



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 systemem 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".

3. ZADANIA, KRYTERIA OCENY I UKŁADY STEROWANIA DLA SYSTEMÓW WODNYCH

3.1. Ogólne sformułowanie celów sterowania i metod ich realizacji.

Większość prac związanych z problemami sterowania w systemach wodnych dotyczy przede wszystkim sterowania ilością wody. Problem zanieczyszczeń traktowany jest jako element dodatkowy, najczęściej sprowadzany do ograniczeń na przepływy minimalne w nadziei, że w ten sposób zapewnione zostanie dostateczne rozcieńczenie zanieczyszczeń. Nie zapominając o ważności problemów jakościowych, przyjmijmy chwilowo powyższy sposób ich odsunięcia i zajmijmy się na początku sterowaniem ilością wody.

Poszukiwanie sposobu sterowania dla systemu wodnego wymaga pogodzenia dwóch, często przeciwstawnych, tendencji:

a) podejmowanie decyzji zapewniających realizację zadań chwilowych (realizacja żądanego przepływu, spełnienie ograniczeń poziomu w zbiorniku, przepływu minimalnego itp.) w oparciu o bieżące pomiary stanu systemu i prognozy krótkoterminowe,

b) traktowanie zbiorników jako magazynów zabezpieczających dostateczny zapas wody dla przyszłych potrzeb i dostateczną rezerwę wolnej objętości na przyjęcie ewentualnej fali powodziowej z uwzględnieniem apriorycznej informacji o sezonowości zasobów i potrzeb wodnych.

Przy formułowaniu każdego z tych problemów należy rozróżnić trzy względnie rozdzielne aspekty:

- określenie celów sterowania i ich hierarchii,
- dobór struktury sterowania,
- dobór techniki optymalizacji.

Aspekty te są tylko "względnie rozdzielne", gdyż system sterowania, w którym nie uda się sprecyzować któregośkolwiek z nich, nie będzie miał praktycznej wartości. Pogodzenie ich jest zwykle bardzo trudne i bardzo wiele publikacji dotyczących sterowania systemami wodnymi zawiera dyskusje, które można sprowadzić do jednego pytania: Jak proponowane rozwiązanie, oparte na analizie dwóch ze wspomnianych aspektów, oceniać w świetle trzeciego?

Analiza bibliograficzna wykazuje, że autorzy różnych koncepcji i ich krytycy rzadko pamiętają o wszystkich aspektach problemu. Stąd liczne dyskusje na temat wyższości "chance constrained programming" nad "reliability programming" lub liniowych reguł decyzyjnych nad nieliniowymi (lub na odwrót).

3.2. Kryteria jakości sterowania i ich miary

3.2.1. Podstawowe parametry zasobów wodnych i ich użytkowania

Na ocenę warunków gospodarowania wodą w obszarze zlewni składają się dwa główne aspekty tej oceny:

- stopień zaspokojenia ilościowych i jakościowych wymagań użytkowników wody
- stopień obciążenia naturalnego systemu wodnego skutkami gospodarowania wodą,

Pierwszego z tych aspektów dotyczą trzy cechy systemu wodnego określające jego własności jako źródła zaopatrzenia w wodę w warunkach silnie zmiennych zasobów i potrzeb: niezawodność (reliability), wrażliwość (vulnerability, sensitivity) i odnawialność (resilience) [40]. Cechy te określane są za pomocą różnorodnych formuł szczegółowych, lecz zawsze wiążą się ze statystykami stanów niepożądanych: ich częstością, znaczeniem skutków i długotrwałością w przypadku wystąpienia. W większości prac, w których omawiane są kryteria sterowania systemami wodnymi dominuje ten aspekt oceny.

Zwykle zwiększenie obciążenia systemu przez użytkowników powyżej pewnego progu, wynikającego ze stanu zasobów i ich odnawialności, wpływa nie tylko niekorzystnie na możliwości pokrycia aktualnych potrzeb użytkowników, ale także powoduje zmiany samego systemu (czystości wody, zasobów, dynamiki spływu powierzchniowego). Przeciwdziałanie temu jest możliwe dwoma drogami: przez takie sterowanie zasobami dyspozycyjnymi, które zmniejsza marnotrawstwo wody i zwiększa równomierność zaopatrzenia lub przez ograniczenie poboru wody i zrzutu zanieczyszczeń dzięki modyfikacji charakterystyk konsumentów. Ta druga droga oznacza odwrócenie relacji: system wodny-użytkownicy przez podporządkowanie zachowania tych ostatnich potrzebom systemu wodnego. Konsekwencją takiego podejścia jest potrzeba sformułowania kryteriów oceny użytkowników jako obciążenia dla systemu.

Przy ocenie gospodarki wodnej zasadniczo rozróżniać będziemy dwie grupy kryteriów: lokalne, tzn. umożliwiające porównywanie różnych sposobów sterowania jednego konkretnego systemu wodnego oraz globalne, służące do porównywania różnych systemów wodnych funkcjonujących w ramach wspólnych zasad ekonomiczno-społecznych. Jednym z bardziej naturalnych ekonomicznie sposobów dostosowywania działania decydentów posługujących się kryteriami lokalnym do kryteriów globalnych jest system opłat za korzystanie z wody.

W grupie kryteriów globalnych korzystamy oczywiście z tych samych informacji o systemie wodnym co w kryteriach lokalnych, lecz są one zrelatywizowane przez uwzględnienie indywidualnych charakterystyk systemów (zasobów wodnych, stopnia ich zagospodarowania, potrzeb gospodarki, typów

użytkowników wody i związanych z nimi norm ilościowych i jakościowych). Temu celowi służy ewidencja ilościowa i jakościowa wody prowadzona zarówno dla obszarów naturalnych systemów wodnych jak i obszarów administracyjnych, np. gmin, odpowiadających kompetencji poszczególnych decydentów. Ewidencja zasobów dotyczy wielkości uśrednionych i długookresowych i ma na celu określenie cech systemu wodnego, które są prawie niezależne od sposobu sterowania realizowanego przez decydentów lokalnych. Umożliwia to "obiektywizację" ocen skutków ich działania dla potrzeb planowania projektowania i zarządzania w skali makro.

Ewidencja zasobów wodnych

Pierwszym elementem, stosunkowo łatwym do zewidencjonowania jest bilans zasobów wód powierzchniowych obszaru objętego rozpatrywanym systemem wodnym:

1) Dyspozycyjne zasoby wodne

- wydajność zewidencjonowanych ujęć wody podziemnej Q_s [m³/h]
- suma średnich przepływów rzek i kanałów w przekrojach pomiarowych na "wejściu" do obszaru, Q_r [m³/h]
- suma powierzchni podzlewni hydrologicznych odcinków rzek i zbiorników w granicach obszaru, pomnożona przez średnie opady i współczynnik spływu powierzchniowego $S_z \cdot r_{sr} \cdot \gamma = Q_{r1}$ [m³/h]

2) Możliwości magazynowania wody (istotne z uwagi na zmienność zasobów dyspozycyjnych)

- objętość lokalnych zbiorników wodnych - V_{zb}
- objętość zbiorników użytkowanych wspólnie z innymi podmiotami (obszarami gospodarczymi), w części odpowiadającej proporcjom ustalonym z dyspozytorem zbiornika - V_{zbp}

3) Eksport wody do obszarów przyległych, którego składnikami są:

- naturalne wypływy w przekrojach pomiarowych rzek i kanałów na granicy obszaru, Q_{exn}
- ujęcia wody użytkowników z poza obszaru z zasobów podziemnych Q_{exs} , ujęć na rzekach Q_{exr} oraz eksportu z lokalnych zbiorników Q_{exv} .

