na rysunku 1 algorytmu NSGA-II pełnią następujące funkcje:

- ✚ Inicjalizacja - losowe utworzenie populacji początkowej o ustalonej liczbie osobników, przy czym istnieje możliwość zdefiniowania sposobu kodowania chromosomów. Algorytm pozwala na kodowanie osobników albo w sposób binarny, albo w sposób rzeczywisty.
- ✚ Ocena przystosowania - przy wykorzystaniu wszystkich funkcji celów zastosowanie procedury sortowania niezdominowanego.
- ✚ Technika podziału - przy wykorzystaniu funkcji odległości od zagęszczenia.
- ✚ Elityzm - realizacja utrzymania elity dokonywana jest w sposób następujący: aktualna populacja o zdefiniowanej liczbie osobników, w danej generacji zgodnie z przebiegiem algorytmu, poddana zostaje selekcji oraz działaniu operatorów genetycznych. W wyniku powyższego utworzona zostaje populacja potomna, która łączona jest z populacją aktualną. Następnie taka „podwójna” populacja poddana zostaje procedurze sortowania niezdominowanego. Finalnie nową populację tworzy zdefiniowana liczba kolejnych najlepszych osobników wyłonionych w ramach sortowania niezdominowanego. Jak łatwo można zauważyć takie działanie elityzmu będzie powodowało zachowywanie najlepszych (elitarnych) osobników z danej populacji.
- ✚ Warunek stopu - algorytm pozwala na definiowanie warunku jego zatrzymania.
- ✚ Selekcja - przy wykorzystaniu selekcji turniejowej.
- ✚ Operacje genetyczne - przy wykorzystaniu operatorów krzyżowania oraz mutacji, przy czym istnieje możliwość zdefiniowania sposobu działania obu operatorów. W przypadku krzyżowania algorytm pozwala na wykorzystanie, dla osobników zakodowanych binarnie, jego jedno lub wielopunktowej odmiany. Natomiast jeżeli zastosowane zostało kodowanie rzeczywiste algorytm wykorzystuje operator krzyżowania rzeczywistego - SBX (ang. *Simulated Binary Crossover*), w zakresie działania którego szczegóły można znaleźć np. w (Deb i Agrawal 1995; Deb 2000; Deb 2001; Kurek 2005). Podobnie sytuacja wygląda w przypadku operatora mutacji. Uszczegóławiając, przy zastosowaniu kodowania binarnego wykorzystywana jest mutacja punktowa, natomiast jeśli użyte zostało kodowanie rzeczywiste pojawia się operator mutacji rzeczywistej realizowany jako mutacja wielomianowa (Deb i Agrawal 1999; Deb i inni 2001; Kurek 2005).
- ✚ Nowa populacja - tworzona przez osobniki powstałe w wyniku selekcji, działania operatorów genetycznych oraz elityzmu.

Algorytm NSGA-II został zaimplementowany w środowisku MATLAB w ramach pracy magisterskiej zrealizowanej w Katedrze Inżynierii Systemów Sterowania Wydziału Elektrotechniki i Automatyki Politechniki Gdańskiej (Kurek 2005). Algorytm ten, przy wykorzystaniu powyższej implementacji jako solvera został już z powodzeniem wykorzystany w algorytmach alokacji stacji wtórnego uzdatniania wody w SDWP (Kurek i Brdys 2006; Ewald i inni 2008; Drewa i Brdys 2008). Autor, w niniejszej rozprawie również wykorzystuje w opracowanych algorytmach alokacji punktów monitorowania jakości wody w SDWP jako solver optymalizacji powyższą implementację algorytmu NSGA-II.

Załącznik 4 Szczegółowe dane modelu symulacyjnego SDWP miasta Chojnice

W niniejszym załączniku zawarto szczegółowe dane modelu symulacyjnego SDWP miasta Chojnice w postaci pliku EPANETU - INP. Przedstawione dane dotyczą symulacji w warunkach nominalnych (patrz podrozdziały 4.4.1 i 4.4.2), dla pierwszego scenariusza zapotrzebowania (patrz rysunki 8.72 i 8.73). W przypadku pozostałych rozważanych w rozprawie scenariuszy plik INP różni się od przedstawionego poniżej, w miejscach zaznaczonych kolorem niebieskim, odpowiednio:

 dla scenariusza 2 (patrz rysunki 8.74 i 8.75):

```
[PATTERNS]
;ID      Multipliers
;
kar2     0.7      0.25     0.1      0        0.2      1.6
kar2     1.1      1.0      1.4      1.7      1.7      1.7
kar2     1.5      1.5      1.4      1.4      1.2      1.0
kar2     1.2      1.1      1.3      1.1      1.2      0.9
;
plac2    0.4      0.85     0.76     1        0.8      1.5
plac2    1.0      1.2      1.2      1.5      1.5      1.4
plac2    1.3      1.3      1.4      1.2      1.4      1.3
plac2    1.1      1.1      0.8      1.0      0.9      0.8
;
```

 dla scenariusza 3 (patrz rysunki 8.76 i 8.77):

```
[PATTERNS]
;ID      Multipliers
;
kar2     0.4      0.4      0.4      0.4      0.17     1.58
kar2     1.35     1        1.4      1.55     1.59     1.59
kar2     1.44     1.5      1.5      1.41     1.26     1.25
kar2     1.36     1.36     1.36     1.41     1.38     0.96
;
plac2    0.4      0.8      0.7      0.8      0.7      1.51
plac2    0.95     1.2      1.23     1.5      1.5      1.3
plac2    1.3      1.4      1.4      1.2      1.35     1.25
plac2    1.11     1.15     1.2      1.2      1.2      1.2
;
```

W przypadku symulacji w warunkach odmiennych od nominalnych (patrz podrozdziały 4.4.1 i 4.4.2), w poniższym pliku INP, niezależnie od scenariusza zapotrzebowania ulega zmianie fragment zaznaczony kolorem czerwonym na następujący:

```
[REACTIONS]
Global Bulk          - 0.7
```

Szczegółowe informacje w zakresie struktury pliku INP można znaleźć w (Rossman 2000).

Plik INP:

```
[TITLE]
```

```
[JUNCTIONS]
```

| ID | Elev | Demand | Pattern |
|----|---------|--------|---------|
| 1 | 150.00 | 0.00 | ; |
| 2 | 166.00 | 0.00 | ; |
| 3 | 165.90 | 0.00 | ; |
| 4 | 166.00 | 0.00 | ; |
| 5 | 150.00 | 0.00 | ; |
| 6 | 150.00 | 0.00 | ; |
| 7 | 170.00 | 0.00 | ; |
| 8 | 173.00 | 0.00 | ; |
| 9 | 165.00 | 0.00 | ; |
| 10 | 165.00 | 0.00 | ; |
| 11 | 164.00 | 0.00 | ; |
| 12 | 154.00 | 0.00 | ; |
| 13 | 160.00 | 0.00 | ; |
| 14 | 153.00 | 0.00 | ; |
| 15 | 170.00 | 0.00 | ; |
| 16 | 163.00 | 0.00 | ; |
| 17 | 164.00 | 0.00 | ; |
| 18 | 168.00 | 0.00 | ; |
| 19 | 168.00 | 0.00 | ; |
| 20 | 170.00 | 0.00 | ; |
| 21 | 170.00 | 0.00 | ; |
| 22 | 158.00 | 0.00 | ; |
| 23 | 155.00 | 0.00 | ; |
| 24 | 150.00 | 0.00 | ; |
| 25 | 166.00 | 0.00 | ; |
| 26 | 166.00 | 0.00 | ; |
| 27 | 160.00 | 0.00 | ; |
| 28 | 155.00 | 0.00 | ; |
| 29 | 164.00 | 0.00 | ; |
| 30 | 164.100 | 0.00 | ; |
| 31 | 165.00 | 26.00 | kar2 |
| 32 | 166.00 | 0.00 | ; |
| 33 | 166.00 | 0.00 | ; |
| 34 | 165 | 0.00 | ; |

