

Stanisław Borsuk

# Ekologiczno-geochemiczny system oceny jakości wód jeziornych

problemy • metodologia • modelowanie

Wydawnictwa Uczelniane  
Uniwersytetu Technologiczno-Przyrodniczego  
w Bydgoszczy



Stanisław Borsuk

**Ekologiczno-geochemiczny  
system oceny  
jakości wód jeziornych  
problemy • metodologia • modelowanie**

Wydawnictwa Uczelniane  
Uniwersytetu Technologiczno-Przyrodniczego  
w Bydgoszczy



OPINIODAWCA  
prof. dr hab. inż. Zdzisław Harabin

REDAKTOR DZIAŁOWY  
dr inż. Krzysztof Pawłowski

Opracowanie redakcyjne i techniczne  
mgr Dorota Ślachciak, mgr inż. Tomasz Szalajda

Projekt okładki  
mgr inż. Daniel Morzyński

Na okładce wykorzystano ilustrację  
[http://pl.wikipedia.org/wiki/Plik:Regiony\\_Kondrackiego-hipsometria.png](http://pl.wikipedia.org/wiki/Plik:Regiony_Kondrackiego-hipsometria.png)

© Copyright  
Wydawnictwa Uczelniane Uniwersytetu Technologiczno-Przyrodniczego  
Bydgoszcz 2014

Utwór w całości ani we fragmentach nie może być powielany  
ani rozpowszechniany za pomocą urządzeń elektronicznych, mechanicznych,  
kopiujących, nagrywających i innych bez pisemnej zgody  
posiadacza praw autorskich.

ISBN 978-83-64235-19-1

Wydawnictwa Uczelniane Uniwersytetu Technologiczno-Przyrodniczego  
Redaktor Naczelny  
prof. dr hab. inż. Józef Flizikowski  
ul. Ks. A. Kordeckiego 20, 85-225 Bydgoszcz, tel. 52 3749482, 52 3749426  
e-mail: [wydawucz@utp.edu.pl](mailto:wydawucz@utp.edu.pl) <http://www.wu.utp.edu.pl>

---

Wyd. I. Nakład 60 egz. Ark. aut. 13,0. Ark. druk. 12,5.  
Oddano do druku i druk ukończono w marcu 2014 r.  
Zakład Małej Poligrafii UTP Bydgoszcz, ul. Ks. A. Kordeckiego 20

# Spis treści

Wprowadzenie .....	5
<b>Rozdział 1. Metodyczne podejście do oceny stanu jakości wód jeziornych</b> .....	11
1.1. Przegląd metod oceny jakości wód powierzchniowych jezior .....	11
1.2. Kryteria oceny zmiany składu wód jeziornych .....	24
<b>Rozdział 2. Naturalne i antropogeniczne czynniki zanieczyszczenia i samooczyszczania geosystemów jeziornych</b> .....	45
2.1. Warunki naturalne zlewni modelowych .....	45
2.1.1. Budowa geologiczna .....	46
2.1.2. Właściwości geomorfologiczne oraz litologiczna charakterystyka skał tworzących gleby w zlewniach jezior ....	49
2.1.3. Warunki klimatyczne .....	57
2.1.4. Gleby .....	58
2.2. Charakterystyka limnometryczna zlewni jeziornych .....	61
2.2.1. Zlewnia Jeziora Żurskiego .....	61
2.2.2. Zlewnia Jeziora Charzykowskiego .....	67
2.2.3. Zlewnia Jeziora Wolickiego .....	74
<b>Rozdział 3. System metod analizy i oceny jakości wód jeziornych</b> .....	78
3.1. Zasady modelowania .....	78
3.2. Mechanizmy przemian jakości wód jeziornych oraz wybór parametrów modelowania .....	87
3.3. Teoretyczne podstawy doboru zmiennych do modelu i ich klasyfikacja .....	95
3.3.1. Algorytm wyodrębniania skupień z parametrem .....	100
3.3.2. Algorytm metody analizy struktury macierzy korelacji .....	102
3.3.3. Algorytm metody analizy korelacji zmiennych wyjściowych ze zmienną syntetyczną .....	103
3.4. Konstrukcja zagregowanych i taksonomicznych miar jakości wód jeziornych .....	104
<b>Rozdział 4. Statystyczne modelowanie jakości wód jeziornych</b> .....	110
4.1. Wielowymiarowa analiza jakości wód Jeziora Żurskiego, Charzykowskiego oraz Wolickiego .....	110
4.1.1. Ocena jakości wód za pomocą zmiennych analitycznych .....	110
4.1.2. Pomiar jakości wód za pomocą zmiennych syntetycznych ....	116



4.2. Modele statystyczne .....	128
4.2.1. Modele regresji oparte na schemacie Rawsona .....	128
4.2.2. Modele zawierające jedno równanie .....	129
4.2.3. Zbiór zmiennych w końcowym wariancie modelu .....	130
4.2.4. Końcowe postacie równań modeli .....	130
4.3. Wzory obliczeniowe dla modeli przemian jakości wód w jeziorach .....	133
4.3.1. Modele statystyczne przemian jakości wód .....	133
4.3.2. Ogólne prawidłowości statystyczne przemian jakości wód jeziornych .....	176
Wnioski .....	184
Literatura .....	185

## WPROWADZENIE

Jednym z priorytetowych kierunków w dziedzinie ochrony środowiska jest badanie wpływu czynników naturalnych i antropogenicznych na funkcjonowanie i transformację hydrosfery. Wiele współczesnych prac naukowych poświęconych jest analizie tego problemu i opracowaniu metod ochrony obiektów wodnych.

Praca stanowi zespół badań ilościowych i jakościowych z zakresu limnometrii i proponuje nowy biogeochemiczny system oceny jakości wód jeziornych. Stanowisko metodyczne publikacji zostało opracowane przez autora na podstawie obszernego materiału empirycznego.

W ostatnich latach, w wyniku działalności gospodarczej, obserwuje się wzrost zanieczyszczenia jezior. W szczególności wpływa to na ich eutrofizację, która staje się niebezpieczna i wyklucza możliwość korzystania z coraz większej ilości zasobów wodnych jezior oraz zbiorników wodnych. Dla Polski, która zajmuje 22. miejsce w Europie pod względem zasobów wodnych, jest to szczególnie niepokojące (na jednego mieszkańca kraju średnio przypada 1700-1800 m<sup>3</sup> wody w roku, a coroczna średnia dla całej Europy – 4800 m<sup>3</sup> wody). Zgodnie z prognozą na najbliższe 10 lat zużycie wody przez gospodarkę komunalną w Polsce wyniesie 18%, przemysł – 71%, rolnictwo – 11% i przekroczy całą roczną wielkość zasobów wodnych kraju. Oprócz tego dla zasobów wodnych Polski charakterystyczne jest ich bardzo nierównomierne rozmieszczenie. W związku z tym utworzenie progresywnego systemu gospodarczego wykorzystania wody staje się zadaniem aktualnym. W przeciwnym wypadku jej deficyt już w 1990 roku wyniósł prawie 5 mld m<sup>3</sup>, w wyniku czego woda stała się w kraju najbardziej deficytowym surowcem.

Współczesny stan jakości wód w Polsce należy oceniać jako zbliżony do klęski ekologicznej. Przyspieszony proces eutrofizacji wód powierzchniowych, w tym jezior i zbiorników wodnych znajdujących się pod znacznym wpływem antropogenicznym (aglomeracji miejskich, zakładów przemysłowych i terenów o intensywnym rozwoju rolnictwa), stanowi palący problem ekologiczny.

Obecnie w Polsce znajduje się 9296 jezior o ogólnej powierzchni 317 tysięcy ha i objętości 33 km<sup>3</sup> wody. Na przestrzeni minionych 11 tys. lat, gdy powstała większość polskich jezior, w całości znikło już około 18 tys. Proces wysychania jezior, który w naturalnych warunkach trwa tysiące lat, skrócony został aktualnie do kilku dziesięcioleci.

Inwentaryzacja jezior wykorzystywanych przez państwowe gospodarstwa rybackie (prawie 90% powierzchni wszystkich polskich jezior) udowodniła, że w ciągu 6 lat (1965-1971) powierzchnia jezior silnie zeutrofizowanych zwiększyła się o 50%.

Obecnie 289 wielkich polskich jezior systematycznie bardzo mocno zwiększa swoje zanieczyszczenie. Wśród tych jezior 133 są zanieczyszczone ponad miarę, w 77 – odnotowano masowe śnięcie ryb, a w 7 jeziorach ryby całkowicie wyginęły.

Zagadnienia związane z ochroną środowiska stają się jednymi z istotnych w życiu polskiego społeczeństwa. Do problemów tych przywiązują ogromne znaczenie nie tylko polskie organizacje naukowe, ale także partie polityczne oraz urzędy państwowe i gospodarcze.

Uzasadnienie metod oceny jakości jeziornych wód powierzchniowych zmusiło do przeprowadzenia szczegółowej analizy literatury naukowej dotyczącej badanego zagadnienia. Zebrano i zapoznano się z materiałami biblioteki ekologicznej Uniwersytetu w Oxfordzie, Wydziału Ekonometrii Uniwersytetu w Cambridge, biblioteki ochrony przyrody Uniwersytetu w Helsinkach, Instytutu Monitoringu Satelitarnego Uniwersytetu w Montrealu, Instytutu Limnologii Uniwersytetu w Quebec, Instytutu Hydrologii Uniwersytetu w Maine, Instytutu Limnologii Uniwersytetu w Ottawie, Uniwersytetu w Uppsali, Wydziału Hydroometrii Uniwersytetu w Brimington, a także bankiem informacji statystycznych Uniwersytetu w Bostonie, systemem Uniwersytetu w Harwardzie, bankiem biblioteki hydrologicznej Uniwersytetu w Ontario, systemem bibliotek Uniwersytetu Chicago, luksemburskim i budapesztański bankiem informacji ekologicznej, Państwowymi normami klasyfikacji jezior Niemiec.

Analiza literatury wskazała na następujące wady stosowanych wcześniej podejść do oceny jakości wód w jeziorach:

- 1) głównie korzystano z metod posługujących się tylko poszczególnymi wskaźnikami, które nie pozwalały w pełni na syntezę rezultatów badań;
- 2) aktualny podział wód jeziornych na klasy jakości z reguły opiera się na różnorodnych wariantach metody punktowej i jest nie tylko niejednoznaczny, ale ma także wątpliwą wartość dla osób kierujących gospodarką;
- 3) informacja o przynależności danej grupy jezior do określonej klasy jakości wód nie daje możliwości określenia sytuacji ekologicznej w czasie i przestrzeni;
- 4) w przyszłości problemy istniejące w opracowaniu kompleksowego systemowego metodycznego podejścia do badań mogą okazać się znacznymi przeszkodami w obiektywnej ocenie jakości wód.

Ustalono, że najpilniejszym i nierozwiązanym problemem jest utworzenie kompleksowej metodyki ciągłego monitorowania jakości wód w jeziorach oraz ilościowego opisu procesów eutrofizacji w celu opracowania efektywnych działań ochronnych ukierunkowanych na polepszenie mas wodnych w jeziorach. Badania teoretyczne i praktyczne autora zostały ukierunkowane na rozwiązanie właśnie tego najważniejszego problemu.

Wybierając metodologię badań autor oparł się na zasadach międzydyscyplinarnego, systemowego podejścia do analizy skomplikowanych obiektów naturalnych oraz zjawisk. Pozwoliło to na połączenie metody jakościowej analizy geograficznej, geofizycznej, geochemicznej z metodą modelowania matematycznego, a także na wzajemną weryfikację rezultatów zastosowania tychże metod i wykorzystanie współczesnych środków obliczeniowych.

Określenie problemu oraz wybór metody jego rozwiązania pozwala na skonkretyzowanie celu badań – utworzenie systemu limnometrycznego modelowania procesów eutrofizacji wód jeziornych, który zakłada realizację dwóch wzajemnie uwarunkowanych etapów:

- 1) opracowanie wielostronnej kwantyfikacji jakości wód jeziornych, niezbędnej w celu ich obiektywnego opisu przestrzenno-czasowego.
- 2) analizę ilościową związków przyczynowo-skutkowych w ramach badania mechanizmu eutrofizacji wód jeziornych.

Bardziej szczegółowe przestudiowanie określonych zagadnień doprowadziło do konieczności rozwiązania następujących zadań:

- 1) utworzenia metodyki geograficznego, geofizycznego, geochemicznego opisu badanego obiektu naturalnego w celu określenia pełnej listy jego parametrów, koniecznej okresowości pomiarów i przestrzennego rozmieszczenia stacji monitoringu,
- 2) opracowania wzajemnie uwarunkowanych metod jakościowego – geochemicznego i statystycznego – badania parametrów monitoringu, zorientowanych na optyimizację liczby parametrów oraz tworzenie przestrzeni cech,
- 3) skonstruowania syntetycznych i agregatowych miar jakości wód jeziornych,
- 4) utworzenia metodyki eksperckiej oceny stanu ekologicznego i klasyfikacji badanych obiektów na podstawie analizy graficznego przedstawienia syntetycznych i agregatowych miar jakości,
- 5) zastosowania metody analizy regresyjnej do ilościowego opisu związków przyczynowo-skutkowych mechanizmu eutrofizacji w celu modyfikacji schematu Rawsona i Dussarta dla konkretnych jezior,
- 6) wykorzystania zmodyfikowanego schematu eutrofizacji oraz oceny ilościowej parametrów modeli regresyjnych do uściślenia przestrzeni cech i weryfikacji na drodze eksperymentu badanych obiektów,
- 7) wykonania limnometrycznego systemu modelowania na przykładzie jezior: Charzykowskiego, Wolickiego i Żurskiego w celu empirycznej weryfikacji opracowanej metodyki oraz przeprowadzenia ekologicznej ekspertyzy danych obiektów.



Struktura przeprowadzenia badań określona została poprzez sukcesywne rozwiązywanie postawionych zadań.

Analizę jakościową geograficznych, geochemicznych i geofizycznych charakterystyk badanego obiektu przeprowadzono z ukierunkowaniem na utworzenie bazy monitoringu. Punkty monitoringu powinny być rozmieszczone w taki sposób, aby mierzone zmienne zawierały maksymalną informację o zanieczyszczeniach zmywanych przez opady atmosferyczne z terenu zlewni badanego jeziora, a także ich akumulacji w osadach dennych. Lista mierzonych zmiennych, okresowość, sposoby i terminy pomiarów fizykochemicznych charakterystyk na początku były zgodne z klasycznym schematem Rawsona [1966] i wymogiem dokładności przy zastosowaniu metod statystycznej obróbki wielowymiarowych danych.

Na drugim etapie badań, za pomocą formalnej procedury matematycznej określano informatyczną pojemność każdej zmiennej oraz dokonano zmniejszenia ilości zmiennych do poziomu optymalnego. Otrzymaną przestrzeń cech poddawano fachowej ocenie jakościowej, co pozwoliło na określenie poziomu optymalnej wymiarowości przestrzeni cech.

Trzeci etap polegał na zastosowaniu specjalnie opracowanego algorytmu statystycznego, obejmującego podział wielu cech na trzy klasy: stymulant, destymulant i nominant. Wynik tej procedury umożliwił wprowadzanie w przestrzeni obiektów wzorca jakości, który posłużył za podstawę do budowy syntetycznej miary jakości.

Etap czwarty łączył otrzymanie modyfikacji schematu Rawsona, opartych na zwiększeniu ilości pośrednich połączeń pomiędzy zmiennymi, i rozpatrzenie różnorodnych wersji równań regresji liniowej, określanych przez utworzoną nową strukturę połączeń. Statystyczna ocena i optymalizacja równań regresji metodą analizy dyspersyjnej pozwoliła na uściślenie schematu Rawsona dla badanego obiektu i otrzymanie ilościowego opisu wzajemnych zależności przyczynowo-skutkowych w ramach mechanizmu eutrofizacji.

Na piątym etapie rezultaty budowy modelu regresji zastosowano do uściślenia przestrzeni cech oraz do weryfikacji modelowania taksonomicznego, istotnego na trzecim etapie badań.

W taki sposób powstaje proces cykliczny, rezultatem którego jest ciągły monitoring jakości środowiska wodnego.

Warto zauważyć, iż udział eksperta w dalszym procesie można wykluczyć i przeprowadzać monitoring jakości środowiska wodnego w trybie automatycznym. Jednak według autora, funkcjonowanie limnometrycznego systemu modelowania jest bardziej efektywne w trybie dialogowym.

Zaproponowana metodyka, począwszy od drugiego etapu, pozwala na prowadzenie badań ciągłych zarówno dla oddzielnego punktu środowiska wodnego, jak i dla wielu punktów sieci monitoringu jednego lub kilku jezior.

Środkiem do realizacji wytyczonego celu jest empiryczne i modelowe badanie parametrów odzwierciedlających poziom jakości wód jeziornych oraz czynników, które poprzez wzajemne stosunki przyczynowo-skutkowe określają funkcjonowanie mechanizmu eutrofizacji, a także tempo tego procesu.

Przeprowadzona przez autora wszechstronna analiza prawidłowości procesu eutrofizacji wód jeziornych pozwoliła na modyfikację znanego schematu ekologicznych i biofizycznych zależności Rawsona i Dussarta i zastosowanie go do badań empirycznych w jeziornych akwenach Polski. Zmodyfikowany schemat Rawsona zastosowano w modelowaniu taksonomicznym, do otrzymania agregatowych i syntetycznych miar oceny jakości wody.

Uściślenie procesów eutrofizacji wód jeziornych odbywało się z uwzględnieniem specjalnych modeli regresyjnych. Wybór określonej metody modelowania uwzględniał konieczność zastosowania takiego podejścia, które pozwala na otrzymanie najlepszej analizy ilościowej skomplikowanych limnologicznych zjawisk i procesów, z uwzględnieniem ich weryfikacji empirycznej.

W rezultacie autor zaproponował system modelowania limnometrycznego, który zawiera dwie klasy modeli:

- modele taksonomiczne, będące podstawą klasyfikacji i wieloaspektowego pomiaru jakości wód jeziornych,
- modele statystyczne, wykorzystywane do analizy ilościowej siły wzajemnych zależności przyczynowo-skutkowych, w ramach mechanizmu eutrofizacji.

Przydatność praktyczną tej koncepcji metodycznej potwierdziły przeprowadzone badania empiryczne. Autor nie zna innych koncepcji metodycznych, które pozwoliłyby na prowadzenie ciągłej ilościowej oceny i analizę jakości jeziornych wód. Jest to własny, twórczy wkład autora pracy w rozwój limnometrii.

Twierdzenia, przedstawione do obrony w pracy, związane są z opracowaną metodyką wieloaspektowej oceny jakości jeziornych wód do analizy przestrzenno-czasowej na podstawie limnometrycznego systemu modelowania procesów eutrofizacji jeziornych wód, a także rozpatrzenia siły wzajemnych połączeń przyczynowo-skutkowych w ramach procesu eutrofizacji.

Zastosowanie metod wielowymiarowej statystyki, a w szczególności modelowania taksonomicznego pozwala na prowadzenie pomiarów jakości wody w sposób ciągły. Wykorzystanie w sposób ciągły wieloaspektowej oceny jakości wód umożliwia określenie sytuacji ekologicznej w czasie i przestrzeni. Przy tym otrzymywanie informacji do ciągłej oceny jakości wód jeziornych (w porównaniu z istniejącymi sposobami) nie jest w żaden sposób związane ze zwiększeniem nakładów czy ilości pracy włożonej w badania.