Bilans wodny

$$Q = Q_s + Q_r + Q_{r1} + Q_{imp} - Q_{exs} - Q_{exr} - Q_{exv} \quad [m^3/h] \quad (3.1)$$

ze względu na dużą zmienność w czasie większości składników, powinien być wykonany dla dłuższego okresu - roku, co pozwala wyeliminować

przypadkowość ocen spowodowanych przez okresowe wahania dobowe i sezonowe.

Jako wskaźniki zagospodarowania zasobów wodnych mogą być użyteczne następujące wielkości:

$$\alpha_V = Q/V_{zb} \quad (3.2)$$

- zagospodarowanie zdolności retencyjnej

$$\alpha_Q = Q/(Q_s + Q_r + Q_{r1} + Q_{imp}) \quad (3.3)$$

- zagospodarowanie zasobów dyspozycyjnych.

Wskaźniki te powinny być brane pod uwagę przy relatywizacji oceny obciążenia zasobów wodnych przez użytkowników obszaru (w stosunku do innych obszarów): porównywalne są w zasadzie tylko obszary o zbliżonych współczynnikach α_V i α_Q świadczących o poziomie istniejących inwestycji hydrotechnicznych i o intensywności gospodarki wodnej.

Ewidencja jakościowa zasobów wody

Ewidencja poborów wody powierzchniowej powinna uwzględniać nie tylko ilość wody czerpanej z różnych ujęć ale także czystość pobieranej wody przynajmniej w podziale na klasy. W standardowym podziale na klasy mamy

- I. - woda przydatna do hodowli ryb łososiowatych,
- II. - woda bezpośrednio przydatna dla potrzeb komunalnych,
- III. - przydatna dla rolnictwa,
- IV. - przydatna dla potrzeb przemysłowych,
- V. - woda tylko dla potrzeb odprowadzania ścieków.

Norma polska z 1970 roku przewidywała trzy klasy:

1. woda przydatna do zaopatrzenia ludności, przemysłu spożywczego, hodowli ryb łososiowatych

2. woda do hodowli innych ryb, zwierząt hodowlanych, kąpielisk, sportów wodnych

3. woda dla przemysłu z wyjątkiem spożywczego, dla nawodnień rolniczych i ogrodnictwa.

Klasy zasobów wody odpowiadają klasom wód powierzchniowych w przekrojach pomiarowych na wejściu do obszaru systemu.

Oddzielnie należy określić pobór wody podziemnej z podziałem conajmniej na dwie klasy czystości.

Zanieczyszczenia w wodzie pochodzącej z opadów jako spływ powierzchniowy winny być oszacowane na podstawie monitoringu importu zanieczyszczeń

atmosferycznych oraz oszacowania zanieczyszczeń pochodzenia rolniczego ze zlewni wykraczających obszarem poza obszar systemu (oszacowania te powinny wynikać z poziomu intensywności upraw (w szczególności technologii nawożenia mineralnego).

Istotnym mankamentem takiego systemu klasyfikacji źródeł zaopatrzenia w wodę jest mała przydatność przy próbie tworzenia zagregowanych wskaźników wyrażających bilans zanieczyszczeń na "wejściu" systemu. Definicje poszczególnych klas nie mają charakteru ilościowego i silnie zależą od arbitralnych normatywów.

Wydaje się więc, że do skutecznej kontroli bilansu zanieczyszczeń jest niezbędny system monitoringu stanu czystości wody we wszystkich liczących się, w stosunku do wartości Q , strumieniach na wejściu i wyjściu obszaru systemu. Częstość pomiarów i liczba mierzonych parametrów jest związana z wyborem kryterium jakości wody, które w sposób precyzyjniejszy niż podział na klasy określało by jej obciążenie zanieczyszczeniami z uwzględnieniem zmienności w czasie.

3.2.2. Konstruowanie ogólnych wskaźników oceny gospodarowania wodą

Poniżej omówimy wskaźniki użyteczne głównie w zadaniach zarządzania i planowania reguł sterowania operatywnego w średnim horyzoncie czasu. Statystyczny charakter większości z nich powoduje, że w kontekście zadań sterowania bieżącego omawiane kryteria mogą być tylko narzędziem oceny modelu systemu, gdyż zastosowane do systemu rzeczywistego mogą stanowić jedynie ocenę *a posteriori*. W przypadku bezpośredniego sterowania operatywnego zmuszeni jesteśmy często do postawienia pytań: jaki zasięg w czasie mogą mieć skutki decyzji lokalnej i jak je ocenić *a priori* oraz jak *a posteriori* oceniać decyzję, która w znaczeniu doraźnym okazała się nie właściwa (np. na skutek błędu prognozy zakłócenia). Odpowiedzi może dostarczyć model symulacyjny, jeśli jest dostatecznie szybki, aby przed każdym krokiem sterowania operatywnego umożliwić wielokrotne obliczenie wartości wybranych kryteriów dla różnych losowych realizacji procesu (opartych na rozkładach prawdopodobieństwa *a priori* zakłóceń) wystarczająco reprezentatywnych dla statystyk.

Kryteria ilościowego zaspokojenia potrzeb wodnych

Ilość pobieranej wody jest podstawowym parametrem określającym sytuację użytkownika wody w systemie. Z uwagi na zmienność poboru wody wynikającą zarówno ze zmienności potrzeb jak i ograniczeń zasobów, kryterium zaspokojenia potrzeb użytkownika może przyjmować różnorodne postacie, z których większość ma charakter stochastyczny (np. [40], [47], [68], [28]).

Rozróżnia się tu dwa typy kryteriów: kryteria oparte na ocenie apriorycznej prawdopodobieństwa na podstawie rozkładów prawdopodobieństwa zmiennych losowych i kryteria statystyczne, wymagające obserwacji realizacji procesu losowego (rzeczywistego lub symulowanego). Na ogół przyjmuje się, że stacjonarność procesów losowych pozwala używać zamiennie obu typów kryteriów. Jednakże w wielu przypadkach, gdy system wodny podlega istotnym zmianom: rozbudowa zbiornika, wzrost powierzchni upraw nawadnianych (np. rys.7.13) itp., kryteria probabilistyczne muszą być estymowane na podstawie obserwacji quasi-stacjonarnych modeli symulacyjnych dla różnych poziomów rozbudowy systemu (scenariuszy). Omawiane kryteria mogą służyć zarówno do oceny całego systemu jak i jego poszczególnych elementów (użytkowników).

Najczęściej proponowane są kryteria:

- Niezawodność lub gwarancje (prawdopodobieństwo dostarczenia w każdym momencie żądanej ilości wody lub jego odpowiedniki statystyczne), które można obliczać na kilka różnych sposobów:

$$P_m = \frac{n}{m+1} 100\%$$

$$P_T = \left(1 - \sum_k \Delta_k / T_n\right) 100\% \quad (3.4)$$

$$P_d = P\left\{\frac{\gamma_{ij}(t)}{\alpha_{ij}} < \phi_{ij}\right\}$$

gdzie n - liczba okresów (lat) bez deficytu,

m - liczba okresów obserwacji,

Δ_k - czas trwania k -tego okresu deficytu,

T_n - czas trwania obserwacji,

$\gamma_{ij}(t)$ - ilość wody dostarczana,

α_{ij} - gwarancja dla użytkownika,

ϕ_{ij} - dopuszczalny obniżony poziom ilości pobieranej.