| | | | | |
|----|--------|-------|-------|---|
| 35 | 165.00 | 0.00 | | : |
| 36 | 166.00 | 0.00 | | : |
| 37 | 170.00 | 0.00 | | : |
| 38 | 170.00 | 0.00 | | : |
| 39 | 170.00 | 23.00 | kar2 | : |
| 40 | 170.00 | 0.00 | | : |
| 41 | 166.00 | 0.00 | | : |
| 42 | 167.00 | 0.00 | | : |
| 43 | 168.00 | 0.00 | | : |
| 44 | 170.00 | 0.00 | | : |
| 45 | 153.00 | 0.00 | | : |
| 46 | 153.00 | 0.00 | | : |
| 47 | 153.00 | 0.00 | | : |
| 48 | 170.00 | 0.00 | | : |
| 49 | 153.00 | 0.00 | | : |
| 50 | 153.00 | 0.00 | | : |
| 51 | 153.00 | 0.00 | | : |
| 52 | 153.00 | 0.00 | | : |
| 53 | 154.00 | 0.00 | | : |
| 54 | 150.00 | 0.00 | | : |
| 55 | 151.00 | 0.00 | | : |
| 56 | 151.00 | 0.00 | | : |
| 57 | 151.00 | 0.00 | | : |
| 58 | 170.00 | 0.00 | | : |
| 59 | 170.00 | 0.00 | | : |
| 60 | 170.00 | 39.00 | plac2 | : |
| 61 | 171.00 | 0.00 | | : |
| 62 | 160.00 | 0.00 | | : |
| 63 | 170.00 | 0.00 | | : |
| 64 | 170.00 | 0.00 | | : |
| 65 | 170.00 | 0.00 | | : |
| 66 | 165.00 | 0.00 | | : |
| 67 | 165.00 | 49.00 | kar2 | : |
| 68 | 154.00 | 0.00 | | : |
| 69 | 155.00 | 0.00 | | : |
| 70 | 155.00 | 21.00 | plac2 | : |
| 71 | 155.00 | 0.00 | | : |
| 72 | 155.00 | 0.00 | | : |
| 73 | 155.00 | 0.00 | | : |
| 74 | 160.00 | 0.00 | | : |
| 75 | 170.00 | 0.00 | | : |
| 76 | 160.00 | 0.00 | | : |
| 77 | 165.00 | 0.00 | | : |
| 78 | 165.00 | 0.00 | | : |
| 79 | 178.00 | 0.00 | | : |
| 80 | 160.00 | 0.00 | | : |
| 81 | 175.00 | 0.00 | | : |
| 82 | 154.00 | 0.00 | | : |
| 83 | 175.00 | 29.00 | kar2 | : |
| 84 | 175.00 | 0.00 | | : |
| 85 | 170.00 | 0.00 | | : |
| 86 | 170.00 | 0.00 | | : |

| | | | | |
|-----|--------|-------|------|---|
| 87 | 170.00 | 0.00 | | : |
| 88 | 170.00 | 40.00 | kar2 | : |
| 89 | 150.00 | 0.00 | | : |
| 90 | 150.00 | 0.00 | | : |
| 91 | 155.00 | 0.00 | | : |
| 92 | 152.00 | 0.00 | | : |
| 93 | 164.00 | 0.00 | | : |
| 94 | 165.00 | 0.00 | | : |
| 95 | 164.00 | 0.00 | | : |
| 96 | 166.00 | 0.00 | | : |
| 97 | 166.00 | 0.00 | | : |
| 98 | 166.00 | 0.00 | | : |
| 99 | 166.00 | 0.00 | | : |
| 100 | 166.00 | 0.00 | | : |
| 101 | 166.00 | 0.00 | | : |
| 102 | 166.00 | 0.00 | | : |
| 103 | 166.00 | 0.00 | | : |
| 104 | 165.00 | 0.00 | | : |
| 105 | 170.00 | 0.00 | | : |
| 106 | 170.00 | 0.00 | | : |
| 107 | 170.00 | 0.00 | | : |
| 108 | 165.00 | 0.00 | | : |
| 109 | 155.00 | 0.00 | | : |
| 110 | 169.00 | 0.00 | | : |
| 111 | 164.00 | 0.00 | | : |
| 112 | 164.00 | 0.00 | | : |
| 113 | 170.00 | 0.00 | | : |
| 114 | 170.00 | 0.00 | | : |
| 115 | 169.5 | 0.00 | | : |
| 116 | 170.00 | 0.00 | | : |
| 117 | 170.00 | 0.00 | | : |
| 118 | 164.00 | 0.00 | | : |
| 119 | 165.00 | 0.00 | | : |
| 120 | 160.00 | 0.00 | | : |
| 121 | 154.00 | 0.00 | | : |
| 122 | 154.00 | 0.00 | | : |
| 123 | 154.00 | 0.00 | | : |
| 124 | 154.00 | 0.00 | | : |
| 125 | 154.00 | 0.00 | | : |
| 126 | 154.00 | 0.00 | | : |
| 127 | 154.00 | 0.00 | | : |
| 128 | 151.00 | 0.00 | | : |
| 129 | 151.00 | 0.00 | | : |
| 130 | 160.00 | 0.00 | | : |
| 131 | 160.00 | 0.00 | | : |
| 132 | 173.00 | 0.00 | | : |
| 133 | 173.00 | 0.00 | | : |
| 134 | 174.00 | 0.00 | | : |
| 135 | 170.00 | 0.00 | | : |
| 136 | 169.00 | 0.00 | | : |
| 137 | 168.00 | 0.00 | | : |
| 138 | 168.00 | 0.00 | | : |

| | | | |
|-----|---------|------|---|
| 139 | 169.00 | 0.00 | : |
| 140 | 169.00 | 0.00 | : |
| 141 | 169.00 | 0.00 | : |
| 142 | 170.00 | 0.00 | : |
| 143 | 160.00 | 0.00 | : |
| 144 | 170.00 | 0.00 | : |
| 145 | 170.00 | 0.00 | : |
| 146 | 170.00 | 0.00 | : |
| 147 | 170.00 | 0.00 | : |
| 148 | 170.00 | 0.00 | : |
| 149 | 170.00 | 0.00 | : |
| 150 | 170.00 | 0.00 | : |
| 151 | 170.00 | 0.00 | : |
| 152 | 170.00 | 0.00 | : |
| 153 | 170.00 | 0.00 | : |
| 154 | 170.00 | 0.00 | : |
| 155 | 170.00 | 0.00 | : |
| 156 | 170.00 | 0.00 | : |
| 157 | 170.00 | 0.00 | : |
| 158 | 170.00 | 0.00 | : |
| 159 | 170.00 | 0.00 | : |
| 160 | 170.00 | 0.00 | : |
| 161 | 170.00 | 0.00 | : |
| 162 | 170.00 | 0.00 | : |
| 163 | 170.00 | 0.00 | : |
| 164 | 170.00 | 0.00 | : |
| 165 | 169.00 | 0.00 | : |
| 166 | 170.00 | 0.00 | : |
| 167 | 160.00 | 0.00 | : |
| 168 | 166.100 | 0.00 | : |
| 169 | 170.00 | 0.00 | : |
| 170 | 173.00 | 0.00 | : |
| 171 | 160.00 | 0.00 | : |
| 172 | 151.00 | 0.00 | : |
| 173 | 173.00 | 0.00 | : |
| 174 | 170.00 | 0.00 | : |
| 175 | 170.00 | 0.00 | : |
| 176 | 155.00 | 0.00 | : |
| 177 | 164.00 | 0.00 | : |

[RESERVOIRS]

| ;ID | Head | Pattern |
|-----|--------|---------|
| 178 | 158.00 | : |
| 179 | 175.00 | : |

[TANKS]

| ;ID | Elevation | InitLevel | MinLevel | MaxLevel | Diameter |
|-----|-----------|-----------|----------|----------|----------|
| | MinVol | VolCurve | | | |
| 180 | 166.00 | 2.6 | 1.20 | 5.2 | 22.00 |
| | 380.13 | | | | |

