



Polska Akademia Nauk • Instytut Badań Systemowych

Michał Inkielman

**SYMULACYJNE METODY  
ANALIZY STEROWANYCH  
WIELOZBIORNIKOWYCH  
SYSTEMÓW WODNYCH**



SYMULACYJNE METODY ANALIZY STEROWANYCH  
WIELOZBIORNIKOWYCH SYSTEMÓW WODNYCH

Polska Akademia Nauk • Instytut Badań Systemowych

**Seria: BADANIA SYSTEMOWE**  
**tom 19**

---

**Redaktor naukowy:**

**Prof. dr hab. Jakub Gutenbaum**

Warszawa 1995

Michał Inkielman

**SYMULACYJNE METODY  
ANALIZY STEROWANYCH  
WIELOZBIORNIKOWYCH  
SYSTEMÓW WODNYCH**

Publikację opiniowali do druku:

Prof. dr hab. Zdzisław Kaczmarek  
Prof. dr hab. Krzysztof Malinowski

Wydano z wykorzystaniem dotacji  
KOMITETU BADAŃ NAUKOWYCH

Copyright © by Instytut Badań Systemowych PAN  
Warszawa 1995

**ISBN 83-85847-31-6**  
**ISSN 0208-8029**

## WPROWADZENIE

Praca niniejsza stanowi opracowanie syntetyczne badań nad zastosowaniem metod obliczeniowych i symulacyjnych do rozwiązywania zadań sterowania zasobami wodnymi w skali regionalnej w horyzoncie rocznym i wieloletnim. Celem pracy jest przedstawienie metodologii modelowania systemowego w zastosowaniu do specyficznego kręgu zagadnień sterowania: sterowania systemem wodnym, który jest systemem hydrologicznym, ekonomicznym, technicznym i ekologicznym równocześnie. Wyniki zaadresowane są z jednej strony do specjalistów z dziedziny gospodarki wodnej, przedstawiając komputerowe narzędzie wspomagania decyzji - a z drugiej do twórców softwaru, analizując realne wymagania obiektu, jakim jest system wodny. W pracy omówiono system wodny jako obiekt sterowania oraz cele, narzędzia i sposoby oceny efektywności sterowania. Szczególną uwagę poświęcono analizie metod sterowania opartych na koncepcji tzw. reguł decyzyjnych i zagregowanych modeli optymalizacyjnych oraz ich weryfikacji na drodze symulacji. Rozważane są problemy skuteczności reguł sterowania ocenianych z punktu widzenia różnorodnych kryteriów, w tym także z punktu widzenia wpływu sterowania ilościowego zasobami na parametry jakości wody.

Omówiono zastosowania skojarzonej metody badania: sterowanie-optymalizacja-symulacja, a w szczególności: wykorzystanie reguł decyzyjnych do budowy zagregowanych modeli systemu wodnego w fazie projektowej (np. do wymiarowania zbiorników), wykorzystanie reguł decyzyjnych jako podstawy sterowania bieżącego, wykorzystanie reguł decyzyjnych do prognozowania przepływów przy obliczaniu parametrów jakości wody.

Omówiono także zagadnienia praktyczne związane z budową pakietu komputerowego realizującego zadania konstruowania modeli symulacyjnych, generowania scenariuszy symulacji i analizy wyników. Przy konstrukcji modeli symulacyjnych wykorzystano obiektowo zorientowaną strukturę programu komputerowego i topologię sieci systemu wodnego. Podejście to pozwala formułować modele różnych elementów systemu na dowolnym poziomie szczegółowości, rozwijać je lub agregować, w zależności od potrzeb i dostępności danych, bez potrzeby zmian w programie wykraczających poza lokalny opis tych elementów (obiektów).

W opracowaniu wykorzystano wyniki badań prowadzonych w IBS PAN od 1976 roku w ramach programu PR-7, wspólnych badań z IIASA (Projekt Górnej Noteci), programu CPBP 03.09 (z wykorzystaniem danych dotyczących regionu Górnej Wisły), własnych badań autora między innymi w Instytucie Informatyki Uniwersytetu w Annabie (Algieria) w latach 1981 - 1986 związanych z modelowaniem systemu wodnego przemysłowo-rolniczego regionu Annaby oraz prac autora związanych z budową i wykorzystaniem pakietu symulacyjnego w temacie IBS PAN "Modelowanie i optymalizacja dla potrzeb sterowania ilością i jakością wody".

## 1. WSTĘP

Naturalne sieci wód powierzchniowych złożone z rzek i jezior, uzupełnione przez urządzenia techniczne do przesyłania i magazynowania wody, ujęcia wody podziemnej i użytkownicy wody tworzą złożone systemy wodno-gospodarcze. Systemy takie spełniają ważne funkcje w życiu ekonomicznym i społecznym każdego kraju. Dla Polski sprawa efektywnego działania systemów wodno-gospodarczych jest szczególnie istotna ze względu na okresowy ostry deficyt wody oraz dużą nierównomierność opadów jako głównego źródła zasobów wodnych, przy stosunkowo niskim stopniu zagospodarowania zasobów zarówno przez duże zbiorniki jak przez tzw "małą retencję".

W ostatnich latach zmiany gospodarcze w Polsce sprzyjają bardziej racjonalnemu spojrzeniu na gospodarkę wodną. Dał temu wyraz Komitet Gospodarki Wodnej PAN opracowując w porozumieniu z Ministerstwem Ochrony Środowiska w 1993 roku założenia "Polityki gospodarowania zasobami wodnymi w Polsce". U podstaw tego spojrzenia są następujące elementy: traktowanie wody jako towaru o określonej wartości ekonomicznej, powiązanie problemu sterowania zasobami wodnymi z regionalnymi ekosystemami i jednostkami hydrograficznymi, połączenie procesów decyzyjnych z odpowiedzialnością za ich skutki w postaci zmian zasobów wodnych i jakości wody w celu minimalizacji tych zmian oraz ciągły monitoring skutków gospodarowania.

Wpływ działalności gospodarczej i bytowej, prowadzonej na określonym obszarze, na zasoby wodne, wyraża się w kilku zasadniczych parametrach:

- zużycie zasobów powierzchniowych zgromadzonych w zbiornikach,
- zużycie wód powierzchniowych przez ograniczenie spływu naturalnego
- zmiana równowagi w bilansie płytkich wód gruntowych, głównie w wyniku działalności budownictwa i kanalizacji (znaczny udział miały tu melioracje)
- eksploatacja zasobów wód podziemnych,
- zrzut zanieczyszczeń (ścieków) do zbiorników i rzek
- zanieczyszczenie gleby i wód podziemnych
- neutralizacja zanieczyszczeń w wodach powierzchniowych

Łączny efekt wszystkich tych składników oddziaływania na zasoby wodne jest zależny nie tylko od wielkości każdego z nich, ale także od synergicznego działania ich kombinacji w połączeniu z indywidualnymi warunkami hydrologicznymi i hydrotechnicznymi.

W związku z tym, ocena obciążenia, jakie stanowi działalność gospodarcza w dziedzinie zasobów wodnych, nie może być oparta jedynie na pomiarze

każdego z tych parametrów, lecz musi uwzględniać rzeczywiste skutki jakie ma ona dla środowiska hydrologicznego danego obszaru i obszarów przyległych.

Badanie niewątpliwie szkodliwych skutków działalności, która z drugiej strony jest niezbędna (potrzeby bytowe mieszkańców) lub pożądana ze względów ekonomicznych, wprowadza elementy oceny wielokryterialnej. Miara skutków działalności fabryki, określona masą zanieczyszczeń wprowadzonych do rzeki lub ilością zużytej wody jest dopiero wtedy użyteczna, jeśli przeciwstawiając jej finansowy zysk gospodarza zasobów wodnych z tytułu opłat lub podatku potrafimy powiedzieć, czy wynik ogólny jest korzystny, czy nie. W większości przypadków odpowiedź nie jest jednoznaczna.

W tego typu sytuacjach wydaje się celowe wprowadzenie wskaźników relatywnych. Relatywizm ten powinien opierać się zarówno na porównaniu skutków działalności użytkownika wody z analogicznymi skutkami podobnej działalności na innych obszarach, jak i porównaniu różnych okresów danej działalności. Warunkiem koniecznym do takiej oceny jest zarówno opracowanie systemu normatywów jak pełna ewidencja stanu zasobów i ich zużycia w ciągu szeregu lat (statystyki deficytów, przekroczeń rozmaitych ograniczeń ilościowych i jakościowych).

W przypadku najczęściej spotykanym system wodny służy zaspokojeniu potrzeb wielu użytkowników, często o przeciwstawnych celach i wobec ograniczenia zasobów pozostających w stałym konflikcie. Stąd powstaje konieczność wyodrębnienia układu sterowania (dyspozytora wody), którego zadaniem jest minimalizowanie skutków użytkowania wody przy równoczesnym zaspokojeniu potrzeb użytkowników.

Efektywność wykorzystania zasobów wodnych w istniejących urządzeniach zależy od decyzji dotyczących zarówno gromadzenia wody w zbiornikach, jak i jej rozdziału między użytkowników. Należy przy tym podkreślić, że nawet jeśli decyzje takie dotyczą pojedynczych zbiorników, czy użytkowników, to ze względu na powiązania systemowe, oddziałują one nie tylko lokalnie, lecz wpływają na stan całego systemu. Wobec tego powinny być podejmowane z uwzględnieniem tego wpływu - w ramach określonego zadania globalnego.

Z szerokiego zakresu zagadnień związanych z gospodarką wodną, obejmującego zarówno aspekty ilościowe, jak i jakościowe, w tej pracy ograniczymy się do spraw dotyczących rozdziału zasobów wodnych w sieciach jedno i wielozbiornikowych w horyzoncie czasu obejmującym procesy sezonowe. Nawet przy takim zawężeniu tematyki mamy do czynienia z zagadnieniem złożonym i trudnym, co wynika z następujących cech systemu:

- system jest wielocelowy: przy podejmowaniu decyzji należy uwzględniać zarówno interesy bezpośrednich użytkowników wody t.j. gospodarki komunalnej, przemysłu, rolnictwa, jak i mieć na uwadze ryzyko powodzi,



względy ekologiczne i turystyczno-rekreacyjne, a także potrzeby transportu wodnego;

- decydujący wpływ na zachowanie się systemu mają czynniki losowe; dotyczy to zarówno opadów, stanowiących podstawowe źródło uzupełniania zasobów wodnych, jak i niektórych użytkowników, np rolnictwa;
- system jest wielowymiarowy ze względu na liczbę sterowanych zbiorników, ujęć wody dla różnorodnych użytkowników, rozproszenie terytorialne;
- system jest dynamiczny ze względu na zmienność w czasie zasobów i potrzeb wodnych oraz możliwość gromadzenia wody (retencję) w zbiornikach i glebie;
- próby formułowania dostatecznie ścisłych opisów matematycznych modeli systemu prowadzą do zależności nieliniowych ze względu na nieliniowość zjawisk spływu powierzchniowego, przepływu w rzekach, zależności poziomu zbiornika i objętości wody, transformacji zanieczyszczeń a także nieliniowe zależności efektów użytkowania wody od ilości dostarczanej.

Aby sterować siecią wodną uwzględniając różnorodne cele, często przeciwstawne, należy podejmować decyzje różnych rodzajów, mimo, że sterowanie odbywa się z reguły tylko przez oddziaływanie na określone przepływy. Decyzje te, przy uwzględnieniu horyzontu ich przyszłych efektów oraz przedziału czasu zbierania informacji, można podzielić ogólnie na trzy klasy: decyzje długoterminowe (inwestycje), średnioterminowe (zarządzanie) i krótkoterminowe (sterowanie operacyjne).

Decyzje pierwszego typu w znacznym stopniu są zależne od kontekstu gospodarczego sieci wodnej i rzadko mogą być podejmowane wyłącznie na podstawie charakterystyk systemu wodnego. Tym niemniej sposoby zarządzania i sterowania operacyjnego wpływają istotnie na efektywność decyzji inwestycyjnych. Stąd wynika potrzeba takiego formułowania procesów decyzyjnych średnio- i krótkoterminowych, które umożliwiło by aprioryczną ocenę właściwości systemu wodnego łącznie z systemem zarządzania i sterowania już na etapie podejmowania decyzji inwestycyjnych.

Podobna sytuacja powstaje również wówczas, gdy chcemy uwzględnić wpływ mechanizmu sterowania operacyjnego na efektywność zarządzania. W niniejszej pracy, jeśli mówimy o modelach sterowania operacyjnego, to z reguły mamy na myśli te jego cechy, które są istotne przy podejmowaniu decyzji średniookresowych.

Nawet dla prostej struktury sieci wodnej i niewielkiej liczby użytkowników zadanie o wspomnianych cechach nie daje się ściśle rozwiązać znanymi metodami. Toteż wszystkie dotychczasowe próby rozwiązań poprzedzane są uproszczeniami, bądź istotnie ograniczającymi założeniami. Najbardziej naturalne wydają się w tej sytuacji takie uproszczenia, które przyjmowano również w tradycyjnej praktyce sterowania zbiornikami i poborami użytkowników: dotychczas sterowanie zbiornikami było zwykle oparte

o wykresy lub tabele przedstawiające w sposób graficzny lub numeryczny pewne "reguły decyzyjne" realizowane w określonych przedziałach czasu lub w chwilach wystąpienia określonych zdarzeń. Przy analitycznych próbach określenia optymalnego rozrządu wody w złożonym systemie, reguły te można zapisać także analitycznie. Zadanie optymalizacji rozrządu wody można wtedy ograniczyć do wyznaczenia optymalnych wartości parametrów przyjętych reguł decyzyjnych. Ze względów obliczeniowych zadanie powyższe jest formułowane jako dyskretne w czasie, ale i w praktyce sterowanie zaporą wodną stanowi realizację planu uaktualnianego okresowo. Liczne reguły decyzyjne proponowane w publikacjach przez ostatnie 20 lat różnią się zarówno zakresem informacji wejściowej, sposobem jej wykorzystania, jak też liczbą parametrów dobieranych z uwagi na cele sterowania.

Teoria sterowania, dla pewnych klas obiektów i celów sterowania, dysponuje metodami, które umożliwiają syntezę reguł w formie algorytmu sterowania (regulatora). Algorytm taki jest najczęściej deterministyczny w tym sensie, że przy określonym stanie obiektu i ewentualnie mierzonych zakłóceniach zewnętrznych reakcja regulatora jest jednoznaczna, uwalniając człowieka od podejmowania decyzji. Regulator wraz z obiektem tworzy układ zamknięty o możliwych do określenia a priori charakterystykach.