- Średnie wieloletnie deficyty liczone jako suma okresowych deficytów dzielona przez całkowity czas obserwacji lub średnie względne pokrycie potrzeb liczone wg wzoru:

$$P_w = \left(1 - \frac{\sum_k D_k}{\sum_k W_k}\right) 100\% \quad (3.5)$$

gdzie D_k - wielkość deficytu w k -tym okresie,

W_k - potrzeby w k -tym okresie,

- Wrażliwość (vulnerability), która jest miarą "dotkliwości" zdarzeń niekorzystnych w systemie. Z reguły definiuje się wrażliwość za pomocą formuł uwzględniających zarówno częstość deficytów jak i ich głębokość. W wielu przypadkach istnieje potrzeba przeliczenia deficytów poszczególnych użytkowników na koszty z uwzględnieniem ich indywidualnej wrażliwości na niedobór wody (funkcji strat). W literaturze spotyka się definicje:

- średnie natężenie zdarzeń niekorzystnych (w skali rocznej lub miesięcznej):

$$P_{v1} = \frac{\sum_k D_k}{\sum_k W_k \cdot \Delta_k} \quad (3.6)$$

- maksymalne natężenie deficytu w horyzoncie obserwacji:

$$P_{v\max} = \max_k (D_k / W_k); \quad k = 1, 2, \dots, K \quad (3.7)$$

- maksymalna głębokość deficytu:

$$D_{\max} = \max_k \{ D_k \} \quad (3.8)$$

Uwaga: we wzorach powyższych wskaźnik liczony jest dla jednego użytkownika; dla wielu użytkowników operatory \max i \sum obejmują ich wszystkich.

Badania symulacyjne pozwalają dowolnie wydłużać horyzont obserwacji dzięki czemu dla modelu procesu możliwe jest określenie estymat rozkładu prawdopodobieństwa deficytów:

$$F(D) = \mathbf{P}\{D_k < D\} \quad (3.9)$$

Funkcja ta może być użyteczna w zadaniach planowania rozwoju systemu. Kryterium wrażliwości z uwzględnieniem indywidualnych funkcji strat użytkowników może być także użyteczne w sterowaniu operatywnym, szczególnie jeśli decyzje dotyczą rozdziału wody z jednego ujęcia pomiędzy wielu użytkowników (patrz p.2.3.2, wzory (2.6)-(2.8a)).

Innym sposobem określenia jakości sterowania w systemie wodnym jest pośrednia ocena sytuacji odbiorców przez określenie charakterystyki systemu jako źródła o odnawialnych zasobach. W pracy [28] omówiono wskaźnik reprezentujący elastyczność (resiliency) systemu w postaci

$$R = \mathbf{P}\{D_{k+1} = 0 \mid D_k > 0\} \quad (3.10)$$

oznaczający prawdopodobieństwo braku deficytu bezpośrednio po okresie w którym deficyt występował. Wskaźnik ten umożliwia ocenę sytuacji odbiorcy, który jest mało wrażliwy na chwilowe wahania dopływu wody lub może tworzyć własne rezerwy. Do kryteriów o zbliżonym charakterze należy kryterium średniego lub maksymalnego czasu trwania deficytu. Po za

informacją o warunkach zaopatrzenia w wodę, kryterium to pozwala pośrednio oszacować czas trwania skutków decyzji sterowania operatywnego.

Nie zawsze użytkowanie wody oznacza jej pobór z systemu. W pewnych przypadkach (np. żegluga, gospodarstwa rybne, turystyka i ogólnie rozumiane potrzeby ekologiczne) wymagania stawiane systemowi można przedstawić w formie ograniczeń na zmienne stanu - poziomy wody w zbiornikach i rzekach. Również i wówczas powyższe formuły są używane do oceny jakości sterowania ilością wody w systemie. W przypadku procesów o wyraźnym charakterze sezonowym (w systemach wodnych sezonowe czynniki klimatyczno-hydrologiczne odgrywają istotną rolę) miary częstości zdarzeń (np. deficytów) celowe jest określać w odniesieniu do poszczególnych okresów roku hydrologicznego. Na przykład częstości przekroczenia ograniczeń stanu zbiornika można wyrazić w formie stochastycznej wzorami

$$\begin{aligned} P\{s_i \geq s_{imin}\} &\geq \alpha_{s_i} \\ P\{s_i \leq s_{imax}\} &\geq \alpha^{s_i} \end{aligned} \quad (3.11)$$

dla $i = 1, \dots, I$, gdzie:

$P\{\cdot\}$ - prawdopodobieństwo zdarzenia opisanego w nawiasie,

I - liczba okresów (sezonów) w roku,

s_{imax} = maksymalny stan zbiornika,

s_{imin} = minimalny stan zbiornika,

α_{s_i} , α^{s_i} , - graniczne wartości prawdopodobieństw.

Warto tu zwrócić uwagę na fakt, bezpośrednie określenie wartości kryterium w postaci prawdopodobieństwa i wykorzystanie go do wyznaczenia sterowania wymaga znajomości funkcji rozkładu prawdopodobieństwa odpowiednich zmiennych procesu jako funkcji tego sterowania. Poza szczególnymi przypadkami modeli liniowych, o których będzie mowa w następnych rozdziałach, funkcji tych nie można określić analitycznie. Pozostaje więc jedynie możliwość estymacji statystycznej na podstawie obserwacji (w sposób zbliżony do pierwszego z wzorów (3.4)) procesu rzeczywistego lub jego modelu symulacyjnego. Nawet w tych nielicznych przypadkach, gdy powyższe kryteria można obliczać analitycznie, ich bezpośrednia optymalizacja jest optymalizacją nieliniową. Do budowy zadań optymalizacji liniowej konieczne jest więc sformułowanie kryteriów pośrednich - patrz przykłady zadania minimalizacji pojemności zbiorników (p. 5.2) lub zadania optymalizacji trajektorii stanu (p. 5.6.1).

Świadomie pomijamy w naszych rozważaniach kryteria jakości sterowania związane z wartościami chwilowymi stanów i przepływów, takie np. jak tłumienie fali powodziowej, gdyż dotyczą one sterowania bieżącego w innej skali czasu i wymagają innych typów modeli (dynamika spływu

powierzchniowego, dynamika koryta rzecznoego itp.), którymi w tej pracy nie zajmujemy się.

Uwagi na temat syntetycznych wskaźników jakości wody

Przy budowie statystycznych wskaźników jakości wody stosowane są trzy typy zależności:

- wskaźniki w formie funkcji lub przekształconych zmiennych wyrażających parametry wody nie zależne bezpośrednio od standardów,
- transformacje zmiennych zależne od standardów,
- funkcje lub wartości zmiennych bez wstępnej transformacji.