[PIPES]

ZALĄCZNIK 4: Szczegółowe dane modelu symulacyjnego SDWP miasta Chojnice

| ;ID | Node1 MinorLoss | Node2 Status | Length | Diameter | Roughness |
|-----|--------------------|-----------------|---------|----------|-----------|
| 1 | 3 0.0000 | 4 Open ; | 285.00 | 500.00 | 97.00 |
| 2 | 4 0.0000 | 17 Open ; | 440.00 | 500.00 | 97.00 |
| 3 | 5 0.0000 | 6 Open ; | 106.00 | 500.00 | 97.00 |
| 4 | 6 0.0000 | 18 Open ; | 263.00 | 500.00 | 98.00 |
| 5 | 18 0.0000 | 19 Open ; | 287.00 | 500.00 | 98.00 |
| 6 | 19 0.0000 | 7 Open ; | 108.00 | 500.00 | 98.00 |
| 7 | 9 0.0000 | 10 Open ; | 115.00 | 500.00 | 109.00 |
| 8 | 10 0.0000 | 11 Open ; | 240.00 | 400.00 | 137.00 |
| 9 | 11 0.0000 | 12 Open ; | 255.00 | 300.00 | 144.00 |
| 10 | 12 0.0000 | 13 Open ; | 665.00 | 300.00 | 143.00 |
| 11 | 13 0.0000 | 21 Open ; | 285.00 | 300.00 | 143.00 |
| 12 | 1 0.0000 | 24 Open ; | 4460.00 | 400.00 | 139.00 |
| 13 | 23 0.0000 | 24 Open ; | 1600.00 | 400.00 | 125.00 |
| 14 | 23 0.0000 | 22 Open ; | 940.00 | 400.00 | 97.00 |
| 15 | 22 0.0000 | 180 Open ; | 197.00 | 400.00 | 125.00 |
| 16 | 2 0.0000 | 25 Open ; | 790.00 | 400.00 | 140.00 |
| 17 | 25 0.0000 | 26 Open ; | 345.00 | 400.00 | 140.00 |
| 18 | 26 0.0000 | 3 Open ; | 232.00 | 400.00 | 140.00 |
| 19 | 16 0.0000 | 28 Open ; | 360.00 | 150.00 | 106.00 |
| 20 | 29 0.0000 | 30 Open ; | 575.00 | 100.00 | 143.00 |
| 21 | 30 0.0000 | 27 Open ; | 240.00 | 80.00 | 143.00 |
| 22 | 31 0.0000 | 4 Open ; | 274.00 | 100.00 | 140.00 |
| 23 | 33 0.0000 | 32 Open ; | 300.00 | 100.00 | 141.00 |
| 24 | 34 0.0000 | 35 Open ; | 150.00 | 100.00 | 142.00 |
| 25 | 36 0.0000 | 32 Open ; | 323.00 | 150.00 | 139.00 |

ZALĄCZNIK 4: Szczegółowe dane modelu symulacyjnego SDWP miasta Chojnice

| | | | | | |
|----|--------|--------|---------|--------|--------|
| 26 | 3 | 41 | 100.00 | 400.00 | 140.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 27 | 41 | 16 | 365.00 | 400.00 | 140.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 28 | 41 | 42 | 50.00 | 150.00 | 85.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 29 | 42 | 37 | 387.00 | 150.00 | 85.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 30 | 37 | 40 | 137.00 | 200.00 | 140.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 31 | 38 | 39 | 100.00 | 200.00 | 99.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 32 | 43 | 42 | 158.00 | 80.00 | 89.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 33 | 38 | 48 | 140.00 | 150.00 | 139.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 34 | 49 | 48 | 182.00 | 150.00 | 142.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 35 | 49 | 50 | 100.00 | 150.00 | 100.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 36 | 50 | 45 | 100.00 | 150.00 | 100.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 37 | 50 | 47 | 396.00 | 80.00 | 141.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 38 | 44 | 15 | 130.00 | 200.00 | 99.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 39 | 46 | 45 | 551.00 | 100.00 | 142.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 40 | 51 | 45 | 1000.00 | 100.00 | 142.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 41 | 47 | 14 | 225.00 | 80.00 | 63.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 42 | 51 | 53 | 43.00 | 80.00 | 41.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 43 | 52 | 14 | 140.00 | 80.00 | 120.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 44 | 54 | 28 | 171.00 | 100.00 | 64.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 45 | 57 | 55 | 173.00 | 125.00 | 78.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 46 | 55 | 56 | 200.00 | 125.00 | 89.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 47 | 56 | 13 | 500.00 | 100.00 | 64.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 48 | 21 | 59 | 263.00 | 300.00 | 103.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 49 | 59 | 58 | 100.00 | 300.00 | 103.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 50 | 63 | 62 | 564.00 | 100.00 | 141.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 51 | 62 | 46 | 137.00 | 100.00 | 141.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |

ZALĄCZNIK 4: Szczegółowe dane modelu symulacyjnego SDWP miasta Chojnice

| | | | | | |
|----|--------|--------|---------|--------|--------|
| 52 | 67 | 66 | 165.00 | 200.00 | 99.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 53 | 68 | 57 | 100.00 | 200.00 | 47.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 54 | 54 | 72 | 105.00 | 125.00 | 38.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 55 | 73 | 69 | 60.00 | 150.00 | 141.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 56 | 69 | 70 | 70.00 | 150.00 | 141.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 57 | 71 | 74 | 120.00 | 150.00 | 127.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 58 | 76 | 44 | 170.00 | 80.00 | 75.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 59 | 78 | 77 | 269.00 | 150.00 | 141.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 60 | 79 | 8 | 269.00 | 250.00 | 127.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 61 | 8 | 80 | 80.00 | 100.00 | 127.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 62 | 80 | 74 | 120.00 | 150.00 | 127.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 63 | 77 | 67 | 164.00 | 300.00 | 102.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 64 | 77 | 10 | 205.00 | 300.00 | 102.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 65 | 82 | 12 | 285.00 | 80.00 | 133.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 66 | 82 | 74 | 120.00 | 100.00 | 132.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 67 | 81 | 83 | 203.00 | 100.00 | 142.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 68 | 84 | 7 | 693.00 | 500.00 | 103.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 69 | 86 | 87 | 620.00 | 150.00 | 127.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 70 | 87 | 18 | 80.00 | 200.00 | 139.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 71 | 87 | 88 | 600.00 | 150.00 | 127.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 72 | 91 | 89 | 180.00 | 100.00 | 120.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 73 | 89 | 5 | 156.00 | 200.00 | 100.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 74 | 89 | 90 | 237.00 | 200.00 | 100.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 75 | 90 | 80 | 1450.00 | 150.00 | 84.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 76 | 90 | 72 | 974.00 | 150.00 | 127.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 77 | 14 | 15 | 387.00 | 300.00 | 139.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |

ZALĄCZNIK 4: Szczegółowe dane modelu symulacyjnego SDWP miasta Chojnice

| | | | | | |
|-----|--------|--------|--------|--------|--------|
| 78 | 93 | 95 | 100.00 | 100.00 | 141.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 79 | 95 | 29 | 292.00 | 80.00 | 120.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 80 | 95 | 94 | 347.00 | 100.00 | 145.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 81 | 94 | 31 | 85.00 | 150.00 | 140.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 82 | 94 | 32 | 190.00 | 150.00 | 144.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 83 | 35 | 93 | 590.00 | 100.00 | 142.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 84 | 25 | 36 | 380.00 | 250.00 | 100.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 85 | 36 | 96 | 379.00 | 250.00 | 140.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 86 | 96 | 2 | 585.00 | 150.00 | 140.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 87 | 27 | 17 | 380.00 | 100.00 | 120.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 88 | 17 | 5 | 624.00 | 500.00 | 97.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 89 | 17 | 29 | 138.00 | 80.00 | 104.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 90 | 21 | 55 | 758.00 | 300.00 | 103.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 91 | 14 | 55 | 440.00 | 300.00 | 139.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 92 | 55 | 51 | 150.00 | 80.00 | 89.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 93 | 99 | 100 | 50.00 | 100.00 | 97.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 94 | 100 | 33 | 70.00 | 100.00 | 97.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 95 | 26 | 97 | 30.00 | 150.00 | 120.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 96 | 97 | 101 | 200.00 | 100.00 | 97.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 97 | 99 | 98 | 100.00 | 150.00 | 120.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 98 | 98 | 97 | 100.00 | 150.00 | 97.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 99 | 98 | 101 | 140.00 | 100.00 | 75.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 100 | 102 | 33 | 59.00 | 100.00 | 141.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 101 | 102 | 100 | 83.00 | 100.00 | 89.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 102 | 26 | 103 | 100.00 | 150.00 | 98.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 103 | 103 | 104 | 220.00 | 100.00 | 89.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |

ZALĄCZNIK 4: Szczegółowe dane modelu symulacyjnego SDWP miasta Chojnice

| | | | | | |
|-----|--------|--------|--------|--------|--------|
| 104 | 104 | 26 | 617.00 | 100.00 | 89.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 105 | 104 | 43 | 104.00 | 100.00 | 89.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 106 | 115 | 113 | 100.00 | 100.00 | 100 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 107 | 113 | 40 | 20.00 | 100.00 | 120.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 108 | 114 | 113 | 72.00 | 100.00 | 137.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 109 | 114 | 39 | 100.00 | 100.00 | 137.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 110 | 114 | 116 | 100.00 | 100.00 | 120.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 111 | 116 | 115 | 100.00 | 100.00 | 89.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 112 | 116 | 38 | 100.00 | 100.00 | 89.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 113 | 39 | 108 | 85.00 | 150.00 | 97.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 114 | 108 | 112 | 45.00 | 100.00 | 89.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 115 | 111 | 112 | 100.00 | 100.00 | 141.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 116 | 48 | 111 | 75.00 | 100.00 | 127.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 117 | 111 | 109 | 93.00 | 80.00 | 137.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 118 | 47 | 112 | 235.00 | 100.00 | 89.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 119 | 112 | 109 | 80.00 | 100.00 | 89.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 120 | 109 | 49 | 20.00 | 100.00 | 89.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 121 | 107 | 108 | 60.00 | 100.00 | 120.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 122 | 105 | 107 | 90.00 | 80.00 | 97.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 123 | 105 | 39 | 50.00 | 200.00 | 99.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 124 | 105 | 106 | 50.00 | 200.00 | 99.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 125 | 117 | 40 | 213.00 | 100.00 | 120.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 126 | 117 | 106 | 175.00 | 100.00 | 89.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 127 | 117 | 15 | 113.00 | 100.00 | 120.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 128 | 44 | 106 | 65.00 | 200.00 | 99.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 129 | 44 | 110 | 37.00 | 80.00 | 89.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |

ZALĄCZNIK 4: Szczegółowe dane modelu symulacyjnego SDWP miasta Chojnice

| | | | | | |
|-----|--------|--------|--------|--------|--------|
| 130 | 110 | 107 | 200.00 | 100.00 | 75.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 131 | 110 | 76 | 157.00 | 80.00 | 137.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 132 | 43 | 115 | 253.00 | 100.00 | 141.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 133 | 34 | 118 | 86.00 | 100.00 | 142.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 134 | 118 | 30 | 120.00 | 80.00 | 141.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 135 | 118 | 29 | 386.00 | 100.00 | 142.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 136 | 119 | 93 | 100.00 | 100.00 | 141.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 137 | 119 | 31 | 100.00 | 100.00 | 141.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 138 | 119 | 35 | 545.00 | 100.00 | 142.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 139 | 53 | 52 | 200.00 | 100.00 | 142.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 140 | 53 | 120 | 335.00 | 100.00 | 89.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 141 | 120 | 76 | 10.00 | 100.00 | 120.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 142 | 52 | 120 | 85.00 | 100.00 | 120.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 143 | 57 | 129 | 20.00 | 100.00 | 41.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 144 | 129 | 92 | 200.00 | 100.00 | 142.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 145 | 92 | 71 | 40.00 | 100.00 | 89.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 146 | 71 | 121 | 215.00 | 150.00 | 141.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 147 | 121 | 70 | 100.00 | 150.00 | 141.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 148 | 121 | 122 | 72.00 | 100.00 | 142.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 149 | 122 | 124 | 65.00 | 50.00 | 35.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 150 | 124 | 125 | 130.00 | 50.00 | 35.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 151 | 125 | 73 | 20.00 | 80.00 | 35.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 152 | 123 | 73 | 30.00 | 100.00 | 142.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 153 | 123 | 70 | 207.00 | 100.00 | 118.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 154 | 122 | 123 | 30.00 | 80.00 | 142.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 155 | 124 | 125 | 130.00 | 80.00 | 45.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |

ZALĄCZNIK 4: Szczegółowe dane modelu symulacyjnego SDWP miasta Chojnice

| | | | | | |
|-----|--------|--------|--------|--------|--------|
| 156 | 73 | 126 | 100.00 | 125.00 | 142.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 157 | 126 | 127 | 65.00 | 80.00 | 41.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 158 | 127 | 69 | 100.00 | 100.00 | 142.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 159 | 69 | 128 | 70.00 | 100.00 | 140.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 160 | 128 | 92 | 50.00 | 80.00 | 141.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 161 | 70 | 92 | 110.00 | 100.00 | 35.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 162 | 128 | 127 | 150.00 | 80.00 | 141.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 163 | 127 | 68 | 115.00 | 100.00 | 142.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 164 | 72 | 126 | 60.00 | 125.00 | 142.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 165 | 68 | 53 | 50.00 | 125.00 | 142.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 166 | 68 | 54 | 200.00 | 125.00 | 41.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 167 | 130 | 8 | 115.00 | 500.00 | 109.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 168 | 130 | 9 | 300.00 | 500.00 | 109.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 169 | 9 | 78 | 100.00 | 125.00 | 45.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 170 | 78 | 131 | 210.00 | 100.00 | 50.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 171 | 131 | 130 | 200.00 | 100.00 | 45.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 172 | 132 | 133 | 160.00 | 50.00 | 120.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 173 | 132 | 134 | 90.00 | 100.00 | 142.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 174 | 134 | 133 | 400.00 | 100.00 | 137.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 175 | 133 | 79 | 700.00 | 100.00 | 137.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 176 | 131 | 79 | 200.00 | 100.00 | 50.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 177 | 134 | 81 | 500.00 | 100.00 | 137.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 178 | 135 | 20 | 200.00 | 200.00 | 107.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 179 | 136 | 142 | 200.00 | 150.00 | 98.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 180 | 142 | 20 | 128.00 | 500.00 | 98.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 181 | 142 | 7 | 322.00 | 500.00 | 98.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |

ZALĄCZNIK 4: Szczegółowe dane modelu symulacyjnego SDWP miasta Chojnice

| | | | | | |
|-----|--------|--------|---------|--------|--------|
| 182 | 137 | 136 | 500.00 | 150.00 | 98.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 183 | 138 | 137 | 163.00 | 150.00 | 98.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 184 | 83 | 138 | 195.00 | 200.00 | 100.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 185 | 83 | 135 | 600.00 | 200.00 | 107.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 186 | 138 | 139 | 150.00 | 100.00 | 100.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 187 | 140 | 83 | 444.00 | 200.00 | 100.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 188 | 141 | 139 | 300.00 | 100.00 | 100.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 189 | 141 | 84 | 100.00 | 200.00 | 100.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 190 | 12 | 143 | 830.00 | 80.00 | 107.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 191 | 143 | 66 | 498.00 | 100.00 | 75.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 192 | 160 | 62 | 200.00 | 100.00 | 141.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 193 | 62 | 161 | 123.00 | 100.00 | 141.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 194 | 161 | 61 | 400.00 | 100.00 | 141.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 195 | 61 | 160 | 445.00 | 100.00 | 139.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 196 | 160 | 161 | 100.00 | 100.00 | 120.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 197 | 61 | 150 | 1000.00 | 100.00 | 120.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 198 | 150 | 149 | 175.00 | 100.00 | 138.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 199 | 149 | 151 | 200.00 | 100.00 | 138.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 200 | 151 | 61 | 225.00 | 100.00 | 125.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 201 | 151 | 152 | 142.00 | 100.00 | 141.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 202 | 148 | 150 | 1000.00 | 100.00 | 120.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 203 | 148 | 147 | 100.00 | 100.00 | 135.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 204 | 60 | 148 | 1000.00 | 100.00 | 120.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 205 | 60 | 154 | 50.00 | 100.00 | 135.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 206 | 154 | 153 | 110.00 | 100.00 | 135.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 207 | 152 | 153 | 150.00 | 141.00 | 120.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |

ZALĄCZNIK 4: Szczegółowe dane modelu symulacyjnego SDWP miasta Chojnice

| | | | | | |
|-----|--------|--------|---------|--------|--------|
| 208 | 155 | 153 | 100.00 | 100.00 | 141.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 209 | 157 | 155 | 50.00 | 100.00 | 141.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 210 | 157 | 163 | 142.00 | 100.00 | 120.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 211 | 163 | 156 | 50.00 | 100.00 | 142.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 212 | 156 | 155 | 1000.00 | 100.00 | 120.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 213 | 156 | 159 | 1000.00 | 100.00 | 120.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 214 | 159 | 162 | 100.00 | 100.00 | 125.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 215 | 162 | 163 | 225.00 | 100.00 | 125.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 216 | 162 | 158 | 200.00 | 100.00 | 125.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 217 | 158 | 157 | 227.00 | 100.00 | 89.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 218 | 159 | 75 | 147.00 | 100.00 | 125.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 219 | 75 | 65 | 400.00 | 150.00 | 120.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 220 | 65 | 58 | 115.00 | 100.00 | 137.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 221 | 65 | 145 | 100.00 | 100.00 | 89.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 222 | 145 | 63 | 28.00 | 100.00 | 89.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 223 | 145 | 144 | 88.00 | 100.00 | 107.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 224 | 65 | 144 | 50.00 | 100.00 | 137.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 225 | 144 | 64 | 50.00 | 100.00 | 137.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 226 | 64 | 146 | 100.00 | 100.00 | 138.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 227 | 146 | 60 | 210.00 | 100.00 | 135.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 228 | 146 | 147 | 220.00 | 100.00 | 138.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 229 | 64 | 63 | 175.00 | 100.00 | 138.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 230 | 81 | 164 | 1000.00 | 100.00 | 139.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 231 | 165 | 164 | 200.00 | 100.00 | 50.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 232 | 165 | 85 | 500.00 | 100.00 | 50.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 233 | 152 | 166 | 100.00 | 100.00 | 135.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |

ZALĄCZNIK 4: Szczegółowe dane modelu symulacyjnego SDWP miasta Chojnice

| | | | | | |
|-----|--------|--------|---------|--------|--------|
| 234 | 166 | 148 | 75.00 | 100.00 | 135.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 235 | 166 | 154 | 1000.00 | 100.00 | 120.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 236 | 166 | 149 | 1000.00 | 100.00 | 120.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 237 | 10 | 167 | 170.00 | 125.00 | 41.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 238 | 167 | 9 | 100.00 | 125.00 | 45.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 239 | 167 | 74 | 300.00 | 125.00 | 41.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 240 | 168 | 36 | 102.00 | 150.00 | 139.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 241 | 168 | 96 | 565.00 | 100.00 | 140.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 242 | 102 | 31 | 596.00 | 100.00 | 141.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 243 | 169 | 147 | 100.00 | 100.00 | 135.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 244 | 169 | 64 | 250.00 | 100.00 | 137.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 245 | 66 | 10 | 435.00 | 100.00 | 35.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 246 | 170 | 132 | 158.00 | 100.00 | 89.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 247 | 131 | 170 | 205.00 | 100.00 | 45.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 248 | 88 | 20 | 500.00 | 150.00 | 127.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 249 | 88 | 171 | 157.00 | 100.00 | 127.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 250 | 171 | 91 | 135.00 | 150.00 | 97.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 251 | 86 | 7 | 260.00 | 100.00 | 122.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 252 | 140 | 141 | 400.00 | 100.00 | 100.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 253 | 172 | 129 | 280.00 | 80.00 | 38.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 254 | 172 | 92 | 90.00 | 80.00 | 123.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 255 | 84 | 85 | 787.00 | 200.00 | 80.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 256 | 173 | 135 | 100.00 | 100.00 | 120.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 257 | 173 | 137 | 251.00 | 150.00 | 120.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 258 | 173 | 136 | 92.00 | 150.00 | 120.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 259 | 139 | 140 | 160.00 | 150.00 | 120.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |

ZALĄCZNIK 4: Szczegółowe dane modelu symulacyjnego SDWP miasta Chojnice

| | | | | | |
|-----|--------|--------|--------|--------|--------|
| 260 | 140 | 141 | 470.00 | 150.00 | 120.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 261 | 101 | 99 | 227.00 | 100.00 | 98.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 262 | 174 | 88 | 100.00 | 150.00 | 127.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 263 | 20 | 175 | 150.00 | 500.00 | 98.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 264 | 175 | 8 | 500.00 | 500.00 | 98.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 265 | 175 | 174 | 290.00 | 80.00 | 137.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 266 | 15 | 16 | 360.00 | 300.00 | 139.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 267 | 177 | 30 | 50.00 | 200.00 | 142.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 268 | 177 | 34 | 50.00 | 200.00 | 142.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 269 | 176 | 177 | 270.00 | 100.00 | 142.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 270 | 27 | 176 | 280.00 | 100.00 | 130.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |
| 271 | 176 | 28 | 100.00 | 100.00 | 130.00 |
| | 0.0000 | Open ; | | | |

[PUMPS]

| ;ID | Node1 | Node2 | Parameters |
|-----|-------|-------|--------------------------|
| F1 | 178 | 1 | HEAD 125_230 SPEED 0.8 ; |
| K1 | 180 | 2 | HEAD 125_222 ; |
| P1 | 179 | 55 | HEAD 80_200 ; |

[VALVES]

| ;ID | Node1 | Node2 | Diameter | Type | Setting | MinorLoss |
|-----|-------|-------|----------|------|---------|-----------|
|-----|-------|-------|----------|------|---------|-----------|

[TAGS]

[DEMANDS]

| ;Junction | Demand | Pattern | Category |
|-----------|--------|---------|----------|
|-----------|--------|---------|----------|

[STATUS]

| ;ID | Status/Setting |
|-----|----------------|
| F1 | 0.8 |

[PATTERNS]

| ;ID | Multipliers |
|---------------------------|------------------------------------|
| Plac_Piastowski 0.8400 | 0.3950 0.8500 0.8000 0.8600 0.8800 |
| Plac_Piastowski 0.9900 | 0.9000 1.2500 1.1600 0.9000 0.8300 |
| Plac_Piastowski 1.2500 | 1.2000 1.3300 1.6000 1.5500 1.4100 |