Niezależne znaczenie teoretyczne i praktyczne mają zaproponowane wielowymiarowe modele statystyczne do opisu ilościowego z określonym prawdopodobieństwem wielkości wzajemnych powiązań przyczynowo-skutkowych

pomiędzy oddzielnymi czynnikami, w granicach mechanizmu eutrofizacji. To pozwoliło na przeprowadzenie obiektywnej weryfikacji hipotez oraz teorii limnologicznych.

Określenie siły oddziaływania oddzielnych czynników na jakość jeziornych wód może mieć zasadnicze znaczenie w sprawie ustalenia priorytetów i wielkości przedsięwzięć dotyczących ochrony przyrody. Jeśli tylko niektóre czynniki wpływają na stan jakości wody, a inne – mają znaczenie niewielkie (a na to bezpośrednio wskazują oceny parametrów modeli), to działania ochronne nieobowiązkowo muszą być wtedy kompleksowe, mogą być cząstkowe, ale dobrze świadomie, wówczas ich efektywność będzie wysoka.

System oceny jakości wód jeziornych przedstawiony w publikacji był wykorzystany w państwowym i centralnym programie badań oraz został wdrożony. Zawiera następujące tematy opracowane pod kierownictwem autora:

1. Wykorzystanie metod modelowania ekonometrycznego do określenia stopnia degradacji.
2. Wykorzystanie metod modelowania matematycznego do oceny stabilności wód jeziornych i opisu zmiany jakości wód jeziornych z uwzględnieniem ich rekultywacji.
3. Ocena zmiany jakości wód i ich wpływu na gospodarkę rybną w zlewni basenu gospodarstwa rolnego.
4. Prognozy jakości wód Jeziora Wolickiego.

Oprócz tego zagadnienia opracowane przez autora są wykorzystywane w prowadzonych przez niego wykładach na Wydziale Podwyższania Kwalifikacji oraz dla studentów Uniwersytetu Technologiczno-Przyrodniczego w Bydgoszczy.

## Rozdział I

# METODYCZNE PODEJŚCIE DO OCENY STANU JAKOŚCI WÓD JEZIORNICH

### 1.1. Przegląd metod oceny jakości wód powierzchniowych jezior

W wyniku antropogenicznego wpływu zagadnienia jakościowej i ilościowej oceny różnorodnych procesów zachodzących w ekosystemach wodnych są jednymi z podstawowych problemów ekologicznych limnologii stosowanej [Wuhrmann 1974]. Z uwagi na metodologię celowe jest rozpatrywanie problemów oceny jakości wód powierzchniowych w szerszym aspekcie – ogólnej teorii jakości (np. [Borys 1980]), która stawia sobie za zadanie poszukiwanie uniwersalnych podejść do pomiaru zjawisk złożonych.

Obecnie w ramach teorii jakości opracowano system metod oceny jakości i klasyfikacji obiektów według osiąganego poziomu jakościowego.

Ocenę teoretyczną poziomu jakości takich czy innych obiektów można przeprowadzić albo na podstawie pomiarów cząstkowych, albo przy zastosowaniu kompleksowych metod kwalimetrycznych. W zasadzie pomiary cząstkowe (z powodu fragmentaryczności informacji otrzymywanej z ich pomocą) można uważać tylko i wyłącznie za oddzielne oznaki rzeczywistego stanu opisywanego zjawiska.

Ocena zjawisk tylko na podstawie zmiennych mających charakter symptomatyczny okazuje się daleko niewyczerpująca i może doprowadzić do błędnych wyników. Praktycznie przydatność takiego badania jest niewielka. Ciekawszym i bardziej uzasadnionym jest zastosowanie do oceny poziomu jakości metod kwalimetrycznych.

Teoria kwalifikacji jakości zawiera dwie składowe – koncepcję wektorową pomiaru jakości, przedstawiającą „jakość” w postaci wektora szeregu cech, oraz koncepcję syntetycznego pomiaru jakości, która kwantyfikuje jakość w postaci skalara, czyli w postaci jednego kompleksowego wskaźnika jakości.

Do pierwszej koncepcji zalicza się poniższe metody oceny jakości wód powierzchniowych. Elster [1974], na podstawie klasyfikacji jakości całych zbiorników wodnych, ich części albo biocenozy, doszedł do wniosku, że dowolne, nawet nie całkiem doskonałe próby klasyfikacji i systematyzacji ekosystemów wodnych są cenne i potrzebne, ponieważ przyczyniają się do gromadzenia i systematyzowania informacji, służą jako źródło danych dla bardziej szczegółowego rozwiązywania zagadnień teoretycznych i stosowanych. Właśnie dlatego klasyfikacyjne systemy jakości wody, bez względu na ich umowność oraz



sporny charakter, zostały rozpowszechnione i uznane za korzystne w wielu krajach świata.

Poszukiwaniem kryteriów klasyfikacji jezior zajmowano się już dawno temu [Kajak 1979]. I tak w latach trzydziestych minionego stulecia za podstawowe kryterium oceny była uznana zawartość substancji odżywczych w jeziorach, a za podstawę klasyfikacji jezior głównie przyjmowano ich trofizm.

Klasyfikacja troficzna jezior oparta jest na ciągłości pomiarów charakteru trofii zbiorników wodnych, gdy sukcesywnie następują po sobie stadia od oligotroficznej poprzez mezotroficzną do eutroficznej i politroficznej, bez dokładnych granic pomiędzy tymi stanami. Diagnozowanie takiego czy innego stanu troficznego prowadzone jest na podstawie różnorodnych kryteriów: koncentracji tlenu, jakościowego składu fauny głębinowej lub fitoplanktonu, zawartości fitoplanktonu, pierwotnej bioproduktywności lub przezroczystości wody. Konsekwencją wykorzystywania różnorodnych kryteriów są często sprzeczne oceny co do określania stanu trofii [Patalas 1960, Vollenweider 1968, 1976, Kajak 1979, Izrael' 1979].

Nowe elementy do metody klasyfikacji troficznej jezior wprowadził Olaszewski [1971]. Autor sformułował pojęcie saprotrofizmu zbiorników wodnych, które znacznie pogłębiło zrozumienie właściwości ewolucji jezior. Jednak granice dla oddzielnych stanów troficznych w tym przypadku nie zostały określone ilościowo ze względu na brak zadowalających kryteriów dyferencji.

Należy zauważyć, iż próby opracowania podejścia ilościowego do rozgraniczenia stanów troficznych jezior były podejmowane już dość dawno temu. Zafar [1959], w zależności od liczbowej wartości współczynnika Pearsalla  $\frac{N+K}{Ca+Mg}$ , dzielił jeziora na trzy znane grupy troficzne, a następnie – w zależności od zawartości azotu, fosforu i próchnicy – na podgrupy. Istniały także propozycje, aby stany troficzne identyfikować według stopnia czystości wód, w postaci cyfrowego systemu oceny jakości wody. W tym celu zaproponowano równanie uwzględniające koncentrację w wodzie ortofosfatów, amoniaku, organicznego azotu oraz chemiczne zapotrzebowanie na tlen [Uttomark i Wall 1975].

Metoda punktowa, polegająca na ocenie poziomu jakości na podstawie przyjętych skal punktowych, które uwzględniają oddzielne wskaźniki jakości, względnie dobrze została opisana w teorii jakości [Kolman 1973, Wesołowski 1975]. Jej nie podlegającą dyskusji wartością jest prostota i zrozumiałość. Punktowa metoda dopuszcza obecność cech jakościowych w przypadku, jeśli utrudniony jest pomiar parametrów obiektu. Jednocześnie wadą metody jest pewna dowolność przy wprowadzaniu warunkowych skal punktowych oraz dość często przejawiający się w ocenach subiektywizm. Metoda punktowa może być udoskonalana poprzez łączenie jej z dokładniejszą metodą, na przykład delficką [Stępowski 1977].

Eutrofizacja i zanieczyszczenie jezior, szczególnie postępujące w latach siedemdziesiątych, spowodowały przyspieszenie opracowania utylitarnych metod oceny jakości wód oraz klasyfikacji zbiorników wodnych dla celów bezpośredniego kierowania zasobami wodnymi [Sylvester i in. 1974, Szukinski i in. 1978].

Obecnie na świecie istnieje wiele różnorodnych kryteriów oceny jakości jezior. Na podstawie analizy stosowanych klasyfikacji można je usystematyzować następująco:

- tylko właściwości samej wody, bez uwzględniania charakterystyki zbiornika wodnego i jego basenu zlewnczego,
- tylko morfometryczno-hydrologiczne właściwości jeziora i charakter zlewni,
- kryteria morfometryczno-hydrograficzno-zlewniowe wraz z parametrami charakteryzującymi jakość wody.

W ramach pierwszego zespołu kryteriów można wydzielić podejścia uwzględniające stan troficzny zbiorników wodnych i podejścia niebiorące go pod uwagę.

System klasyfikacji opracowany przez Lueschow i in. [1970], określający stan troficzny ilościowo, umożliwił przeprowadzenie oceny punktowej jakości wody 12 jezior w stanie Wisconsin w USA. W tym systemie wykorzystano 7 następujących wskaźników: zawartość tlenu w hypolimnionie, analiza punktowa, widoczność krążka Secchiego, koncentracja azotu organicznego i mineralnego, jak również koncentracja fosforu ogólnego i mineralnego w wodzie.

Modyfikacja powyższego systemu oceny w postaci kumulatywnego wskaźnika trofii (*Trophie Index Number* – TIN) została zastosowana do klasyfikacji ponad 200 jezior na terytorium USA. Kumulacyjny wskaźnik trofii został określony na podstawie zawartości w wodzie fosforu ogólnego i rozpuszczonego, nieorganicznego azotu, widoczności krążka Secchiego, minimalnej zawartości rozpuszczonego w hypolimnionie tlenu i koncentracji tlenu „A”. Wymieniony wskaźnik pozwolił w sposób zadowalający na dyferencjację stanu troficznego jezior, szczególnie w zakresie eutrofii.

W Nowej Zelandii Mc Coll [1972] przeprowadził klasyfikację 7 jezior pod względem charakteru trofii, stosując analizę statystyczną 24 różnych parametrów w wodzie. Za najważniejsze dla oceny stanu troficznego zostały uznane następujące charakterystyki: deficyt tlenu w hipolimnionie, widoczność krążka Secchiego, różnica w zasadowości pomiędzy epilimnionem a hipolimnionem latem, zawartość w wodzie tlenu, fosforu, azotu, żelaza i manganu.

Sheldon [1972] zademonstrował efektywność zastosowania metod statystycznych do klasyfikacji troficznej jezior, określając klasę 121 jezior amerykańskich i 15 szwedzkich. Klasyfikacja została przeprowadzona głównie pod względem następujących parametrów: pH, widoczność krążka Secchiego, zasadowość, kolor, zdolność do utleniania, przewodnictwo i rozpuszczony tlen. Zda-

niem autora, analiza numeryczna pozwoliła na usystematyzowanie jezior w sposób uniwersalny, a uzyskana klasyfikacja jezior ma ważne znaczenie dla bardziej racjonalnego wykorzystania zasobów wodnych.

Interesujące podejście do ilościowego określania stanu troficznego zbiorników wodnych w połączeniu z jakością wody zastosowali Shannon i Brezonik [1972]. Do określenia charakterystyki stanu troficznego jezior, rozpatrywanego przez autorów jako zjawisko wielostronne, zaproponowali następujące wskaźniki: bioprodukcja pierwotna, chlorofil „A”, azot organiczny, ogólny fosfor, widoczność krążka Secchiego, przewodnictwo i współczynnik kationowy Pearsalla  $\frac{Na K}{Ca Mg}$ . Wyniki analizy wody z 55 jezior Florydy poddano obróbce matematycz-

nej i wyliczono wskaźnik stanu troficznego jezior (*Trophie State Index* – TSI). Z jego uwzględnieniem przeprowadzono systematyzację badanych jezior pod względem jakości oraz trofii, według autorów, w sposób obiektywny.

Trochę inny wskaźnik stanu troficznego do porównania jakości wody w jeziorach zaproponował Skulberg [1975]. Wskaźnik został wyliczony z uwzględnieniem zawartości w wodzie nieorganicznego sestonu oraz dostępności substancji biogennej w produkcji pierwotnej, ocenianej za pomocą biotestów. Wraz z pomiarem przewodnictwa i określeniem stosunku  $\frac{N}{P}$  w wodzie ten wskaźnik służy za kryterium dyferencjacji jakości jeziornych wód i według Skulberga może być przydatny do kierowania gospodarką wodną.

Carlson [1977] opracował bardzo prosty cyfrowy wskaźnik stanu troficznego jezior, stosując skalę od 0 do 100. Można go wyliczyć na podstawie jednego z trzech korelujących ze sobą parametrów: widoczności krążka Secchiego, koncentracji chlorofilu lub koncentracji ogólnego fosforu w wodzie. Zdaniem Carlsona nie wolno go utożsamiać ze wskaźnikiem stanu czystości wody, ale jest ważny w kierowaniu gospodarką wodną.

Na Węgrzech został opracowany i zastosowany system klasyfikacji wód powierzchniowych, w tym i jezior, który także uwzględnia właściwości stanu troficznego [Felföldy 1976]. Wykorzystano system punktowy oceny jakości wód (konduktywność elektrolityczna, troficzność, saprobowość i toksyczność). Stopnie konduktywności elektrolitycznej wyznaczane są na podstawie pomiarów przewodnictwa oraz ogólnej zawartości jonów w wodzie. Troficzność oceniana jest na podstawie liczby wodorostów, koncentracji chlorofilu „A” i wielkości produkcji pierwotnej. Poziom saprobowości wyznaczany jest na podstawie indeksu saprobowości Pantle Bucka oraz analizy zdolności do utleniania wody. Stopień toksyczności ustalany jest za pomocą biotestów prowadzonych na różnego rodzaju organizmach wodnych. Wynik analizy jakości przedstawiany jest w postaci 4-cyfrowego kodu, w którym cyfry wyrażają jakość ocenianej wody pod względem każdego z czterech kryteriów: konduktywności elektrolitycznej, troficzności, saprobowości, toksyczności.

Do grupy metod klasyfikacji nieuwzględniających troficznego stanu jezior należy dość prosta metoda punktowej oceny stanu jezior, opracowana na zamówienie Environmental Protection Agency w USA [Uttormark i Wall 1975].

Główny wskaźnik stanu jeziora (*Lake Conditio Index* – LCI), stanowiący podstawę systemu, oparty jest tylko na kilku parametrach wybranych na zasadzie największej dostępności danych w różnorodnych urzędach USA, które zajmują się badaniem jezior. Klasyfikacji było poddanych 1100 jezior w stanie Wisconsin. Ze względu na brak jednorodnych danych chemicznych i biologicznych dla tak dużej ilości jezior można ograniczyć się tylko do wskaźników eutrofizacji, które są łatwo obserwowalne i dla których są jednoznacznie określone granice w postaci liczby punktów.

Przyjęte w tej klasyfikacji wskaźniki to zawartość tlenu w wodzie, przezroczystość, przypadki pojawienia się śniętych ryb i ograniczenia związane z wykorzystaniem jeziora. Skale punktów dla każdego z parametrów zostały określone z uwzględnieniem morfometrii jeziora, typu miktycznego, a w przypadku oceny perspektywy wykorzystania jeziora (przede wszystkim dla rekreacji) z uwzględnieniem informacji o zakwitaniu glonów, a także o nadmiernym wzroście mikrofitów. LCI obliczono metodą sumowania punktów otrzymanych w granicach każdego z wymienionych parametrów, czyli na przykład jezioro, w którym nie zauważono niepożądanych symptomów, może otrzymać 0 „karnych” punktów (LCI = 0), natomiast jezioro, które ma wysokie LCI, ma wiele niepożądanych właściwości. Porównanie wyników klasyfikacji z oceną rzeczoznawców ujawniło, że z pomocą omawianego wyżej systemu 86% jezior zostało opisanych prawidłowo, a dla 14% jezior źródłem nieprawidłowości były błędne dane wejściowe.

Samoklasyfikacja, a dokładniej kategoryzacja jezior w Japonii, uregulowana przez akty normatywne (*Environmental Laws Regulations in Japan 1978*), nie jest oparta o stan troficzny zbiorników wodnych. Bazuje na dwóch rodzajach parametrów: przepisach ochrony środowiska i normatywach sanitarno-epidemiologicznych. Pierwszy z nich został skonstruowany na odpowiednich zakresach liczbowych następujących wskaźników: pH, chemiczne zapotrzebowanie na tlen, charakterystyka suspensji, rozpuszczony tlen i ilość bakterii typu coli. Te normatywy pozwalają na wyróżnienie 4 kategorii wód jeziornych, którym odpowiadają określone możliwości ich wykorzystania w zależności od ich jakości. Z zastosowaniem danych normatywów związana jest klasyfikacja wód, która przesądza w Japonii o wymaganiach dotyczących sposobów oczyszczania wody. Tak na przykład woda I klasy wykorzystywana do celów komunalnych wymaga tylko filtracji, II klasy – filtracji i sedymentacji, a woda III klasy wymaga zastosowania bardziej złożonych sposobów oczyszczania. Tylko dwie pierwsze kategorie jezior mogą być rozpatrywane jako źródła zaopatrzenia w wodę. Najwyższa kategoria jezior odpowiada I klasie wód do celów komunalnych, gdy



tym czasem wody II i III klasy zaliczane są do drugiej kategorii jezior. Wody jezior najniższej kategorii mogą być wykorzystywane do celów przemysłowych.

Normatywy sanitarno-epidemiologiczne są obowiązujące dla dowolnych państwowych zasobów wodnych i obejmują 9 substancji. Dla pięciu z nich, czyli: kadmu, ołowiu, 6-wartościowego chromu, arsenu i całkowitej rtęci, ustalono jedną dopuszczalną wartość dla dowolnych rodzajów wód, natomiast czterech pozostałych substancji: cyjanków, pestycydów fosforoorganicznych, alkilowych związków rtęci i dwufenolowych wielochlorowców nie może być w ogóle. Przekroczenie powyższych normatywów sanitarno-epidemiologicznych powoduje zakaz korzystania z wody.

Wszystkie wyżej opisane systemy i metody klasyfikacji jezior dotyczą tylko właściwości samej wody. Tymczasem istnieją klasyfikacje jakości jezior bazujące przede wszystkim na morfometrycznych i hydrograficznych parametrach zbiorników wodnych oraz basenów zlewiskowych.

Jako przykład takiego systemu można przytoczyć klasyfikację jezior opracowaną na zamówienie stanu Maine w USA przez Sylvestra i in. [1974]. Podstawowym celem opracowania, jak podkreślają autorzy, było jego wykorzystanie przy planowaniu przedsięwzięć związanych z przeciwdziałaniem degradacji jezior na terenie stanu, a także – przy wyborze podstaw prawnych ochrony jezior.

W celu realizacji tego zadania z 3000 jezior stanu Maine wybrano 35 w taki sposób, żeby dawały pełny obraz jezior całego stanu oraz reprezentowały różnego rodzaju typy zbiorników wodnych: przybrzeżne, kontynentalne, o różnej wielkości i formie misy jeziornej, na różnych wysokościach nad poziomem morza itd. Przy zbiorze i analizie danych wykorzystano system komputerowy. Analizowane parametry obejmowały przede wszystkim dane morfometryczne jeziora, jego topografię oraz jego położenie w stosunku do kierunku wiatru. Uwzględniono także dane odzwierciedlające wpływ antropogeniczny na kompleks jezioro – zlewnia, a także zabudowę linii brzegowej.

Matematyczna obróbka danych pozwoliła na wydzielenie 4 klas jezior, zaczynając od klasy I, do której zaliczono jeziora najbardziej podatne na działanie procesów antropogenicznych oraz przyrodniczych, wywołujących degradację, a kończąc na IV klasie, do której zaliczono jeziora niewyróżniające się zwiększoną stabilnością w stosunku do oddziaływań niekorzystnych.