Większość praktycznych wskaźników jest pierwszego typu. Typ drugi czyni informację mało obiektywną (zmiany przepisów i norm uniemożliwiają porównanie danych z różnych okresów i obszarów. Trzeci typ jest mało przydatny w agregowaniu bardzo różnorodnych cech jakości wody, wyrażanych w różnych skalach liczbowych i różnym znaczeniu dla jakości wody.

Liczba zmiennych, uwzględnianych w budowie wskaźnika zagregowanego może być bardzo duża. W polskich przepisach dotyczących klas wody wymienia się ponad 50 parametrów, których wartości określają przynależność do klasy.

Wskaźnik jakości jest budowany jako suma lub iloczyn funkcji transformujących mierzone parametry wody:

$$I = \sum w_i Y_i \quad \text{lub} \quad I = \prod Y_i^{w_i} \quad (3.12)$$

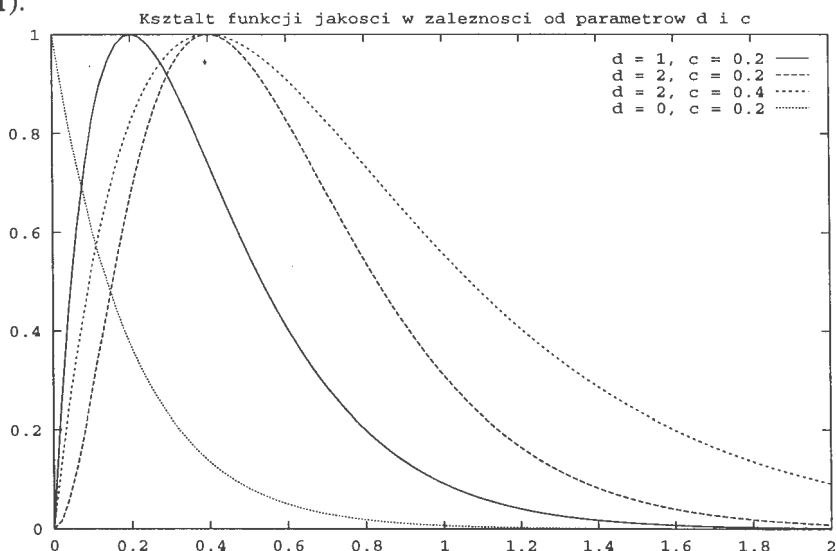
Wagi w_i mogą być wykorzystane nie tylko do skalowania udziału poszczególnych parametrów lecz także do ważenia ilości wody w przypadku określania wskaźnika dla strumienia niejednorodnego (wspólny wskaźnik dla kilku źródeł o różnych wydatkach i różnych parametrach jakościowych).

W wielu przypadkach zależność wskaźnika jakości od parametru mierzonego ma charakter progowy, a z reguły jest to zależność nieliniowa. Chcąc dobrać zależność funkcyjną, która pozwalała by modelować wszystkie przypadki w sposób możliwie uniwersalny, do obliczania Y_i na podstawie mierzonych parametrów wody można wykorzystać wzór proponowany przez Browna i innych w 1970r i cytowany w pracy [49]:

$$Y = J(d)(x/c)^d e^{-x/c}, \quad \text{gdzie} \quad J(d) = e^d/d^d; \quad c > 0; \quad d \geq 0 \quad (3.13)$$

Przez dobór parametrów c i d można uzyskać zależności od monotonicznych wykładniczych (dla $d = 0$) do prawie symetrycznych krzywych dzwonych

dla $d = 1, 2, \dots$ itd. o stromości rosnącej przy c malejącym poniżej wartości 1 (rys.3.1).



Rys.3.1 Własności funkcji (3.8)

Pierwszy typ krzywej jest właściwy dla takich parametrów jak: BZT₅, miano coli, mętność, zawartość azotanów, zawartość fosfatów itp, natomiast drugi (krzywa dzwonowa) stosuje się do wartości pH, temperatury, zawartości tlenu rozpuszczonego czy całkowitej zawartości składników stałych rozpuszczonych.

Duża nieliniowość powyższej zależności powoduje, że przy ocenie własności statystycznych zmiennych w czasie stanów zanieczyszczeń, np. wartości średnich, nie jest obojętne, czy uśredniane są parametry X czy ich funkcje Y . Z punktu widzenia ogólnego celu oszacowania, poprawniejsze jest określanie $\mathbf{E}(Y_i)$ a następnie wskaźnika $I(\mathbf{E}(Y_1), \dots, \mathbf{E}(Y_N))$ przy założeniu niezależności stochastycznej Y_i .

Ogólny bilans obciążenia systemu wodnego

Wspólną cechą powyższych kryteriów ilościowych i jakościowych jest przyjęcie punktu widzenia właściwego dla użytkowników wody: oceniane są warunki zaspokojenia ich potrzeb. Jak wspomnieliśmy na wstępie tego rozdziału, gospodarce wodną należy oceniać także od drugiej strony: obciążenia jakie użytkownicy stanowią dla naturalnych zasobów wodnych.

Poniżej przedstawiono propozycję konstrukcji wskaźnika obciążenia systemu wodnego przez działalność gospodarczą opartego zarówno na wielkości zużycia wody jak i wpływie na jej czystość.

Do prawidłowej oceny łącznego obciążenia systemu wodnego oprócz bilansu ilościowego niezbędne jest określenie wskaźnika jakości dla każdego strumienia wchodzącego i wychodzącego z obszaru oraz jego zmian w zbiornikach w objętości $V_z = V_{zbl} + V_{zbp}$.

System bez magazynowania wody. Rozpatrzmy wpiery prostszy przypadek, w którym $V_z = 0$. Zakładając, że dla każdego strumienia wejściowego Q_j mamy wskaźnik I_j , $j = 1, 2, \dots, J$, a dla każdego strumienia wyjściowego Q_k I_k , $k = 1, 2, \dots, K$, oraz przyjmując, że wskaźniki te, obliczone zgodnie z (3.12) i (3.13) mają zawsze wartości z przedziału $[0, 1]$, można sformułować ogólny bilans jakościowy w postaci

$$Z_g = \sum_{k=1}^K (1 - I_k) \cdot Q_k - \sum_{j=1}^J (1 - I_j) \cdot Q_j \quad (3.14)$$

Wartość Z_g może być dodatnia lub ujemna, przy czym decyduje o tym nie tylko wskaźnik czystości wody w strumieniach wyjściowych lecz także wody dostarczanej do obszaru. Przy jednakowej czystości na wejściu i na wyjściu Z_g jest miarą ilości zużytej wody z odpowiednią wagą wynikającą z jej czystości.

Jednostką miary dla Z_g jest miara objętości przepływającej wody. Ocena efektywności gospodarowania wodą wygodniej jest sprowadzić do postaci bezwymiarowej

$$z_g = \frac{Z_g}{Q} \quad (3.15)$$

gdzie Q jest wielkością wynikającą z bilansu wodnego (3.1) systemu.