| Plac_Piastowski 0.4000 | 1.1100 | 1.0500 | 0.9500 | 1.0200 | 0.9200 | |
|---------------------------|----------|---------|--------|--------|--------|------|
| ; | | | | | | |
| kar2 | 0.45 | 0.165 | 0.14 | 0.14 | 0.17 | 1.51 |
| kar2 | 1.25 | 0.9 | 1.2 | 1.52 | 1.55 | 1.5 |
| kar2 | 1.5 | 1.45 | 1.41 | 1.38 | 1.22 | 1.28 |
| kar2 | 1.25 | 1.25 | 1.4 | 1.4 | 1.45 | 1 |
| ; | | | | | | |
| plac2 | 0.4 | 0.85 | 0.76 | 0.8 | 0.88 | 1.51 |
| plac2 | 1.25 | 1 | 1.23 | 1.1 | 1.55 | 1.35 |
| plac2 | 1.3 | 1.33 | 1.6 | 1.55 | 1.41 | 1.25 |
| plac2 | 1.11 | 1.05 | 0.95 | 1.02 | 0.92 | 0.8 |
| [CURVES] | | | | | | |
| ;ID | X-Value | Y-Value | | | | |
| ;PUMP: | | | | | | |
| 80_200 | 0.0000 | 75.5000 | | | | |
| 80_200 | 40.0000 | 75.0000 | | | | |
| 80_200 | 100.0000 | 71.0000 | | | | |
| ;PUMP: | | | | | | |
| 80_207 | 0.0000 | 51.0000 | | | | |
| 80_207 | 40.0000 | 50.5000 | | | | |
| 80_207 | 100.0000 | 42.0000 | | | | |
| ;PUMP: | | | | | | |
| 125_222 | 0.0000 | 80.0000 | | | | |
| 125_222 | 120.0000 | 79.0000 | | | | |
| 125_222 | 240.0000 | 75.0000 | | | | |
| ;PUMP: | | | | | | |
| 125_230 | 0.0000 | 67.0000 | | | | |
| 125_230 | 150.0000 | 66.0000 | | | | |
| 125_230 | 300.0000 | 30.0000 | | | | |
| ;PUMP: | | | | | | |
| 150_218 | 0.0000 | 50.0000 | | | | |
| 150_218 | 200.0000 | 48.5000 | | | | |
| 150_218 | 400.0000 | 37.0000 | | | | |
| ;PUMP: | | | | | | |
| 80_200_ef | 20.0000 | 30.0000 | | | | |
| 80_200_ef | 40.0000 | 54.0000 | | | | |
| 80_200_ef | 60.0000 | 67.0000 | | | | |
| 80_200_ef | 80.0000 | 71.0000 | | | | |
| 80_200_ef | 100.0000 | 70.0000 | | | | |
| 80_200_ef | 120.0000 | 62.0000 | | | | |
| 80_200_ef | 140.0000 | 53.0000 | | | | |
| ;PUMP: | | | | | | |
| 125_222_ef | 22.0000 | 30.0000 | | | | |
| 125_222_ef | 40.0000 | 47.0000 | | | | |
| 125_222_ef | 60.0000 | 61.0000 | | | | |
| 125_222_ef | 80.0000 | 69.0000 | | | | |
| 125_222_ef | 100.0000 | 70.0000 | | | | |
| 125_222_ef | 120.0000 | 66.0000 | | | | |
| 125_222_ef | 140.0000 | 58.0000 | | | | |
| ;PUMP: | | | | | | |

| | | |
|------------|----------|---------|
| 150_230_ef | 86.0000 | 30.0000 |
| 150_230_ef | 120.0000 | 40.0000 |
| 150_230_ef | 160.0000 | 50.0000 |
| 150_230_ef | 200.0000 | 58.0000 |
| 150_230_ef | 240.0000 | 62.0000 |
| 150_230_ef | 280.0000 | 65.0000 |
| 150_230_ef | 320.0000 | 66.0000 |
| 150_230_ef | 360.0000 | 65.0000 |
| 150_230_ef | 400.0000 | 63.0000 |

[CONTROLS]

[RULES]

[ENERGY]

| | | |
|-------------------|------------|------------|
| Global Efficiency | 86.00 | |
| Global Price | 0.2200 | |
| Demand Charge | 0.0000 | |
| Pump F1 | Efficiency | 125_222_ef |
| Pump K1 | Efficiency | 125_222_ef |
| Pump P1 | Efficiency | 80_200_ef |

[EMITTERS]

;Junction Coefficient

[QUALITY]

| | |
|-------|----------|
| ;Node | InitQual |
| 3 | 0 |
| 178 | 0.3 |
| 179 | 0.3 |
| 180 | 0.2 |

[SOURCES]

| | | | |
|-------|------|---------|---------|
| ;Node | Type | Quality | Pattern |
|-------|------|---------|---------|

[REACTIONS]

| | | |
|-------|-----------|-------------|
| ;Type | Pipe/Tank | Coefficient |
|-------|-----------|-------------|

[REACTIONS]

| | |
|-----------------------|-------|
| Order Bulk | 1 |
| Order Tank | 1 |
| Order Wall | 1 |
| Global Bulk | - 0.5 |
| Global Wall | 0 |
| Limiting Potential | 0 |
| Roughness Correlation | 0 |

[MIXING]

| | |
|-------|-------|
| ;Tank | Model |
|-------|-------|

[TIMES]

Duration 24:00
 Hydraulic Timestep 1:00
 Quality Timestep 0:05
 Pattern Timestep 1:00
 Pattern Start 0:00
 Report Timestep 0:05
 Report Start 0:00
 Start ClockTime 0:00:00
 Statistic NONE

[REPORT]

Status No
 Summary No
 Page 0

[OPTIONS]

Units LPS
 Headloss H-W
 Specific Gravity 1.0000
 Viscosity 1.0000
 Trials 40
 Accuracy 0.00100000
 Unbalanced Continue 10
 Pattern Plac_Piastowski
 Demand Multiplier 1.00
 Emitter Exponent 0.50
 Quality Chlorine mg/L
 Diffusivity 1.0000
 Tolerance 0.01000000

[COORDINATES]

| Node | X-Coord | Y-Coord |
|------|---------|----------|
| 1 | 259.32 | 11247.97 |
| 2 | 1712.50 | 8545.83 |
| 3 | 3468.52 | 6973.37 |
| 4 | 3669.27 | 7288.72 |
| 5 | 5280.45 | 6888.49 |
| 6 | 5389.45 | 7038.00 |
| 7 | 6375.08 | 6920.41 |
| 8 | 5724.48 | 5394.79 |
| 9 | 5910.44 | 4840.60 |
| 10 | 5818.77 | 4653.10 |
| 11 | 5927.08 | 4327.83 |
| 12 | 5383.33 | 4222.92 |
| 13 | 4322.86 | 4340.56 |
| 14 | 3960.36 | 5403.06 |
| 15 | 3793.69 | 5928.06 |
| 16 | 3926.91 | 6383.94 |
| 17 | 4304.68 | 7099.14 |
| 18 | 5778.67 | 6975.08 |
| 19 | 6236.54 | 6988.23 |
| 20 | 6044.92 | 6299.81 |

| | | |
|----|---------|----------|
| 21 | 3831.46 | 4494.30 |
| 22 | 1485.42 | 8835.42 |
| 23 | 1072.92 | 10072.92 |
| 24 | 281.25 | 10122.92 |
| 25 | 2616.67 | 7825.00 |
| 26 | 3108.33 | 7320.83 |
| 27 | 4254.17 | 6541.67 |
| 28 | 4337.50 | 6025.00 |
| 29 | 4112.50 | 7220.83 |
| 30 | 3985.03 | 6667.97 |
| 31 | 3879.17 | 7720.83 |
| 32 | 3687.50 | 7941.67 |
| 33 | 3464.58 | 7510.42 |
| 34 | 3800.00 | 6700.00 |
| 35 | 3708.33 | 6818.75 |
| 36 | 2855.81 | 8288.26 |
| 37 | 3435.02 | 6262.23 |
| 38 | 3039.18 | 5933.07 |
| 39 | 3268.77 | 5863.06 |
| 40 | 3360.32 | 6059.25 |
| 41 | 3572.52 | 6828.90 |
| 42 | 3490.24 | 6724.22 |
| 43 | 3274.48 | 6790.63 |
| 44 | 3741.88 | 5725.27 |
| 45 | 3218.27 | 5283.33 |
| 46 | 2854.74 | 5237.23 |
| 47 | 3730.77 | 5370.83 |
| 48 | 2976.61 | 5733.33 |
| 49 | 3133.33 | 5387.50 |
| 50 | 3208.33 | 5354.17 |
| 51 | 4227.01 | 5288.69 |
| 52 | 4110.28 | 5466.02 |
| 53 | 4351.95 | 5428.52 |
| 54 | 4435.28 | 5666.02 |
| 55 | 4359.24 | 5054.56 |
| 56 | 4339.58 | 4943.75 |
| 57 | 4395.70 | 5206.64 |
| 58 | 3583.33 | 4164.58 |
| 59 | 3644.42 | 4244.72 |
| 60 | 3018.75 | 4429.17 |
| 61 | 2841.53 | 4707.45 |
| 62 | 2918.62 | 5051.20 |
| 63 | 3551.95 | 4634.54 |
| 64 | 3418.62 | 4476.20 |
| 65 | 3552.08 | 4372.92 |
| 66 | 6188.96 | 4159.54 |
| 67 | 6345.55 | 4365.18 |
| 68 | 4437.82 | 5440.94 |
| 69 | 4769.99 | 5435.30 |
| 70 | 4847.08 | 5412.39 |
| 71 | 5099.16 | 5254.05 |
| 72 | 4588.74 | 5618.64 |