Wyniki analiz statystycznych pozwoliły także na określenie parametrów najbardziej odpowiednich do oceny stanu jezior oraz ustalenie dla wszystkich 4 klas zakresu ich wartości liczbowych. Najważniejszymi okazały się następujące parametry: średnia głębokość jeziora, udział procentowy wód hypolimnionu, stosunek pojemności jeziora do ilości zabudowań w bezpośrednim sąsiedztwie z linią brzegową, zasięg widzenia krążka Secchiego (jedeny wskaźnik jakości wody) i stosunek objętości wody w zbiorniku wodnym do długości linii brze-

wej. Badane jeziora sklasyfikowano pod względem każdego parametru, a następnie określano ich klasę łączną.

Powyższy sposób klasyfikacji pozwolił autorom na opracowanie tymczasowego standardu wykorzystania terenów przybrzeżnych wokół jezior w stanie Maine [Sylvester i in. 1973]. Punktem wyjściowym stało się określenie 4 różnych klas wykorzystania jezior w zależności od wstępnych, dokładnie określonych parametrów jakości jezior. Dla każdej klasy sporządzono dokładne normatywy prowadzenia różnego typu gospodarstw na terenach przybrzeżnych.

Przykładem prostej metody dyferencjacji jezior odnośnie ich odporności na antropogeniczne obciążenia jest podejście zaproponowane przez Kerekesa [1977]. Jest to wskaźnik morfometryczny, bazujący na dwóch morfometrycznych parametrach: objętości i długości linii brzegowej. Badania przeprowadzone w Kanadzie pokazały, że im niższy jest wskaźnik  $\frac{V}{L}$  (do 0,1), tym jeziora są starsze, płytsze i pokryte roślinnością, przeważnie z dużą zawartością fosforu, a im wyższy jest ten wskaźnik (na przykład jezioro Ontario – wskaźnik – 1,25), tym jezioro jest bardziej stabilne. Należy podkreślić, że powyższy wskaźnik morfometryczny był zastosowany w opisanym już przez Sylvestra i in. [1974] schemacie klasyfikacji amerykańskich jezior jako odzwierciedlający stabilność jeziora na wpływy antropogeniczne.

Reckhaw [1978] przedstawił interesującą matematyczną metodę klasyfikacji jezior, uzasadniającą podejście pozwalające określać i prognozować warunki tlenowe jezior na podstawie następujących cech morfometryczno-zlewniowych: średniej głębokości jeziora, prędkości nurtu i prognozowanego nasycenia jeziora fosforem, a w rezultacie jego spływu z terenu zlewni. Zastosowanie takiego podejścia pozwala na podział jezior na zbiorniki wodne z warunkami tlenowymi i beztlenowymi, przy czym taki system klasyfikacji według autora tej metody może służyć do celów kierowania gospodarką wodną.

Do trzeciej grupy najbardziej kompleksowych systemów klasyfikacji jezior, uwzględniających zarówno cechy morfometryczno-hydrograficzno-zlewniowe, jak i charakterystykę jakości masy wodnej, należy system zaproponowany przez Klappera [1976] i wykorzystywany w byłej NRD od 1974 r. Według jego autora operowanie tylko pojęciem trofizmu przy ocenie jakości wód jest niewystarczające do rozwiązania szeregu kwestii z dziedziny badania eutrofizacji jezior.

Stosowane w Niemczech zasady klasyfikacji wód jeziornych i rzecznych w wielu przypadkach nie sprawdziły się. Dlatego w przypadku chociażby wód jeziornych należy według Klappera opierać się na kryteriach hydrograficznych, troficznych oraz specjalnych. Kryteria hydrograficzne obejmują maksymalną i średnią głębokość jeziora, stosunek objętości hypolimnionu do epilimnionu, a także inne wskaźniki odnoszące się do zlewni. Kryteria troficzne zostały przedstawione za pomocą takich wskaźników, jak: zawartość tlenu w hipolim-

nionie, procentowe nasycenie tlenem wody na powierzchni, ilość substancji biogenicznych (N i P), produkcja pierwotna i roczna ogólna produkcja, biomasa, chlorofil, przezroczystość, analiza organizmów bentosowych. Do specjalnych wskaźników zaliczane były w szczególności wskaźniki odkładania soli; oprócz tego – pH, H<sub>2</sub>S w epilimnionie i substancje humusowe.

Biorąc pod uwagę zakresy wartości wskaźników hydrograficznych, troficznych i specjalnych wydzielono 5 klas jezior od A do E. Do klasy A należą jeziora oligotroficzne i mezotroficzne, głębokie, nawarstwione, o małej produktywności, dużej przejrzystości, z wodą łatwo poddającą się obróbce dla celów komunalnych. Klasa B obejmuje jeziora holomiktyczne, eutroficzne, z deficytem tlenu przy dnie w czasie letniego zastoju, nadające się do celów rekreacyjnych. W klasie C znajdują się jeziora eutroficzne polimiktyczne o średniej głębokości, o przejrzystości od 0,5 do 3 m, także nadające się do celów rekreacyjnych. Klasa D – to jeziora politroficzne o nieznacznej głębokości (do 2 m), o zmniejszonej przejrzystości – od 0,5 do 1 m, nadające się do rybołówstwa. Klasa E obejmuje jeziora płytkowodne, silnie zanieczyszczone, w których panują warunki anerozowe; nienadające się do celów rekreacyjnych czy rybołówstwa.

W ten sposób, na podstawie opisanej oceny jeziora, można rozwiązać kwestię przynależności jeziora do klasy z uwagi na możliwości jego wykorzystania. Określenie klasy wykorzystania jeziora pozwala administracji państwowej na wybór optymalnego modelu kierowania gospodarką wodną. Omówiona klasyfikacja gwarantuje wybór najbardziej efektywnych sposobów ochrony jeziora.

Wyżej opisany system klasyfikacyjny oraz wynikające z niego wytyczne dotyczące ochrony jezior i polepszenia ich jakości otrzymały w byłej NRD status prawny, obowiązujący na terytorium całego kraju [norma TGL 27885/01 1974].

Jeszcze jednym przykładem sposobu oceny jakości jezior, który uwzględnia różnorodnie wskaźniki charakteryzujące obszar zlewni, typ zbiorników wodnych oraz skład chemiczny wody, jest zaproponowana przez Patalasa [1960] punktowa ocena pierwotnej produktywności jezior w rejonie Węgorzewa. Choć cel tej pracy był czysto praktyczny – określenie warunków rybołówstwa, tym niemniej metoda zasługuje na omówienie, ponieważ jej pozytywną stroną jest wszechstronne podejście do oceny czynników wpływających na jakość wód w jeziorach. Za takie czynniki Patalas [1960] przyjął: żyzność gleby obszaru zlewni oraz wielkość jej powierzchni w stosunku do objętości jeziora, jak również stosunki hydrologiczne na obszarze zlewni, np. jeziora rozmieszczonego w basenie rzeki, intensywność wymiany wód i urodzajność zlewni cieką głównego, skład chemiczny wody (substancje biogeniczne). Takie podejście uwzględnia fakt, iż produktywność zbiornika wodnego uwarunkowana jest intensywnością obrotu substancji, która zależy od zwartości styku zbiornika z powierzchnią aktywnego dna (czyli dna cyrkulującego w zakresie hypolimnionu). Za dobre wskaźniki produkcji pierwotnej użyte w tej metodzie uważa się:

zmiany zawartości tlenu w hypolimnionie w okresie wegetacji, zmiany zawartości wapnia i potasu, a także przejrzystość wody w okresie letnim. Dla każdego z wymienionych parametrów została przyjęta 5-punktowa skala ocen. Uwzględnienie przy ocenie jakości jezior wraz z elementami dynamicznymi (na przykład ilości substancji biogenicznych w zbiorniku) także i elementów stałych (w każdym razie w długim okresie), takich jak charakterystyka bezpośredniej zlewni, stwarza zadaniem autora możliwość wykluczenia albo chociaż ograniczenia błędu w ocenie, wynikającego ze zmienności czasowej parametrów na przestrzeni lat. Bez względu na to, że niektóre wykorzystywane w metodzie parametry nie są ściśle niezależne, lecz powiązane ze sobą za pomocą prostych zależności ilościowych (na przykład obfitość substancji biogenicznych zależy od żyzności zlewni), według Patalasa równoległa ocena punktowa dużej liczby wskaźników gwarantuje dostateczną wiarygodność otrzymywanego wyniku końcowego.

Opracowana przez Klappera metoda klasyfikacji jezior w ogólnych zarysach jest zbieżna ze sposobem oceny Patalasa [Klapper 1976]. Obaj autorzy w ocenie jakości jezior zwracają uwagę na te same elementy, czyli na stosunki hydrograficzne oraz charakter zagospodarowania zlewni. Oprócz tego niektóre czynniki i wskaźniki jakości wody w obu metodach są jednakowe, na przykład warunki tlenowe w hipolimnionie, zawartość azotu i fosforu w wodzie, przejrzystość, głębokość epilimnionu w metodzie Patalasa [1960] oraz stosunek objętości hipolimnionu do epilimnionu w klasyfikacji Klappera [1976]. Jednocześnie oba systemy są przeznaczone do innych celów, a rezultat końcowy oceny wydaje się różny. W metodzie Patalasa średnia suma punktów odzwierciedla wszystkie parametry. W metodzie Klappera zaproponowano 5-punktowy system oceny w oparciu o uwzględnienie trzech rodzajów kryteriów. Ogólną cechą obu systemów jest ich użytkowy charakter.

Zunifikowany system oceny jakości wód jezior i rzek, obejmujący w szczególności czynniki hydrologiczne i hydrochemiczne, opracowali i zastosowali w byłym ZSRR Szukinski i in. [1978]. Autorzy doszli do wniosku, że zastosowanie zbyt dużej ilości różnych typów często nieporównywalnych ze sobą kryteriów wywołuje potrzebę opracowania uniwersalnego, uporządkowanego systemu oceny, pozwalającego na dokładne porównanie jakości wód nie tylko w różnych krajach, ale także w skali całej planety. Zaproponowany zunifikowany system oceny zawiera 5 grup wskaźników jakości wody, w skali 9-stopniowej, w granicach każdego ze wskaźników od wartości minimalnych do maksymalnych. Grupy wskaźników dotyczą hydrologicznych, hydrochemicznych i hydrobiologicznych charakterystyk środowisk wodnych.

Charakterystyka hydrobiologiczna rozpatrywana jest z dwóch stron: w płaszczyźnie struktury biocenozy (liczba rodzajów, wskaźniki biomasy, kaloryczność), a także w aspekcie funkcjonalno-energetycznego stanu organizmów

wodnych na różnych poziomach troficznych. Oprócz tego dla celów praktycznych oceny bieżącej i potencjalnej jakości wody określono główne wskaźniki hydrochemiczne, hydrobiologiczne i bakteriologiczne, które poddano dyferencjacji wg skali 9-stopniowej, charakteryzując wody od wyjątkowo czystych do skrajnie zanieczyszczonych. Każda z 5 grup wskaźników oceny jakości wód zawierała ich przynajmniej powyżej 10, przy tym największą okazała się grupa kryteriów oceny biologicznej, a najbardziej nieliczną – grupa wskaźników hydrologicznych.

Gruntownie opracowany system hydrochemicznej oceny wody oprócz zawartości elementów biogenicznych, rozpuszczonych w wodzie gazów, zawartości substancji organicznych i innych właściwości fizyczno-chemicznych wody wykorzystuje wskaźniki mające zastosowanie w dwóch opracowanych już wcześniej systemach klasyfikacji wody, a mianowicie – w międzynarodowym systemie klasyfikacji wód naturalnych zasolonych – przyjętym na sympozjum na Węgrzech w 1958 r. oraz klasyfikacji Alekina, stosowanej od 1946 r. w byłym ZSRR, opartej na zawartości jonów w wodzie.

Normatywy wskaźników hydrochemicznych, hydrobiologicznych i bakteriologicznych są takie same dla rzek, jezior czy wodnych zbiorników zaporowych. W sferze wskaźników hydrologicznych są one natomiast zróżnicowane zarówno co do składu, jak i wielkości ilościowych w stosunku do oddzielnych typów zbiorników wodnych.

Dla jezior, wg skali 9-stopniowej, poddano dyferencjacji następujące wskaźniki: powierzchnia, głębokość, prędkość nurtu, przejrzystość, temperatura wody. Końcowa forma wyrażenia do oceny jakości wody za pomocą tego skomplikowanego systemu przybierała postać kodu literowo-cyfrowego, tworzącego matrycę. Ocena jakości wód przeprowadzona na podstawie systemu zaproponowanego przez Szukinskiego i in. [1978] wymaga dużych nakładów, a interpretacja wyników niewątpliwie jest procedurą bardzo skomplikowaną.

W Polsce sprawę klasyfikacji wód reguluje Prawo wodne z 1974 r. oraz załącznik do Rozporządzenia Rady Ministrów z 29 listopada 1975 r., dokumenty dotyczą wszystkich wód powierzchniowych w całości, bez rozgraniczenia na wody rzeczne czy jeziorne. Wody jezior są rozpatrywane na równi z wodami rzek i są klasyfikowane pod względem stopnia dopuszczalnego zanieczyszczenia kontynentalnych wód powierzchniowych.

Wyróżniono 3 klasy czystości wód, każdej z nich odpowiada ustalony przedział wskaźników fizykochemicznych i biologicznych, a także ocena możliwości wykorzystania wody, charakteryzującej się określonymi właściwościami. Przynależność badanej wody do klasy określają wskaźniki wartości dopuszczalne dla danej klasy. Jednak skład wskaźników i ich parametry ilościowe nie zawsze odpowiadają specyfice wód jeziornych, co powoduje trudności w klasyfika-

cji. Oprócz tego ta oficjalna klasyfikacja uwzględnia tylko właściwości samej wody, a nie odzwierciedla innych cech ekosystemu jeziornego.

Pod względem metody bardziej rozwinięty w porównaniu z wyżej omówioną klasyfikacją wód w Polsce jest system oceny jakości jezior zaproponowany przez Kudelską i in. [1981, 1983]. Zdaniem autorów podejście ekologiczne do oceny jakości i opracowania klasyfikacji użytkowej jezior wymaga wzięcia pod uwagę nie tylko prostych kryteriów jakości wód, ale i wskaźników ich odporności na zmiany w warunkach oddziaływania czynników degradacyjnych.

Zaproponowano, by podatność jezior na degradację była określana na podstawie ewidencji wskaźników morfometrycznych, hydrograficznych oraz zlewniowych, takich jak: średnia głębokość jeziora, stosunek objętości jeziora do długości linii brzegowej, procent stratyfikacji wód, stosunek powierzchni czynnego dna do hypolimnionu, procent wymiany wody w ciągu roku, współczynnik Schindlera, sposób zagospodarowania zlewni bezpośredniej.

Wychodząc z tych założeń autorzy uzasadniają zakresy wskaźników morfometryczno-hydrograficzno-zlewniowych dla 3 kategorii jezior pod względem ich zdolności do przeciwstawiania się degradacji. Jeśli w basenie jeziora znajdują się oczyszczone wody ściekowe, którymi zarządzają władze miejscowe (czyli bez usuniętych substancji biogennych), to dopiero po zaprzestaniu wpływu wód ściekowych do jeziora można określić jego kategorię oraz wyciągnąć wnioski co do efektywności przedsięwzięć w zakresie ochrony i rekultywacji. Jeziora cechujące się przyjaznymi dla środowiska naturalnego warunkami (I kategorii) mają znacznie większe szanse na odtworzenie niż jeziora, które z uwagi na swoją naturę są podatne na niesprzyjające wpływy zewnętrzne (III kategoria).

Wśród wskaźników czystości wód wykorzystuje się: średni procent nasycenia tlenem, chemiczne zapotrzebowanie na tlen (określane za pomocą metody dwuchromianowej), zawartość fosfatów i całkowitego fosforu, azotanów, całkowitą zawartość azotu, elektrolityczne przewodnictwo właściwe, ilość chlorofilu, zawartość wagową suchej masy sestonu, zasięg widzenia krążka Secchiego, miejscowe obserwacje biologiczne miana coli typu kałowego, jak również sanitarne wskaźniki normatywne.

Na podstawie powyższych twierdzeń wyjściowych autorzy uzasadnili zakresy wskaźników stanu wód jeziornych w celu wyodrębnienia 3 klas tych ostatnich. Określenie klasy czystości wód według autorów proponowanego systemu oparte jest na sumarycznym uwzględnieniu wszystkich wskaźników jakości wód, a określenie kategorii jeziora – na wszystkich wskaźnikach podatności zbiorników wodnych na degradację.

W celu przeprowadzenia takiej oceny zaproponowano następujące podejście:

- odniesienie otrzymanych wartości oddzielnych wskaźników do odpowiednich klas i kategorii,



- przyjęcie następującego systemu punktowego dla klas i kategorii: I – 1 punkt, II – 2 punkty, III – 3 punkty, poza klasą czy kategorią – 4 punkty,
- obliczenie średniej arytmetycznej dla otrzymanej punktacji,
- porównanie otrzymanego wyniku z następującymi zakresami: I klasa (kategoria) – 1,50 pkt., II klasa (kategoria) – 2,50 pkt., III klasa (kategoria) – 3,25 pkt., poza klasą (kategorią) – 3,25 pkt.

Należy przy tym podkreślić, że w ramach opisanego systemu klasyfikacji czystości wód jeśli choćby jeden ze wskaźników sanitarnych przekracza przyjęty normatyw, to wodę danego zbiornika należy ocenić jako wodę spoza klasy, niezależnie od wartości pozostałych wskaźników. Tak samo należy postąpić w przypadku ekstremalnych oznak biologicznych – pojawienia się śniętych ryb lub masowego wymierania innych organizmów wodnych.

Przy określaniu podatności jeziora na degradację należy sprawdzić, czy dane jezioro nie jest odbiornikiem punktowych źródeł zanieczyszczenia, ponieważ ich obecność z góry przesądza o jakości wody, niezależnie od warunków naturalnych zbiornika wodnego oraz jego basenu zlewni.

Przedstawiony powyżej przegląd literatury, dotyczący kryteriów oceny jakości i klasyfikacji jezior, pokazuje różnorodne podejścia do tego tematu, rozpoczynając od prostych sposobów i metod, a kończąc na syntetycznych. W zasadzie jednak dominującym jest podejście oparte na wskaźnikach statycznych. Na całym świecie na przestrzeni kilku ostatnich lat są opracowywane i stosowane różnorodne sposoby klasyfikacji jezior. Staje się to coraz bardziej aktualne, a prace w dziedzinie oceny jakości jezior dążą do jednego wspólnego celu – ochrony i prawidłowego wykorzystania klasyfikowanych zbiorników wodnych.

Rozpatrzone wyżej metody klasyfikacyjne i kryteria oceny jakości środowiska wodnego nie są bezsporne. Dlatego badacze kontynuują prace związane z poszukiwaniem i zastosowaniem bardziej doskonałych instrumentów oceny jakości jeziornych wód.

Coraz bardziej zaostrzający się w wielu krajach świata problem pogorszenia się jakości zasobów wodnych wywołał szerokie zainteresowanie co do możliwości wykorzystania metod modelowania matematycznego do opisu procesów fizycznych i biologicznych związanych z rozprzestrzenianiem się i transformacją zanieczyszczeń w środowisku wodnym oraz planowania różnorodnych przedsięwzięć, których celem jest ochrona wód przed zanieczyszczeniami. Dotyczy to zarówno opracowania modeli imitacyjnych, opisujących te procesy, jak i modeli służących do podejmowania decyzji, w których wykorzystywane są metody optymalizacyjne (tak zwane badania operacyjne) do określenia najbardziej racjonalnych rozwiązań w dziedzinie ochrony jakości wód jeziornych.