W systemach wodnych, ze względu na ich złożoność (wielowymiarowość, wielokryterialność i stochastyczność) nie ma możliwości analitycznej syntezy regulatora. Z tych samych powodów, a w szczególności ze względu na wielokryterialność, nie buduje się automatycznych układów sterowania systemami wodnymi. Stosowane algorytmy sterowania, noszące zwykle nazwę reguł decyzyjnych, określają tylko propozycje wariantów decyzji, które są ewentualnie realizowane pod kontrolą człowieka (systemy wspomaganie decyzji - decision support systems) np. [92], [93].

W rzeczywistym systemie wodnym mamy najczęściej do czynienia ze sprzecznością pomiędzy wymaganiem prostoty reguł decyzyjnych ze względu na możliwości optymalizacji ich parametrów, a ich realizowalnością w warunkach silnej losowej zmienności zasobów wodnych i ograniczeń fizycznych dotyczących zbiorników i cieków.

Jednym ze sposobów pokonania tej trudności w zadaniach magazynowania i rozrządu wody jest zastosowanie specjalnego rodzaju programowania stochastycznego - zadania z ograniczeniami na prawdopodobieństwa (chance constrained programming). Wiąże się to z przyjęciem w zadaniu stochastycznej postaci ograniczeń jako ograniczeń na prawdopodobieństwa, że sterowane odpływy ze zbiorników oraz ich napełnienia nie przekroczą odpowiednich zakresów. Gdy postać przyjętych w zadaniu rozrządu reguł decyzyjnych jest liniowa, takie podejście ma istotną zaletę: opis sieci wodnej wyłącznie równaniami bilansowymi i liniowymi regułami decyzyjnymi (LRD) daje

możliwość sprowadzenia zadania optymalizacji do programowania liniowego. Stochastyczne ograniczenia uzasadniają zaniechanie w rachunku optymalizacyjnym rzadkich przypadków (ze względu na ograniczone ich prawdopodobieństwo) nierealizowalności LRD wynikającej z ograniczeń fizycznych.

Po raz pierwszy takie rozwiązanie zadania w zastosowaniu do sieci wodnych zaproponowali C.S.ReVelle, E.Joeres i W.Kirby w 1969 roku [71], dla pojedynczego zbiornika i w zasadzie do celów projektowania jego pojemności.

W niniejszej pracy krótko opisano tę metodę, a także przedstawiono jej rozszerzenie dla systemów wielozbiornikowych i zastosowanie do optymalizacji rozrządu wody. W IBS PAN prace w tym kierunku były prowadzone w latach 1978 - 1986 [23], [25], [26], [65], [66]. Pokazano, że reguła Revelle'a może być traktowana jako szczególny przypadek, z dość licznej grupy reguł, dla których możliwe jest podejście analityczne [35].

Rozwiązania uproszczonego problemu powinny być jednak sprawdzone symulacyjnie na pełniejszym modelu. Szczególnie potrzebne jest sprawdzenie skutków ingerencji ograniczeń fizycznych, pominiętych w zadaniu optymalizacji, w działanie liniowej reguły decyzyjnej. Ponadto, ograniczenia stochastyczne są czasami wprowadzane do zadania sztucznie, w celu ustalenia obszaru rozwiązań w liniowym zakresie założonej reguły, ze względów tylko obliczeniowych. Wtedy warto sprawdzić symulacyjnie, czy realizacja reguł poza liniowym zakresem nie spowoduje nieprzewidzianych i niepożądanych skutków.

W latach 1970 - 1985 ukazało się wiele prac poświęconych różnym odmianom i modyfikacjom liniowych reguł decyzyjnych (LRD) [72], [17], [73], [74], [75], [60]. W większości przypadków modyfikacje mające na celu poprawę efektywności reguły odbierały jej cechę analityczności zadania optymalizacji lub zmuszały do ryzykownych estymacji statystycznych lub do stosowania metod bezpośredniej optymalizacji na modelu symulacyjnym.

Wybrane arbitralnie LRD mają postać uzasadnioną głównie względami obliczeniowymi optymalizacji i nie ma podstaw do uznania ich za najkorzystniejsze z punktu widzenia celów sterowania. Jedyne badania symulacyjne pozwalają oceniać efektywność sterowania z punktu widzenia dowolnych kryteriów - także tych, których wprowadzenie do wskaźnika optymalizacji byłoby niemożliwe ze względów obliczeniowych. Próby syntezy reguł bardziej złożonych, nieliniowych, bardziej heurystycznie uzasadnionych, również dają się zweryfikować jedynie przez badania symulacyjne. Rezygnując z postaci reguł sterowania umożliwiających analityczne określenie charakterystyk układu zamkniętego obiekt-sterowanie oraz ze stałookresowej dyskretyzacji czasu, dysponujemy bogatym zbiorem reguł nieliniowych, także o postaci nie analitycznej - w formie tablic lub krzywych dyspozytorskich (np.: [1], [3], [68], [80], [89]).

Często, szczególnie w przypadku systemów wodnych o dużej liczbie elementów sterowanych, synteza regulatorów związana jest z hierarchicznym podejściem do zadania sterowania: sterowanie bezpośrednio realizowane jest przez reguły lokalne, natomiast parametry tych reguł są optymalizowane z punktu widzenia zadań globalnych. Koncepcja LRD z optymalizowanymi parametrami w sposób naturalny odpowiada takiej właśnie dwupoziomowej strukturze sterowania. W hierarchizacji sterowania można jednak pójść jeszcze dalej. Można przyjąć (i tak w praktyce jest to robione), że reguła decyzyjna dotycząca sterowań okresowych stanowi tylko ramowy i uproszczony program sterowania, np. określający zasoby wody przeznaczone dla użytkowników w danym okresie czasu, natomiast szczegółowe decyzje operacyjne (np. harmonogram rozdziału zasobu między różnych odbiorców) wypracowywane są przy użyciu bardziej szczegółowych i wyspecjalizowanych algorytmów. W IBS PAN tego typu prace dotyczyły rozdziału wody między użytkowników obszaru rolniczego: [23], [9], [90] - zadanie dyskretnej LRD pozwala określić ilość wody dostarczanej z danymi gwarancjami dla obszaru rolniczego w danym okresie czasu, a lokalne zadanie optymalizacji służy do określenia harmonogramu rozdziału tej wody między różne uprawy. W literaturze dotyczącej ogólnych zagadnień optymalizacji można znaleźć wiele przykładów hierarchicznych struktur zadania sterowania systemami wodnymi, szczególnie dla systemów zbiorników energetycznych - z reguły dla bardzo uproszczonych, idealizowanych modeli deterministycznych.

Niezależne od przyjętej koncepcji sterowania i metod syntezy tego sterowania, podstawowym warunkiem efektywności decyzji sterujących jest oparcie procesu decyzyjnego o prawidłowo sformułowany model obiektu i jego zadań. Modelowanie systemów jako zbiór ogólnych metod opisu i analizy badanych procesów jest przedmiotem obszernych monografii (np. [22]). W przypadku problemów praktycznych, szczegółowy opis systemu sterowanego w języku umożliwiającym matematyczną formalizację jest na ogół pierwszym i z reguły pracochłonnym etapem pracy [11], [16], [20], [32], [51], [70], [79]. Najtrudniejsze elementy tej formalizacji to hipotezy dotyczące stochastycznego charakteru głównych składników bilansu wody: dopływów i poborów, zależności wiążących parametry jakości wody oraz hipotezy dotyczące kryteriów oceny systemu. Weryfikacja tych hipotez, niezależnie od tego, czy prowadzą one do modeli analitycznych, czy nie, wymagać może eksperymentów symulacyjnych.

Często problemem jest nie tylko identyfikacja nieznanymi parametrów złożonego procesu hydrologicznego, ale także dostatecznie jednoznaczne wyartykułowanie a priori potrzeb i priorytetów użytkowników wody. W rezultacie, dopiero dialogowe procedury konstruowania modeli w systemach eksperckich umożliwiają sformułowanie zadań sterowania [56], [57], [93].

Badanie efektywności sterowania systemu wodnego za pomocą symulacji według określonych scenariuszy jest często jedynym rozwiązaniem w przypadku występowania istotnej niestacjonarności na przykład wywołanej założonym rozwojem systemu (np. monotoniczny wzrost zapotrzebowania na wodę przez rozbudowywane systemy nawodnień rolniczych lub zmiana kryterium jakości sterowania [70], [95]), choć i tym przypadku możliwe jest repetycyjne stosowanie metod analitycznych (np. [24]).

Znaczenie badań symulacyjnych w każdym z opisanych wyżej przypadków, skłania do opracowania odpowiednich narzędzi komputerowych pozwalających prowadzić te badania łatwo i efektywnie.

W dalszej części pracy opisano pakiet programów symulacyjnych pozwalający, za pomocą prostego języka rozkazów, lub w formie dialogowej, realizować dowolne scenariusze symulacji. Omawiany pakiet programów został opracowany jako narzędzie do badania efektów stosowania określonych reguł decyzyjnych sterowania systemami wodnymi w skali regionalnej lub krajowej (sieci zawierające zbiorniki retencyjne, odcinki rzek i kanały).

Efekty te związane są zarówno z kształtowaniem zasobów wody gromadzonych w zbiornikach, regulowaniem przepływów w sieci (w szczególności w punktach poboru wody przez użytkowników) w warunkach silnych wahań losowo zmiennych dopływów i poborów jak i potrzebą utrzymania stopnia zanieczyszczenia wody (ze źródeł punktowych i rozproszonych) na dostatecznie niskim poziomie. Najprostszym sposobem uwzględnienia tego ostatniego czynnika jest zapewnienie odpowiedniego rozcieńczenia ścieków przez określenie minimalnych przepływów w gałęziach sieci (tzw. przepływ nienaruszalny). Jednakże złożona dynamika transformacji zanieczyszczeń, możliwość kumulowania ich w zbiornikach, zmienność w czasie i niejednorodność w przestrzeni skłaniają do bardziej szczegółowej analizy ilościowej zależności parametrów jakościowych wody od sterowania przepływem.

Programy symulacyjne ECOSYM zostały zbudowane na bazie elementów pakietu SYMWOD zastosowanego w badaniach prowadzonych w IBS PAN w latach 1985 - 1990 w ramach programu CPBP 03.09 temat 7.06 [69]. Pakiet SYMWOD, którego części składowe oraz wyniki prób uruchomieniowych były już wcześniej prezentowane [36], [37], [34], [35], [33], został opracowany tak, aby mógł być zastosowany do systemów wodnych o możliwie ogólnej postaci. Przewidziano możliwość modelowania kanałów przerzutowych lub rurociągów z pompowniami, sieci rozgałęzionych o odwrotnej strukturze dendrytowej i pętli. W modelach elementów sieci i bilansach ogólnych parametry jakości wody były jednakże pominięte.

Podjęta w latach 1991 - 92 rozbudowa pakietu polegała na trzech zasadniczych modyfikacjach:

1) zmiana struktury danych do postaci stosowanej w językach programowania obiektowego (gałęzie i węzły sieci są reprezentowane przez struktury danych zawierające zarówno parametry liczbowe jak i zmienne proceduralne (metody) opisujące algorytmy działania tych obiektów) - co zapewnia niezależność struktury programu symulacyjnego od postaci i zbioru elastycznych modeli cząstkowych,

2) przepływy w gałęziach i stany zbiorników stają się zmiennymi wektorowymi, których składowymi, obok ilości wody, są wybrane parametry jakościowe.

3) bilanse wody w sieci należy uzupełnić modelami transformacji zanieczyszczeń w poszczególnych jej elementach.

Pierwszy kierunek modyfikacji miał na celu ułatwienie implementacji pakietu, będącego z założenia dość uniwersalnym narzędziem, do symulacji konkretnych systemów o różnorodnych cechach. Pozostałe modyfikacje wynikają z przewidywanego zakresu problemów gospodarki wodnej i fizycznych cech modelowanych systemów. W ogólnym przypadku zakłada się więc, że oprócz modeli bilansów ilościowych, będziemy uwzględniać modele transformacji zanieczyszczeń w zbiornikach i w ciekach, należące do trzech głównych typów: zanieczyszczenia ulegające rozkładowi, zawiesiny podlegające sedymentacji, zanieczyszczenie nie ulegające transformacji (jedynie rozcieńczalne)

Istotną cechą pakietu jest możliwość równoczesnego eksperymentowania z różnymi algorytmami sterowania przepływami sieci (model ilościowy) i modelami transformacji zanieczyszczeń w różnych elementach systemu.

Posługując się pakietem podjęto jakościowe badania symulacyjne problemów takich, jak:

- śledzenie rozprzestrzeniania się w systemie wodnym zanieczyszczeń z określonych źródeł,
- badanie wpływu strategii gromadzenia wody w zbiornikach na kumulację zanieczyszczeń (np. osadów),
- analiza skuteczności samooczyszczania w kaskadach zbiorników,
- badanie możliwości wykorzystania rezerw wody w zbiornikach do rozcieńczania okresowych dużych zrzutów zanieczyszczeń,
- badanie wpływu lokalizacji punktów zrzutu ścieków i oczyszczalni na rozkład przestrzenny stężeń zanieczyszczeń w sieci,
- badanie ograniczającego wpływu wymagań jakości wody na obszar rozwiązań dopuszczalnych zadania rozrządu (sterowania ilością).

W opracowanym pakiecie zachowano (a nawet rozbudowano w stosunku do pakietu SYMWOD) funkcje pomocnicze związane z przygotowaniem danych do symulacji i opracowywaniem wyników, usprawniające prowadzenie eksperymentów symulacyjnych.

W charakterze ilustracji przytoczono wyniki symulacji przykładowych systemów wodnych, których charakterystyki oparto na danych dotyczących rzeczywistych systemów wodnych, a reguły sterowania były dobierane. Badano przypadek liniowej reguły decyzyjnej uprzednio poddanej optymalizacji [35]. Badano wpływ informacji wejściowej reguły decyzyjnej przy arbitralnie wybranej strukturze reguły [27], [35]. Omówiono także wyniki symulacji przy sterowaniu wg wybranych nieliniowych reguł heurystycznych.