Aby zorientować się we własnościach zaproponowanego wskaźnika rozpatrzmy kilka krańcowych sytuacji:

1) $I_k = I_j = 1$ dla wszystkich k i j (woda o najwyższej jakości na wejściu i wyjściu obszaru) mamy $Z_g = z_g = 0$ niezależnie od bilansu wody zużytej,

2) jeśli wskaźniki czystości spadają równocześnie do wartości bliskich zeru, wartość $Z_g \rightarrow -Q$, a $z_g \rightarrow -1$,

3) jeśli na wejściu mamy wodę o najwyższej czystości a na wyjściu $I_k = 0$, wówczas $Z_g = -Q_{we}$, a $z_g = -1/\alpha_Q$ (wartość tym bardziej ujemna im mniejsze jest wykorzystanie wody w gminie),

4) w sytuacji odwrotnej do punktu poprzedniego (wysoka jakość wody na wyjściu przy niskiej na wejściu) $Z_g = Q_{wy}$, a $z_g = 1/\alpha_Q - 1$.

Reasumując, wielkości określone wzorami (3.14) i (3.15) mają wartości tym bardziej ujemne, im bardziej gmina pogarsza stan czystości wody przy małym

jej wykorzystaniu ilościowym. Duże dodatnie wartości wskaźników (3.14), (3.15) odpowiadają poprawie jakości wody przy równoczesnym niezbyt intensywnym jej wykorzystaniu (małe wartości Q powodują wzrost z_g).

System z magazynowaniem wody. Dla $V_z > 0$ wzór (3.14) należy zmodyfikować wprowadzając do bilansu jakości zmianę jakości wody zmagazynowanej w zbiornikach i zmianę ilości wody o różnych poziomach czystości:

$$Z_g = \sum_{k=1}^K (1 - I_k) \cdot Q_k - \sum_{j=1}^J (1 - I_j) \cdot Q_j + \sum_{l=1}^L (I_{l,t} - I_{l,t-1}) \cdot V_{l,t} + \sum_{l=1}^L (V_{l,t} - V_{l,t-1}) \cdot I_{l,t} \quad (3.16)$$

gdzie

$I_{l,t-1}, I_{l,t}$ - wartości wskaźników czystości l -tego zbiornika na końcu kolejnych okresów obliczeniowych (co najmniej rocznych),

$V_{l,t-1}, V_{l,t}$ - objętości wody w l -tym zbiorniku na końcu kolejnych okresów obliczeniowych,

a wielkości Q_k, Q_j odnoszą się do t -tych okresów obliczeniowych.

natomiast wersja bezwymiarowa (3.14) może przyjąć postać

$$z_g = \frac{\sum_{k=1}^K (1 - I_k) \cdot Q_k - \sum_{j=1}^J (1 - I_j) \cdot Q_j}{Q} + \frac{\sum_{l=1}^L (I_{l,t} - I_{l,t-1}) \cdot V_{l,t}}{\sum_{l=1}^L V_{l,t}} + \frac{\sum_{l=1}^L (V_{l,t} - V_{l,t-1}) \cdot I_{l,t}}{\sum_{l=1}^L V_{l,t}} \quad (3.17)$$

Wskaźniki powyższe mają różne zakresy zastosowania: wzór (3.16) może służyć do bezpośredniej oceny obciążenia środowiska (w zakresie gospodarki wodnej) przez działalność gospodarczą w systemie, natomiast formuła (3.17) pozwala porównywać systemy o różnych poziomach intensywności gospodarczej i bogactwie zasobów wodnych pod względem efektywności w dziedzinie ochrony czystości wody.

Ze względu na silną korelację między jakością wody a natężeniem przepływu w danym strumieniu, poprawny wynik może być uzyskany dla danego okresu czasu tylko przez kumulowanie wartości obliczanych

bezpośrednio z częstszych pomiarów, a nie przez obliczenie jednokrotne z uśrednionych pomiarów.

Określanie wskaźników czystości w elementach składowych bilansu obszaru

Aby wzory (3.14), (3.15) oraz (3.16), (3.17) były poprawne, należy spełnić warunek $1 > I_n > 0$. W tym celu wygodniej jest przyjąć iloczynową postać formuły (3.12), która ma dodatkowo tę zaletę, że w przypadku braku pomiaru któregośkolwiek ze składników Y_i pomijamy go w obliczeniach, co jest równoznaczne z brakiem zastrzeżeń do nie mierzonego parametru wody (odpowiednie $Y_i = 1$). W przypadku formy addytywnej sytuacja taka wymagała by każdorazowo normalizacji współczynników wagowych w_i .

Trudności praktyczne związane z pomiarami wszystkich parametrów niezbędnych do oceny jakości każdego składnika bilansu są wynikiem następujących okoliczności:

- nie dla wszystkich elementów składowych bilansu wodnego możliwy jest bezpośredni pomiar zanieczyszczeń (nie ma takich możliwości dla przepływów ze spływu powierzchniowego, przepływów podziemnych czy mieszania w dużych zbiornikach granicznych),

- nawet w przypadku możliwości technicznych pomiarów, w polskich warunkach są one (poza quasi-ciągłym monitoringiem wybranych najistotniejszych parametrów w miejscach ujęcia wody o priorytetowym znaczeniu) dokonywane wyrywkowo, w zmiennych warunkach, i nie zawsze dla tych samych parametrów,

- istotnym problemem jest wykrywanie krótkotrwałych impulsów wzrostu zanieczyszczeń o dużej amplitudzie i ocena ich skutków (czy uśrednianie w czasie daje miarodajne oceny?).

W przypadku braku możliwości pomiarowych należy wprowadzić oszacowania oparte danych rzeczywistych lub normatywnych źródeł zanieczyszczeń. Np. nie jest możliwe bezpośrednio określenie ilości zanieczyszczeń wprowadzanych przez indywidualne gospodarstwa domowe do gleby i do wody podziemnej. Opierając się na danych normatywnych, określających ilość ścieków bytowych dla danej liczby ludności oraz ilości ścieków w instalacjach kanalizacji zbiorczej, z różnicy tych wielkości można oszacować ilość ścieków pozostających w rozproszaniu. Posługując się następnie danymi o technicznej szybkości procesu oczyszczania ścieków w urządzeniach lokalnych, można określić pośrednio ilość ścieków przenikających do gleby. O ile ocena technologicznej sprawności oczyszczalni zbiorczych nie przedstawia większej trudności, o tyle instalacje lokalne z reguły są znacznie mniej sprawne niż to wynika z danych projektowych (poprawę sytuacji może

przynieść rozpowszechnienie biologicznych metod oczyszczania w instalacjach lokalnych).

Podobnie, w przypadku szacowania eksportu zanieczyszczeń przez graniczne zbiorniki wodne należy oprzeć się na pomiarze zrzutu ścieków i szacowaniu zmian stanu czystości zbiornika po zmieszaniu.

Ponieważ idealne warunki pełnych ciągłych pomiarów nie prędko dadzą się wprowadzić w naszej praktyce, wskaźniki (3.12) będą obliczane przy znajomości niewielkiej liczby parametrów. Należy się więc liczyć z potrzebą uzupełnienia listy formalnie określanych parametrów Y_i dodatkowym parametrem korekcyjnym Y_k , zastępującym brakujące aktualne pomiary. Gdy takie pomiary nie zostały w ogóle dokonane parametr ten wynika z uznanej klasy czystości: wartość 1 dla najwyższej klasy czystości, 0 dla wody nie mieszczącej się w klasie 3. Zmiana klasy czystości na wyższą mogłaby być dokonywana na podstawie dłuższej obserwacji stanu czystości wody.

Z postaci wskaźników (3.14) i (3.16) wynika, że do prawidłowej ich oceny należy szczególnie dokładnie określać dopływy i odpływy, których jakość wody odbiega od średniej: ujęcia wody czystej z zasobów podziemnych i odpływy o najniższej klasie czystości.