Duża liczba i duża różnorodność opracowanych do tej pory modeli imitacyjnych jakości wód jeziornych wyklucza możliwość ich wyczerpującego omówienia w ramach pracy. Jednak wskazane jest przedstawienie niektórych z nich.

Modele jakości jezior i zbiorników wodnych w zasadzie oparte są na teorii dyfuzji turbulencyjnej i nie uwzględniają wszystkich cech ekosystemu wodnego. Z tego powodu nie można ich traktować jako wszechstronnych. W większości przypadków badają tylko oddzielne procesy zachodzące w jeziorach. Do najbardziej znanych należą jednowymiarowe modele DRM (*Deep Reservoir Model* – termika) i MIT (BPK i tlen) [Juda 1978]. Uwzględniają tylko niektóre czynniki środowiska jeziornego: w pierwszym przypadku to zjawiska termiczne, w drugim – tlen i BPK.

Modele dwukomorowe, opisujące rozprzestrzenianie i transformację zanieczyszczeń w wodach jeziornych, oraz modele przyczynowo-skutkowe, które opisują przebiegające w tych wodach procesy eutrofizacji, znajdują się na razie w początkowym stadium rozwoju. Na takim samym etapie są też prace dotyczące modelowania jakości wody znajdującej się pod wpływem punktowych źródeł zanieczyszczenia, które związane są przede wszystkim z rozwojem rolnictwa [Grabiński i in. 1982].

Wśród metod oceny jakości wód jeziornych coraz większą rolę zaczynają odgrywać modele podejmowania decyzji, w których wykorzystuje się metody programowania liniowego i dynamicznego. Służą one do celów optymalizacji regionalnych programów ochrony wód przed zanieczyszczeniami. Tego typu modele w szczególności pozwalają na określenie optymalnego poziomu spustu wód zanieczyszczających wody odbiornika. Kryterium optymalności (funkcja celu) to zwykle stosunek sumy nakładów inwestycyjnych i kosztów eksploatacyjnych do poziomu jakości wody odbiornika [Juda 1978, Pr. zbior. 1979, Sadowski 1985].

Opis procesów przebiegających w zbiornikach wodnych w modelach optymalizacyjnych najczęściej jest prostszy niż w systemach imitacyjnych.

Do najbardziej znanych modeli podejmowania decyzji należą na przykład modele opracowane w USA [Liebman i Lynn 1966, Loneks 1972].

Analiza tych modeli pozwala stwierdzić, że dotyczą one tylko samej wody, a nie odzwierciedlają innych właściwości ekosystemu, np.: działalności człowieka (kryterium antropogeniczne), warunków geochemicznych (kryterium geochemiczne), morfometrii, hydrografii oraz charakteru basenu zlewni (kryterium topograficzne), jak również warunków klimatycznych i przyrodniczych (kryterium klimatyczno-przyrodnicze).

Przegląd kryteriów i metod oceny jakości wód jeziornych pokazuje, że zarówno metody klasyfikacyjne, jak i modelowania matematycznego nie dają wyczerpującego obiektywnego opisu jakości wody, ponieważ nie uwzględniają wszystkich czynników (jak również powiązań między nimi) formowania ekosys-

temu wodnego. W związku z tym należy przyspieszyć poszukiwania coraz bardziej doskonałych metod oceny wód jeziornych. W pracy przedstawiono koncepcję ukierunkowaną na rozwiązanie tego problemu.

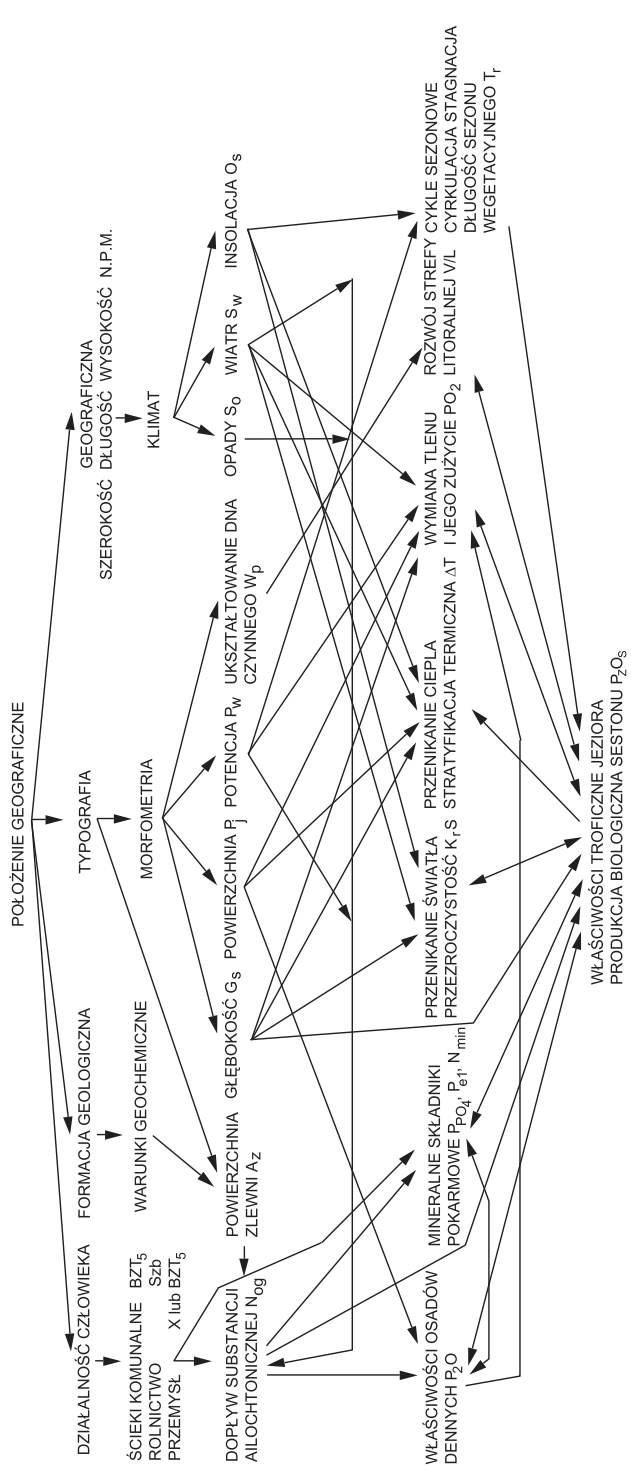
## **1.2. Kryteria oceny zmiany składu wód jeziornych**

Przedstawiony w rozdziale 1.1 przegląd kryteriów i metod oceny jakości wód jeziornych wskazuje, że większość z nich dotyczy nie całego wodnego ekosystemu, lecz tylko jego określonych części.

Proponowana w pracy metoda oceny jakości wód jeziornych uwzględnia warunki całego ekosystemu wodnego. Wyszczególniono przede wszystkim dwie podstawowe grupy kryteriów oceny jakości jezior: 1) grupę kryteriów antropogenicznych, 2) grupę kryteriów przyrodniczych, w ramach której z kolei wyróżnia się kryteria geochemiczne, topograficzne oraz klimatyczno-przyrodnicze.

Każda z wymienionych grup kryteriów obejmuje szereg czynników bezpośrednio lub pośrednio wpływających na jakość powierzchniowych wód jeziornych. Opis najważniejszych kryteriów oraz czynników wpływających na formowanie warunków w jeziorze oparto na schemacie Rawsona, który pozwala prześledzić limnologiczno-ekologiczne zależności charakterystyczne dla ekosystemów wodnych. Opartą na materiałach własnych konkretyzację tego schematu, w szczególności parametrów niezbędnych do budowy modelu zmiany jakości wód jeziornych, przedstawiono na rysunku 1.1.

Spośród wymienionych kryteriów najważniejszym z uwagi na zanieczyszczenie jezior i zbiorników wodnych jest działalność gospodarcza człowieka. Wraz z rozwojem przemysłu oraz gwałtownym wzrostem liczby ludności świata zwiększa się zagrożenie zanieczyszczenia środowiska przyrodniczego odpadami przemysłowymi i komunalnymi. Najtańszą i najprostszą metodą usunięcia tych odpadów z obszarów zamieszkałych przez ludzi jest powszechne odprowadzanie ścieków wodnych do rzek i jezior, zarówno za pomocą kanalizacji, jak i systemu ściekowego. Z czasem taki sposób usuwania odpadów przemysłowych i komunalnych doprowadził do silnego zanieczyszczenia wód powierzchniowych. Słabo zanieczyszczone wody powierzchniowe zawierają mikroorganizmy wodne, które w warunkach aerobowych przekształcają związki organiczne w produkty nieorganiczne, nieszkodliwe dla człowieka. Ten proces nazywany jest biodegradacją lub naturalnym sposobem oczyszczania wód powierzchniowych [Myczkowski 1976, Simmons 1979, Kajak 1979, Knapp 1986].



Rys. 1.1. Przyczynowo-skutkowe zależności mechanizmu eutrofizacji wód jeziornych na podstawie schematu Rawsona (dostarczone dzięki uprzejmości J. Cieścińskiego)

Jednak na równi z rozkładającymi się związkami w ściekach przemysłowych i komunalnych znajdują się związki, które nie ulegają rozkładowi, czyli wywołują stałe zanieczyszczenie wód. W przypadku stosunkowo niewielkich technogennych obciążeń zbiorników wodnych zawartość rozpuszczonego w wodzie tlenu z początku się zmniejsza do pewnej dopuszczalnej wartości minimalnej ( $4-5 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3} \text{ O}_2$ ), a następnie w wyniku rozpuszczenia tlenu z powietrza rośnie do stanu nasycenia ( $8-10 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3} \text{ O}_2$ ). Zwykle miernikiem zużycia tlenu w procesach degradacji rozkładających się związków organicznych w wodzie lub ściekach jest biochemiczne zapotrzebowanie na tlen (BZT). Pomiar tej wielkości daje możliwość oceny zanieczyszczenia jezior związkami organicznymi nie tylko pochodzenia autochtonicznego, ale i allochtonicznego, czyli trafiającymi do jezior wraz ze strumieniami technogenicznymi. Tak na przykład pięciodniowe zapotrzebowanie w tlen ( $\text{BPK}_5$ ), wyrażone przez wielkość przekraczającą  $12 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3} \text{ O}_2$  w wodach powierzchniowych, świadczy o ich dużym zanieczyszczeniu. Wskaźnik biochemicznego zapotrzebowania w tlen (BPK) stosowany jest w wielu systemach ocen jakości jezior, na przykład w USA [Ultomark i Wall 1975], Szwecji [Sheldon 1972], na Węgrzech [Felfoldy 1976] i Japonii (Environmental Laws and Regulations in Japan 1978).

Bakterie anaerobowe do procesów życiowych w warunkach anaerobowych przejmują tlen od różnego rodzaju związków, tak nieorganicznych ( $\text{NO}_3$ ,  $\text{SO}_4$ ), jak i organicznych. W wodach anaerobowych nie występuje rozpuszczony tlen, dlatego wymierają w nich ryby, roślinność oraz wszelkie aerobowe organizmy wodne [Patalas 1960, Zachin 1966, Jones 1976, Lwowicz i Rossolimo 1976, Odum 1977, Kajak 1979, Mikulski 1982, Knapp 1986].

Ścieki przemysłowe i komunalne są źródłem komponentów mineralnych i organicznych, które mocno wpływają na trofię jeziora [Plochniewski 1971, Bartkowski 1975, 1981, Odum 1977, Kajak 1979, Simmons 1979, Remmert 1985, Głowiak 1985].

Istotnym czynnikiem antropogenicznym wpływającym na poziom eutrofizacji wód jest rolnictwo. Obecnie produkcja artykułów żywnościowych jest oparta na produkcji pierwotnej roślin hodowlanych, a jej wielkość zależy przede wszystkim od ilości dostępnych komponentów odżywczych w glebie oraz ilości wilgoci. Dlatego też intensyfikacja rolnictwa jest silnie związana z gospodarką wodną i zależy między innymi od nagromadzenia organizmów wodnych w wodach powierzchniowych.

Rolnictwo bardzo różnie wpływa na wody powierzchniowe, lecz – niestety – najbardziej rozpowszechnionymi skutkami jego oddziaływania jest nadmierne wzbogacenie wód w komponenty odżywcze oraz przyspieszenie eutrofizacji.

Aktualnie w Polsce i na świecie najbardziej rozprzestrzenionym sposobem intensyfikacji rolnictwa jest stosowanie nawozów mineralnych. Wraz z nawo-

zami mineralnymi do gleby przenoszone są głównie związki azotu, fosforu i potasu (NPK), czyli substancje, które są przyczyną eutrofizacji wód.

Duża ilość substancji odżywczych podczas migracji wody przechodzi z ziemi należącej do gospodarstw rolnych. Trafiają one do wód powierzchniowych, gromadzą się przede wszystkim w jeziorach i zbiornikach wodnych i są ściśle związane z procesami erozji gleby. Zjawiska te zależą od budowy basenu zlewni i charakteru jego podłoża gruntowego [Król 1973, Perelman 1975, Myczkowski 1976, Georgieva 1976, Eagleson 1976, Simmons 1979, Knapp 1986].

Wpływ rolnictwa na wody powierzchniowe jest związany nie tylko z intensyfikacją uprawy roślin. Dużą rolę odgrywa również hodowla zwierząt. Przez długi czas istniała równowaga pomiędzy stosunkiem liczby zwierząt przypadających na 1 ha użytków rolnych a zdolnością ziemi do zagwarantowania tym zwierzętom pokarmu. Wpływ hodowli zwierząt na wody powierzchniowe był wtedy nieznaczny, ponieważ wszystkie odpady w postaci nawozu były wykorzystywane jako nawozy organiczne. Otrzymywane wraz z plonem substancje odżywcze wracały z powrotem do gruntu i w ten sposób cykl obrotowy tych substancji był zamknięty.

W ostatnich latach, w wyniku wzrostu zapotrzebowania na produkty żywnościowe pochodzenia zwierzęcego, zaczęły się rozwijać duże fermy hodowli zwierząt typu przemysłowego. Na fermach powstaje duża ilość zanieczyszczonych wód, których w całości w rolnictwie nie da się wykorzystać. Problem dodatkowo zaostrza brak lub niedostateczny rozwój systemów oczyszczania. W większości przypadków odpady z hodowli zwierzęcej z powierzchni zlewni trafiają bezpośrednio do jeziora [Perelman 1975, Kajak 1979].

Wodny ekosystem geochemiczny był pod wpływem systemu antropogenicznego, składającego się z przepływających strumieni substancji chemicznych, trafiających tam ze źródeł zanieczyszczeń przemysłowych, komunalnych i rolnych. Konsekwencją tego zjawiska jest nadmierne wzbogacenie jezior i zbiorników wodnych w składniki odżywcze, co powoduje antropogeniczną eutrofizację wód powierzchniowych.

Obecnie biologiczna produktywność wód wiązana jest przede wszystkim z wpływem związków mineralnych fosforu i azotu.

Zawartość w wodach jeziornych związków fosforu (szczególnie w postaci fosforanów jako jednego z ważniejszych czynników regulujących bioproduktywność i określających stopień eutrofizacji zbiorników wodnych) jest bardzo ważna dla oceny jakości jezior. Wielu badaczy uważa, że fosfor jest kluczowym czynnikiem eutrofogennym [Imboden 1974, Dillon i Rigler 1974, Kerekes 1975, Landner 1976]. Z fosforem związane jest zjawisko masowego zakwitu wody, chociaż zawartość jego form rozpuszczonych w trofogenicznych warstwach jeziora może być niewielka. W ciągu okresu wegetacyjnego fosforany zwykle są obecne w nieznacznych ilościach, ponieważ w wyniku intensywnych procesów



biologicznych szybko się asymilują i są wykorzystywane do produkcji biomasy organizmów. Pomiar fosforanów w okresie letnim, a nieraz i wiosną w przypadku wczesnej wegetacji, wykazuje ich niewielką zawartość [Likens 1975]. Ten właśnie pomiar, wykonywany w jeziorach w okresie wiosennego mieszania się, zaraz po topnieniu lodu, pozwala na dokładną ocenę ilości biogenicznych substancji w jeziorze i prognozowanie produkcji pierwotnej.

Wiele klasyfikacji i systemów oceny jakości wody jako jeden z podstawowych wskaźników chemicznych wykorzystuje wskaźnik zawartości w wodzie związków fosforu [Zafar 1959, Patalas 1960, Leuschow i in. 1970, Fenillade 1972, Mc Coll 1972, Shannon i Brezonik 1972, Laaksonen 1972, norma byłej NRD – TGL 27885/01 1974, Allum i in. 1977, Kudelska i in. 1981, 1983].

W polskich i zagranicznych publikacjach przytacza się różne wielkości koncentracji związków fosforu występujących w jeziorach o różnym stopniu zanieczyszczenia. Często są one porównywane z takimi wskaźnikami jakości wody, jak koncentracja sestonu lub zakres widzenia krążka Secchiego, ponieważ zawartość fosforu w wodzie ma znaczny wpływ na wielkość tych wskaźników [Bachman i Jones 1974, Carlson 1977, Spodniewska 1979, Vollenweider 1979].

Bioproduktywność wody określa także zawartość w wodach jeziornych związków azotu. W wodach kontynentalnych azot obecny jest w formie mineralnej i organicznej. Do mineralnych związków azotu należą: amoniak, azotany i azotki, przy czym azotki, jako forma przejściowa, występują w wodach jezior w niewielkich ilościach. Z całej zawartości azotu w wodzie około 50% przypada na część związków organicznych, których koncentracja zmienia się w zależności od intensywności procesów przebiegających w zbiorniku wodnym.

Zawartość azotu mineralnego w wodzie w ciągu roku znacznie się waha. Tak samo jak w przypadku form mineralnych azotu, azot organiczny jest intensywnie przyswajany w okresie wegetacyjnym i jego ilości zauważalne w wodzie latem okazują się często niewielkie. W okresie cyrkulacji wiosennej jest ich natomiast jest ich znacznie więcej. Dlatego określenie zawartości form organicznych azotu w okresie wiosennego przemieszczania ma duże znaczenie diagnostyczne, ponieważ pozwala wyciągać wnioski co do wielkości produkcji pierwotnej latem.

Większość systemów oceny jakości wód uwzględnia zawartość azotu (przede wszystkim mineralnego) jako jednego z ważnych czynników określających stan wód [Zafar 1959, Patalas 1960, Lueschow i in. 1970, Mc Coll 1972, Feuillade 1972, Shannon i Bresonik 1972, Laaksonen 1972, norma byłej NRD – TGL 27885/01 1974, Allum i in. 1977, Kudelska i in. 1981, 1983]. Wielu autorów przytacza dane dotyczące koncentracji różnych form azotu w jeziorach różnego typu [Vollenweider 1968, 1979, Korycka 1969, Sponiewska 1979].

Miarą zawartości substancji nieorganicznej w wodzie jest przewodność elektrolityczna właściwa (Pel). Pomiaru przewodności wód jeziornych znalazły

szerokie zastosowanie w badaniach limnologicznych w postaci wskaźnika sumarycznej koncentracji rozpuszczonych soli. Dane są dostatecznie dokładne, a ich uzyskanie okazuje się prostsze niż w przypadku wagowej czy miareczkowej metody określania wszystkich soli rozpuszczonych.

Koncentracja rozpuszczonych w wodzie związków mineralnych zmienia się w czasie, co z kolei wpływa na zmianę przewodności wody. W okresie wiosennej cyrkulacji przewodność wody osiąga największą wartość, ponieważ do powierzchni jezior przedostają się związki nieorganiczne tworzone w wyniku rozkładu na dnie substancji organicznej, trafiają tam także wraz z wodami z powierzchni zlewni, głównie w postaci dopływu punktowych cieków wodnych, szczególnie intensywnych w tym okresie.