W tak szerokim kręgu zagadnień poruszanych w pracy myślą przewodnią autora było określenie granicy stopnia komplikacji stosowanych modeli, po za którą metody analityczne muszą ustąpić przed metodami symulacyjnymi. Stąd, w omawianych modelach często pojawiają się założenia mogące budzić sprzeciw (także samego autora), których akceptacja lub odrzucenie decyduje o "analityczności" sformułowania problemu. Rezygnacja z metod analitycznych - preferowanych z racji ogólności wyników i niskich kosztów stosowania - będzie z reguły wynikiem konieczności przekroczenia tej granicy z powodu niedopuszczalności określonych uproszczeń modelu. W tym kontekście rozbudowany model symulacyjny w połączeniu z badaniami analitycznymi modelu uproszczonego służy do testowania skutków uproszczeń, a w przypadku ich niedopuszczalności umożliwia poszukiwanie rozwiązań metodą symulacji.

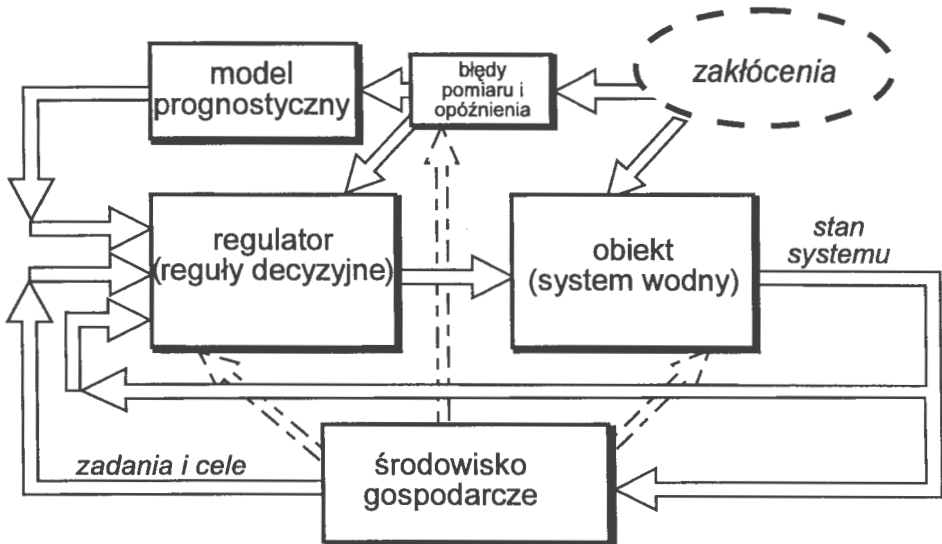
Praca, będąc monograficznym podsumowaniem wieloletnich zespołowych badań prowadzonych w IBS PAN od 1976 roku w ramach programu PR-7, wspólnych badań z IIASA (Projekt Górnej Noteci), programu CPBP 03.09 (z wykorzystaniem danych dotyczących regionu Górnej Wisły), własnych badań autora między innymi w Instytucie Informatyki Uniwersytetu w Annabie (Algieria) w latach 1981 - 1986 związanych z modelowaniem systemu wodnego przemysłowo-rolniczego regionu Annaby oraz prac autora związanych z budową i wykorzystaniem pakietu symulacyjnego w temacie IBS PAN "Modelowanie i optymalizacja dla potrzeb sterowania ilością i jakością wody".

Samodzielny dorobek autora stanowią: model sieci wodnej uwzględniający rozprzestrzenianie zanieczyszczeń i realizujący go pakiet symulacyjny - większość rozdziału 2 i rozdział 6, analiza kryteriów ilościowych i jakościowych użytkowania wody, krytyczna analiza skuteczności liniowych reguł decyzyjnych w zastosowaniu do systemów wielozbiornikowych, propozycja reguły wielozbiornikowej (p.5.5), klasyfikacja reguł sterowania zbiornikami z punktu widzenia wykorzystywanej informacji wejściowej. W numerycznych przykładach autor wykorzystał własne obliczenia dla danych z Algierii, a dla zespołowo badanego przykładu Górnej Wisły przeprowadził analizę statystyczną oceniającą poprawność przyjętego modelu dopływów i interpretującą wyniki optymalizacji reguły liniowej i wyniki symulacji. Jego autorstwa jest także wykorzystanie podejścia heurystycznego do opracowania reguły łączącej cechy reguły standardowej z wynikami optymalizacji reguły liniowej - tzw. "reguła oszczędnościowa".

## 2. ELEMENTY MODELI MATEMATYCZNYCH SYSTEMÓW WODNYCH.

### 2.1. System wodny jako obiekt sterowania

Rozpatrmy schemat przedstawiony na Rys.2.1. Na schemacie tym obiektem sterowania jest system wodny. Pojęcie "system wodny" obejmuje bardzo złożony zbiór procesów hydrologicznych, hydrotechnicznych, techniczno-produkcyjnych i ekonomicznych i w praktyce będzie raczej używane do



Rys.2.1 Ogólny schemat sterowanego systemu wodnego

określenia pewnej wybranej podgrupy procesów szczególnie nas interesujących. Zewnętrzne oddziaływania na obiekt powodujące zmiany jego stanu rozdzielono na dwie grupy: jedna, traktowana jako zakłócenie, zawiera wszystkie zmienne faktycznie niezależne od decyzji człowieka (opady, spływ naturalny w zlewniach i inne zjawiska hydrologiczne), druga - jest wynikiem oddziaływania na system wodny środowiska gospodarczego. Choć formalnie obie te grupy stanowią dla obiektu sterowania zakłócenia, to rozróżnienie to służy do podkreślenia faktu, że charakter zakłóceń wprowadzanych przez środowisko gospodarcze (niestacjonarność, zależność od stanu systemu oraz ściśle powiązanie ze zmianami zadań sterowania), uniemożliwia zwykle ich traktowanie jako zakłóceń w sposób przyjęty w teorii sterowania.



System wodny (obiekt sterowania) jest systemem dynamicznym działającym w obecności wymienionych zakłóceń i utrzymanie w nim pożądanego stanu (lub trajektorii stanu) wymaga wprowadzenia sterowania, którego symbolem na schemacie jest trzecie wejście do bloku "obiekt". Dynamika systemu pochodzi z obecności zbiorników (elementy całkujące) oraz z procesów transportowych w ciekach (kanałach). Dodatkowym źródłem dynamiki w zlewniach jest proces transformacji opadów w dopływy. Modele matematyczne tych elementów i ich wzajemnych powiązań, stosowane do analizy i syntezy sterowania mogą być bardzo różnorodne: od dyskretnych modeli różnicowych poszczególnych zbiorników i równań algebraicznych opisujących ich powiązania do równań różniczkowych cząstkowych opisujących transport wody w ciekach i rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń. Wybór właściwych modeli zależy głównie od zadań układu sterowania i ich horyzontu czasowego, kryteriów oceny realizacji tych zadań, a także od praktycznych możliwości identyfikacji parametrów modeli. Modele wybrane na takiej podstawie zwykle wymagają uproszczeń podyktowanych dostępnymi metodami analizy ilościowej i optymalizacji w zadaniu syntezy regulatora.

W pracy [25] przykładowo przedstawiono typowe modele zadań sterowania falą powodziową, sterowania jakością wody oraz optymalizacji rozrządu w systemach zbiorników.

Model fali powodziowej zawiera jako główny element model dynamiki przepływu wody w cieku, dynamikę formowania splotu jako funkcji opadu, modele prognostyczne w horyzoncie rzędu godzin i dni.

Model rozprzestrzeniania zanieczyszczeń zawiera głównie opis zjawisk przepływu z dyfuzją, a także reakcji chemicznych i biologicznej neutralizacji. Horyzont czasowy jest tu dłuższy i obejmuje także zjawiska sezonowe, a także wieloletnie.

Model sieci zbiorników w zadaniu rozrządu dotyczy z reguły procesów sezonowych i wieloletnich. Zjawiska przepływu i magazynowania wody są sprowadzone do bilansów masowych dokonywanych w dyskretnych chwilach czasu. Najczęściej czas jest dyskretyzowany w sposób równomierny, jednak w pewnych przypadkach korzystniejsze może być stosowanie kroku zmiennego wyznaczonego przez określone typy zdarzeń. Jeśli na przykład sterownie zbiornikami polega na podejmowaniu decyzji o zmianach przepływu w chwilach, gdy stan zbiornika osiąga pewne progowe wartości, uzyskanie dostatecznej dokładności modelowania, przy równomiernej dyskretyzacji czasu, wymaga dużej liczby kroków. Nierównomierna dyskretyzacja czasu (od zdarzenia do zdarzenia), przydatna w symulacji, stanowi poważną przeszkodę przy próbach analitycznego opisu własności modelu.

W modelach z horyzontem wieloletnim najczęściej uwzględnia się okresowość procesów hydrologicznych z cyklem rocznym. W wielu

przypadkach pozwala to zadania wieloletnie rozwiązywać w horyzoncie jednego roku.

W niniejszym opracowaniu, opis modeli matematycznych, został ograniczony do przedstawienia ich cech istotnych z punktu widzenia ich cech analitycznych, a z drugiej strony warunkujących strukturę programu symulacyjnego i jego strukturę danych. Dopóki nie dysponujemy szczegółowymi danymi liczbowymi efektu rzeczywistego, często nie wiemy, który z alternatywnych typów modeli zostanie ostatecznie użyty. Stąd wynika koncepcja, aby w programie symulacyjnym traktować modele elementów systemu jako abstrakcyjne obiekty, których cechy ogólne pozwalają reprezentować szeroką klasę modeli, natomiast prosty mechanizm programowy umożliwia ich indywidualizację i uszczegółowienie wymagane w konkretnych przypadkach zgodnie z zasadą programowania zstępującego.

Dla potrzeb rozważań analitycznych, ogólnikowe i szkieletowe przedstawienie modeli matematycznych nie stanowi ograniczenia, gdyż do tych celów z reguły używa się modeli znacznie prostszych niż te, wprowadzane do programu symulacyjnego.

## 2.2. Struktura sieci wodnej

Ogólne zasady modelowania struktury systemu wodnego przyjęto zgodnie z zasadami stosowanymi w pakiecie SYMWOD [36], [35]. Tak więc, elementami sieci są węzły i gałęzie tworzące graf zorientowany. Rozróżniamy dwa typy węzłów: zbiorniki i węzły bez pojemności oraz dwa typy gałęzi: sterowane (sterowane wypływy ze zbiorników, pobory i rzuty użytkowników, przepompownie) i niesterowane (dopływy naturalne, swobodne wypływy ze zbiorników). Podstawowymi zmiennymi systemu są przepływy gałęzi i stany zbiorników. Dyskretyzacja w czasie (okres dyskretyzacji rzędu kilku dni do miesiąca) i dyskretyzacja w przestrzeni (zbiornik traktowany jako obiekt o parametrach skupionych a gałąź, niezależnie od długości, określona jest przez jeden parametr przepływu) umożliwiają proste, bilansowe ujęcie całej dynamiki przepływu wody w systemie. Topologia modelu sieci nie musi być tożsama z topologią rzeczywistej sieci wodnej - oprócz agregacji związanej z koniecznością redukcji liczby zmiennych, w modelu mogą występować sztuczne węzły i gałęzie umożliwiające np. modelowanie strukturalne szczególnych zasad rozdziału wody między użytkowników korzystających z jednego urządzenia technicznego (reguły pierwszeństwa, zasoby adresowane itp.).

Jak już wspomnieliśmy, model symulacyjny uwzględniający nie tylko parametry ilościowe ale i jakościowe wody, wymaga wprowadzenia stanu zbiornika i przepływu gałęzi jako wektorów zmiennych, z których jedna (ilość

wody) może być liczona jak dotychczas, natomiast pozostałe, określające parametry jakości wody (zanieczyszczenia) wymagają oprócz zależności bilansowych, różnorodnych modeli transformacji (z reguły o charakterze modeli kinetyki reakcji chemicznej i transportu). Wykorzystanie w tym przypadku powyższego modelu struktury sieci wodnej wymaga dwóch dodatkowych zabiegów: rozróżnienie przepływu na początku i na końcu gałęzi oraz dopasowanie złożonych modeli zbiorników niecałkowitego mieszania do zagregowanej postaci bilansowej wejście-wyjście.

## 2.3. Przepływy i bilanse ilościowe

### 2.3.1. Przepływy w gałęziach

Różnorodność modeli, które znajdują się w tej grupie wynika z następujących okoliczności: dla gałęzi reprezentujących przepływy sterowane należy uwzględnić wszystkie możliwe postacie reguł sterowania [35], natomiast dla niesterowanych należy zbudować zagregowane modele złożonych procesów fizycznych, jakimi są przepływy w rzekach. Jako szczególny rodzaj przepływów niesterowanych traktuje się dopływy zewnętrzne do sieci, których wartości są niezależne od stanu systemu. Dla gałęzi sterowanych można często przyjąć modele, w których przepływy w danym okresie można dostatecznie dokładnie określić na podstawie stanu systemu na początku okresu. W strukturze procedur symulacyjnych należy więc uwzględnić trzy typy modeli gałęzi:

$$x_i = f(t_i, \xi_i) \quad (2.1)$$

gdzie  $x_i$  - przepływ danej gałęzi,  $t_i$  - chwila czasowa reprezentująca liczony okres,  $\xi_i$  - zmienna losowa,

$$x_i = f(s_{i-1}, \hat{x}_i, t_i, \xi_i) \quad (2.2)$$

gdzie  $s_{i-1}$  - wektor stanu zbiorników systemu na początku  $i$ -tego okresu,  $\hat{x}_i$  - wektor prognoz przepływów określony na początku  $i$ -tego okresu,

$$x_i = f(s(t)|_{t_{i-1}}^{t_i}, x(t)|_{t_{i-1}}^{t_i}, \xi_i) \quad (2.3)$$

gdzie  $s(t)|_{t_{i-1}}^{t_i}$ ,  $x(t)|_{t_{i-1}}^{t_i}$  - przebiegi czasowe stanów zbiorników i przepływów w przedziale czasu  $i$ -tego okresu.

W zależnościach (2.1) - (2.3) zakładamy, że zmienne po prawej stronie równości są znane (zmierzone lub obliczone). Nie napotykamy na większe trudności obliczeniowe, jeśli są to wartości końcowe z poprzedniego okresu. Jeśli należy użyć wartości uzyskanych z obliczeń innych gałęzi w bieżącym okresie, w ogólnym przypadku nie da się uniknąć procedury iteracyjnej.