Korygowanie efektów naturalnych w ogólnych wskaźnikach efektywności

Nawet zupełnie pozbawiony gospodarki ściekowej system wodny, wykazuje zdolność samooczyszczania zależną w dużym stopniu od warunków geograficznych, hydrogeologicznych i klimatycznych. Aby oddzielić skutki świadomej działalności gospodarczej od procesów naturalnych należy do wskaźników oceny (3.14) - (3.17) wprowadzić przeliczniki korekcyjne. Dla niektórych parametrów czystości takich jak BZT₅ lub zawartość tlenu proces oczyszczania daje się uzależnić od czasu przebywania wody w danym odcinku sieci wodnej. W oparciu o modele typu (2.9) lub (2.9a) można korygować wstecz parametry czystości strumieni wejściowych (podnosząc sztucznie ich jakość). W pozostałych przypadkach samooczyszczanie należy pominąć lub szacować indywidualnie. Np. przy szacowaniu obciążenia gleby ściekami indywidualnymi pomijamy zdolność samooczyszczania gleby, gdyż interesuje nas ilość nie zagospodarowanych ścieków. Korektę ze względu na samooczyszczanie należy stosować także w przypadku, gdy pomiar zanieczyszczeń jest dokonywany w innym miejscu niż znajduje się granica obszaru.

3.2.3. Uwagi i zastrzeżenia

Najbardziej wymyślny wskaźnik syntetyczny, bez równoczesnej analizy indywidualnych parametrów gospodarki wodnej, nie może służyć do

jednoznacznej oceny obciążenia zasobów wodnych przez użytkowników. Wskaźnik taki winien być uzupełniony takimi danymi jak współczynnik wykorzystania zasobów wodnych i zdolności magazynowych, efektywny poziom zdolności samooczyszczania cieków i zbiorników systemu (zależny także od utrzymywanego ich stanu technicznego).

Istotnym parametrem, który świadczy o poziomie ochrony ekologicznej wód jest stopień oczyszczania ścieków tj. stosunek ilości nie zneutralizowanych ścieków do ich produkcji. Parametr ten w naszych warunkach waha się w bardzo szerokim zakresie zależnie od infrastruktury, a także od typu działalności generującej zanieczyszczenia. Zanieczyszczenia bytowe, mimo często mniejszej intensywności niż przemysłowe, bywają groźniejsze ze względu na większe rozproszenie i w polskich warunkach znacznie niższy stopień neutralizacji w oczyszczalniach (nawet poniżej 50% wobec >90% w zachodnich landach RFN). Pełny obraz gospodarki wodnej wymaga więc oddzielnego określania tego parametru dla gospodarstw domowych, dla przemysłu z wydzielonymi głównymi producentami zanieczyszczeń i dla działalności rolniczej.

W przypadku, gdy system wodny składa się z względnie niezależnych podsystemów o wyraźnie różnym poziomie czystości wody, wskaźniki o postaci (3.14) i (3.16) powinny być liczone oddzielnie dla każdego z nich.

W przypadku wykorzystywania wskaźnika syntetycznego do porównywania różnych systemów należy uwzględnić fakt, że porównywalne mogą być jedynie obszary, które mają podobne:

- gęstość zaludnienia,
- powierzchnia upraw rolnych,
- lokalizacja przemysłu uciążliwego dla środowiska,
- aktywność w dziedzinie turystyki,
- zasoby wód powierzchniowych,
- powierzchnia obszarów leśnych i rezerwatów.

Są to bowiem czynniki, które ograniczają w istotny sposób zbiór możliwych do osiągnięcia, a z drugiej strony dopuszczalnych, wartości wskaźnika czystości wody i obciążenia ilościowego zasobów. Dopiero na tym tle kryteria oceny systemu jako źródła zaopatrzenia w wodę (3.4) - (3.10), (3.11) mogą służyć do oceny jakości sterowania.

Mimo licznych zastrzeżeń dotyczących praktycznego zastosowania powyższych wskaźników w systemie rzeczywistym, mogą one być z powodzeniem stosowane w badaniach symulacyjnych (nie występują wówczas problemy pomiarowe !) do porównywania różnych sposobów sterowania w tych samych warunkach zewnętrznych. Badania symulacyjne mogą dać pełny obraz systemu rzeczywistego, pod warunkiem jednak, że model symulacyjny obejmie nie tylko sieć wód powierzchniowych ale również źródła wody, wody głębinowe i glebę. Model taki wykracza znacznie poza zakres naszych badań.

3.3. Układ sterowania

Z powyższego przeglądu kryteriów oceny systemów wodnych wynika, że większość z nich opiera się na zależnościach statystycznych wymagających bądź subiektywnych ocen prawdopodobieństwa zdarzeń losowych, bądź będących ocenami *a posteriori*. Wykorzystanie tych kryteriów w układach sterowania dotyczy więc w zasadzie etapu syntezy tych układów (lub repetycyjnego dostrajania), natomiast bezpośrednie zadania sterowania operatywnego wynikają głównie z potrzeby spełnienia przez zaprojektowany układ różnorodnych ograniczeń fizycznych.

Punktem wyjścia do syntezy układu sterowania jest wybór kryterium (względnie kryteriów) jakości oraz wybór zmiennych sterujących tj. zmiennych za pomocą których układ sterowania oddziałuje na obiekt.

Idealnym rozwiązaniem byłoby oczywiście zastosowanie podejścia przyjętego w teorii sterowania optymalnego: dla wybranego kryterium jakości dokonać bezpośredniej syntezy sterowania za pomocą procedur optymalizacyjnych. Cechy najbardziej nawet uproszczonych modeli systemów wodnych uniemożliwiają takie rozwiązanie. Najczęściej więc struktura sterowania dobierana jest w sposób arbitralny, przy czym dobór ten powinien być dokonywany zarówno z punktu widzenia możliwości oceny sytuacji (pomiaru) jak i możliwości technicznych oddziaływania na obiekt. Tak więc w sposób arbitralny jest określana lista wielkości sterowanych w obiekcie (z uwzględnieniem będących do dyspozycji środków technicznych) oraz lista wielkości, których znajomość jest wymagana do określenia wartości wielkości sterujących. Zakłada się także typ zależności (z dokładnością do ograniczonej liczby parametrów) wiążących jedne wielkości z drugimi. Zależności te, pełniące rolę regulatorów, w systemach wodnych zwykle nazywa się regułami sterowania lub regułami decyzyjnymi. W przeciwieństwie do regulatorów znanych z teorii sterowania, reguły decyzyjne nie muszą wyznaczać jednoznacznie sterowania jako funkcji wielkości wejściowych, lecz mogą pozostawiać człowiekowi pewien zakres swobody wyboru decyzji. Ponieważ, po przyjęciu powyższych ustaleń, parametry reguł stanowią jedyne narzędzie dostrajania układu sterowania do jego celów, arbitralny wybór struktury często determinuje zarówno efektywność realizacji różnych celów jak i możliwości zastosowania technik optymalizacji.