Pomiar przewodności elektrolitycznej został uznany za dobry wskaźnik jakości wody i był stosowany w wielu systemach oceny i klasyfikacji jezior [Fruh i in. 1966, Donaldson 1969, Feuillade 1972, Shannon i Brezonik 1972, Sheldon 1972, Felfoldy 1976, Allum i in. 1977].

Na terytorium Polski badane były jeziora o różnym stopniu eutrofizacji i zanieczyszczenia. Dane charakteryzujące te jeziora przytoczono w pracach Koryckiej i Dembińskiego [1974], Spodniewskiej [1978], Kudelskiej i in. [1981].

Działalność gospodarcza człowieka (na równi z czynnikami naturalnymi) ma decydujący wpływ na jakość i ilość osadów dennych każdego zbiornika wodnego.

Wszystkie obiekty wodne na swoim pierwotnym dnie, zbudowanym z różnego rodzaju geologicznych struktur skalnych, mają pewną ilość mineralno-organicznego, allochtonicznego i autochtonicznego materiału, nazywanego osadami.

Tak samo jak gleby na kontynencie, osady różnych środowisk wodnych są mieszaninami materiałów krystalicznych i amorficznych, z różną wielkością ziaren, z mniejszą lub większą ilością materii organicznej i substancji koloidalnych. Materiał autochtoniczny osadów tworzą osadzające się na dnie resztki organizmów roślinnych zamieszkujących dane środowisko wodne, resztki przetrawionego pokarmu i odchody większych zwierząt, jak również wytrącane z wody substancje i związki chemiczne. Materiał allochtoniczny tworzy się przede wszystkim w wyniku wietrznej i wodnej erozji gleby na obszarze zlewni, a także podczas rozmywania koryt rzek wpadających do jezior. Do tej grupy osadów zaliczane są także komponenty powstające w wyniku działalności gospodarczej człowieka. Największym źródłem wód ściekowych są zakłady przemysłowe i systemy komunalne miast i wsi [Kowalski 1974, Perelman 1968, Głazowska 1981].

Osady denne w jeziorach pod wpływem procesów mechanicznych, biologicznych i chemicznych poddawane są pewnym przekształceniom, które z czasem doprowadzają do utworzenia się specyficznych osadów, znacznie różniących

cych się od pierwotnych. Procesy formowania się osadów dennych stanowią nieodłączne ogniwo ogólnego procesu przekształcania i cyrkulacji materii w środowisku wodnym. Charakterystyka jakości i ilości osadów dennych każdego zbiornika wodnego zależy od jego typu i kategorii hydrologicznej, na które mają wpływ troficzne właściwości zbiorników wodnych. Wpływ osadów dennych na jakość wody jest tym większa, im większa część skumulowanych w osadach dennych substancji odżywczych powraca do wody i staje się dostępna dla organizmów. Ilość komponentów chemicznych migrujących z powrotem z osadów do wody uzależniona jest od jakości osadów, procesów zachodzącej w nich mineralizacji materii organicznej, procesów regeneracyjnych i desorpcji, a także ich nasiąkliwości. Oprócz tego oddziaływanie osadów dennych na wodę jest tym większe, im większa jest powierzchnia osadów w stosunku do masy wody.

Jednym z głównych procesów oddziaływania osadów dennych na środowisko wodne jest pochłanianie przez nie tlenu z wody, wykorzystywanego w procesie rozkładu materii organicznej. W bilansie tlenowym środowiska wodnego przede wszystkim uczestniczy ta część materii organicznej osadów dennych, która łatwo poddaje się mineralizacji, czyli resztki wodorostów oraz prostsze związki organiczne w okresie ich rozkładu. Duże nagromadzenie resztek wodorostów w osadach zbiorników wodnych zwykle zbiega się w czasie z tak zwanym „kwitnieniem wody”.

Osady denne zazwyczaj tworzą się w wyniku sedymentacji sestonu na dnie zbiornika wodnego. Kolkwitz [1912] wprowadził pojęcie sestonu ( $P_2O_5$ ) w celu określenia wszystkich żywych i martwych, organicznych i mineralnych komponentów zawieszony. Wilhelmi [1917] podzielił go na żywy bioseston oraz abioseston odpowiadający pojęciu planktonu Hensena [1887], czyli inaczej trypton składający się z obumarłych w wodzie cząstek oraz cząstek mineralnych. Obecnie pojęcia seston używa się przede wszystkim wtedy, gdy chce się określić całą „zawartość” cząstek w wodzie, na przykład podczas badania cyrkulacji materii i wymiany energii w systemie wodnym. Zawartość suchej masy sestonu (określenie wagowe) dalej uważana jest za dobry ilościowy wskaźnik biomasy planktonu [Solski 1962, Skulberg 1975, Hallegraeff 1976, Jones 1976].

W literaturze ustalona została wprost proporcjonalna zależność pomiędzy koncentracją chlorofilu a zawartością sestonu w wodzie [Solski 1972, Jones 1976]. Wskaźnik ten wchodził w skład normy byłej NRD, TGL 27885/01 [1974]. Badania Hallegraeffa [1976] oraz badania autorskie pokazują, że ten wskaźnik można wykorzystać do różnicowania jezior.

Seston stanowi ważny element w badaniach procesów zachodzących w środowisku wodnym, ponieważ jego skład ilościowy i jakościowy określany jest w zależności od całego kompleksu zewnętrznych i wewnętrznych czynników ekosystemów wodnych.

Podstawowym komponentem bioestonu jest plankton, którego rozwój związany jest z efektem wzbogacania wód powierzchniowych w mineralne substancje odżywcze. W sprzyjających warunkach nadmierny rozwój planktonu powoduje nasilony rozkład utworzonej substancji organicznej i w rezultacie degradację jezior i zbiorników wodnych (istnienie obszarów anaerobowych). Ilość planktonu, jako podstawowego ogniwa biologicznego ekosystemu wodnego, określana jest przez jego produkcję w ekosystemie. Przyjęto się uważać, że produkcja to ilość żywej materii w ekosystemie w realnie istniejących warunkach [Dussart 1966, Szukinski i in. 1976, Kajak 1979, Mikulski 1982]. Oprócz tego na wielkość produkcji biologicznej ma wpływ szereg innych czynników, rola których została omówiona w dalszej części pracy.

Drugim kryterium oceny jakości wód jeziornych – naturalnym – jest kryterium geochemiczne.

Stan geochemiczny naturalnego środowiska zbiornika wodnego zależy od następstw działalności gospodarczej człowieka (ścieki komunalne, rolnictwo, przemysł), które stanowią podstawowe źródło substancji allochtonicznych, łącznie z mineralnymi składnikami odżywczymi trafiającymi do ekosystemu wodnego. Nagromadzona w ekosystemie jeziornym substancja autochtoniczna to rezultat ciągłej migracji związków z terenów basenu wodnego od momentu powstania zbiornika wodnego. Aby zbadać procesy zachodzące w jeziorze, badany zbiornik należy rozpatrywać jako określony element krajobrazu geochemicznego, ograniczony wielkością basenu, albo zgodnie z Polynovem [1952] – jako krajobraz elementarny. Elementarne systemy krajobrazowo-geochemiczne [Głazowska 1964, 1981] to tereny, w granicach których skład chemiczny komponentów, a także skład i intensywność przepływu substancji pomiędzy komponentami charakteryzują podobieństwa takiego stopnia, w jakim to gwarantuje jednorodność struktury i funkcjonowanie systemu jako całości.

Transport materiałów z terenu basenu do jeziora związany jest z procesami migracji geochemicznej w ramach danego krajobrazu geochemicznego.

Wyróżnia się różne typy migracji substancji, na przykład biologiczną, związaną z życiem, oraz migrację określaną przez prawa mechaniki, fizyki i chemii. Zjawiska te wygodniej jest analizować na podstawie pojęć o formach ruchu materii (mechaniczna, fizyczna, chemiczna i inne). Duże znaczenie geochemiczne ma migracja biogeniczna, w trakcie której pierwiastki chemiczne są pochłaniane przez organizmy. Procesy te są podporządkowane prawom biologicznym.

Dla migracji pierwiastków duże znaczenie mają takie zjawiska chemiczne, jak: rozpuszczanie, osadzanie, hydroliza, utlenianie, redukcja i inne. Ale nawet te „czysto chemiczne procesy” są kontrolowane w krajobrazie przez organizmy. W szczególności warunki utleniająco-redukujące i zasadowo-kwasowe zwykle są uwarunkowane zawartością tlenu w otaczającym środowisku, jak również dwutlenku węgla, siarkowodoru, kwasów organicznych i innych produktów

związanych z przemianą materii w organizmach żywych [Król 1973, Ward 1975, Knapp 1986]. W ten sposób, w większości krajobrazów reakcje chemiczne zachodzą albo przy bezpośrednim udziale organizmów (mają charakter biochemiczny), albo w środowisku, którego właściwości fizyczno-chemiczne uwarunkowane są działalnością organizmów.

Większość pierwiastków chemicznych migruje za pośrednictwem roztworów wodnych (w postaci jonów, molekuł albo koloidów). Roztwory te mają ogromną energię, którą zużywają na wykonanie w krajobrazie dużej pracy chemicznej. Wody naturalne z organizmami, gatunkami i atmosferą łączą bardzo skomplikowane wzajemne zależności [Werren i in. 1971].

Podstawową fizyczną właściwością wody, pozwalającą w ramach krajobrazu na realizację transportu (migracji) materiałów, jest rozpuszczalność. Pojęcie rozpuszczalności w sensie chemicznym i geologicznym nie jest jednoznaczne. Wody w wielu przypadkach różnią się niewielką ilością rozpuszczonych substancji chemicznych (najczęściej poniżej  $1 \text{ g}\cdot\text{dm}^{-3}$ ). Jednak w warunkach naturalnych, uwzględniając czas trwania procesów geologicznych i dużą ilość cyркуlujących wód, takie wielkości nie są małe. Nawet niewielka rozpuszczalność jest dostateczna, aby wody naturalne mogły transportować duże masy materiału [Perelman 1975].

Mówiąc o rozpuszczalności substancji, należy także uwzględnić warunki zewnętrzne migracji – typ krajobrazu geochemicznego. Jeden i ten sam związek w różnych wodach ma różną rozpuszczalność. Szczególnie duży wpływ na rozpuszczalność mają właściwości zasadowo-kwasowe oraz potencjał utleniająco-redukujący wód.

Za pośrednictwem systemu cieków wodnych i spływu z terenu basenu migrujące substancje gromadzą się w jeziorze, które jest najniższym elementem basenu [Odum 1977].

Do ważnych zjawisk występujących w granicach krajobrazu – basenu zalicza się denudację chemiczną, czyli wpływ obniżenia terenu następujący w wyniku wyniesienia substancji rozpuszczonych przez wody powierzchniowe i inne. Według Maksymowicza średnia denudacja chemiczna na lądzie wynosi  $12 \mu\text{m}$  w ciągu roku. Wielkość ta zależy przede wszystkim od całego szeregu warunków naturalnych – budowy geologicznej, klimatu, ukształtowania terenu.

Obok denudacji chemicznej mamy do czynienia także z mechanicznym przemieszczaniem się materiałów. Według Maksymowicza ogólne obniżenie powierzchni Ziemi wywołane przez denudację chemiczną i mechaniczną wynosi  $90 \mu\text{m}$  w ciągu roku.

Do tej pory rozpatrzone zostały źródła zanieczyszczenia przede wszystkim pochodzenia antropogenicznego (kryterium antropogeniczne), z uwzględnieniem jednego z kryteriów naturalnych – geochemicznego, a także usystematy-

zowano sposoby ich migracji z powierzchni zlewni oraz gromadzenie się w jeziorach i zbiornikach wodnych.

W celu przewidzenia, w jakim stopniu zanieczyszczenie będzie wpływało na jakościowy stan jezior, należy oprócz ilości i jakości materiału allochtonicznego uwzględnić także naturalną odporność badanego zbiornika wodnego na degradację. Przy ocenie odporności na degradację konieczne jest uwzględnienie wielu czynników naturalnych. Do grupy tych czynników należą wskaźniki topograficzne, które obejmują przede wszystkim charakterystyki morfometryczne, hydrograficzne i zlewniowe.

W badaniach autorskich uwzględniono szereg wskaźników topograficznych: powierzchnię obszaru zlewni, głębokość jeziora, powierzchnię jeziora, stratyfikację termiczną, ukształtowanie terenu dna, rozwój strefy litoralnej, retencję.

Powierzchnia obszaru zlewni ( $A_z$ ) jako kryterium topograficzne [Kudelska i in. 1981] została opisana za pomocą współczynnika Schindlera, czyli stosunku sumy całej powierzchni zlewni i powierzchni jeziora do objętości jeziora. Schindler [1971] na przykładzie jezior w Ontario udowodnił, że stosunek powierzchni całego basenu zlewni i powierzchni jeziora (jako całkowitej powierzchni odbierającej substancje zanieczyszczające) do objętości jeziora (czyli do ilości wody, w której one się rozpuszczają) jest proporcjonalny do wielkości wskaźnika jakości wody. Otrzymał istotne pozytywne korelacje rozpatrywanego współczynnika z zawartością w wodzie substancji biogenicznych, wielkością biomasy fitoplanktonu, koncentracją chlorofilu, deficytem tlenu w jeziorach w okresie zimowym, a także – z zawartością substancji organicznych w osadach dennych oraz innymi wskaźnikami jakości wody.

Drugim współczynnikiem stosowanym do określania wpływu basenu na jezioro jest stosunek objętości jeziora do powierzchni basenu. Ten współczynnik był wykorzystany w badaniach amerykańskich [Sylvester i in. 1974] i otrzymał nazwę „flushing capacity” (zdolność spłukiwania). Uwzględniono go także w normie TGL 27885/01 [1974].

Często stosowany jest również współczynnik Ohlego [1965], wyrażający stosunek powierzchni basenu do powierzchni zbiornika wodnego. W badaniach amerykańskich [Sylvester i in. 1974] został nazwany „drainage area factor” – czynnikiem drenażu terenu, a w normie byłej NRD – „Umgebungsfactor” – współczynnikiem środowiskowym. Ma odpowiednie przedziały liczbowe dla oddzielnych klas jezior.

Zastosowanie wyżej wymienionych współczynników do oceny jezior jest w pełni uzasadnione, co potwierdzają badania własne oraz dane literaturowe.

Jeszcze jednym kryterium o charakterze naturalnym, na podstawie którego ocenia się jakość wody i jej podatność na degradację, jest głębokość jeziora ( $G_s$ ) w zestawieniu z jego powierzchnią ( $P_j$ ). Średnia głębokość jeziora (tj. sto-



sunek objętości jeziora do powierzchni lustra wody) jest parametrem topograficzno-morfometrycznym najbardziej związanym z jakością wody.

Rawson na przykładzie wielu jezior kanadyjskich wykazał istnienie korelacji pomiędzy średnią głębokością zbiornika wodnego a wielkością produkcji letniego fitoplanktonu. Ten parametr morfometryczny, charakteryzujący przekrój pionowy zbiornika wodnego, określa stosunek masy epilimnionu – jako strefy trofogenicznej – do hipolimnionu – jako strefy trofilitycznej. Według Fruh i in. [1966] średnia głębokość jeziora jest najważniejszym czynnikiem morfometrycznym, wykazującym ścisły związek z trofiką. Vollenweider [1968] wskazał odwrotną współzależność pomiędzy jakością wody a średnią głębokością jeziora i przyjął ją jako podstawową funkcję przy obliczaniu dopuszczalnych zanieczyszczeń jezior substancjami biogennymi. Według Mc Colla [1972] głębokość jeziora jest czynnikiem, od którego zależy prędkość eutrofizacji jeziora. Ryder [1974] podkreślił, że średnia głębokość jeziora jest parametrem przedstawiającym szereg właściwości morfometrycznych jeziora, a nie tylko samą głębokość, a Richardson [1975] udowodniła, że głębokość jeziora określa jego stratyfikację oraz produktywność.

Średnia głębokość jeziora jako czynnik związany z jakością wody w wielu modelowych badaniach jezior używana jest w postaci funkcji matematycznej [Imboden 1974, Vollenweider 1975, 1976, Bradford i Maiero 1978, Uttomark i Hutching 1978]. Średnia głębokość jeziora, z powodu ogromnego znaczenia informacyjnego tego wskaźnika, brana była pod uwagę także w różnorodnych ocenach jakości wód jeziornych [norma TGL 27885/01 1974, Sylvester i in. 1974, Vander Wall i Stedwill 1975, Reckhaw 1978].

Ocena stanu podatności jeziora na degradację realizowana jest także na podstawie kolejnego przyjętego w koncepcji pracy wskaźnika (kryterium), jakim jest stosunek objętości jeziora do długości linii brzegowej ( $V/L$ ), odzwierciedlającego rozwój strefy litoralnej.

Stosunek objętości jeziora do długości linii brzegowej ( $V/L$ ) uwzględnia dwa bardzo istotne parametry zbiornika wodnego: długość linii kontaktu jeziora z otaczającym terenem oraz masę wody, do której z zewnątrz trafiają zanieczyszczenia. Im większy iloraz  $V/L$ , tym jezioro jest bardziej odporne na oddziaływanie z przylegającym do niego terenem.

Stosunek  $V/L$  jako ważny wskaźnik różniący jeziora opisał Hutchinson [1957], a Sylvester i in. [1974], uznawszy, że  $V/L$  matematycznie odzwierciedla oddziaływanie długości strefy litoralu na objętość wody w jeziorze, przyjęli ten współczynnik za dobry wskaźnik odzwierciedlający odporność jeziora na oddziaływanie zewnętrzne. Stosunek ten, świadczący o zdolności rozcieńczania wód (*dilution capacity*) był użyty w jednym z systemów oceny i klasyfikacji jezior amerykańskich [Sylvester i in. 1974]. Kerekes [1977] określił stosunek objętości jeziora do długości linii brzegowej mianem indeksu morfometrycznego, który

według niego dobrze pokazuje wpływ litoralu na jezioro i pozwala wyciągać wnioski co do stabilności zbiorników, a także różnicować je pod względem jakości wód. Zdaniem Kudelskiej i in. [1970], wskaźnik V/L związany jest z jakością wody i odzwierciedla stopień wpływu powierzchni zlewni na jeziora.

Przenikanie ciepła wywołujące stratyfikację ( $P_s$ ) leży u podstaw następującego, naturalnego kryterium morfometryczno-hydrograficznego, uwzględniającego ocenę podatności jezior na degradację.

Procent stratyfikacji wód, wyrażający udział hypolimnionu w całej objętości jeziora, jest ważnym parametrem wskazującym na jakość jezior i zbiorników wodnych. Wyniki badań własnych, polegających na porównaniu wyrażonego w procentach poziomu stratyfikacji z jakością wody, są zgodnie z danymi zawartymi w pracach poświęconych tej tematyce. Produktywność głębokich stratyfikowanych jezior, o dużej objętościowo zawartości hipolimnionu z zasady jest mniejsza, a jakość wód odpowiednio większa.

Patalas [1960] wykazał, że zbiorniki, w których warstwy procesów trofogenicznych są od siebie wyraźnie odizolowane, charakteryzują się mniejszą intensywnością obiegu substancji i niższą produktywnością. W takich jeziorach substancje biogeniczne trudniej uwalniają się z osadów dennych i przechodzą do strefy eutroficznej [Fruh i in. 1966]. Im głębsze jezioro, tym mniejsza jest strefa afotyczna, a hypolimnion zajmuje mniejszą objętość.