W pewnych przypadkach wynik pierwszego kroku iteracyjnego można traktować jako prognozę dla modelu procesu decyzyjnego (w rzeczywistości wiele reguł decyzyjnych opiera się na prognozach dopływów do zbiornika).

Model przepływu gałęzi wyraża się w takich przypadkach zależnością (wykorzystywaną jednokrotnie w każdym kroku obliczeń dla gałęzi sterowanych, w których decyzje podejmowane są na początku okresu dyskretyzacji lub iteracyjnie - dla gałęzi nie sterowanych lub sterowanych na bieżąco):

$$x_i = f(\underline{s}(t_{i-1}), \hat{s}(t_i), \hat{x}(t)|_{t_{i-1}}^{t_i}, \xi_i) \quad (2.3) \text{ a}$$

gdzie  $\hat{s}(t_i)$  - prognoza stanu końcowego zbiorników,  $\hat{x}(t)|_{t_{i-1}}^{t_i}$  - odcinkowo liniowa prognoza przepływów dla znanej wartości  $\underline{x}(t_{i-1})$ .

W przypadku modelowania nie uwzględniającego parametrów jakości wody, struktura modelu gałęzi jest bardzo prosta. Dyskretny w czasie model gałęzi zawiera tylko jedną zmienną - przepływ, bez rozróżniania początku i końca gałęzi. Pomijając długość gałęzi, zaniedbuje się także opóźnienia przepływu w gałęzi.

W modelach systemów wodnych zmienna  $\xi$  odgrywa szczególnie istotną rolę - stanowi główne zakłócenie zasobów wody, powodujące, że zadanie rozdziału tych zasobów jest zadaniem stochastycznym. Hipotezy dotyczące charakterystyk zmiennych  $\xi$  mają decydujące znaczenie dla wyboru metod obliczania systemu, uwzględnianych ograniczeń i metod optymalizacji. Dotyczy to przede wszystkim gałęzi reprezentujących zewnętrzne dopływy (pochodzące głównie z opadów), niektórych odbiorców wody (np. rolnicze kompleksy nawadniane) oraz gałęzi modelujących dopływy zanieczyszczeń.

### 2.3.2. Modele węzłów

W dyskretnym modelu systemu, modele węzłów sprowadzają się do bilansów wody wpływającej i wypływającej w ciągu zadanego odcinka czasu  $\Delta t$ . W węzłach typu *zbiornik* dodatkowo w bilansie bierze udział przyrost  $\Delta s$  ilości wody zmagazynowanej pomiędzy chwilą początkową i końcową danego odcinka czasu. W naogólniejszej formie można to zapisać dla węzła bez pojemności:

$$\Delta t \sum_{l=1}^L y_l = \Delta t \sum_{k=1}^K x_k \quad (2.4)$$

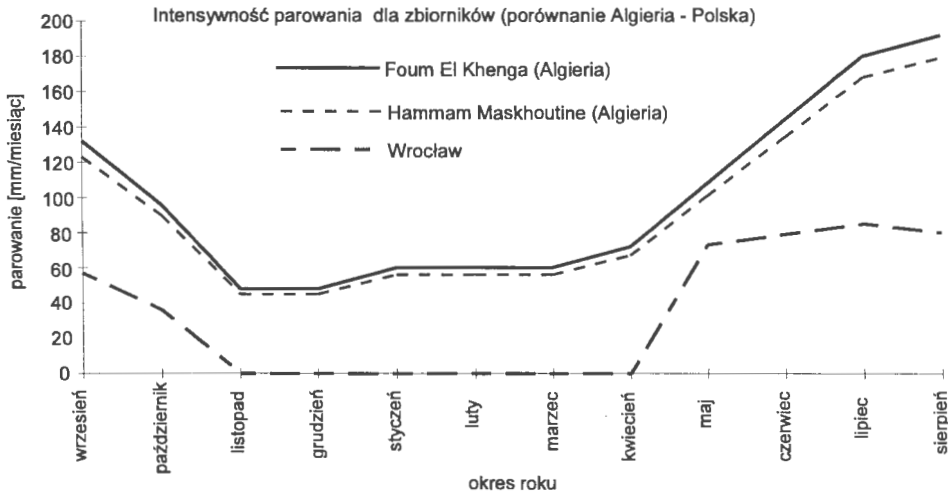
gdzie  $x_k$ ,  $k = 1, \dots, K$ ;  $y_l$ ,  $l = 1, \dots, L$  odpowiednio wypływy i dopływy węzła, lub dla węzła z pojemnością:

$$\Delta t \sum_{l=1}^L y_l = \Delta t \sum_{k=1}^K x_k + \Delta s \tag{2.5}$$

W wielu przypadkach bilanse zbiorników muszą uwzględniać straty np. na parowanie. W odpowiednich warunkach klimatycznych intensywność parowania ma silny charakter sezonowy. Na rys.2.2 przedstawiono miesięczne straty na parowanie w warunkach klimatycznych pñ. Algierii w porównaniu z danymi dla obszaru Polski. Z wykresu wynika, że w okresie intensywnego parowania straty miesięczne mogą stanowić nawet kilka procent objętości zbiornika (190 mm/miesiąc) - co rocznie może stanowić do kilkunastu % zasobów. Przeliczenie strat z parowania na objętość wody wymaga uwzględnienia aktualnego stanu zbiornika i wynikającej z niego powierzchni lustra wody zgodnie z profilem zbiornika.

$$\Delta t \cdot \sum_{l=1}^L y_l = \Delta t \cdot \sum_{k=1}^K x_k + \Delta s + \Delta t \cdot f(s) \cdot \gamma \tag{2.6}$$

gdzie  $f(s)$  - powierzchnia zbiornika jako funkcja jego zapełnienia,  
 $\gamma$  - okresowe straty na parowanie (w [mm]).



Rys.2.2 Straty zbiornika na parowanie zależnie od pory roku i strefy klimatycznej

Decydując się na niezależne obliczanie przepływów każdej gałęzi (dekompozycja obliczeń sieci) (2.1) - (2.3), wykorzystujemy węzły do koordynacji tych obliczeń. Uwzględniając fakt, że w sieci wodnej zamknięte pętle przepływów należą do wyjątków, proces koordynacji można znacznie przyspieszyć przyjmując właściwą kolejność obliczania węzłów (zgodnie z dominującym kierunkiem przepływów) oraz licząc bilanse węzłów

rozpoczynając od dopływów. Dzięki temu, że pętle tworzone są przez przepływy sztuczne, sterowane - a więc określane na podstawie stanu początkowego dla danego okresu dyskretyzacji i najczęściej nie korygowane w ciągu tego okresu, proces iteracyjny koordynacji jest bardzo szybko zbieżny. Ta sama uwaga dotyczy przepływów sterowanych, których wartości zależą od stanów początkowych zbiorników leżących poniżej. Jeśli w systemie występują gałęzie o przepływie niesterowanym (lub sterowanym zgodnie z regułą opartą na ciągłym pomiarze stanu) - (2.3), może być niezbędne zastosowanie kilku krokowej procedury interpolacyjnej obliczania okresu.

Kolizja taka powstaje zarówno wtedy, gdy przepływy w sieci nie bilansują się z powodu nierealizowalnych decyzji sterujących opartych na danych lokalnych, jak i wtedy, gdy w trakcie iteracyjnego obliczania sieci, rozwiązania lokalne nie są w pełni skoordynowane. W praktyce sprowadza się to do rozłożenia deficytu bilansu (2.4) lub (2.5), (2.6) pomiędzy gałęzie wypływu z węzła. Dla węzła typu (2.4) należy to zrobić zawsze, jeśli bilans niezależnie liczonych przepływów nie jest spełniony, natomiast dla zbiornika tylko wtedy, gdy obliczony z bilansu (2.5), (2.6) stan na końcu okresu jest  $s < 0$  lub  $s < s_{\min}$ . W obu przypadkach można zastosować następujące schematy:

a) Dla gałęzi wypływowych węzła ustalona jest kolejność priorytetów, zgodnie z którą poszczególne gałęzie pobierają wodę z węzła. Jeśli wektor o składowych  $x_1, x_2, \dots, x_K$  jest wektorem przepływów węzła uporządkowanych w kolejności malejących priorytetów, to mamy:

$$x_1 = \min\{x'_1, u\}, \dots \quad x_k = \min\{x'_k, u - \sum_{n=1}^{k-1} x_n\} \quad (2.7)$$

gdzie

$$u = \sum_{l=1}^L y_l - \Delta s \quad (2.8)$$

(oczywiście, dla węzła bez pojemności  $\Delta s = 0$ ).

b) Dla każdej gałęzi wypływowej określa się współczynniki  $\lambda_k$  spełniające warunek:  $(\sum_{k=1}^K \lambda_k = 1; 0 \leq \lambda_k \leq 1)$ . Jeśli deficyt wody w węźle wynikający z indywidualnie obliczonych (zgodnie z (2.2) lub (2.3)) dopływów i odpływów wynosi  $\Delta x > 0$ , to każdy z indywidualnie obliczonych odpływów  $x'_k$  zostanie zmniejszony o  $\lambda_k \Delta x$ :

$$x_k = x'_k - \lambda_k \Delta x$$

Ponieważ musi być zapewnione spełnienie warunku  $x_k \geq 0$ , współczynniki  $\lambda_k$  nie mogą być stałe, lecz muszą być korygowane w zależności od wartości  $x'_k$  i  $\Delta x$ : ( $\lambda_{k_{\max}} = x'_k / \Delta x$ ).

Najprostszym rozwiązaniem jest zastosowanie zależności:

$$\lambda_k = \frac{x'_k}{\sum_{j=1}^K x'_j} \quad (2.8)$$

co prowadzi do tzw. zasady odwrotnych priorytetów.

c) jeśli możemy określić straty użytkownika z tytułu nie otrzymania wody  $c_k$  oraz współczynnik strat  $c_k/x_k$ , stosując zasadę b) można obliczać współczynniki korekcyjne  $\lambda_k$  z zależności

$$\lambda_k = \frac{c_k/x'_k}{\sum_{j=1}^K c_j/x'_j} \quad (2.8)a$$

Wybór jednego ze skrajnych schematów a), b) (lub bardziej złożonego schematu pośredniego c)) zależy zarówno od fizycznych warunków rozdziału wody w modelowanym węźle jak i od ewentualnych reguł sterowania służących minimalizacji łącznych strat powodowanych deficytem. Jeśli wypływy z węzła reprezentują pobory wody przez różnych użytkowników, sposób rozdziału deficytu pomiędzy nich w oczywisty sposób powinien wynikać z ich wrażliwości na niedobory. Schemat a) zakłada, że użytkownicy różnią się pod tym względem w sposób zdecydowany. Schemat b) wykorzystujący zależność (2.8) jest w przybliżeniu poprawny przy założeniu, że względna wrażliwość wszystkich użytkowników jest jednakowa i wszystkie przepływy (pobory) są tego samego rzędu wielkości.

Należy tu jednak zaznaczyć, że podstawowym zadaniem iteracyjnej procedury obliczeniowej w symulacji jest spełnienie ograniczeń (co zapewniają wszystkie powyższe schematy). Oczywiście schemat użyty do tego powinien być możliwie bliski rzeczywistym warunkom sterowania, które mogą być określane zgodnie z różnymi kryteriami i w różnych warunkach pomiarowych. W szczególności, jeśli reguła sterowania przepływem jest oparta na prognozach, trudno jest określić ogólny sposób korygowania bilansów zapewniający ich zgodność z prawdopodobieństwem = 1.

W praktycznej realizacji procedury obliczeniowej, dwustopniowa metoda całkowania równań zbiorników może być wbudowana w proces iteracyjny liczenia sieci jako całości.

Równoległe obliczanie prognoz i realizacji procesu pozwala przy tym połączyć rolę prognoz w modelowanym procesie decyzyjnym z ich rolą w przyspieszaniu iteracyjnych obliczeń numerycznych w pętlach sieci.

W niektórych przypadkach dużych zbiorników możliwe jest inne podejście: dla każdego z wpływów ze zbiornika (użytkowników) buduje się jego własną charakterystykę jako gałęzi sterowanej, której przepływ może być ograniczany zależnie od stanu zbiornika, ale nie zależnie od innych wpływów. Dzięki zmniejszonemu w ten sposób prawdopodobieństwu deficytu zbiornika, jego model symulacyjny może zawierać dowolny arbitralny mechanizm spełnienia bilansu.

## 2.4. Zagregowane modele transformacji zanieczyszczeń.

### 2.4.1. Zmienne definiujące zanieczyszczenie wody

Jakość wody określana jest w obecnych systemach kontroli na podstawie pomiarów dużej liczby parametrów fizyko-chemicznych i biologicznych (rzędu kilkudziesięciu niezbędnych do względnie pełnego opisu - np.[62], [85]) wybieranych zarówno z punktu widzenia istotności dla użytkowników wody jak i dostępności metod pomiarowych. Jeśli jednakże nie uwzględniać zanieczyszczeń o charakterze incydentalnym, w praktyce o jakości wody decyduje kilka charakterystycznych parametrów, z których najważniejsze to: biologiczne zapotrzebowanie tlenu ( $BZT_5$ ), ilość tlenu rozpuszczonego, zawiesiny, chlorki, odczyn pH, miano coli, temperatura. Należy przyjąć, że w praktyce model symulacyjny będzie zawierał nie więcej niż 3-4 parametry jakości wody, wybrane zależnie od konkretnego przypadku.

Z punktu widzenia struktury modelu symulacyjnego będziemy się starać z jednej strony maksymalnie ograniczyć liczbę uwzględnianych parametrów jakości, z drugiej zaś podzielić je na grupy różniące się typem modelu matematycznego opisującego ich dynamikę w sieci wodnej. Dostatecznie uniwersalny program symulacyjny powinien przewidywać następujące przypadki:

- zanieczyszczenia ZM nie podlegające transformacji (np. zawartość rozpuszczalnej soli); zmiany stężenia mogą następować jedynie na skutek mieszania w węźle strumieni o różnym stężeniu,
- zanieczyszczenia ZP podlegające przemianom fizyko-chemicznym ; w modelu należy przewidzieć zmiany stężenia zanieczyszczenia w zbiorniku oraz między początkiem i końcem odcinka rzeki związane z czasem przebywania w nich wody; często dynamikę dwóch lub więcej zanieczyszczeń tego typu należy rozpatrywać równocześnie ze względu na silną współzależność (np. zawartość tlenu i zawartość substancji organicznych ulegających utlenianiu),
- zawiesiny nierozpuszczalne ZZ, które podlegają odwracalnym procesom sedymentacji i wyflukiwania; prędkość przepływu odgrywa tu szczególną rolę,



a w zbiorniku w niektórych przypadkach proces gromadzenia osadów wymaga szczególnej uwagi. Sytuację komplikuje fakt, że proces sedymentacji może stanowić ostatnie ogniwo w łańcuchu przemian chemicznych ZP.