Blok realizujący funkcję sterowania w systemie przedstawionym na Rys.2.1 może być umownie nazwany regulatorem, choć należy pamiętać, że przy sterowaniu systemem wodnym prawie nigdy nie działa on automatycznie i często jest tylko modelem pojęciowym procesu podejmowania decyzji przez człowieka. Zadaniem reguły decyzyjnej jest przetworzenie informacji

dostarczonej różnymi kanałami w wielkości sterujące obiektem w sposób zgodny z określonym celem sterowania.¹ Na ogół cel sterowania nie jest tożsamy z zadaniem zastosowanego regulatora (wielkością sterowaną), np.: cel polegający na utrzymaniu stanu zbiornika w zadanym zakresie między minimum i maksimum tak, aby pobór wody za zbiornikiem nie był zakłócany przez ograniczenia, bywa realizowany przez regulator stabilizujący ten stan na wartości średniej - cel zostaje osiągnięty, jeśli błąd stabilizacji mieści się w powyższym zakresie. Nie jest celowe optymalizowanie parametrów regulatora jako stabilizatora, gdyż dokładna stałość stanu zbiornika może powodować niekorzystnie duże wahania przepływu za zbiornikiem. Bardziej celowe byłoby utrzymanie wahań stanu zbiornika w pełnym zakresie dopuszczalnym z dostatecznym prawdopodobieństwem, a więc utrzymanie błędu regulatora stabilizującego na kontrolowanym, wysokim poziomie. Rozróżnienie to jest bardzo istotne z punktu widzenia oceny efektywności regulatora: mimo, że konstruuując regulator wybierzemy arbitralnie jego strukturę, określając tym samym typ zadań, które on może realizować, to optymalizacja parametrów tego regulatora powinny opierać się na kryterium pierwotnego celu sterowania. Należy także pamiętać, że sytuacja, w której wielkość sterowana tylko pośrednio wpływa na realizację celu, może oznaczać małą skuteczność jakiegokolwiek optymalizacji parametrów wybranego regulatora z punktu widzenia celu sterowania.

Nie wnikając w szczegółowe rozważania związków między celami sterowania i zadaniami regulatorów, podamy krótką charakterystykę regulatorów stosowanych do sterowania systemami wodnymi.

W najogólniejszej formie sterowanie wyrażone jest przez zależność:

$$\text{sterowanie} = f(\text{stan}, \text{prognoza}, \text{zakłócenia}, \text{parametry}, \text{czas})$$

Główną pętlę informacyjną upodabniającą układ do układów regulacji automatycznej stanowi informacja zwrotna o stanie systemu. Silny wpływ mierzalnych zakłóceń powoduje, że, dla zwiększenia skuteczności regulatora, celowe jest korygowanie tych zakłóceń w układzie otwartym. Stąd, na wejściu regulatora wprowadzana jest często informacja o zakłóceniach, a w przypadku dużych opóźnień w obiekcie lub regulatorze (np sterowanie dyskretnie w czasie) - wykorzystuje się także prognozy zakłóceń. W tym ostatnim przypadku, schemat układu należy uzupełnić modelem prognostycznym tj. związkiem

¹) Można zgodzić się z poglądem, że rozróżnienie to uwidoczni fakt, że reguła decyzyjna jest pojęciem szerszym niż pojęcie regulatora, gdyż dla regulatora w sensie klasycznym cel ogranicza się do realizacji zadania ściśle związanego z pojęciem wielkości regulowanej. Nie zmienia to faktu, że w sensie funkcjonalnym większość reguł decyzyjnych omawianych niżej posiada strukturę regulatora.

między prognozą, a dostępnymi do pomiaru wartościami poprzednich zakłóceń i stanem obiektu. Podobnie jak model obiektu, tak i model prognostyczny może być różny, a wybór właściwego zależy od celu sterowania. Bardziej szczegółowe omówienie syntezy sterowania wymaga zawężenia problemu do wybranego zadania i wybranego modelu obiektu. Tak więc, w dalszej części pracy najczęściej omawiamy zadanie rozrządu wody w systemie wielozbiornikowym, gdzie sterowanie odbywa się poprzez dyskretne w czasie decyzje, dotyczące okresowych wpływów ze zbiorników (okresy rzędu kilku dni do kilku tygodni), uwzględniające potrzeby użytkowników oraz spełniające określone warunki przepływu i magazynowania wody. W tym przypadku mamy do czynienia z regulatorem dyskretnym działającym na obiekt dynamiczny złożony z dyskretyzowanych elementów całkujących (zbiorników). Model obiektu jest najczęściej linearyzowany - przy analizie przyjmuje się, że zbiorniki mają nieskończoną pojemność, natomiast regulatory najczęściej uwzględniają w praktycznej realizacji ograniczenia wielkości sterowanej, (choć dla potrzeb analitycznych są często również linearyzowane). Poza nielicznymi przypadkami (np. [86]), większość propozycji reguł sterowania dotyczy regulatorów jednowyjściowych tzn regulatorów sterujących lokalnie wpływem jednego zbiornika. W niektórych przypadkach udaje się pokazać, że można analizować systemy wielozbiornikowe sterowane takimi lokalnymi regulatorami [60], [66], [23].

W literaturze dotyczącej zastosowania reguł decyzyjnych do sterowania systemami wodnymi (a także w praktyce) można spotkać zarówno reguły, dla których punktem wyjścia są zadania chwilowe, jak i takie, które mają realizować zadania długookresowe [25]. W obu przypadkach sporo trudności nastrocza ocena wpływu przyjętej reguły na realizację zadań grupy komplementarnej (tzn. grupy zadań pominiętych przy formułowaniu reguły). Gdy reguły decyzyjne preferują zadania chwilowe (np reguły sterowania falą powodziową), ich postać jest bardzo złożona, co wyklucza analityczną ocenę ich efektywności w realizacji zadań długoterminowych - często jedyną drogą jest symulacja. W pewnych przypadkach zadanie chwilowe może być zmodyfikowane tak, aby w nim zostały uwzględnione pośrednie koszty jego realizacji, ponoszone w przyszłości w dłuższym horyzoncie czasu. Parametrem wiążącym oba składniki zadania jest wówczas stan zbiorników bezpośrednio po zrealizowaniu zadania chwilowego. Pojawiają się przy tym trudności typowe dla zadań wielokryterialnych.

Gdy reguły decyzyjne są wybierane ze względu na cele długoterminowe, często stosuje się podejście zwane "chance constraint programming" [71], [60], [65], charakteryzujące się z jednej strony prostą postacią i parametryzacją reguł decyzyjnych, a z drugiej, stochastyczną interpretacją ograniczeń. Warunkami powodzenia tego podejścia są:

- postać reguły i model obiektu umożliwiające analityczne określenie modelu układu zamkniętego (obiekt + reguła) i efektywny algorytm optymalizacji parametrów reguły,
- praktyczna realizowalność tak dobranej reguły sterowania i dostęp do niezbędnej informacji,
- efektywność reguły z punktu widzenia kryteriów sterowania,
- statystyczna zgodność rzeczywistych zmiennych losowych z przyjętymi, na ogół wyidealizowanymi, modelami stochastycznymi.

Mówiąc o optymalizacji parametrów reguł decyzyjnych należy zwrócić uwagę na trudności w doborze kryterium (kryteriów). Z jednej strony system powinien realizować wiele celów równocześnie, a z drugiej, hierarchia tych celów zmienia się w czasie oraz na skutek zmian stanu i otoczenia systemu.