Według Richardson [1975] jeziora o bardzo dużych hypolimnionach, a więc z dużymi zapasami tlenu, mają wody lepszej jakości. Udowodnił także [1975], że drobne jeziora holomiktyczne dzięki swojej morfometrii mają duże potencjalne możliwości osiągnięcia większej produktywności niż jeziora stratyfikowane, które rzadziej poddawane są mieszaniu, a wyższa biologiczna produktywność związana jest odwrotnąwspółzależnością z wysoką jakością wody [Vander Wall i Stedwill 1974].

Głębokość hypolimnionu, procent stratyfikacji wyrażający udział hipolimnionu w całej objętości jeziora albo wielkość stosunku hypolimnionu do epilimnionu – to parametry uwzględniane w systemach oceny jakości jezior [Patalas 1960, norma TGL 27885/01 1974, Sylvester i in. 1974].

Jednym z ważniejszych kryteriów oceny jakości wody jest retencja ( $P_w$ ), która w przyjętej koncepcji wyrażana jest procentem wymiany wody w zbiorniku wodnym w ciągu roku. Kryterium to jest czynnikiem, który w znacznej mierze określa obieg materii w zbiorniku i wpływa na jakość wody.

Wymianę wody w jeziorze ilościowo wyznacza stosunek spływu wody z jeziora do jego objętości, wyrażony w jednostce czasu. Uważa się, że procent wymiany wody w ciągu roku obejmuje różne części masy wód w jeziorze w zależności od istniejącej struktury termicznej. W okresie stratyfikacji wymianie ulegają bardziej ciepłe i lekkie warstwy powierzchniowe. W okresie wyrów-

nywania temperatur, czyli w czasie cyrkulacji, wymianie może być poddana całkowita masa wody w jeziorze.

Według Patalasa [1960] w większości polskich jezior intensywny nurt zwiększa trofikę zbiorników, wzbogacając je w organiczne substancje mineralne. Jezioro przepływowe zachowuje się jak odstojnik, włączając we własny obieg materii substancje allochtoniczne, przyniesione z zewnątrz.

Margalef [1975] zauważył istnienie korelacji dodatniej pomiędzy intensywnością wymiany wody a produkcją pierwotną i zawartością sestonu w stojących zbiornikach wodnych.

Takie same obserwacje w 17 jeziorach amerykańskich poczynił Kerekes [1975]. Wykazał, że im większa jest prędkość wymiany wody, tym większy jest dopływ oraz zawartość fosforu, a także koncentracja chlorofilu i sestonu w wodzie. Największa zawartość fosforu została odnotowana w hypolimnionach jezior z najkrótszym czasem retencji wody. Według Kerekesa [1975] w jeziorach stratyfikowanych krótki czas retencji wywołuje nagromadzenie się substancji biogenicznych w hypolimnionie i pojawienie się deficytu tlenowego w okresie letniego zastoju. W zbiornikach, w których stratyfikacja nie występuje, szybsze tempo wymiany wody jest mniej niebezpieczne, ponieważ nurt zapobiega gromadzeniu się nutrietów w mieszających się warstwach wody. Zjawiska te zostały potwierdzone w badaniach Dillona [1975].

Podczas badania jezior Szwecji [National Swedisch... 1979] wykazano, że dłuższy czas retencji wody w jeziorach związany jest z ich niskim obciążeniem hydraulicznym, czego rezultatem jest niewielka koncentracja substancji biogenicznych w wodzie oraz duża przezroczystość.

W różnych systemach oceny jakości jezior uwzględniana jest prędkość wymiany wody w jeziorach. W punktowym systemie oceny jeziora z największą intensywnością przepływu względem produktywności oceniane są wyżej.

W normie klasyfikacyjnej jezior byłej NRD [TGL 27885/01 1974] jeziora z najdłuższym okresem wymiany wody (około 10 lat) pod względem jakości zostały zaliczone do wyższej klasy – A.

Prędkość nurtu w systemie oceny jezior uwzględniona została także przez Szukinskiego i in. [1978]. Należy podkreślić, że procent wymiany wody w ciągu roku (jako wskaźnik hydraulicznego obciążenia jezior) w polskich warunkach odzwierciedla stopień nasycenia zbiornika w substancje biogeniczne wpływające z całej powierzchni zlewni, łącznie z dopływami (system wodonośny).

W taki sposób zarówno dane z publikacji, jak i wyniki badań własnych udowodniły, iż procent wymiany wody (retencji) jest jednym ze wskaźników oceny podatności jezior na degradację.

Jeszcze jednym kryterium o charakterze naturalnym, na podstawie którego oceniana jest jakość wód, są wskaźniki klimatyczne: wielkość osadów, charakterystyka wiatru i insolacja. Klimat określonego rejonu jest wynikiem z jed-

nej strony ogólnych, geograficznych uwarunkowań rejonu, z drugiej – skutkiem trzech czynników – cykli wymiany wody, cyrkulacji atmosferycznej oraz obiegu ciepłego [Andrewartha i Birch 1954, Nicholson 1954, Kopcewicz 1956, Schwerdtfeger 1963, Trojan 1985]. Cykle te są od siebie zależne, oprócz tego zmieniają się wraz ze zmianą warunków geograficznych, czyli głównie pod wpływem: szerokości geograficznej, określającej całkowitą ilość energii przekazywanej wraz z promieniowaniem słonecznym, a także ogólnego bilansu promieniowania danego rejonu. Oprócz tego od szerokości geograficznej zależy długość dnia, wysokość słońca nad horyzontem i wielkość siły Coriolisa, która przesądza o kącie odchylenia wiatru od kierunku wynikającego z gradientu barometrycznego itd. Wysokość nad poziomem morza określa ciśnienie atmosferyczne, intensywność i skład promieniowania słonecznego, temperaturę powietrza i gleby, ich amplitudy dobowe, wilgotność powietrza, ilość osadów atmosferycznych i inne [Bac i Rojek 1979].

Tak więc właściwości klimatu określane są przez warunki wodne (osady), atmosferyczne (wiatr) i termiczne (insolacja), które w reprezentowanej koncepcji są kryteriami oceny zmian jakości wód.

Pod pojęciem opadów ( $S_o$ ) rozumie się ilość wody, która w stanie płynnym lub stałym pada na powierzchnię obszaru zlewni w postaci deszczu, śniegu, krupy czy gradu. Przyczyną opadów jest ochłodzenie się atmosfery, co powoduje kondensację pary wodnej. Ochłodzenie się atmosfery zwykle następuje w strefach frontalnych związanych z cyklonami, a także w wyniku konwekcji albo wywoływane jest przez wznoszące się masy powietrza nad rejonami góorskimi. Wielkość i rozmieszczenie opadów zależy od ogólnej cyrkulacji atmosferycznej. Ilość opadów spadających na powierzchnię kuli ziemskiej zależy przede wszystkim od szerokości geograficznej, odległości od oceanów, wysokości nad poziomem morza, ukształtowania terenu i kierunku wiatrów.

Oprócz ilości opadów istotna jest ich intensywność, określana jako stosunek wielkości do czasu, w którym wystąpiły.

W celu określenia wielkości opadów w ciągu dekady, miesiąca, kwartału lub roku sumuje się wszystkie dobowe wielkości z danego okresu. Otrzymuje się dekadową, miesięczną, kwartalną i roczną sumę opadów atmosferycznych, określającą ilość opadów przypadających w danym okresie na dany ekosystem czy obszar.

Dla przeprowadzanych badań istotne jest zrozumienie różnicy pomiędzy opadami śniegu a innymi formami opadów atmosferycznych. Różnica związana jest z tym, że po opadach śnieg przez długi czas może leżeć na powierzchni terytorium poddawany przemieszczaniu i w cyklu hydrologicznym bierze udział tylko w okresie wiosennego topnienia. Wszystkie inne rodzaje opadów bezpośrednio lub pośrednio uczestniczą w procesach hydrologicznych zaraz po osiągnięciu powierzchni terytorium [Knapp 1986].

Biologiczne znaczenie opadów atmosferycznych jest ogromne. Pochodząca z nich woda należy do tych czynników środowiskowych, które odgrywają szczególnie ważną rolę w życiu roślin i zwierząt. Znaczenie wody dla organizmów w geochemicznych ekosystemach wodnych może być rozpatrywane w trzech aspektach: składnika, rozpuszczalnika i nosiciela.

Woda jest podstawowym składnikiem wszystkich organizmów. Żywa protoplazma jest roztworem wodnym, w którym woda to nie tylko rozpuszczalnik dla różnego rodzaju związków organicznych i nieorganicznych, ale także ważny element protoplazmy. Jak zauważył Strobeyko, w procesach biochemicznych znaczenie wody jako czynnika strukturalnego jest nawet większe niż surowców w procesach produkcji rozpuszczalnika związków chemicznych. Związane jest to z tym, że zawartość wody decyduje o stanie koloidalnym protoplastu, co z kolei przyspiesza przebieg i efektywność procesów biochemicznych.

Woda opadowa może być rozpatrywana jako rozpuszczalnik. Wśród znanych substancji należy ona do tych, w których może rozpuszczać się ogromna ilość związków chemicznych. Rośliny i zwierzęta przyjmują wszystkie sole mineralne w postaci roztworów wodnych. Zarówno flora, jak i fauna mogą ją przyjmować tylko w stanie ciekłym. Transport substancji w granicach ekosystemu wodnego odbywa się przede wszystkim w postaci roztworów wodnych, ciekami i dopływami jezior oraz zbiorników. Oprócz tego już w samych organizmach transport substancji także odbywa się dzięki powstałym roztworom. Zawartość wody w komórkach ma decydujące znaczenie dla przebiegu fotosyntezy i oddychania. Procesy wzrostu zależą od wpływu wody, ponieważ ona jest także elementem strukturalnym [Kreeb 1979].

Zawartość substancji odżywczych w opadach atmosferycznych osiąga znaczne rozmiary, porównywalne ze sływem z łąk i pól. Ilość spadających z atmosfery elementów biogenicznych zależy od umiejscowienia danego krajobrazu geochemicznego; jest większa w rejonach z większym zapyleniem i zagazowaniem oraz w rejonach z większą ilością opadów [Chojnacka 1970]. W związku z rozwojem przemysłu zapylenie wzrasta wszędzie, szczególnie w rejonach o większej gęstości zaludnienia.

Większość autorów pomija szczegóły dotyczące sposobów otrzymywania danych o składzie opadów: przytaczane dane obejmują prawdopodobnie zarówno opady w postaci deszczu i śniegu, jak i opady pyłowe. Często w opadach ilość fosforu osiąga  $0,1-0,2 \text{ m}^2 \cdot \text{rok}^{-1}$ , co według szeregu kryteriów [Volenweider 1968, 1976] jest poważnym obciążeniem dla zbiornika wodnego.

W lokalnych krajobrazach geochemicznych o małym oddziaływaniu antropogenicznym opady są zwykle podstawowym źródłem elementów odżywczych [Likens 1975, Likens i Bormann 1977, Schindler i in. 1978]. Zdaniem niektórych autorów jeziora, dla których w bilansie substancji odżywczych przeważa dopływ z atmosfery, są jeziorami oligotroficznymi lub mezotroficznymi. Taki po-

gląd w większości przypadków jest prawdopodobnie prawidłowy. W rejonach o dużym zanieczyszczeniu atmosferycznym opady mogą stanowić znaczne źródło nutrientów, także dla jezior eutroficznych.

Według Goltermana [1975] do Jeziora George w Ugandzie wraz z deszczem trafia 25% całkowitej ilości azotu oraz 60%  $PO_4$ . Koncentracja fosforu w opadach bywa większa niż w wodach wielu jezior, na przykład w rejonie jeziora Górniego w USA jego koncentracja w opadach wynosi około  $10 \text{ mkg}\cdot\text{l}^{-1}$ , a w wodzie jeziora – około  $5 \text{ mkg}\cdot\text{l}^{-1}$ . W rejonach o niewielkiej gęstości zaludnienia koncentracja fosforu zwykle nie przekracza kilkudziesięciu  $\text{mkg}\cdot\text{l}^{-1}$ , ale w gęsto zaludnionych i z rozwiniętym przemysłem może przekroczyć nawet  $100 \text{ mkg}\cdot\text{l}^{-1}$  [Wetzel 1975].

Napływ fosforu z atmosfery może być istotny latem w jeziorach stratyfikowanych, gdzie w okresie zastoju częściowo osadza się on w warstwach przydennych. Dotyczy to jezior, które nie otrzymują systematycznie nutrientów z wód ściekowych; latem dzięki roślinnemu pokryciu powierzchnia ściekowa dostarcza mniej fosforu.

Rozpatrując napływ do wody soli biogenych z atmosfery należy pamiętać, że stosunkowo znaczne ich ilości przypadające na jednostkę powierzchni wytwarzają obciążenie tylko na powierzchni zbiornika wodnego. Natomiast migracja nutrientów z innych źródeł krajobrazu obejmuje rejony wiele razy większe, czyli stanowi znaczne obciążenie dla zbiornika wodnego, nawet jeśli spływ z jednostki tych powierzchni jest duży [Kajak 1979].

Układ opadów atmosferycznych w Polsce jest wynikiem wpływu dwóch typów klimatu: morskiego i kontynentalnego, na granicy których leży kraj. Wpływ klimatu morskiego latem rozprzestrzenia się do Karpat, a klimatu kontynentalnego zimą – do Bałtyku. Średnia ilość opadów dla Polski wynosi około 600 mm. Z powodu różnic wzniesień nad poziomem morza, odległości od morza, kierunku wiatru, umiejscowienia łańcuchów górskich, nierównomierności zalesienia itd. istnieją pewne różnice w ilości opadów w Polsce. Na terytorium kraju, w zależności od terenu, roczne opady wahają się od 300 do 1500 mm. W układzie rocznym najobfitsze opady obserwowane są latem, najczęściej w lipcu i sierpniu, najniższe – w styczniu i lutym.

Opady wywierają duży wpływ na jakość wody, szczególnie jej warstw powierzchniowych, poprzez zmianę ich temperatury, rozcieńczenie oraz zmiany przezroczystości. Oprócz tego oddziałują na rozwój flory jezior oraz powodują napływ nutrientów z atmosfery (na przykład „kwaśne deszcze”), a także niekorzystnych substancji allochtonicznych pogarszających jakość wód powierzchniowych [Mason i Yevich 1967, Fletcher 1962, Płochniewski 1971, Eagleson 1978, Bac i Rojek 1979, Król 1973, Trojan 1985, Głowiak i in. 1985, Knapp 1985].



Wiatr (Sw) to ruch powietrza równoległy do powierzchni Ziemi. Zjawisko to ma dwie charakterystyczne cechy: kierunek i prędkość. Kierunek wiatru określany jest na podstawie geograficznej strony świata, z której powietrze napływa do miejsca obserwowanego. Prędkość wiatru (wyrażana w  $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ,  $\text{km}\cdot\text{godz.}^{-1}$  lub w stopniach w skali Beauforta) zależy przede wszystkim od wielkości spadków ciśnienia powietrza oraz ich skali. Charakterystyka wiatru wskazuje na jego stałość lub porywistość, która przejawia się w postaci pulsacji lub nagłych porywów. Wiatr wywołuje mieszanie się wody w warstwie powierzchniowej, zmianę temperatury i przyspiesza wymianę gazową. Mieszanie się zwykle wpływa destabilizująco na procesy zachodzące w warstwie trofogenicznej, głównie z powodu włączenia do cyklu obrotowego neutrientów oraz suspensji nagromadzonych w aktywnym mule jeziora.

Każdą masę powietrza atmosferycznego poddawaną przemieszczaniu cechują właściwości fizykochemiczne uformowane nad obszarem źródłowym. Do cech fizycznych mas powietrza zalicza się: temperaturę, wilgotność, jonizację, zapylenie, a do chemicznych m.in.: gazowe zróżnicowanie powietrza i kwasowość. Zróżnicowanie cech napływających mas powietrza w zestawieniu z ich prędkością, stałością i kierunkiem w znaczny sposób kształtuje rozwój procesów biogeochemicznych i fizycznych w ekosystemach wodnych, nad którymi zalegają.

Do Polski docierają masy powietrza uformowane nad sześcioma obszarami źródłowymi: masy arktyczno-morskie – powstałe w rejonie Grenlandii i Szpicbergenu, arktyczno-kontynentalne – przechodzące nad kontynentem od północnego wschodu, tropikalno-morskie – docierające z rejonu wysp Azorskich, tropikalno-kontynentalne – tworzące się nad terytorium śródziemnomorskim, Afryką i Azją, polarno-morskie – powstające nad Atlantykiem pomiędzy Europą a Kanadą, polarno-kontynentalne – napływające ze wschodu, z południowej części byłego ZSRR [Mann 1968, Olszewski 1971, Peterson 1977, Radomski 1977, Trojan 1985].

Jednym z ważniejszych czynników oddziaływania wiatru na wodne krajobrazy geochemiczne jest erozja wiatrowa. Napływ substancji allochtonicznych spowodowanych erozją wiatrową jest jednym ze źródeł eutrofizacji, choć danych w tym zakresie jest bardzo mało. Ilość substancji allochtonicznych częściowo uwzględniona jest w opadach atmosferycznych, jednak cząsteczki cięższe, niesione przez wiatr nisko nad ziemią, mogą nie być wychwytywane przy wykorzystaniu przyjętej metodyki pomiarów opadów atmosferycznych. Oprócz tego nie każda technika pomiaru opadów uwzględnia opady pyłowe.

Nieliczne dane dotyczące erozji wiatrowej, przedstawione w raporcie OECD z 1973 r., wskazują na duże rozmiary erozji wiatrowej  $-5/+10$  mm gleby, co odpowiada  $50-100$  tonom gleby  $\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$  oraz do  $150$  kg fosforu i  $1500$  kg azotu. Należy jednak podkreślić, że do wody trafia tylko część zerodowanego przez wiatr materiału (w zależności od warunków lokalnych); większość pozostaje

staje na lądzie, w zagłębieniach terenu, w miejscach bardziej wyciszonych itp. Dla zmniejszenia erozji wiatrowej ogromne znaczenie ma pokrycie roślinne, pasma drzew i krzewów, a dla ochrony wód przed wpływem nutrientów – pasma drzew wokół powierzchni wód [Eagleson 1978, Kajak 1979, Knapp 1986]. Oprócz tego istnieje silny związek pomiędzy warunkami wiatrowymi a zawartością rozpuszczonego w wodzie tlenu, przezroczystością – przenikaniem światła oraz stratyfikacją termiczną.

Insolacja ( $D_s$ ) – to ilość energii słonecznej (liczonej w kaloriach), padającej na jednostkę powierzchni w określonym czasie. Teoretycznie bezpośrednie promieniowanie mogłoby obejmować powierzchnię Ziemi od wschodu do zachodu słońca. Długość czasu wyliczona dla każdego konkretnego dnia w danym ekosystemie wodnym lub terenu na podstawie danych astronomicznych nazywana jest insolacją możliwą. W rzeczywistości istnieją określone przyczyny utrudniające dostęp bezpośredniego promieniowania do powierzchni Ziemi. Czas, podczas którego na drodze między tarczą słoneczną a danym punktem na Ziemi nie ma przeszkód (przede wszystkim gęstych chmur), nazywany jest insolacją rzeczywistą. Stosunek rzeczywistego promieniowania do możliwego określa się jako insolację względną.

Promieniowanie słoneczne częściowo zatrzymywane jest w atmosferze ziemskiej przez różnego rodzaju czynniki. Do Ziemi promieniowanie słoneczne dochodzi w zakresie fal o długości 286-1350 nm, przy tym najintensywniejsze jest promieniowanie w zakresie 300-1300 nm. Z tego tylko wąski zakres 400-770 nm dotyczy promieniowania rejestrowanego przez oko ludzkie. Promieniowanie dłuższe, tak zwane podczerwone, przechodzi w promieniowanie ciepłe, a krótsze – nadfioletowe – ma duże znaczenie jako stymulator reakcji chemicznych.