Często parametry określające stężenie zanieczyszczeń są wybierane bądź z uwagi na określoną cechę użyteczności wody (kryterium jakości), bądź z uwagi na możliwości pomiarowe. W większości przypadków utrudnia to bezpośrednie formułowanie modeli transformacji (np. parametrem charakterystycznym dla jakości wody jest wskaźnik pH, którego obliczanie z modeli fizyko-chemicznych jest bardzo trudne i raczej należy zrezygnować z bezpośredniej symulacji takiego parametru). Niekiedy jedynym rozwiązaniem jest wówczas poszukiwanie korelacji między parametrami łatwo obliczanymi w modelu symulacyjnym i parametrami istotnymi dla jakości i pośrednie szacowanie tych ostatnich na podstawie wyników symulacji parametrów o prostych modelach transformacji.

Stosunkowo obszerny opis stosowanych modeli transformacji zanieczyszczeń (uwzględniających zarówno elementy dynamiki płynów, jak i wielofazowe reakcje chemiczne i procesy biologiczne) z bogatym materiałem bibliograficznym przedstawiono w pracy [85].

W przypadku modeli symulacyjnych złożonych systemów wodnych o dużej liczbie gałęzi i węzłów, istotne jest sformułowanie modeli transformacji zanieczyszczeń w postaci umożliwiającej agregację ich charakterystyk zgodnie z topologią sieci przepływowej. Tak więc będziemy dążyć do wyrażenia zmiennych wyjściowych gałęzi (na jej końcu) w zależności od wielkości wejściowych (na początku gałęzi) oraz zmiennych wyjściowych węzła (wielkości dotyczące strumieni na wyjściu węzła) w zależności od danych strumieni wejściowych. Wymaganie to nie musi oznaczać uproszczenia wewnętrznego opisu cząstkowych modeli transformacji zanieczyszczeń - dotyczy jedynie określenia listy ich zmiennych wejściowych i wyjściowych.

#### **2.4.2. Odcinki rzek**

Po wprowadzeniu zanieczyszczeń jako zmiennych do modelu gałęzi sieci wodnej, model ten ulega dość istotnemu przekształceniu w stosunku do modelu przepływów: w maksymalnie zagregowanym modelu należy conajmniej wprowadzić rozróżnienie początku i końca gałęzi (w uzasadnionych przypadkach gałęzi o znacznej długości można zastąpić szeregiem gałęzi połączonych jedna za drugą). Pozwala to modelować zmiany zanieczyszczeń na odcinku rzeki reprezentowanym przez gałęzi, spowodowane zarówno przez transformacje typu ZZ i ZP, jak wszelkie zmiany spowodowane dopływami rozłożonymi (np. spływ powierzchniowy wód opadowych zanieczyszczonych rolniczymi środkami chemicznymi). W opracowanym przez autora pakiecie symulacyjnym nie ma formalnych przeszkód do wprowadzenia jako modelu

gałęzi dowolnie złożonego modelu tych zjawisk (np. o parametrach rozłożonych). Z modelem globalnym model ten byłby związany jednak tylko przez przepływ i wektor zanieczyszczeń na początku i końcu gałęzi. Należy jednakże liczyć się z wydłużeniem czasu obliczeń.

Jednym ze zjawisk, które często należy modelować jest transformacja na odcinku rzeki dwóch parametrów jakości wody: wskaźnika BZT<sub>5</sub> i ilości rozpuszczonego tlenu. W określonej objętości wody, podstawowe równania kinetyki reakcji można zapisać w postaci [45], znanej jako model Streeter-Phelps'a,

$$\begin{aligned}\frac{db}{dt} &= -K_1 b \\ \frac{dd}{dt} &= -K_1 b + K_2(d^s - d)\end{aligned}\quad (2.9)$$

gdzie  $b$  - zapotrzebowanie na tlen [mg/litr],

$d$  - tlen rozpuszczony [mg/litr],

$K_1$  - współczynnik prędkości reakcji utleniania [1/doba],

$K_2$  - współczynnik prędkości rozpuszczania tlenu [1/doba],

$d^s$  - stężenie nasycenia tlenu rozpuszczonego [mg/litr].

W modelu rzeki równania (2.9) należy uzupełnić równaniem transportu i mieszania wzdłuż koryta rzeki z ewentualnym uwzględnieniem dopływu rozproszonego, co w ogólnym przypadku prowadzi do równań cząstkowych drugiego rzędu, które po uproszczeniach można w pewnych przypadkach sprowadzić do równań różniczkowych zwyczajnych i opóźnienia transportowego. Jeśli brak źródeł zanieczyszczeń wzdłuż gałęzi oraz mieszania, rozwiązanie pierwszego z równań (2.9) dla końca gałęzi przyjmie postać:

$$b_k = b_p \exp(-K_1 T) \quad (2.10)$$

gdzie  $b_p$ ,  $b_k$  - wartość BZT<sub>5</sub> odpowiednio na początku i końcu gałęzi,  $T$  - czas przepływu wody przez gałąź.

Z drugiej strony, dyskretyzacja czasowa systemu wodnego w modelu symulacyjnym wymusza silną agregację rozwiązań lokalnych gałęzi, co stwarza dość delikatny problem poprawności dopasowania dokładności dyskretyzacji czasu i przestrzeni modelowanego systemu. W szczególności, przepływ i wektor zanieczyszczeń na początku i końcu gałęzi reprezentują średnie wartości okresowe, a nie wartości chwilowe. Średni czas  $T$  zależny jest od natężenia przepływu i charakterystyki koryta rzeki (dla rurociągów można przyjąć, że  $T$  jest odwrotnie proporcjonalne do natężenia przepływu wody). Jeśli  $T \ll T_i$ , gdzie  $T_i$  - okres dyskretyzacji, jako średnią okresową wartość  $b_p$  dla wypływu ze zbiornika należy przyjąć wartość pośrednią między początkowym

i końcowym stanem zbiornika, a na wyjściu węzła bez pojemności stan w  $i$ -tym okresie. Przy większych wartościach  $T$  jako  $b_p$  okresowe należy przyjmować opóźnione o  $T_i, 2T_i, \dots$  itd., wartości stanu węzła źródłowego.

W praktyce, doświadczalny model transformacji zanieczyszczeń na odcinku rzeki zawiera większą liczbę parametrów określających wpływ różnych czynników. Na przykład, w pracy [94] analizuje się model o postaci

$$b_{1k} = k_1 \frac{V_{k-1}}{Q_{k-1}} b_{k-1} + k_2 u_{b,k-1} + S_{k-1} \quad (2.9a)$$

$$d_k = k_4 b_{k-1} + k_5 \frac{V_{k-1}}{Q_{k-1}} d_{k-1} + k_6 u_{b,k-1} + k_7 S_{k-1} + k_8 T_{k-1} C_{s,k-1}$$

gdzie

$k_1 - k_8$  parametry identyfikowane z dokładnością 5 - 40 %,

$d, b$  - tlen rozpuszczony i zapotrzebowanie na tlen na końcu odcinka rzeki,

$u_d, u_b$  - wielkości jak wyżej na początku odcinka rzeki,

$V_k/Q_k$  - średni czas przebywania wody w danym odcinku,

$S_k$  - wskaźnik fotosyntezy,

$T_k$  - współczynnik turbulencji,

$C_{sk}$  - stężenie nasycenia tlenu.

Należy pamiętać, że dla większości przypadków neutralizacji zanieczyszczeń powyższy schemat reakcji utleniania jest uproszczonym opisem złożonego łańcucha różnorodnych reakcji chemicznych uwarunkowanych przez liczne, nie wymienione tu, czynniki.

Duża liczba parametrów i mała ich dokładność i zmienność w czasie powodują, że w wielu przypadkach stężenie zanieczyszczeń na końcu odcinka rzeki należy traktować jako wielkość związaną stochastycznie z wielkościami wejściowymi. W szczególności, w modelu symulacyjnym losowo zmienne mogą być parametry powyższego modelu:  $S_k, T_k$ .

W odniesieniu do zanieczyszczeń typu ZZ, przy takich jak wyżej uproszczeniach można dojść do zależności:

$$zz_k = (zz_p - zz_0) \exp(-K_3 T) + zz_0 \quad (2.11)$$

$$zz_0 = (1 - \exp(-K_4 x))$$

gdzie  $zz_p, zz_k$  - zawartość zawiesin odpowiednio na początku i końcu gałęzi,

$zz_0$  - stężenie równowagi zawiesin jako funkcja prędkości przepływu,

$K_3, K_4$  - stałe.

### 2.4.3. Zbiorniki

Modelując transformację zanieczyszczeń w zbiornikach, zależnie od rodzaju zanieczyszczenia, kształtu i wielkości zbiornika i prędkości wymiany wody na skutek przepływu, należy uwzględniać następujące zjawiska:

- mieszanie na wejściu zbiornika dopływów o różnym poziomie zanieczyszczeń,
- mieszanie w zbiorniku strumienia wejściowego z wodą zmagazynowaną,
- transformacja zanieczyszczeń w czasie przebywania wody w zbiorniku,
- usuwanie zanieczyszczeń wraz z wodą przez wypływy ze zbiornika.

Szczególne utrudnienie w modelowaniu zbiornika stanowi niepełne mieszanie i rozłożenie w przestrzeni dopływów z różnymi zanieczyszczeniami, powodujące niejednorodne stężenie zanieczyszczeń w objętości wody w zbiorniku. Stosowane uproszczenia będą prowadzić do zbiornika z natychmiastowym, pełnym mieszaniem lub całkowicie bez mieszania. Oba te przypadki dają względnie proste rozwiązania, choć należy zdawać sobie sprawę, że często zbiorniki o skomplikowanej geometrii nie pozwalają na takie uproszczenia.

#### Model zbiornika z pełnym mieszaniem.

Najprostsze zależności mamy dla zanieczyszczeń typu ZM, oparte wyłącznie na bilansie masy dopływów, zapełnienia zbiornika i wypływów. Z warunków pełnego mieszania wynika, że stężenie zanieczyszczeń wypływów jest takie samo, jak aktualne stężenie w zbiorniku. Dla masy wody i masy zanieczyszczenia w zbiorniku napiszemy równania bilansowe:

$$\frac{ds}{dt} = \sum_{l=1}^L y_l - \sum_{k=1}^K x_k \quad (2.12)$$

$$\frac{d(m_s s)}{dt} = \sum_{l=1}^L y_l m_l - m_s \sum_{k=1}^K x_k$$

Po podstawieniu pierwszego z równań (2.12) do przekształconego drugiego otrzymujemy

$$\frac{dm_s}{dt} s(t) + m_s \sum_{l=1}^L y_l = \sum_{l=1}^L y_l m_l \quad (2.13)$$

gdzie  $m_s$ ,  $m_l$  - stężenie zanieczyszczenia w zbiorniku i w strumieniach wejściowych, odpowiednio.

Po dyskretyzacji czasu i przyjęciu stałych odcinkowo wartości  $y_l(t) = y_{l,i}$ , gdzie  $i$  - numer okresu, wartości końcowe stanu zbiornika w kolejnych okresach można powiązać zależnością:

$$m_{s_i} = m_{s,i-1} \exp\left(\frac{-T_i}{\tau_i}\right) + \left(1 - \exp\left(\frac{-T_i}{\tau_i}\right)\right) \frac{\sum_{l=1}^L y_{l,i} m_{l,i}}{\sum_{l=1}^L y_{l,i}} \quad (2.14)$$

gdzie, przyjmując do obliczeń wartość średnią okresową zapełnienia zbiornika,

$$\tau_i = \left( s_{i-1} + \frac{T_i \left( \sum_{l=1}^L y_{l,i} - \sum_{k=1}^K x_{k,i} \right)}{2} \right) / \sum_{l=1}^L y_{l,i} \quad (2.15)$$

natomiast średnie okresowe stężenie zanieczyszczenia w strumieniach wyjściowych  $x_{k,i}$  można obliczyć z zależności

$$mx_i = \frac{T_i \sum_{l=1}^L m_{l,i} y_{l,i} - s_i m_{s,i} - s_{i-1} m_{s,i-1}}{T_i \sum_{k=1}^K x_{k,i}} \quad (2.16)$$

Jeśli zanieczyszczenie typu ZP ulega w zbiorniku transformacji np. zgodnie z pierwszym z równań (2.9), wówczas zamiast (2.13) możemy napisać:

$$\frac{dm_s}{dt} s(t) + m_s \left( \sum_{l=1}^L y_l + s(t) K_1 \right) = \sum_{l=1}^L y_l m_l \quad (2.17)$$

skąd zależności (2.14) - (2.16) modyfikują się do postaci

$$m_{s_i} = m_{s,i-1} \exp\left(\frac{-T_i}{\tau_i}\right) + \left(1 - \exp\left(\frac{-T_i}{\tau_i}\right)\right) \frac{\sum_{l=1}^L y_{l,i} m_{l,i}}{\sum_{l=1}^L y_{l,i} + K_1 s_i} \quad (2.18)$$

$$\tau_i = \left( s_{i-1} + \frac{T_i \left( \sum_{l=1}^L y_{l,i} - \sum_{k=1}^K x_{k,i} \right)}{2} \right) / \left( \sum_{l=1}^L y_{l,i} + K_1 s_i \right) \quad (2.19)$$

W jeszcze bardziej uproszczonych obliczeniach, zamiast wartości  $mx_i$  ze wzoru (2.20) można użyć średniej z  $m_{s,i-1}$  i  $m_{s,i}$  (błąd pomijalny, jeśli  $\tau \gg T_i$ ).

$$mx_i = \frac{T_i \sum_{l=1}^L m_{l,i} y_{l,i} - s_i m_{s,i} - s_{i-1} m_{s,i-1} - (1 - \exp(-\frac{T_i}{\tau}) m_{s,i} s_i}{T_i \sum_{k=1}^K x_{k,i}} \quad (2.20)$$

W przypadku zanieczyszczeń typu ZZ (zawiesiny), istotne dla zbiornika może być nie tylko modelowanie przebiegu ilości zawiesiny, ale również ilość osadu w nim zgromadzonego w ciągu dłuższego okresu czasu. Wymaga to wprowadzenia do wektora zanieczyszczeń dodatkowej zmiennej "osad" będącej całką składowej transformacji zawiesiny w bilansie zbiornika i oznaczającej zmniejszenie objętości zbiornika.