Dość naturalne jest ocenianie realizacji celów sterowania systemu wodnego w sposób statystyczny, np. (3.4), gdyż losowo zmienne są zarówno zasoby wodne jak i potrzeby użytkowników, a decyzje są podejmowane często na podstawie informacji w postaci prognoz. Statystyczne sformułowanie celów sterowania wiąże się na ogół z założeniem rocznego cyklu zmienności charakterystyk stochastycznych (kryteria o postaci (3.11) oraz stacjonarności w wieloletiu (sezonowość), co prowadzi do rozwiązywania zadania dynamicznego w horyzoncie rocznym z oceną statystyczną realizacji celów w horyzoncie nieskończonym.

Pełne wykorzystanie zalety metody "chance constrained programming", polegającej na prostym liniowym sformułowaniu zadania optymalizacji, jest możliwe tylko dla ograniczonej grupy kryteriów jakości. W zasadzie wchodzi w grę liniowe kombinacje parametrów reguł mające bądź charakter planowanych poborów wody, pojemności zbiorników, bądź odległości od ograniczeń spełnianych z zadaniem prawdopodobieństwem. Ani kryteria o charakterze długoterminowych ocen statystycznych, jak:

- wartości oczekiwane poborów ,
- prawdopodobieństwa deficytów,
- prawdopodobieństwa dolnych/górných stanów zbiorników,

ani kryteria krótkoterminowe, jak:

- maksimum fali powodziowej,
- maksymalne deficyty,
- czas trwania deficytu itp.,

nie mogą być wprowadzone bezpośrednio do liniowych zadań optymalizacji.

Jeśli, z drugiej strony, postać reguły jest dobrana głównie z uwagi na łatwość optymalizacji nieliniowych kryteriów statystycznych, to może się okazać, że efektywność sterowania spada (nawet z punktu widzenia tych kryteriów) w porównaniu ze sterowaniem "zdroworozsądkowym" bez optymalizacji. Przykładem tego mogą być niektóre prace z grupy "reliability programming"

(np. [52], [81]), w których dla potrzeb optymalizacji prawdopodobieństw rezygnuje się w strukturze sterowania z informacji bieżącej.

Często realizacja reguły decyzyjnej, której parametry wybrano zgodnie z ocenami statystycznymi oznacza niespełnienie celów chwilowych w znacznej części czasu. Wydaje się więc nie do uniknięcia uwzględnienie w sterowaniu bieżącym mechanizmów rozstrzygających o wzajemnych relacjach między kryteriami ocenianymi statystycznie i kryteriami mierzalnymi bezpośrednio: np. prawdopodobieństwo deficytu za miesiąc i aktualny deficyt użytkownika wyrażony w $[m^3/s]$ lub w $[m^3]$. Jest to postulat najtrudniejszy do spełnienia w koncepcji reguł decyzyjnych, gdyż zmusza do uwzględnienia nie poddających się formalizacji preferencji człowieka. Pewną próbę pokonania tej trudności stanowi uzależnienie wyboru kryterium okresowego od stanu systemu i repetycyjne poszukiwanie parametrów reguł decyzyjnych [24].

Inne podejście reprezentuje postoptimalizacyjna modyfikacja reguły decyzyjnej mająca na celu doraźne uwzględnienie informacji bieżącej (szczególnie w przypadkach kolizji z celami chwilowymi), oparta na obserwacji i analizie konkretnych ciągów symulowanych na modelu, zawierająca oczywiście ryzyko zakłócenia realizacji celów długookresowych.

Ogólnie, należy zachować dużą ostrożność przy wprowadzaniu informacji bieżącej do reguł decyzyjnych dobieranych ze względu na kryteria statystyczne, gdyż w warunkach niepełnego dopasowania ich do celów sterowania, wynikającego z ich sztywnej, arbitralnie wybranej struktury, zdarzają się przypadki pogorszenia efektów, nawet, jeśli reguła podlega optymalizacji [25]. Sytuację komplikuje fakt, że w rzeczywistości informacja bieżąca występuje w formie prognoz długo- lub krótkoterminowych i wprowadza błędy do układu sterowania. Błędy prognoz długoterminowych dają się na ogół oszacować statystycznie i np. w zadaniu typu "chance constrained programming" oszacowanie to tkwi w sformułowaniu ograniczeń na prawdopodobieństwa. Jeśli chcemy zwiększyć ilość informacji na wejściu regulatora przez wprowadzenie prognoz krótkoterminowych, to niezależnie od możliwości efektu wspomnianego wyżej, należy się upewnić, czy ich dokładność to uzasadnia.

Inny jeszcze konflikt powstaje, gdy konstruujemy algorytm sterowania dla złożonego wielozbiornikowego systemu wodnego: czy sterowanie poszczególnych zbiorników powinno być maksymalnie dopasowane do lokalnych zadań każdego zbiornika oddzielnie, czy też być dobierane z uwagi na cele globalne? Wprowadzenie prostych sparametryzowanych reguł lokalnych i powierzenie reszty problemu procedurze optymalizacji globalnej tych parametrów wydaje się być dostatecznie bezpieczne, jednakże, jak pokażemy na przykładzie, nie zawsze wystarczy optymalizacja względem właściwie dobranego kryterium - o efektywności regulatora bardziej decyduje jego struktura niż staranny dobór parametrów.

W praktyce synteza układu sterownia napotyka na jeszcze jedną trudność: nie istnieje statystyczne kryterium jakości, które by zastępowało wszystkie kryteria omówione w pierwszej części rozdziału. Nawet więc, jeśli pominąć konflikt kryteriów krótko- i długookresowych, sterowanie systemem wodnym pozostaje problemem wielokryterialnym. W tym kontekście może pojawić się na przykład dylemat: czy przez odpowiedni dobór reguły sterowanie ograniczyć wrażliwość systemu (przez obniżenie głębokości deficytów) kosztem obniżenia niezawodności (zwiększenie prawdopodobieństwa pojawienia się deficytu), czy odwrotnie. Formułowanie zadania jako wielokryterialnego lub zredukowanie roli większości kryteriów do roli ograniczeń nierównościowych umożliwia wprawdzie teoretyczne rozwiązanie, lecz przy sztywno ustalonej strukturze układu sterowania i ograniczonej liczbie optymalizowanych parametrów, praktyczna skuteczność sterowania może być wówczas problematyczna. Wydaje się, że w tej sytuacji rzeczywiste sterowanie systemem wodnym musi być procesem decyzyjnym z udziałem człowieka. Podstawą powinny być wielowymiarowe charakterystyki obiektu sterowania uzyskane z wariantowej analizy modelu symulacyjnego systemu liczonym w horyzoncie umożliwiającym estymację wszystkich kryteriów statystycznych. Układy sterowania, o których będziemy mówić poniżej, są więc traktowane jedynie jako modele w zadaniach planowania (jeśli mają cechę analityczności) lub jako elementy modeli symulacyjnych. Nie stoi to w sprzeczności z faktem, że niektóre z nich, np. reguła standardowa (z różnymi modyfikacjami), krzywe dyspozytorskie, są stosowane w praktyce w zadaniach lokalnych dla pojedynczego zbiornika.

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 rozrządzie 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 parametrov wodochraniliszcz irrigacionnogo naznachenija 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. Soobsczenija 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 parametrow 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 δ 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 Rule2) 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 Releasey 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