Intensywność promieniowania słonecznego na powierzchni Ziemi (na poziomie morza) wyraża średnia wielkość  $6,28 \text{ GJ}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{min}^{-1}$ , natomiast w zewnętrznych warstwach atmosfery intensywność ta jest jeszcze większa. Różnica wynika z tego, że w atmosferze promienie są rozpraszane i wielokrotnie odbijają się od zawieszonych cząsteczek. Promieniowanie na powierzchni Ziemi składa się z promieniowania bezpośredniego i rozproszonego. To pierwsze zależy od szerokości geograficznej, czasu dnia, kąta padania promieni słonecznych, przezroczystości atmosfery, dlatego jego intensywność ciągle ulega zmianie.

Promienie padające na powierzchnię zbiornika mogą do niego przenikać, mogą się odbijać na powierzchni lub rozpraszać w zależności od kąta padania. Gdy kąt padania wynosi  $60^\circ$  (licząc od pionu), od gładkiej powierzchni odbija się tylko 6%, przy kącie  $70^\circ$  – 13,4%, a przy  $80^\circ$  – 34,8%. W optymalnych warunkach, na różnych szerokościach geograficznych, latem w południe powierzchnia wody odbija około 2,5%. Długość fal oddzielnych promieni widzialnych nie wpływa na stopień ich odbicia. Ważny jest fakt, że woda w zbiorniku

bardzo rzadko bywa spokojna (wiatry), dlatego nawet niewielkie falowania na powierzchni komplikują procesy odbicia i rozproszenia światła. Jeszcze trudniej określić promieniowanie rozproszone, które dotyczy powierzchni wody. W zależności od stopnia zachmurzenia może ono wynosić 8-100% światła padającego na zbiornik. Promieniowanie słoneczne przenika do zbiornika, ponieważ woda jest ciałem przejrzystym. Woda jako czyste ciało fizycznie pochłania promienie wybiórczo. Absorpcja jest różna dla różnej długości fali. Szybko pochłaniane są promienie o dłuższej fali, podczerwone i czerwone, jak również krótkie – fioletowe i nadfioletowe. Jednak w wodach naturalnych wiele czynników modyfikuje ten proces. Z widzialnej części spektrum najgłębiej przenika promieniowanie żółto-zielone i niebieskie, słabiej – pomarańczowe.

W wyniku insolacji następują zmiany temperatury wody w jeziorach i zbiornikach wodnych. Temperatura wody ma podstawowe znaczenie dla przebiegających w wodzie procesów fizyczno-chemicznych. Od temperatury wody zależy gazowy system zbiorników wodnych, na przykład procent nasycenia tlenem. Procesy rozkładu i syntezy, jak również samooczyszczenia przebiegają intensywniej w wodzie cieplejszej. Temperatura ma decydujące znaczenie dla rozwoju i istnienia organizmów i pod jej wpływem tworzą się biocenozy. Wzrost temperatury doprowadza do bardziej intensywnego wydzielania gazów wytwarzanych w wyniku rozkładu osadów dennych (siarkowodoru i węglanów amoniaku i metanu), w wyniku czego następuje intoksykacja środowiska oraz zanik tlenu, co szczególnie niekorzystnie przejawia się w hypolimionie jeziora.

Proces przenikania może zależeć od rozpuszczonych w wodzie soli i suspensji. Takie związki chemiczne, jak chlorek potasu czy chlorek magnezu, zmniejszają pochłanianie promieni. Obecność amoniaku, azotanów i rozpuszczonych białek zmniejsza przepuszczalność wody na światło, szczególnie dla promieni ultrafioletowych. Na selektywne pochłanianie promieniowania mogą mieć wpływ różnego rodzaju barwniki, szczególnie pochodzenia organicznego.

Suspensja w wodzie utrudnia przenikanie światła i może doprowadzić do tego, że wygasanie światła następuje już na głębokości niewiele większej niż 10 cm. Woda staje się wtedy nieprzezroczysta. Takie zjawisko wywoływane jest głównie przez żywą suspensję, na przykład kwitnienie wodorostów. W ciekach wodnych suspensja bywa natomiast zwykle pochodzenia allochtonicznego, choć jej obecność dotyczy także jezior.

Różne teorie dotyczące zagadnienia głębokości przenikania promieniowania, szczególnie widzialnego, tworzono w zależności od dokładności pomiarów, których zwykle dokonywano na podstawie zakresu widzenia krążka Secchiego [Król 1973, Budyko 1975, Bac i Rojek 1979, Odum 1977, Kajak 1979, Mikulski 1982, Kudelska i in. 1981, Trojan 1985, Knapp 1986].

W koncepcji pracy za kryterium topograficzne przyjęto insolację – przy uwzględnieniu kryteriów symptomatycznych, biorących pod uwagę, choć

w znacznie mniejszym stopniu, wpływ niektórych pozostałych kryteriów lub ich czynników pochodnych. Kryteria klimatyczne, a przede wszystkim zjawisko insolacji, przy jednoczesnym oddziaływaniu pozostałych kryteriów, są jednym ze źródeł procesów fizycznych i biologicznych zachodzących w jeziorach i zbiornikach wodnych.

Promieniowanie słoneczne (bezpośrednie i rozproszone) wywołuje szereg zjawisk biologicznych, wśród których proces fotosyntezy (oraz jego rezultat – bioprodukcja pierwotna) okazuje się najważniejszym, ponieważ jego wynikiem jest jakość wód jeziornych. Część energii słonecznej w czasie przenikania do środowiska wodnego przekształcana jest w ciepło, wywołujące w niej wiele procesów fizycznych, także przesądzających o jakości wody. Bardzo często rezultatem jednoczesnego oddziaływania wymienionych czynników bywają zjawiska zachodzące w krajobrazach wodnych, które są kryteriami oceny jakości wody.

Zawartość rozpuszczonego w wodzie tlenu, jego wymiana i zużycie uwarunkowane są z jednej strony procesami fizycznymi, z drugiej – biologicznymi. Absolutna, maksymalna ilość rozpuszczonego w wodzie tlenu zależy od temperatury. Dlatego na nasycenie wód w jeziorach oddziałują warunki termiczne oddzielnych warstw zbiornika wodnego.

Innym ważnym czynnikiem wpływającym na koncentrację tlenu są procesy życiowe organizmów wodnych. W naświetlonej strefie zbiornika procesy fotosyntezy powodują wzbogacenie wody w tlen, a w tym samym czasie w strefie trofalitycznej, w procesach rozkładu materii organicznej tlen jest zużywany, co może prowadzić nawet do jego pełnego zaniku w wodach hypolimnionu [Szuński i in. 1978, Kajak 1979].

W okresie letnim warunki tlenowe odzwierciedlają wszystkie procesy metaboliczne zbiornika wodnego, warunkując różną intensywność tych procesów, a w konsekwencji różnicowanie jakości jeziornych wód.

W tym samym czasie, jak wynika z analizy dostępnych materiałów, wielkość średniego nasycenia tlenem wód hypolimnionu pozwala na bardzo dobre różnicowanie jezior [Patalas 1960, Vollenweider 1979, Kudelska 1983]. Warunki tlenowe w hypolimnionie, określane w różny sposób, np. deficyt powierzchniowy tlenu, procent nasycenia hypolimnionu tlenem lub średnie nasycenie hipolimnionu tlenem (w  $\text{mg O}_2\text{-dm}^{-3}$ ), wykorzystywane są w różnych klasyfikacjach i systemach oceny jakości jezior jako ważny wskaźnik jakości wody [Patalas 1960, Fruh i in. 1966, Lueschow i in. 1970, Mc Coll 1972, norma TGL 27885/01 1974, Uttovmark i Wall 1975, Allum i in. 1977].

Przezroczystość wody ( $K_rS$ ), mierzona zgodnie z zakresem widzenia krążka Secchiego, jest prostym wskaźnikiem limnologicznym o dużym znaczeniu informacyjnym. Jest orientacyjną miarą głębokości przenikania do wody promieniowania słonecznego. Suspensja w wodzie utrudnia przenikanie światła i może powodować, że utrata widoczności krążka następuje już na głębokości trochę

większej niż 10 cm. W jeziorach wywołane jest to najczęściej przez suspensję, na przykład w wyniku zakwitania wodorostów. W ten sposób zakres widzenia krążka Secchiego jest dodatkowym wskaźnikiem rozwoju fitoplanktonu, czyli stopnia eutrofizacji. W jeziorach i zbiornikach wodnych znajduje się suspensja składająca się nie tylko z żywych, ale i martwych organizmów, cząstek organicznych i mineralnych, dlatego zakres widzenia krążka Secchiego określa przede wszystkim zawartość w wodzie sestonu, także będącego wskaźnikiem bioproduktywności, wskazując w szerszym zakresie stopień zanieczyszczenia wody.

Właśnie zakres widzenia krążka Secchiego jest brany pod uwagę podczas opracowywania kumulatywnych wskaźników jakości wód jeziornych oraz w różnych systemach oceny i klasyfikacji jezior [Patalas 1960, Lueschow i in. 1970, Mc Coll 1972, Shannon i Brezonik 1972, Dobson i in. 1974, norma TGL 27885/01 1974, Vander Wall i Stadwill 1975, Bolland 1976, Allum i in. 1977, Carlson 1977, Kudelska i in. 1981].

Zakresy widzenia krążka Secchiego dla różnego typu jezior przytaczają także Vollenweider [1969, 1979], Odum [1977] i Spodniewska [1979].

Światło słoneczne wpływa na wiele zjawisk biologicznych poprzez: zmiany intensywności promieniowania występującego w ciągu doby, a także zmiany długości trwania dnia, zmiany pór roku. To znajduje swoje odzwierciedlenie w kryterium symptomatycznym, topograficznym, uwzględniającym cykle sezonowe, okresy zastoju i cyrkulacji, a także czas trwania okresu wegetacyjnego (Tp). Parametry te mają istotne znaczenie dla jakości jezior i zbiorników wodnych [Odum 1977, Kajak 1979, Mikulski 1982, Trojan 1985].

Na podstawie przeglądu współczesnych metodyk badania jakości wód jeziornych można wydzielić 2 podstawowe kryteria oceny jakości jezior:

- 1) kryterium antropogeniczne, w ramach którego podkreślane są oddziaływania technogeniczne (przemysłowe, rolnicze i komunalne),
- 2) kryterium naturalne, pod którym rozumie się stan geochemiczny i topograficzny, jak również czynniki przyrodniczo-klimatyczne.

Wymienione czynniki oraz wynikające z nich kryteria można przedstawić w postaci specjalnych parametrów: topograficznych, morfometrycznych, geograficznych powierzchni zlewni; dla czynników przyrodniczych za podstawowy parametr uważa się klimat.

Określone parametry są liczne i występują praktycznie we wszystkich rozpatrywanych systemach oceny jakości jezior. Aby wśród dużej liczby parametrów znaleźć podstawowe, wpływające na eutrofizację wód jeziornych, należy dokonać ich empirycznej weryfikacji. Określone według znanego schematu Rawsona procesy oraz zależności zachodzące w ekosystemach wodnych mogą zostać sprecyzowane na bazie weryfikacji empirycznej i specjalnych algorytmów statystycznych.

## Rozdział 2

### NATURALNE I ANTROPOGENICZNE CZYNNIKI ZANIECZYSZCZANIA I SAMOOCZYSZCZANIA GEOSYSTEMÓW JEZIORNICH

Stażość i charakter zanieczyszczeń geosystemów jeziornych zależy od czynników antropogenicznych i naturalnych. W poniższym rozdziale, bazując na zmodyfikowanej koncepcji Głazowskiej, w zastosowaniu do zlewisk jeziornych rozpatrywano warunki naturalne zlewisk modelowych oraz oddziałujące na nie obciążenia antropogeniczne.

Warunki naturalne badanego terenu opisane są z uwagi na czynniki określające zdolność krajobrazu do samooczyszczania, akumulacji, transformacji zanieczyszczonych substancji oraz wyprowadzenia ich poza granice krajobrazu. Wstępna ocena obciążeń antropogenicznych na jeziora Regionu Kujawsko-Pomorskiego pozwoliła na wydzielenie trzech modelowych jezior oraz odpowiadających im zlewisk: o słabym (Żurskie), średnim (Charzykowskie) i silnym (Wolickie) stopniu oddziaływania antropogenicznego.

#### 2.1. Warunki naturalne zlewni modelowych

Podstawowe podejście oraz zasady klasyfikacji czynników naturalnych odpowiedzialnych za samooczyszczanie krajobrazów najpełniej przedstawiono w pracy Głazowskiej i Sołncewoj:

- 1) czynniki odpowiadające za intensywność wynoszenia i rozproszenia produktów technogenezy – ilość opadów, prędkość wiatrów, położenie hipsometryczne, skład mechaniczny gleby i inne;
- 2) czynniki określające intensywność metabolizmu (przekształcenia produktów technogenezy) – wskaźnikami energii takich przekształceń są suma promieniowania słonecznego, suma temperatur powyżej 0°, ilość promieniowania ultrafioletowego, prędkość rozkładu substancji organicznych (wyrażona przez współczynnik opadowo-ściółkowy), intensywność reakcji fitochemicznych;
- 3) czynniki kontrolujące możliwość i intensywność zatrzymywania produktów technogenezy: a) określające możliwości lokalnych opadów z atmosfery (mgły, flauta, inwersje temperaturowe), od których w dużym stopniu zależy ilość smogu, b) określające intensywność zatrzymania produktów technogenezy w glebie i gruncie (warunki fizyczno-chemiczne pH – Eh<sup>x</sup>, skład mechaniczny, skład wyjściowy w gatunkach, glebach, wodach tych elementów, które mogą być toksyczne itd.).

Podczas badania oddziaływania na krajobrazy konkretnych substancji zanieczyszczających mogą zostać wykryte dodatkowe lub pośrednie czynniki naturalne, mające wpływ na funkcjonowanie systemu jako całości. Na przykład przy wyodrębnianiu typów możliwych zmian środowiska naturalnego podczas wydobywania ropy naftowej uwzględnia się sejsmiczność terenu, zwiększającą niebezpieczeństwo wystąpienia sytuacji awaryjnych w kopalniach ropy naftowej; rozczłonkowanie rzeźby terenu, określające możliwość nasilania się procesów osuwiskowych i powstawania mechanicznych zmian w krajobrazach; zjawiska kriogenezy itd.

### **2.1.1. Budowa geologiczna**

Czynniki geologiczno-geomorfologiczne w znacznym stopniu określają charakter oraz intensywność redystrybucji produktów technogenezy. Właśnie z tego punktu widzenia opisano w rozdziale ogólne właściwości geologiczne – budowę fundamentu skalnego, występowanie na nim obszarów osłabionych oraz aktywnych, rozwój geologiczny terenu, szczegółowe informacje o stratygrafii, wydobyciach się na powierzchnię skał pierwotnych o specyficznych właściwościach (węglowe, gipsonośne itd.) i jako następstwo, określających fizyczno-chemiczne środowisko migracji pollutantów.

Podczas charakteryzowania geomorfologicznych i litologicznych właściwości terenu szczególną uwagę poświęcono następującym czynnikom:

- 1) stopniowi rozczłonkowania reliefu oraz ukierunkowaniu spadków terenu, określających intensywność i charakter przegrupowania produktów technogenezy z ciekami wodnymi,
- 2) głębokości zalegania wód podziemnych i stopniowi zabezpieczenia ich przed zanieczyszczeniem, jakie dają poziomy wodoszczelne,
- 3) granulometrycznemu i mineralnemu składowi skał, wpływającemu na przepuszczalność substancji zanieczyszczających, a także w znacznym stopniu określającemu ich zdolność sorpcyjną oraz pojemność wchłaniania.

Zlewnie badanych jezior pod względem budowy geologicznej są bardzo podobne. Położone są w obrębie północno-zachodniej, prekambryjskiej części platformy Wschodnioeuropejskiej. Z uwagi na budowę tektoniczną można wydzielić ważny element – strefę rozłamów głębinowych (strefa Tornquista-Teisseyre'a). Jednak obecnie, w okresie względnego spokoju tektonicznego, rozłamy te nie mogą służyć za kanały, po których różnorodne substancje wchodzące w skład wód podziemnych trafiałyby z głębin na powierzchnię.

W końcu okresu kredy – na początku paleogenu, w tym miejscu w wyniku deformacji blokowych został utworzony Wał Kujawsko-Pomorski oraz niecka brzegowa, w którą wpasowane zostały zlewnie badanych jezior.



Budowa geologiczna głęboko zalegających poziomów stratygraficznych została zbadana w sposób niewystarczający. Jednak ustalono, że w rejonie Jeziora Wolickiego znajdują się występy skalne z okresu jury dolnej, średniej i górnej [Dembowska 1959, Marek i Znosko 1972], przedstawiające twarde oksfordzki wapień, miejscami zdolomityzowany. Ich pułap osiąga wysokość kilku metrów nad poziomem morza. Grubość pokładu wapnia nie została ustalona, ale prawdopodobnie nie przekracza 100 m. W granicach zlewisz Jeziora Charzykowskiego oraz Żurskiego osadów jury nie odkryto. U podstawy niecki brzegowej zalegają margle i opoki z górnej kredy, których pułap osiąga głębokość 200-250 m, a grubość wynosi 200-250 m. W zlewniach Jeziora Charzykowskiego i Jeziora Żurskiego nie zostały one odkryte.

Na skałach z górnej kredy zalegają margle oraz gezy okresu paleocenu o grubości pokładu do 60 m, osady ilaste oraz piaski drobnoziarniste z wtrąceniami węgla brunatnego z wieku oligocenu, a także osady miocenijskiej formacji węgla brunatnego o grubości pokładu do 150 m. Całkowita grubość pokładu może osiągać 200-220 m [Pasierbski 1973].

Nieco inną budowę geologiczną ma zlewnia Jeziora Wolickiego, gdzie bezpośrednio na górnourajskich wapieniach zalegają utwory neogenu, oligocenu i miocenu przedstawione w postaci serii osadów z frakcją iłową, aleurytową oraz piaskową, o grubości pokładu do 30 m.

Na osadach oligocenijskich z przerwą zalegają utwory czwartorzędowe o całkowitej grubości do 157 m. Występują one w postaci 5-warstwowych glin zwałowych o grubości do 50-60 m, rozdzielonych warstwami słabo przesortowanych różnoziarnistych piasków, a w wielu miejscach – organogennym mułem. Wiek glin zwałowych odpowiada poszczególnym zlodowaceniom, zaczynając od najwcześniejszego podlaskiego (dolna warstwa) i kończąc na północnopolskim (górną warstwą). Ich część dolna odpowiada glacyfazy leszczyńskiej, górna – poznańsko-dobrzyńskiej [Niewiarowski 1983]. Na terytoriach przyległych, na przykład w dolinie rzeki Wdy, górne poziomy glin zwałowych są rozmyte i na ich miejscu odkrywano zostają osady piaskowe oraz żwirowe sandrowe, genetycznie związane z glacyfazą pomorską. Nadkład plejstocenu w rejonie Jeziora Charzykowskiego, w jego środkowej oraz północnej części, składa się z piasków sandrowych Brdy, genetycznie powiązanych z morenami glacyfazy pomorskiej ostatniego zlodowacenia. W południowej części występują gliny zwałowe, piaski i osady żwirowe moren czołowych fazy poznańsko-dobrzyńskiej. Obecność na tym terenie ostatniego lodowca spowodowała powstanie trzech pasów moren czołowych człuchowskiego jeziora lodowcowego. Na ostatnim stadium (moreny charzykowsko-gwieździńskie) krawędź lądolodu podzieliła się na szereg jeziorów, na miejscu największego z nich obecnie znajduje się Jezioro Charzykowskie [Pasierbski 1973, 1975]. W południowo-zachodnim rejonie pasa przybrzeżnego lodowiec pozostawił łukowe pasy mo-

ren czołowych, które ułożone są w postaci amfiteatru i obniżają się w kierunku czaszy jeziora. Brak analogicznych form na południowym wschodzie od jeziora Pasierbski [1973] objaśnia obecnością w tej strefie cieku roztopowych wód występujących w czasie topnienia charzykowskiego jeziora lodowcowego. Jezioro Charzykowskie ma dwa poziomy jeziornych tarasów: pierwszy – 126-128 m, drugi – 121-123 m nad poziomem morza. Ten dolny związany jest z ciekami wód lodowcowych w kierunku północnym w wyniku zmiany koryta rzeki Brdy [Murawski 1963]. Na powierzchni I tarasu zauważono pokłady kredy jeziornej. Jej złoża odkryto na wysokości 6 m powyżej obecnego poziomu jeziora, a grubość wynosi 0,9-1,25 m [Pasierbski 1975]. Badania palinologiczne tych osadów pokazały, że kreda osadzała się w okresie przedborealnym [Prusinkiewicz i Noryskiewicz 1975].