#### Zbiornik bez mieszania.

Przypadek ten jest zbliżony do modelu gałęzi, z tą różnicą, że uwzględniamy pojemność zbiornika. Podobnie jak w zbiorniku z mieszaniem, rozróżniamy stężenie zanieczyszczeń w zbiorniku (na początku i końcu okresu dyskretyzacji) od stężenia średniego za okres w strumieniu wyjściowym.

Jeśli średni czas przebywania wody w zbiorniku jest porównywalny z okresem dyskretyzacji, przyjęcie modelu bez mieszania zmusza do znacznych przybliżeń obliczeniowych. Jeśli czas ten jest krótszy od  $T_i$ , wówczas, jako jeden z prostszych dla zanieczyszczeń bez transformacji, można przyjąć następujący model: stężenie zanieczyszczenia w strumieniu wyjściowym w ciągu okresu  $T_i$  jest równe jego stężeniu w zbiorniku na początku tego okresu do momentu, kiedy suma wypływu od początku okresu zrówna się z początkową zawartością zbiornika  $s_{i-1}$ ; od tego momentu stężenie zanieczyszczenia na wyjściu będzie równe stężeniu w zmieszanych strumieniach wejściowych. Tak więc stan końcowy zanieczyszczenia zbiornika i średnie za okres stężenie zanieczyszczenia na wyjściu zbiornika można wyrazić wzorami

$$m_{s,i} = \frac{\sum_{l=1}^L y_l m_l}{\sum_{l=1}^L y_l} \quad (2.21)$$

$$mx_i = \frac{s_{i-1} m_{s,i-1} + (T_i \sum_{k=1}^K x_{k,i} - s_{i-1}) m_{s,i}}{T_i \sum_{k=1}^K x_{k,i}}$$

Jeśli wypływ ze zbiornika w ciągu całego okresu  $T_i$  jest mniejszy niż  $s_{i-1}$ , co jest bardziej prawdopodobne w rzeczywistym zbiorniku retencyjnym,

wówczas można przyjąć:

$$mx_i = m_{s,i-1} \quad (2.22)$$

$$m_{s,i} = \frac{T_i \left( \sum_{l=1}^L y_l m_l - m_{s,i-1} \sum_{k=1}^K x_k \right) + s_{i-1} m_{s,i-1}}{T_i \left( \sum_{l=1}^L y_l - \sum_{k=1}^K x_k \right) + s_{i-1}}$$

gdzie, dla uproszczenia zapisu pominięto indeks  $i$  przy zmiennych  $x_k$ ,  $y_l$ ,  $m_l$ .

Jeśli objętość wody w zbiorniku jest znacznie większa niż ilość wody wypływająca z niego w ciągu okresu dyskretyzacji  $T_i$ , uproszczony model takiego zbiornika da się przedstawić w postaci opóźnienia stężenia zanieczyszczeń na wyjściu względem uśrednionego wejścia o  $nT_i$ , gdzie  $n = 1, 2, 3, \dots$ , co można wyrazić przybliżoną zależnością:

$$mx_i = m_{s,i-n} \quad (2.23)$$

$$m_{s,i} = \frac{T_i \left( \sum_{l=1}^L y_l m_l - m_{s,i-n} \sum_{k=1}^K x_{k,i} - m_{s,i-1} \sum_{p=i-n+1}^{i-1} \sum_{k=1}^K x_{k,p} \right) + s_{i-1} m_{s,i-1}}{T_i \left( \sum_{l=1}^L y_l - \sum_{p=i-n+1}^i \sum_{k=1}^K x_{k,p} \right) + s_{i-1}}$$

Ten ostatni model można fizycznie interpretować następująco: część objętości zbiornika zastępuje opóźnienie transportowe o całkowitą liczbę okresów dyskretyzacji, a w pozostałej części (na wlocie do zbiornika) następuje całkowite mieszanie. Oczywiście, wartość  $n$  musi być tak dobrana, aby suma wpływów za  $n$  okresów nie przekraczała bieżącej objętości wody w zbiorniku.

#### Zbiornik z częściowym mieszaniem.

Najprostszym modelem uwzględniającym częściowe mieszanie w zbiorniku jest model w formie kilku zbiorników pełnego mieszania połączonych kaskadowo. Dla każdego stopnia kaskady możemy zapisać równania analogicznie do (2.12) - (2.20), przy czym przepływy między częściami zbiornika wynikają z ogólnego bilansu masy i jego podziału proporcjonalnie do pojemności jego części lub nawet z uwzględnieniem różnic kształtu przekroju pionowego zbiornika w różnych jego częściach, przy założeniu wyrównywania poziomu wody. Z faktu kaskadowego połączenia części zbiornika wynika, że stężenia zanieczyszczeń w strumieniach między nimi można liczyć kolejno, począwszy od dopływów, bez wprowadzania sztucznych opóźnień obliczeniowych i iteracji.

Złożona geometria zbiornika może powodować, że model kaskadowy nie reprezentuje dobrze warunków mieszania i w ogólnym przypadku struktura połączeń poszczególnych zbiorników pełnego mieszania i modele przepływu wody między nimi muszą uwzględniać szczególne cechy rzeczywistego zbiornika (np. w niektórych przypadkach zbiorników głębokich modele pełnego mieszania mogą reprezentować poszczególne warstwy w przekroju pionowym zbiornika).

#### Uwagi ogólne

Poza przypadkiem pełnego mieszania, model zbiornika zwykle wymaga wprowadzenia większej liczby zmiennych opisujących stężenie zanieczyszczeń w różnych częściach zbiornika w różnych momentach czasu (np. model Balatonu opisany w [85]). Jako ogólną zasadę przyjmiemy jednak, że wszystkie dodatkowe zmienne związane ze złożoną strukturą wewnętrzną modelu zbiornika, są jego zmiennymi lokalnymi. Pozwala to uniknąć rozbudowy struktury danych w tych przypadkach, w których jest to zbędne. Jako minimalny, przyjmiemy opis zawierający dwie zmienne dla każdego badanego składnika zanieczyszczeń: stężenie na początku i na końcu okresu (lub stężenia średnie okresowe na wlocie i na wylocie zbiornika).

Jedynie w modelu pełnego mieszania uwzględnienie transformacji zanieczyszczenia nie wymaga specjalnej analizy. W modelu bez mieszania i z mieszaniem częściowym istotnej roli nabiera stosunek czasu przebywania wody w zbiorniku do stałej czasowej transformacji i do szybkości mieszania. Różne skale czasowe tych procesów mogą utrudnić ich łączną agregację. Także oparcie obliczeń szybkości transformacji na uśrednionych w objętości zbiornika stężeniach zanieczyszczeń może być zbytnim uproszczeniem. Zastosowanie jednego z wyżej przedstawionych modeli w konkretnej sytuacji wymaga więc zawsze szczegółowego uzasadnienia.



## 8. WNIOSKI

### 8.1. Ogólne problemy modelowania matematycznego systemów wodnych

Problem sterowania w systemach wodnych rozwiązywany jest w oparciu o definicje modeli trzech głównych jego elementów:

- a) model systemu wodnego,
- b) opis matematyczny zadań i kryteriów oceny ich realizacji,
- c) model algorytmu sterowania.

W pierwszej grupie zagadnień mamy do dyspozycji różnorodne modele hydrologiczne, modele sieciowe, modele dynamiczne określające własności systemu w różnych skalach czasu i rozległości przestrzennej. W zasadzie jedynie modele sieciowe, dzięki radykalnemu uproszczeniu charakterystyk obiektu, mogą stanowić uniwersalne narzędzie opisu różnych systemów wodnych. W przypadku pozostałych modeli istotnego znaczenia nabierają indywidualne cechy ilościowe elementów systemu, a często są one budowane dla potrzeb tylko jednego, konkretnego obiektu.

Z modelowaniem systemu wodnego ściśle związane są modele zmiennych egzogenicznych (szczególnie dopływów wody), których znaczna część ma charakter losowy. Analiza modeli opadów jako procesów losowych i dynamiki spływu powierzchniowego należy do najtrudniejszych zadań - główną przeszkodą jest złożoność dokładnych modeli i niedostatek danych pomiarowych z systemu rzeczywistego do ich identyfikacji. W tej sytuacji korzysta się z danych historycznych służących jako przykłady realizacji procesu stochastycznego, bądź buduje się uproszczone generatory takich procesów, modelujące niektóre, wybrane cechy procesów rzeczywistych.

Określenie zadań i kryteriów oceny ich realizacji należy w zasadzie do rzeczywistych dysponentów i użytkowników systemu wodnego. Należy zwrócić uwagę na fakt, że coraz częściej na liście zadań systemu takich, jak: zaopatrzenie miast, zasilanie przemysłu, nawodnienia rolnicze, żegluga, itp., pojawia się zadanie: utrzymać stan systemu wodnego w możliwie nie zmienionej postaci jako system ekologiczny. Narzędziami analizy współzależności różnych zadań i ich wskaźników są metody wielokryterialne, systemy eksperckie i ogólnie systemy wspomagania decyzji (decision suport systems). Niezależnie od listy zadań, ocena ich realizacji w systemie wodnym ma charakter dualny:

- z jednej strony ocenia się system jako źródło zaopatrzenia w wodę, tj. jego wydajność, niezawodność dostawy, częstość i głębokość deficytów,

- z drugiej strony niezbędne są kryteria oceniające obciążenie systemu przez użytkowników, obniżenie parametrów ilościowych i jakościowych przez nich spowodowane.

W ten sposób można określić wzajemną odpowiedzialność gospodarza systemu i użytkowników.

Liczność i niewspółmierność kryteriów oceny staje się szczególnie kłopotliwa wówczas, gdy oprócz oceny ilości wody, oceniamy jej parametry jakościowe (zanieczyszczenia). Wynika stąd konieczność stosowania wskaźników zagregowanych, w których bezpośrednio oceniane parametry wody są poddane transformacji mającej na celu zarówno redukcję ich liczby, jak wprowadzenie wspólnej miary.

Modele sterowania można formułować w zasadzie w oderwaniu od konkretnych liczbowych charakterystyk systemu. Biorąc pod uwagę fakt, że poza bardzo prostymi przypadkami, nie jest możliwa matematyczna synteza układu sterowania, tylko od inwencji projektanta zależy postać modelu sterowania. Najczęściej stosowane są dwa podejścia: a) konstruuje się reguły sterowania oparte na przesłankach intuicyjnych i doświadczalnych, o złożonej wielowarunkowej strukturze, wynikającej z analizy pewnych typowych sytuacji w jakich należy podejmować decyzje, b) reguły sterowania mają prostą matematycznie postać liniową tak, aby możliwe było określenie charakterystyk układu zamkniętego 'system-reguła', a następnie określenie warunków optymalności dla parametrów reguł.

W przypadku reguł sterowania dla pojedynczego zbiornika praktycznie użyteczna informacja dotyczy: aktualnego stanu zbiornika, dopływów zbiornika przeszłych i prognozowanych oraz potrzeb użytkowników korzystających z ujęcia na wypływie.

Zastosowanie takich lokalnych reguł do sterowania w systemach wielozbiornikowych nie napotyka wprawdzie na przeszkody formalne (jeśli w regułach tych występują parametry, których dobór umożliwia spełnienie ograniczeń globalnych), jednakże ich skuteczność, nawet po optymalizacji, jest często niższa, niż prostych reguł heurystycznych, korzystających z informacji bieżącej o całym systemie. Dla kaskady zbiorników zaproponowano (p.5.5) regułę sterowania łączącą możliwość bezpośredniej optymalizacji z globalnym zasięgiem informacji bieżącej (stany wszystkich zbiorników poniżej zbiornika sterowanego).

Omawiając użyteczność informacji bieżącej w regułach decyzyjnych zwrócono uwagę na dość luźny związek pomiędzy ilością tej informacji a efektywnością zadania optymalizacji ocenianą z punktu widzenia określonych kryteriów. Niespójność informacji użytej w mechanizmie sterowania i wykorzystanej przy formułowaniu ograniczeń i kryteriów optymalizacji parametrów tego mechanizmu może być powodem, że zwiększenie ilości

informacji bieżącej w mechanizmie sterowania pogarsza jego efektywność względem określonych kryteriów. Na przykład zastąpienie w liniowej regule decyzyjnej wartości oczekiwanej dopływu, wartością rzeczywistą, może spowodować wyraźne pogorszenie wskaźników związanych z równomiernością zaopatrzenia użytkowników w wodę.

Badanie licznych przykładów wykazuje, że analityczne, liniowe reguły sterowania (LRD) mogą być użyteczne w zasadzie tylko pośrednio: bądź do oceny wymaganych pojemności zbiorników, bądź do określenia dopuszczalnych obszarów trajektorii stanu zbiorników. Reguły pochodne, z modyfikacjami mającymi na celu poprawę skuteczności lub urealnienie ze względu na ograniczenia, tracą podstawową zaletę - analityczność. W celu zachowania zalety reguł liniowych niezbędne jest jeszcze jedno uproszczenie: model systemu musi być również liniowy, a zmienne losowe winny mieć znane i niezależne rozkłady.

Dokonany przegląd typów reguł decyzyjnych sterowania zbiornikami nie wyczerpuje wszystkich możliwości, zwłaszcza w grupie reguł nieliniowych.

Jak pokazano na przykładzie, możliwe jest połączenie zalet praktycznej użyteczności reguł doświadczalnych z analityczną drogą optymalizacji reguł liniowych poprzez stworzenie reguł heurystycznych, których obszary działania wyznaczają rozwiązania optymalne reguł liniowych. Brak możliwości bezpośredniej optymalizacji takich reguł i agregacji charakterystyk systemu powodują, że ich analiza sprowadza się do analizy przypadków szczególnych, niemal wyłącznie metodami symulacyjnymi.