| | | |
|-----|---------|---------|
| 73 | 4790.83 | 5508.22 |
| 74 | 5245.57 | 5186.85 |
| 75 | 3347.25 | 4115.25 |
| 76 | 3941.88 | 5662.77 |
| 77 | 6087.50 | 4497.92 |
| 78 | 6191.67 | 4868.75 |
| 79 | 6045.83 | 5502.08 |
| 80 | 5408.33 | 5260.42 |
| 81 | 6899.48 | 5809.38 |
| 82 | 5366.67 | 4668.75 |
| 83 | 6765.63 | 6131.25 |
| 84 | 7332.81 | 6430.21 |
| 85 | 8238.26 | 6604.17 |
| 86 | 6199.77 | 6729.09 |
| 87 | 5799.77 | 6879.09 |
| 88 | 5657.17 | 6473.33 |
| 89 | 5137.27 | 6645.76 |
| 90 | 4978.94 | 6404.09 |
| 91 | 5337.27 | 6733.26 |
| 92 | 4823.66 | 5257.72 |
| 93 | 4130.81 | 7600.76 |
| 94 | 3939.14 | 7846.60 |
| 95 | 4264.58 | 7537.50 |
| 96 | 2259.37 | 8480.62 |
| 97 | 3170.83 | 7391.67 |
| 98 | 3252.08 | 7500.00 |
| 99 | 3300.00 | 7604.17 |
| 100 | 3393.75 | 7543.75 |
| 101 | 3079.17 | 7612.50 |
| 102 | 3379.17 | 7339.58 |
| 103 | 2995.83 | 7208.33 |
| 104 | 3200.00 | 7062.50 |
| 105 | 3422.40 | 5815.63 |
| 106 | 3578.65 | 5765.63 |
| 107 | 3397.40 | 5728.13 |
| 108 | 3234.90 | 5767.71 |
| 109 | 3164.06 | 5511.46 |
| 110 | 3707.81 | 5638.54 |
| 111 | 3095.31 | 5694.79 |
| 112 | 3205.73 | 5661.46 |
| 113 | 3322.53 | 6070.06 |
| 114 | 3299.61 | 5994.01 |
| 115 | 3116.15 | 6173.96 |
| 116 | 3078.65 | 6059.38 |
| 117 | 3647.92 | 5966.67 |
| 118 | 3870.31 | 6821.88 |
| 119 | 3993.23 | 7663.54 |
| 120 | 4030.73 | 5580.21 |
| 121 | 5032.81 | 5390.63 |
| 122 | 5041.15 | 5467.71 |
| 123 | 4886.98 | 5484.38 |
| 124 | 5076.56 | 5503.13 |

| | | |
|-----|---------|---------|
| 125 | 4807.81 | 5576.04 |
| 126 | 4686.98 | 5561.46 |
| 127 | 4616.15 | 5444.79 |
| 128 | 4730.73 | 5328.13 |
| 129 | 4459.90 | 5196.88 |
| 130 | 5793.23 | 5192.71 |
| 131 | 6109.90 | 5238.54 |
| 132 | 6557.81 | 5478.13 |
| 133 | 6493.23 | 5663.54 |
| 134 | 6666.15 | 5726.04 |
| 135 | 6280.73 | 6178.13 |
| 136 | 6311.46 | 6395.83 |
| 137 | 6580.21 | 6418.75 |
| 138 | 6693.23 | 6363.54 |
| 139 | 6905.73 | 6432.29 |
| 140 | 7036.98 | 6219.79 |
| 141 | 7309.90 | 6303.13 |
| 142 | 6144.79 | 6479.17 |
| 143 | 5408.33 | 3466.67 |
| 144 | 3481.25 | 4433.33 |
| 145 | 3708.33 | 4470.83 |
| 146 | 3337.50 | 4385.42 |
| 147 | 3075.00 | 4583.33 |
| 148 | 2966.67 | 4510.42 |
| 149 | 2766.67 | 4522.92 |
| 150 | 2891.67 | 4616.67 |
| 151 | 2625.00 | 4412.50 |
| 152 | 2604.17 | 4254.17 |
| 153 | 2675.00 | 4166.67 |
| 154 | 2912.50 | 4345.83 |
| 155 | 2735.42 | 4093.75 |
| 156 | 3041.67 | 4212.50 |
| 157 | 2806.25 | 4000.00 |
| 158 | 3095.83 | 3731.25 |
| 159 | 3300.00 | 3987.50 |
| 160 | 3012.50 | 4875.00 |
| 161 | 2866.67 | 4966.67 |
| 162 | 3239.58 | 3914.58 |
| 163 | 2975.00 | 4145.83 |
| 164 | 7566.67 | 6045.83 |
| 165 | 7950.00 | 6179.17 |
| 166 | 2847.92 | 4429.17 |
| 167 | 5604.17 | 4804.17 |
| 168 | 2954.17 | 8487.50 |
| 169 | 3154.17 | 4683.33 |
| 170 | 6354.17 | 5416.67 |
| 171 | 5375.00 | 6458.33 |
| 172 | 4800.00 | 5104.17 |
| 173 | 6328.13 | 6270.83 |
| 174 | 5750.00 | 6308.33 |
| 175 | 5916.67 | 6070.83 |
| 176 | 4323.60 | 6236.09 |

| | | |
|-----|---------|----------|
| 177 | 3962.49 | 6492.62 |
| 178 | 249.27 | 11598.39 |
| 179 | 4572.22 | 4996.05 |
| 180 | 1883.33 | 8668.75 |

[VERTICES]

| Link | X-Coord | Y-Coord |
|------|---------|---------|
| 2 | 4067.18 | 7213.72 |
| 4 | 5624.50 | 6950.08 |
| 5 | 6166.17 | 7025.08 |
| 8 | 5865.71 | 4628.21 |
| 8 | 5828.21 | 4582.38 |
| 9 | 5622.92 | 4236.16 |
| 10 | 4998.13 | 4210.97 |
| 10 | 4660.63 | 4294.30 |
| 11 | 4135.63 | 4369.30 |
| 14 | 1472.92 | 9156.25 |
| 16 | 1983.33 | 8445.83 |
| 19 | 4154.17 | 6091.67 |
| 20 | 4058.33 | 7050.00 |
| 21 | 4125.00 | 6625.00 |
| 21 | 4162.50 | 6545.83 |
| 25 | 3054.17 | 8383.33 |
| 25 | 3712.50 | 8004.17 |
| 29 | 3318.35 | 6295.57 |
| 32 | 3384.94 | 6779.17 |
| 34 | 2984.94 | 5437.50 |
| 34 | 2939.11 | 5612.50 |
| 37 | 3334.94 | 5312.50 |
| 40 | 4060.28 | 5336.85 |
| 40 | 3918.62 | 5353.52 |
| 42 | 4237.43 | 5317.86 |
| 42 | 4322.78 | 5295.18 |
| 44 | 4422.78 | 5736.85 |
| 45 | 4358.20 | 5049.35 |
| 47 | 4347.92 | 4462.50 |
| 50 | 3560.28 | 4667.87 |
| 50 | 3537.37 | 4674.12 |
| 50 | 3558.20 | 4763.70 |
| 50 | 3095.70 | 5078.29 |
| 50 | 2997.92 | 4997.92 |
| 51 | 2860.21 | 5143.18 |
| 54 | 4534.58 | 5645.72 |
| 57 | 5103.78 | 5174.96 |
| 59 | 6170.83 | 4677.08 |
| 66 | 5283.33 | 5127.08 |
| 66 | 5254.17 | 5131.25 |
| 67 | 6808.41 | 6095.41 |
| 67 | 6825.08 | 6137.08 |
| 67 | 6808.41 | 6149.58 |
| 68 | 7316.74 | 6437.08 |
| 69 | 5978.94 | 6870.76 |