W zasadzie, każdy z powyższych modeli składających się na model sterowania systemu wodnego wymaga na pewnym etapie badania, zastosowania jedynej skutecznej w takiej sytuacji techniki modelowania, techniki symulacyjnej. Badania symulacyjne mogą służyć zarówno do testowania poprawności uproszczonych modeli analitycznych wykorzystywanych do bezpośrednich obliczeń optymalizacyjnych, sprawdzania poprawności wyników optymalizacji w sensie statystycznym, analizy scenariuszy rozwoju systemu, a także bezpośredniej optymalizacji na drodze wielokrotnej symulacji wariantów sterowania.

Warunkiem powodzenia eksperymentów symulacyjnych jest łatwość generowania modeli, modyfikacji ich parametrów, dostępność wyników symulacji do analizy w różnym kontekście - stąd potrzeba wygodnych w użyciu komputerowych programów symulacyjnych. Cechy te posiada, specjalnie w tym celu opracowany, pakiet symulacyjny *ECOSYM*. Umożliwia on budowę modeli symulacyjnych uwzględniających nie tylko ilość wody w systemie ale także zanieczyszczenia w poszczególnych elementach sieci i transformację tych zanieczyszczeń. Pozwala włączyć do modelu systemu model jego sterowania i liczyć wartości wybranych wskaźników. Dzięki temu możliwa jest ocena

wpływu sterowania ilością wody za pomocą klasycznych reguł decyzyjnych na parametry jakościowe, a także poszukiwanie reguł mających jako zadanie sterowanie poziomem zanieczyszczeń.

## 8.2. Wnioski szczegółowe z analizy przykładów

### Modele sterowania ilością wody

1. Programy optymalizacyjne, mimo wielu uproszczeń i przybliżeń pozwalają otrzymać poprawne reguły z punktu widzenia, żądanej w zadaniu, niezawodności systemu wodnego. Natomiast oceniając ich niską skuteczność w zapewnianiu dostatecznie dużej ilości wody należy pamiętać, że postać reguły jest wybrana arbitralnie, tak, aby stabilizować działanie systemu. Ponadto główny sens reguły liniowej polega na dopasowaniu trajektorii planowanych zapełnień zbiorników do sezonowych wahań wartości oczekiwanej dopływów. W rozpatrywanym przykładzie regionu Górnej Wisły czynnik sezonowy jest co prawda wyraźny, jednakże wahania przypadkowe mają większe znaczenie. W tej sytuacji planowana ilość wody dostarczanej użytkownikom mniej zależy od trajektorii zapełnień zbiornika niż od poziomu gwarancji użytkownika.

2. Gdy system wodny ma inne, oprócz gwarancji stanów, cele do spełnienia (np. maksymalizację ilości dysponowanej wody), reguły (5.9) czy (5.11) mogą okazać się niekorzystne. Z tego powodu zadanie optymalizacji rozrządu należy uznawać za narzędzie pomocnicze do wyznaczania orientacyjnego profilu retencji. Planowane stany zbiorników pozwalają właściwie wykorzystać ich retencję do gromadzenia zasobów w okresach przewidywanych nadmiarów wody w stosunku do potrzeb. Taki wyjściowy profil może być bezpośrednio przydatny do syntezy innej reguły, może też wyrabiać intuicję w poszukiwaniu lepszych rozwiązań. Zachęcające wyniki dla reguły, która łączy informacje o granicznych planowych stanach zbiorników ze zdroworozsądkową zasadą oszczędzania wody, pozwalają przypuszczać, że wyniki optymalizacji reguł liniowych mogą być wykorzystywane do doboru parametrów reguł standardowych i pochodnych. Mimo, że bezpośrednio zastosowana reguła liniowa tylko nieznacznie poprawia skuteczność sterowania w stosunku do działania operatora, to wykorzystanie jej parametrów optymalnych w prostej regule heurystycznej daje efekt pozytywny znacznie wyraźniejszy.

3. W systemach wielozbiornikowych nawet długie doświadczenie w rozrzadzie wody nie wyrabia w operatorze intuicji, która mogłaby zastąpić obliczenia optymalizacyjne pożądaných stanów zbiorników. Przykładowo symulowany algorytm naśladujący rzeczywistą gospodarkę zasobami wodnymi jest gorszy pod każdym względem od heurystycznych reguł wykorzystujących

wyniki optymalizacji, mimo że użytkownicy mają priorytet, i mimo wykorzystywania informacji o poziomach sąsiednich zbiorników.

### Wnioski z badań symulacyjnych transformacji zanieczyszczeń

Dla sterowania stężeniem zanieczyszczeń systemie wodnym największe znaczenie ma ilość, miejsca i chwile zrzutu zanieczyszczeń.

Wpływ stabilizacji stanu zbiorników zaznacza się pozytywnie jedynie wówczas, gdy prowadzi ona do utrzymania wysokiego stanu zbiornika w chwili dużych zrzutów zanieczyszczeń.

Wstępne eksperymenty, dotyczące wpływu sterowania wypełnieniem zbiornika na stężenie zanieczyszczeń wskazują na małe znaczenie szybkich zmian stanu zbiornika na średnie stężenie zanieczyszczeń nierozkładalnych. W związku z tym dalsze badania dotyczą tych aspektów reguł sterowania zbiornikami, które wpływają na sezonowe średnie wypełnienia zbiorników a mniej dotyczą wyrównywania wahań chwilowych.

Dla bardzo dużych zbiorników założenie pełnego mieszania jest naogół zbyt prostym uproszczeniem i w przeciwieństwie do sterowania ilością wody, proporcje pojemności kolejnych zbiorników kaskady i ich ilość mają istotne znaczenie w transformacji zanieczyszczeń.

Tym nie mniej z punktu widzenia transformacji zanieczyszczeń (rozkładu) efekt mieszania w zbiorniku powoduje, że niższe stężenia zanieczyszczenia wyjściu otrzymujemy dla kaskady małych zbiorników niż dla jednego zbiornika o równoważnej pojemności.

Ogólnie, wyniki symulacji dotyczące zanieczyszczeń są wrażliwe na wybór modeli transformacji zanieczyszczeń w elementach systemu. Oznacza to, że rezultaty ilościowe w istotny sposób zależą od konkretnego obiektu, jego lokalnych warunków hydrologicznych, typów lokalnie występujących zanieczyszczeń i związanych z potrzebami użytkowników wody ich dopuszczalnych poziomów.

## 9. BIBLIOGRAFIA

- [1] Agababian K.A., W.M. Sznajdman: Wybor parametrow wodochraniliszcz irrigacionnogo naznaczennija s ispolzowanijem wzajmoswiazannyh optimizacjonnyh i imitacionnyh modelej. *Wodnyje Resursy*, No 2, pp. 168-177, Moskwa, 1990.
- [2] Agasandian G.A.: Algoritmy postrojenija dispetczrskich prawil uprawlenija dla kaskadow wodochraniliszcz. *Wodnyje Resursy*, No 5, pp. 34-46, 1985.
- [3] Agasandian G.A.: Opisanije prawil uprawlenija kaskadami wodochraniliszcz. Soobszczenija po prikladnoj matematikie. Wyzisliitelnyj Centr AN SSSR, Moskwa 1987.
- [4] Analiza algorytmów rozdziału wody oraz agregacja stochastycznych ograniczeń na przepływy. Raport IBS PAN, Warszawa, 1982.
- [5] Anis A.A., E.H.Lloyd, S.D.Saleem: The Linear Reservoir with Markovian Inflows. *Water Resources Research*, vol. 15, no 6, pp 1623-1627, dec. 1979.
- [6] Antunes M.P., M.J. Seixas, A.S. Cámara, M. Pinheiro: A New Method of Qualitative Simulation of Water Resources Systems, 2: Applications, *Water Resources Research*, vol. 23, no 11, pp 2019-2022, 1987.
- [7] Askew A.J.: Optimum Reservoir Operating Policies and the Imposition of Reliability Constraints. *Water Resources Resarch*, vol. 10, no 1, pp 51-56, 1974.
- [8] Aubin J.-P.: Dynamical Qualitative Simulation. IIASA Working Paper, WP-92-61, Sept. 1992.
- [9] Babarowski J., J. Gutenbaum, H. Pietkiewicz-Saldan: Multilevel Algorithm for Water Management in Agricultural System. Prep. of IFAC Conf. on Large Scale Systems - Theory and Applications, 26-29 August 1986. Edited by H.P. Geering, M. Mansour, Pergamon Press, 1986.
- [10] Beck M.B., P.C. Young: A dynamic model for DO-BOD relationship in non-tidal streams. *Water Resources Research*, vol. 11, no 9, pp 769-776, 1975.
- [11] Behrendt H.: Point and Diffuse Loads of Selected Pollutants in the River Rhine and its Main Tributaries. Research Reports IIASA, RR-93-1, Feb. 1993.
- [12] Collins A.G., R.L. Johnson: Finite Element Method for Water Distribution networks. *Journal AWWA*, July 1975.
- [13] Coulbeck B., M. Brdyś, ... : An hierarchical approach to optimized control of water distribution systems. IFAC on Large Scale Systems Theory and Applications, vol.I, pp. 422-427, Aug. 1986.

- [14] Czerniajew A.M., I.M. Sziriak, A.M. Asonow, A.D. Rikun, A.S. Triegub: Rasczot optimalnogo plana razwitija WChS promyslennogo uzła. *Wodnyje Resursy*, No 3, pp. 142-154, Moskwa 1990.
- [15] Das P., Y.Y. Haimes: Multiobjective Optimization i Water Quality and Land Management. *Water Resources Research*, vol. 15, no 6, pp 1313-1322, 1979.
- [16] Diabi A., H. Ramoul: Réalisation d'un modele de simulation pour un aménagement des eaux (Sur le bassin versant de l'Oued Seybouse). Projèt de diplôme d'ing. inform. Institut d'Informatique, Université d'Annaba, Algérie, 1986.
- [17] Eisel L.M.: Chance-Constrained Reservoir Model. *Water Resources Research*, vol.8, no 2, pp 339-347, 1972.
- [18] Fedra K.: Simulation Modeling in Enviromental Impact Assessment. Paper presented at The International Conf. on Environmental Impact Analysis for Developing Countries, New Delhi, India, 28 Nov. - 2 Dec. 1988.
- [19] Florczak H.: Studia i badania nad lokalizacją automatycznych stacji pomiaru jakości wód. Materiały Bad. IGW, seria: Ochrona Wód przed Zanieczyszczeniem, nr 6, IGW, Warszawa, 1971.
- [20] Gangolfi C., K.A. Salewicz: Multiobjective Operation of Zambezi River Reservoirs. IIASA Working Paper, WP-90-31, July 1990.
- [21] Gundelach J., C.S.ReVelle: Linear decision rule in reservoir management and design - 3. A rule that minimizes output variance. *Water Resources Research*, vol. 11 , No. 2, pp. 190-196, 1975
- [22] Gutenbaum J.: Modelowanie matematyczne systemów. Omnitech Press, Warszawa 1993.
- [23] Gutenbaum J., M. Inkielman, D. Piątkowska-Wieczorek, H. Pietkiewicz-Sałdan: Operative Distribution of Water Resources for Agriculture Purposes. An Attempt to Obtaining a Numerical Solution. Proc. of Joint Task Force Meeting on Development Planning for the Notec and Silistra Regions. CP-80-9, vol. II, p. 296-319. Laxenburg, May, 1980.
- [24] Gutenbaum J., M. Inkielman, H. Pietkiewicz-Sałdan: Operative control of a water system with randomly varied form of the objective function. Proc. V-th Polish-Italian symposium on Applications of systems theory to economics, management, and technology, pp. 295-309, Torun 1981.
- [25] Gutenbaum J., M. Inkielman, H. Pietkiewicz-Sałdan: Some Quality and Quantity Problems in Water Networks. *Syst. Analys. Model. Simul.*, no 6, pp 409-420, Akademie-Verlag, Berlin 1989.
- [26] Gutenbaum J., M. Inkielman, H. Pietkiewicz-Sałdan: Heurystyczne reguły decyzyjne do sterowania wielozbiornikowymi systemami wodnymi. *Monografie KGW PAN*, zesz.7, pp 115-132, Warszawa 1995.

- [27] Gutenbaum J., M.Inkielman, H. Pietkiewicz-Sałdan: Linear Decision Rules: Models and Reality. *Syst. Analys. Model. Simul.*, no 8, pp 407-420, Akademie-Verlag, Berlin 1991.
- [28] Hashimoto T., J.R. Stedinger, D.P. Loucks: Reliability, Resiliency and Vulnerability Criteria for Water Resources System Performance Evaluation. *Water Resources Research*, Vol. 18, No. 1, pp. 14-20, 1982.
- [29] Houck M.R.: A chance-constrained optimization model for reservoir design and operation. *Water Resources Research*, Vol. 15, No. 5, pp. 1011-1016, 1979.
- [30] Houck M.R., B.Datta: Performance evaluation of a stochastic optimization model for reservoir design and management with explicit reliability criteria. *Water Resources Research*, Vol.17, No. 1, pp.827-832,1981.
- [31] Hullet W.: Optimal Estuary Aeration: An Application of Distributed parameter Control Theory. Proc. of 5-th IFIP Conf. on Optimiz. Techn. Part II, pp 222-230. Berlin 1973.
- [32] Inkielman M.: Syntetyczny wskaźnik obciążenia zasobów wodnych przez działalność wydzielonego obszaru ekonomicznego (gminy). Oprac. IBS PAN, Warszawa 1992.
- [33] Inkielman M.: Symulacja pracy kaskady zbiorników wodnych w horyzoncie wieloletnim z uwzględnieniem transformacji niektórych typów zanieczyszczeń. Oprac. IBS PAN, Warszawa 1992.
- [34] Inkielman M.: Komputerowy pakiet symulacji systemów wodnych. Opracowanie ZTS IBS PAN (temat A1110), Warszawa 1991.
- [35] Inkielman M.: Analiza i symulacyjne badania liniowych reguł decyzyjnych do sterowania rozrządem wody w systemach wielozbiornikowych. Prace IBS PAN, seria: Badania Systemowe, t. 15, PWN Warszawa-Łódź 1991.
- [36] Inkielman M., H. Pietkiewicz-Sałdan: Korekty i rozbudowa programu symulacyjnego ... Opracowanie ZTS IBS PAN w ramach CPBP 03.09/7.06. Warszawa, 1987.
- [37] Inkielman M., H. Pietkiewicz-Sałdan: Testowanie niezawodności pakietu programów symulacji sieci wodnej ze zbiornikami ... . Opracowanie IBS PAN w ramach CPBP 03.09/7.06. Warszawa, 1988.
- [38] Joeres Erhard F., G.J. Sens, H.M. Engelmann: The Linear Decision Rule (LDR) Reservoir Problem with Correlated Inflows. 1.Model Development. *Water Resources Research*, vol. 17, no 1, pp 18-24, feb. 1981.
- [39] Kaczmarek Z.: Storage Systems Dependent on Multivariate Stochastic Processes. Research Report IIASA, Laxenburg, Austria, July 1975.
- [40] Kaczmarek Z.:Kryteria strowania systemami wodno-gospodarczymi. Mat. Konf. nt. Współczesna gospodarka wodna i hydrologia. Politechnika Warszawska, 1983.



- [41] Kindler J., D.P. Loucks: Water Resources Research at IIASA: 1973-1988, IIASA Working Paper, WP-88-123, 1988.
- [42] Klemeš V.: Watershed as Semi-Infinite Storage Reservoir. *J. Irrig. Drain. Div. Amer. Soc. Civil Eng.*, vol. 99, pp 477-491, 1973.
- [43] Koczarian A.G., I.L. Chranowicz: Potokowaja model obosnowanija parametrov elementow i wodoochrannych mieroprijatij wodochozjajstwiennoj sistiemy. *Wodnyje Resursy*, No 6, Moskwa 1989.
- [44] Koivusalo H., O. Varis, L. Somlyódy: Water Quality of Nitra River, Slovakia - Analysis of Organic Material Pollution. IIASA Working Paper, WP-92-084, Nov. 1992.
- [45] Krawczak M., K. Mizukami: River pollution control as a conflict. W opracowaniu zbior.: *Constructive Aspects of Optimization*, red. K. Malanowski, K. Mizukami. Prace IBS PAN, seria: *Badania Systemowe*, tom 6, PWN, Warszawa-Łódź 1985.
- [46] Kwaśniewicz Z.: Opis techniczny i zasada działania automatycznych stacji pomiaru jakości wody w Polsce. *Materiały Bad. IGW*, seria: *Ochrona Wód przed Zanieczyszczeniem*, nr 8, IGW, Warszawa, 1972.
- [47] La Loggia G., M.R. Mazolla: Synthetic performance indices in real decision process. *Proc. of the Baltimore Symposium: Closing the Gap Between Theory and Practice*, May 1989. IAHS Publ., no. 180, 1989, pp 175-185.
- [48] Lam D.C.L., A.S. Fraser, A.G. Bobba: Simulation and Analysis of Watershed Acidification. In M.B. Beck [ed.], *Systems Analysis in Water Quality Management, Advances in Water Pollution Control*, Pergamon Press Ltd., Oxford, UK, 1987.
- [49] Landwehr J.M.: A Statistical View of a Class of Water Quality Indices. *Water Resources Research*, vol. 15, no 2, pp 460-468, 1979.
- [50] Lane M.: Conditional chance-constrained model for reservoir operation. *Water Resources Research*, Vol. 9, No.4, 1973.
- [51] Lettenmaier D.P.: Dimensionality Problems in Water Quality Network Design. *Water Resources Research*, vol. 15, no 6, Dec. 1979.
- [52] Loaiciga H.A., M.A. Marino: Comment on "Evaluation of a reliability programming reservoir model" by J.B. Strycharczyk and J.R. Stedinger. *Water Resources Research*, vol. 23, no 9, 1987.
- [53] Lochert P., R.M. Phatarfod: On the Problem of Discretization in Dam Theory. *Water Resources Research*, vol. 15, no 6, pp 1593-1597, dec. 1979.
- [54] Loucks D.P.: Some comments on linear decision rules and chance constraints. *Water Resources Research*, Vol. 6, no.2, pp. 668-671, 1970.

- [55] Loucks D.P., P.J.Dorfman: An evaluation of some linear decision rules in chance-constrained models for reservoir planning and operation. *Water Resources Research*, Vol. 11 no 6, pp. 777-782, 1975.
- [56] Loucks D.P., K. Fedra: Impact of Changing Computer Technology on Hydrologic and Water Resource Modeling. *Review of Geophysics*, vol. 25, no 2, 1987.
- [57] Loucks D.P., J. Kindler, K. Fedra: Interactive Water Resources Modeling and Model Use: An Overview. *Water Resources Research*, vol. 21, no 2, pp 95-102, 1985.
- [58] Lutra Sham S., S.R.Arora: Optimal Design of Single Reservoir System Using  $\delta$  Release Policy. *Water Resources Research*, vol. 12, no 4, pp 606-612, dec. 1976.
- [59] Mienszikow I.S., O.R. Mienszikowa: Metody optymalnego uprzedzenia i differencjalnych igr w zadaczach uprzedzenia kaskadom wodochraniliszcz. Soobszczenija po prikladnoj matematikie. Wyzislitelnyj Centr AN SSSR, Moskwa 1983.
- [60] Nayak S.C., S.R.Arora: Optimal capacities for a multireservoir system using the linear decision rule. *Water Resources Research*, vol.7 no 3, pp 485-498, 1971.
- [61] Opracowanie zestawu modeli dla wspomagania podejmowania decyzji w procesie sterowania operacyjnego w systemie wodno-gospodarczym aglomeracji miejsko-przemysłowej. Opracowanie Instytutu Geofizyki PAN (w ramach PR 7.05.01.23), Warszawa, 1983.
- [62] Ostromecki J.: Podstawy melioracji nawadniających. Cz.IV.1: Ocena jakości wody do nawodnień, pp 280-290. PWN, Warszawa 1973.
- [63] Patten B.C. [ed.]: System Analysis and Simulation in Ecology. Vol. I, Academic Press, New York, 1971.
- [64] Peters R.J., Kai-Ching Chu, M.Jamshidi: Preliminary investigation into the optimal operation of a water resources system by stochastic programming. Prep.of the seventh Triennial World Congress of the IFAC. vol.2. Helsinki, Finland, 1978.
- [65] Pietkiewicz-Sałdan H.: Analysis and Physical Interpretation of Decision Rules of Operative Water System Management. Preprints of 9-th World Cogress of IFAC, Budapest, 1984.
- [66] Pietkiewicz-Sałdan H.: Sterowanie złożonymi systemami wodnymi z zastosowaniem reguł decyzyjnych. *Archiwum A i T*, t. XXXII, z.1-2, 1987.
- [67] Prijażinskaja W.G., A.D. Rikun, W.M. Sznajdman: Matematyczeskije modelirowanije w uprzednienii wodnymi resursami. Monografia red. W.G. Prijażinskaja, Nauka, Moskwa 1988.
- [68] Prijażinskaja W.G., W.M. Sznajdman: Metodologiczeskije aspekty ispolzowanija matematyczeskich modelej w zadaczach regionalnogo wodochozajstwenного planirowanija. *Wodnyje Resursy*, No 3, pp. 167-175, Moskwa, 1989.
- [69] Raport końcowy - synteza (lata 1986 - 1990). C.P.B.P. 03.09: " Metody analizy i użytkowania zasobów wodnych". Koordynator: IG PAN . Warszawa, 1991.

- [70] Rebaiaia M.-L.: Modèle de simulation d'un reseau hydraulique superficiel (Region de Annaba). Thèse de magister en informatique de l'Université d'Annaba, 1985.
- [71] ReVelle Ch., E.Joeres, W.Kirby: The Linear Decision Rule in Reservoir Management and design. 1) Development of the Stochastic Model. *Water Resources Research*, vol. 5, no 4, pp 767-777, 1969.
- [72] ReVelle Ch., W.Kirby: Linear Decision Rule ... .2) Performance Optimization. *Water Resources Research*, vol. 6, no 4, pp 1033-1044, 1970.
- [73] ReVelle Ch., J. Gundelach: Linear Decision Rule ... . 4) A Rule that Minimizes Output Variance. *Water Resources Research*, vol. 11, no 2, pp 197-203, 1975.
- [74] ReVelle C.S., J.Gundelach: Linear decision rule in reservoir management and design - 5) A general alorythm. *Water Resources Research*, Vol. 11, no. 2, pp. 204-207, 1975.
- [75] Rodhe F.G., K.Naparaxawong: Modified standard operation rules for reservoirs. *Journal of Hydrology*, 51, pp 169-177, 1981.
- [76] Rossman L.A.: Reliability-constrained Dynamic Programming and Randomized Release Rules in Reservoir Management. *Water Resources Research*, vol. 13, no 2, pp 247-255, 1977.
- [77] Schultz G.A., E. Plate: Influence of Chance Constraints on the Efficiency of a reservoir operated According to the Linear Decision Rule. Proc. 2-nd World Congress, Int. Water Resour. Assoc.,dec. 1975.
- [78] Simonovich S.P.: Comment on "Evaluation of the reliability programming ..." by J.B.Strycharczyk and J.R.Stedinger. *Water Resources Research*, vol. 23, no 9, 1987.
- [79] Simons T.J., D.C.L. Lam: Some Limitations of Water Quality Models for Large Lakes: A Case Study of Lake Ontario. *Water Resources Research*, vol. 16, no 1, pp 105-116, 1980.
- [80] Shnaidman V.M.: Simulation Modelling of Water Resource Systems on the Basis of Aggregative Method. *Syst. Anal. Model. Simul.*, no 7, pp. 399-402, Academie-Verlag, Berlin, 1990.
- [81] Sniedovich M.: Reliability Constrained Reservoir Control Problems. 1) Metodological Issue. *Water Resources Research*, vol. 15, no 6, pp 1574-1582, dec. 1979.
- [82] Sniedovich M.: Analysis of a Chance-Constrained Reservoir Control Model. *Water Resources Res.* vol. 16, no 5, pp 849-853, oct. 1980.
- [83] Somolyódy L.: Water Quality Management in Urban Areas: The Challenge for Central and Eastern Europe. IIASA Working Paper, WP-92-053, Aug. 1992.
- [84] Somolyódy L., C.M. Paulsen: Cost-Effective Water Quality Management Strategies in central and Eastern Europe. IIASA Working Paper, WP-92-091, Dec. 1992.

- [85] Somolyódy L., O. Varis: Water Quality Modeling of Rivers and Lakes. IIASA Working Paper, WP-92-041, June 1992.
- [86] Stedinger J.R., B.F. Sule, D.Pei: Multiple Reservoir System Screening Models. *Water Resources Research*, vol. 19, no 6, pp 1383-1393, dec. 1983.
- [87] Stedinger J.R.: The performance of LDR models for preliminary design and reservoir operation. *Water Resources Research*, Vol. 20, no.2, pp. 215-224, 1984.
- [88] Strycharczyk J.B., J.R.Stedinger: Evaluation of a reliability programming reservoir model. *Water Resources Research*, vol.23, no 2, pp 225-229, 1987.
- [89] Subbotin A.I., A.G. Czencow: Optimizacija garantii w zadaczach uprawlenija. "Nauka", Moskwa, 1981.
- [90] Tamura H.: A Discret Dynamic Model with Distributed Transport Delays and its Hierarchical Optimization for Preserving Stream Quality. *IEEE Transaction Systems, Man, Cybernetics*, 4, pp 424-431, 1974.
- [91] Tarassov V.J., H.J. Perlis, B. Davidson: Optimization of a class of River Aeration Problems by the Use of Multivariable Distributed Parameter Control Theory. *Water Resources Research*, 5, pp 563-573, 1969.
- [92] Varis O.: Decision Analytic Modeling of uncertainty and Subjectivity in Water Quality Management. IIASA Working Paper, WP-92-054, Aug. 1992.
- [93] Wierzbicki A.P.: Multi-Objective Modeling and Simulation for Decision Support. IIASA Working Paper, WP-92-080, Oct. 1992.
- [94] Whitehead P., P.Young: Water Quality in River Systems: Monte-Carlo Analysis. *Water Resources Research*, vol. 15, no 2, pp 451-459, 1979.
- [95] Woropajew G.W., G.Ch. Ismaiłow, W.M. Fiedorow: Razwitije wodochozjajstwiennych sistiem. Mietody analiza i ocenki effiektiwnosti ich fynkcionirowanija. "Nauka", Moskwa, 1989.
- [96] Young P., B. Beck: The Modelling and Control of Water Quality in River System. *Automatica*, 10, pp 455-468, 1974.



---

---

Michał Inkielman

SYMULACYJNE METODY ANALIZY STEROWANYCH  
WIELOZBIORNIKOWYCH SYSTEMÓW WODNYCH

Praca stanowi opracowanie syntetyczne badań nad zastosowaniem metod obliczeniowych i symulacyjnych do rozwiązywania zadań sterowania zasobami wodnymi w skali regionalnej w horyzoncie rocznym i wieloletnim. Celem pracy jest przedstawienie metodologii modelowania systemowego w zastosowaniu sterowania systemem wodnym, który jest systemem hydrologicznym, ekonomicznym, technicznym i ekologicznym równocześnie. Wyniki zaadresowane są do specjalistów i pracowników badawczych pracujących w dziedzinie zastosowania badań systemowych dla gospodarki wodnej. W pracy przedstawiono system wodny jako obiekt sterowania, metody sterowania oraz sposoby oceny efektywności podejmowanych decyzji. Szczególną uwagę poświęcono analizie metod sterowania, opartych na koncepcji tzw. reguł decyzyjnych i zagregowanych modeli optymalizacyjnych oraz ich weryfikacji na drodze symulacji. Rozważane są problemy skuteczności reguł sterowania ocenianych z punktu widzenia różnorodnych kryteriów, w tym także z punktu widzenia wpływu sterowania ilościowego zasobami na parametry jakości wody.

Omówiono także zagadnienia praktyczne związane z budową pakietu komputerowego realizującego zadania konstruowania modeli symulacyjnych, generowania scenariuszy symulacji i analizy wyników. Przy konstrukcji modeli symulacyjnych wykorzystano obiektowo zorientowaną strukturę programu komputerowego i topologię sieci systemu wodnego. Podejście to pozwala formułować modele różnych elementów systemu na dowolnym poziomie szczegółowości, rozwijać je lub agregować, w zależności od potrzeb i dostępności danych, bez potrzeby przebudowy programu.

ISBN 83-85847-31-6

ISSN 0208-8029

---

---

W celu uzyskania bliższych informacji i zakupu dodatkowych egzemplarzy prosimy o kontakt z Instytutem Badań Systemowych PAN,  
ul. Newelska 6, 01-447 Warszawa  
tel. 36-19-01 w. 241 e-mail: kotuszew@ibspan.waw.pl