| | | |
|-----|---------|---------|
| 71 | 5787.27 | 6820.76 |
| 71 | 5737.27 | 6712.42 |
| 71 | 5641.44 | 6624.92 |
| 72 | 5316.44 | 6733.26 |
| 72 | 5237.27 | 6583.26 |
| 75 | 5145.60 | 6204.09 |
| 75 | 5253.94 | 5916.59 |
| 75 | 5391.44 | 5699.92 |
| 76 | 4828.33 | 6087.42 |
| 76 | 4774.16 | 5858.26 |
| 76 | 4715.83 | 5699.92 |
| 76 | 4603.33 | 5649.92 |
| 77 | 3952.37 | 5561.66 |
| 77 | 3985.70 | 5699.16 |
| 77 | 3835.70 | 5907.49 |
| 80 | 4330.81 | 7679.93 |
| 85 | 2805.20 | 8188.95 |
| 85 | 2413.53 | 8438.95 |
| 85 | 2288.53 | 8463.95 |
| 86 | 2088.53 | 8559.79 |
| 86 | 2138.53 | 8668.12 |
| 86 | 1755.20 | 8838.95 |
| 86 | 1621.87 | 8584.79 |
| 87 | 4246.35 | 6838.72 |
| 88 | 4347.11 | 7073.91 |
| 89 | 4309.23 | 7122.02 |
| 90 | 4102.01 | 4842.86 |
| 90 | 4314.32 | 5072.14 |
| 91 | 3977.01 | 5201.19 |
| 92 | 4314.51 | 5072.03 |
| 92 | 4341.60 | 5197.03 |
| 92 | 4268.68 | 5272.03 |
| 96 | 3045.83 | 7539.58 |
| 98 | 3225.00 | 7437.50 |
| 101 | 3312.50 | 7375.00 |
| 103 | 3104.17 | 7093.75 |
| 104 | 3222.92 | 7152.08 |
| 104 | 3085.94 | 7297.92 |
| 105 | 3191.15 | 6996.88 |
| 105 | 3301.56 | 6961.46 |
| 106 | 3328.65 | 6111.46 |
| 117 | 3059.90 | 5548.96 |
| 118 | 3474.48 | 5569.79 |
| 131 | 3934.90 | 5567.71 |
| 132 | 3172.40 | 6344.79 |
| 135 | 4057.81 | 7217.71 |
| 135 | 4105.73 | 7194.79 |
| 138 | 3622.40 | 6928.13 |
| 140 | 4299.48 | 5436.46 |
| 140 | 4297.40 | 5482.29 |
| 140 | 4186.98 | 5492.71 |
| 140 | 4186.98 | 5573.96 |

| | | |
|-----|---------|---------|
| 141 | 4005.73 | 5644.79 |
| 142 | 4053.65 | 5505.21 |
| 144 | 4466.15 | 5255.21 |
| 144 | 4816.15 | 5223.96 |
| 146 | 5095.31 | 5382.29 |
| 149 | 5076.56 | 5465.63 |
| 153 | 4876.56 | 5403.13 |
| 155 | 5084.90 | 5557.29 |
| 155 | 4818.23 | 5626.04 |
| 159 | 4730.73 | 5430.21 |
| 160 | 4826.56 | 5305.21 |
| 161 | 4826.56 | 5298.96 |
| 162 | 4634.90 | 5330.21 |
| 165 | 4355.73 | 5451.04 |
| 173 | 6722.40 | 5511.46 |
| 182 | 6378.65 | 6515.63 |
| 185 | 6732.81 | 6101.04 |
| 185 | 6545.31 | 6042.71 |
| 188 | 7295.31 | 6344.79 |
| 188 | 7064.06 | 6478.13 |
| 189 | 7351.56 | 6311.46 |
| 189 | 7397.40 | 6361.46 |
| 191 | 5645.31 | 3469.79 |
| 192 | 3075.00 | 4945.83 |
| 194 | 2766.67 | 4825.00 |
| 195 | 2925.00 | 4762.50 |
| 200 | 2579.17 | 4479.17 |
| 200 | 2645.83 | 4525.00 |
| 200 | 2645.83 | 4550.00 |
| 201 | 2529.17 | 4341.67 |
| 212 | 2964.58 | 4275.00 |
| 218 | 3275.00 | 4016.67 |
| 220 | 3650.00 | 4300.00 |
| 220 | 3558.33 | 4183.33 |
| 221 | 3604.17 | 4333.33 |
| 222 | 3766.67 | 4541.67 |
| 223 | 3562.50 | 4529.17 |
| 227 | 3256.25 | 4289.58 |
| 227 | 3108.33 | 4412.50 |
| 232 | 8162.50 | 6245.83 |
| 232 | 8150.00 | 6291.67 |
| 232 | 8295.83 | 6383.33 |
| 232 | 8387.50 | 6525.00 |
| 239 | 5429.17 | 4916.67 |
| 239 | 5395.83 | 5033.33 |
| 239 | 5312.50 | 5137.50 |
| 239 | 5250.00 | 5129.17 |
| 239 | 5241.67 | 5170.83 |
| 241 | 2833.33 | 8550.00 |
| 241 | 2758.33 | 8425.00 |
| 241 | 2704.17 | 8395.83 |
| 241 | 2395.83 | 8566.67 |

| | | |
|-----|---------|---------|
| 241 | 2287.50 | 8537.50 |
| 242 | 3487.50 | 7289.58 |
| 242 | 3743.75 | 7783.33 |
| 245 | 5931.11 | 4322.56 |
| 247 | 6391.67 | 5275.00 |
| 248 | 5766.67 | 6529.17 |
| 248 | 6082.29 | 6363.54 |
| 248 | 6075.00 | 6350.00 |
| 248 | 6064.58 | 6334.38 |
| 248 | 6057.29 | 6321.88 |
| 249 | 5625.00 | 6445.83 |
| 250 | 5358.33 | 6733.33 |
| 251 | 6343.75 | 6977.08 |
| 251 | 6389.58 | 6943.75 |
| 252 | 7308.33 | 6293.75 |
| 255 | 7910.42 | 6454.17 |
| 257 | 6463.54 | 6214.58 |
| 258 | 6265.63 | 6306.25 |
| 259 | 6946.88 | 6310.42 |
| 259 | 6988.54 | 6325.00 |
| 260 | 7101.04 | 6037.50 |
| 260 | 7365.63 | 6122.92 |
| 261 | 3120.83 | 7712.50 |
| 262 | 5712.50 | 6312.50 |
| 262 | 5762.50 | 6450.00 |
| 262 | 5712.50 | 6491.67 |
| 264 | 5783.33 | 5695.83 |
| 264 | 5745.83 | 5691.67 |
| 264 | 5679.17 | 5491.67 |
| P1 | 4363.03 | 5047.81 |

[LABELS]

;X-Coord Y-Coord Label & Anchor Node

[BACKDROP]

DIMENSIONS 0.00 0.00 10000.00 10000.00

UNITS Meters

FILE

OFFSET 0.00 0.00

[END]