Badania pozwoliły Pasierbskiemu na orientacyjne określenie wieku Jeziora Charzykowskiego. Według niego topienie się lodu oraz otwieranie się czaszy jeziornej następowało stopniowo i zakończyło się na początku holocenu. Czas utworzenia się Jeziora Wolickiego dokładnie nie jest jeszcze ustalony. Można przypuszczać, że zostało ono uformowane w końcu glacyfazy poznańsko-dobrzyńskiej, podczas zatrzymania się lądolodu na linii moren wąbrzeskich [Niewiarowski 1963, 1983], gdy istniał spływ wód rzeki Noteci do Pradoliny Toruńsko-Eberswaldzkiej.

Złożone warunki hydrogeologiczne nie pozwalają na dokładną ocenę ilości wód podziemnych, biorących udział w bilansie wodnym jezior [Niewiarowski i Wilczyński 1979].

W dolinie rzeki Wdy, w rejonie Jeziora Żurskiego, pierwsza od powierzchni cienka warstwa poziomu wodonośnego ze swobodnym zwierciadłem wody, dopasowana do piasków sandrowych, w niektórych miejscach jest drenowana przez jezioro. Tam, gdzie dolina rzeki wciśnięta jest w glinę zwałową, ciągły poziom wodonośny nie istnieje. Wśród osadów słabo przepuszczających wodę w wielu miejscach zauważalne są drobne przerosty oraz soczewki piaskowe, w których także gromadzą się wody gruntowe, niemające kontaktu z wodami jeziora. Tutaj tworzą się najbardziej sprzyjające warunki dla spływu substancji z powierzchni zlewni. Warunki hydrogeologiczne w rejonie Jeziora Charzykowskiego nie są dość dobrze zbadane. Wydzielić można dwa czwartorzędowe poziomy wodonośne. Górny – ze swobodnym zwierciadłem wody, prawie zawsze drenowany jest do jeziora. Wody drugiego poziomu spływają do jeziora, prawdopodobnie do jego głębszej części południowej. Warunki hydrogeologiczne w rejonie Jeziora Wolickiego także są dość złożone i niedostatecznie zbadane. Wydzielić można 3 poziomy wodonośne: jurajski, oligoceńsko-mioceniński i czwartorzędowy. Poziom wodonośny, dopasowany do osadów jurajskich, zawiera wody szczelinowe oraz krasowe (w krasie reliktywne). Oligoceńsko-mioceniński poziom wodonośny przedstawia wody naporowe, znajdujące się

w kontakcie hydraulicznym z zasolonymi wodami poziomu wodonośnego jurajskiego. Dlatego zawierają one ponadnormatywną ilość chlorków – do  $750 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  w miejscowości Barcin (2,5 km na wschód od jeziora). W czwartorzędowym piętrze wodonośnym, w osadach piaskowo-żwirowych znajdują się dwa poziomy wodonośne. Górny, bez warstwy naporowej, na większej części terenu zbadany jest lepiej. Jego wody, 50 km na wschód od jeziora, mają swobodne zwierciadło na wysokości 5 m nad poziomem morza. Można założyć, że Jezioro Wolickie korzysta z zasobów wód podziemnych pierwszego czwartorzędowego poziomu wodonośnego, jednak nie wiadomo w jakim stopniu, ponieważ poziom nie jest zawodniony, o czym świadczą trudności podczas infiltracji opadów atmosferycznych z powierzchni terytorium, składającej się z gliny zwałowej. Ze względu na to, że w zlewisku Jeziora Wolickiego nie występują pstry ily plioceńskie, izolujące wody oligoceńsko-miocenijskie od czwartorzędowych, nie można wykluczyć możliwości ich kontaktu hydraulicznego.

### **2.1.2. Właściwości geomorfologiczne oraz litologiczna charakterystyka skał tworzących gleby w zlewniach jezior**

Ukształtowanie terenu zlewni Jeziora Żurskiego jest zróżnicowane. Można wydzielić formy ujemne oraz dodatnie, związane z erozyjno-akumulacyjnym oddziaływaniem zlodowacenia. Teren zlewni strumieni Prusiny i Ryszki jest trochę wzniesiony, z wysokością bezwzględną 110-120 m. Przylegające do jeziora obszary są niższe – średnio o 20-30 m. Najwyższe punkty zlewni położone są wzdłuż linii działu wodnego, a ich wysokość bezwzględna waha się od 105 do 130 m i więcej. W stosunku do poziomu zwierciadła wody Jeziora Żurskiego (68,4 m n.p.m.) różnica wysokości sięga 69 m. Tereny o znacznych wysokościach względnych, szczególnie przestrzenie otwarte, charakteryzują się procesami erozyjnymi.

Rzeźba terenu zlewni Jeziora Żurskiego została ukształtowana w czasie najmłodszego zlodowacenia bałtyckiego i do naszych czasów mało się zmieniła. Obok form akumulacyjnych, powstałych w wyniku bezpośredniego akumulacyjnego oddziaływania lodowca lub jego wód roztopowych, w rzeźbie powierzchni znajdują się też zagłębienia terenu, będące wynikiem erozyjnego oddziaływania wód roztopowych lub topnienia martwego lodu [Galon 1972, Pasierbski 1973]. Ważniejszymi geomorfologicznymi elementami dla terenu zlewni Jeziora Żurskiego są sandry, wyżyna morenowa, a także doliny rzeczne i rynny (rys. 2.1).



Rys. 2.1. Mapa geomorfologiczna zlewni Jeziora Żurskiego: 1 – jeziora, 2 – morena denna płaska, 3 – morena denna falista, 4 – równiny sandrowe, 5 – dno dolin i parowów glacialnych, krawędzie wyżyny oraz tarasów dolinowych, 6 – strefa denudacji przykrawędziowej oraz cieków spływających ze stoków, 7 – granica zlewni

Podstawową powierzchnię zlewni zajmuje sandr, będący częścią sandru Borów Tucholskich. Składa się z materiału piaskowo-żwirowego o różnej grubości i charakteryzuje się nierówną powierzchnią z wysokościami bezwzględными 110-120 m, o słabym spadku w kierunku południowym.

Wyżynę morenową tworzy morena denna falista, występująca w postaci różnej wielkości wysp morenowych, które wychodzą na powierzchnię w okolicach Śliwic, Lińska, Trzebcin, Ludwichowa, Zdrojów oraz w rejonie Osia. Wysokości względne wyżyny morenowej wahają się od 80 do 130 m. Powierzchnia wyżyny usiana jest wzgórzami morenowymi oraz różnej wielkości zagłębieniami, utworzonymi w wyniku nierównomiernej akumulacji materiału lodowcowego. W ich budowie przeważa materiał żwirowo-piaskowy i w mniejszym stopniu – glina morenowa i głązy narzutowe [Galon 1972].

Powstanie wydm na sandrze związane jest z okresem późnoglacialnym albo postglacialnym. Występują one niedaleko od miejscowości Lisiny (na południe od Śliwic).

Właściwości morfologiczne i litologiczne osadów, z których zbudowana jest powierzchnia terytorium, określają wielkość infiltracji opadów atmosferycznych, ich retencję oraz odpływ. W zlewni Jeziora Żurskiego, szczególnie w granicach równiny sandrowej, najbardziej rozwinięte są skały silnie i średnio przepuszczające wodę (piaski i żwir). W rezultacie przeważa infiltracja i retencja w gruncie.

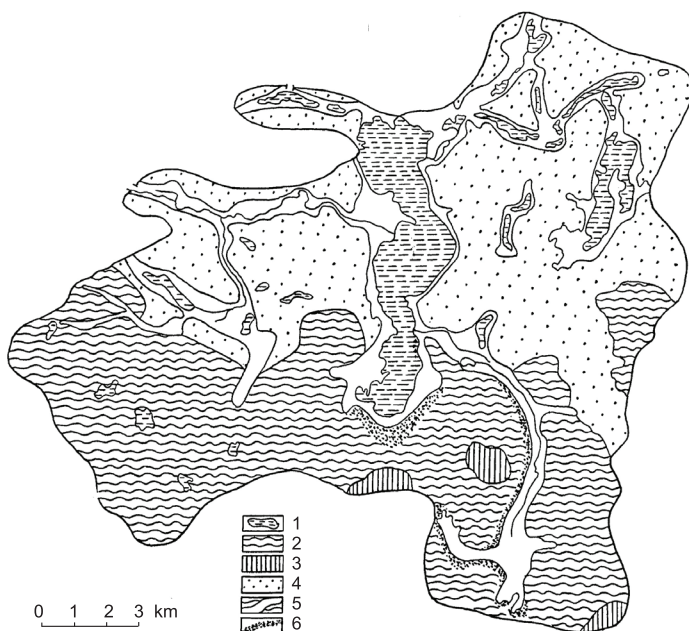
W okresie zimowym powierzchniowe ciekły wodne przeważnie zasilane są z gruntu, co przyczynia się do wyrównywania wielkości rocznego i wieloletniego odpływu wód. Inny typ odpływowo-infiltracyjny charakterystyczny jest dla wyżyny morenowej. Na pozostałym terenie zlewni znajdują się utwory o różnej przepuszczalności, szczególnie w strefie jezior: Mukrz, Błądzimskiego i Ostrowite.

Zlewnia Jeziora Charzykowskiego ma zróżnicowaną rzeźbę terenu. Występują formy wklęsłe i wypukłe, związane z erozyjno-akumulacyjną działalnością lodowca. Poziom wody w jeziorze znajduje się na wysokości 120 m nad poziomem morza [Gołombiowski 1977]. Południowa, wzniesiona część terenu jest wyższa od północnej – sandra, którego średnia bezwzględna wysokość to 120-140 m.

Znacznie większe spadki wysokości (do 86 m) występują w północnej części zlewni. Wyżynę urozmaicają wzgórza kemowe, których względne wysokości nie przekraczają 10 m. Wyraźnie zarysowana jest krawędź, postępująca do Jeziora Charzykowskiego od południowego zachodu. Jej maksymalna wysokość w stosunku do zwierciadła wody w jeziorze wynosi 30-40 m. Przylegające do tej krawędzi 3 terasy kemowe wznoszą się nad jeziorem na wysokość odpowiednio 24-30 m, 12-18 m i 5-7 m.

Najniższe miejsca na wyżynie zajmują formy wklęsłe rzeźby – rynny, doliny, zagłębienia oraz wklęsnięcia (rys. 2.2).

Rzeźba terenu zlewni Jeziora Charzykowskiego została uformowana w okresie ostatniego zlodowacenia bałtyckiego. Podstawową część zlewni zajmuje równina sandrowa, będąca częścią równiny charzykowskiej [Kondracki 1978] albo Borów Tucholskich [Galon 1967]. Genetycznie jest ona związana z morenami czołowymi stadium pomorskiego. Powierzchnia równiny jest nierówna, jej bezwzględna wysokość wynosi 120-140 m nad poziomem morza, prawie cała pokryta jest lasami. Wydzielić można rynny jeziorne Jeziora Charzykowskiego oraz Strugi Siedmiu Jezior [Pasierbski 1973, 1975]. W rynnach znajduje się miasto Chojnice, drogi rynnowe wykorzystuje rzeka Brda.



Rys. 2.2. Mapa geomorfologiczna zlewni Jeziora Charzykowskiego: 1 – jeziora, 2 – morena denna płaska, 3 – morena denna falista, 4 – równiny sandrowe, 5 – dno dolin i parowów glacialnych, krawędzie wyżyny oraz tarasów dolinowych, 6 – strefa denudacji przykrawędziowej oraz cieków spływających ze stoków

Wyżyna morenowa ze wzniesieniami 160-170 m składa się z osadów moreny dennej, stanowiącej fragment Przyjezierza Krajeńskiego, nazywanego także Wyżyną Krajeńską. Na wyżynie wydzielić można moreny czołowe w postaci wałów oraz wzgórz o wysokości 15-20 m, sięgających nieraz i 30 m.

Na zachodniej stronie jeziora występują wzniesienia o wysokości 12-15 m, ze stromymi zboczami do 20°. Charakteryzują się one formą owalną lub wydłużoną i składają się głównie z materiału piaszczysto-żwirowego.

Tereny, na których występują skały o średniej przepuszczalności, przedstawione w postaci piasków średnioziarnistych i gruboziarnistych oraz spojonych, znajdują się w granicach zlewni na południe od Jeziora Charzykowskiego, a także na obszarze między Chojnicami a Jeziorem Wegner. Do utworów charakteryzujących się małą przepuszczalnością lub praktycznie jej brakiem należy zaliczyć piaski drobnoziarniste, piaski słabo gliniaste i gliny, które są częściami składowymi wyżyny morenowej (rys. 2.2).

Zlewnia Jeziora Wolickiego znajduje się na wysokości 100-110 m nad poziomem morza. Jego typowo nizinny charakter spowodowany jest najniższą wielkością opadów atmosferycznych w Polsce. Zróżnicowanie wysokości względnych na przeważającej części terenu zlewni jest stosunkowo niewielkie, co wiąże się z płaskim, rzadziej falistym charakterem typowej moreny dennej

[Niewiarowski 1967, 1983]. Maksymalne zróżnicowanie rzeźby terenu występuje na obrzeżach wyżyny morenowej, otaczającej rynny Strugi Folskiej wraz z jeziorami, dla których bezwzględne wskazania poziomów wody wynoszą odpowiednio: Charzykowskie – 80,1 m, Folskie – 75,2 m, Ostrowieckie – 74,9 m, Kierzkowskie – 74,6 m i jezioro Wolickie – 74,5 m.

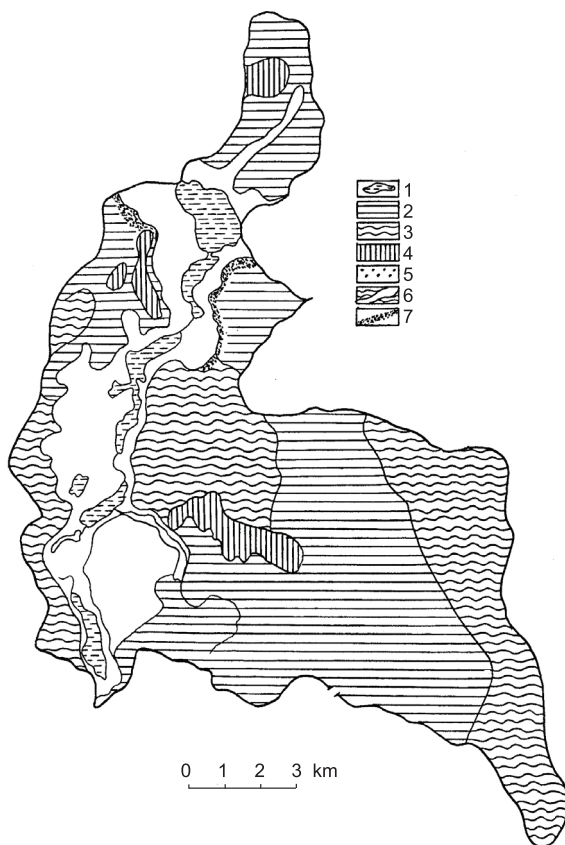
Otoczająca jeziora wyżyna morenowa położona jest na wysokości 95-100 m nad poziomem morza, co tworzy różnicę wysokości zaledwie około 20-25 m. Takie zróżnicowanie widoczne jest w obszarach nabrzeżnych jezior, mających postać klifów. Wysokie, strome czy nawet klifowe brzegi występują w północnej części Jeziora Wolickiego i we wschodnich częściach jezior: Kierzkowskiego, Folskiego oraz Chomińskiego. Większość stromych i klifowych obszarów brzegowych pokryta jest lasami, co dobrze zabezpiecza je przed procesami erozji wodnej. Bardziej na północ wysokie brzegi Jeziora Wolickiego i częściowo Charzykowskiego nie są zalesione i dlatego są bardziej narażone na działanie procesów erozyjno-denudacyjnych, szczególnie w okresie szybkiego wiosennego topnienia śniegu, przy braku szaty roślinnej i gruncie w głębszych warstwach zamrożonym.

Należy podkreślić, iż wyżej wymienione formy rzeźby terenu, w szczególności klify, są brzegami martwymi, z przybrzeżnymi półkami, nie ulegającymi obecnie procesom erozyjnym ze strony jeziora (falowanie, zmiana stanu wód). Ogólnie należy przyjąć, że przy aktualnie istniejących funkcjach jezior i terenów przybrzeżnych są to formy brzegowe ustabilizowane. Naruszenie tej równowagi może nastąpić w przypadku wyrębu lasów lub zmiany poziomu zwierciadła wody w jeziorach. Na brzegach niezalesionych lub wykorzystywanych przez rolnictwo, z nachyleniem powyżej 12°, systematycznie zachodzą procesy erozji wodnej, które negatywnie wpływają nie tylko na rolnictwo, ale i jakość wód jeziornych. Teren zlewni Jeziora Wolickiego składa się z utworów polodowcowych, występujących w formie osadów zwałowych, zalegających w dolinach rzecznych i rynnach polodowcowych. Jego podstawowa część zajęta jest przez płaską wyżynę morenową, składającą się z moreny dennej, głównie gliniastej. Oprócz tego można wydzielić wyżynę morenową falistą, zbudowaną z takiego samego rodzaju skał. Znajdują się także piaszczyste równiny sandrowe, wzgórze oraz pagórki moreny czołowej oraz dno słabo erozyjnie zmienionej rynny polodowcowej.

Płaska wyżyna morenowa zajmuje wschodnią część terenu zlewni (rys. 2.3). Wzdłuż zachodniej granicy zlewni, według południka, przechodzi rynna lodowcowa Strugi Folskiej, na brzegach której zalega morena falista z niewielkimi polami piaszczystych, sandrowych równin, rozprzestrzeniających się na południowy wschód oraz południowy zachód od Jeziora Ostrowieckiego. Pola sandrowe są pokryte lasami. Północna, przybrzeżna strefa jeziora składa się ze wzgórze i pagórków moreny czołowej, która płynnie przechodzi w płaską wyży-



nę morenową. Wyżyna polodowcowa, zarówno pofałdowana, płaska, jak i pagórkowata, zbudowana przede wszystkim z utworów gliniastych, charakteryzuje się małą przepuszczalnością wody i dlatego spływ powierzchniowy w tym miejscu przeważa nad infiltracją. Nasilenie spadku powierzchniowego zauważalne jest w okresie wiosennym, gdy jeszcze nie została uformowana trawiasta pokrywa roślinna, a gleba i skały znajdują się w stanie zamrzniętym.

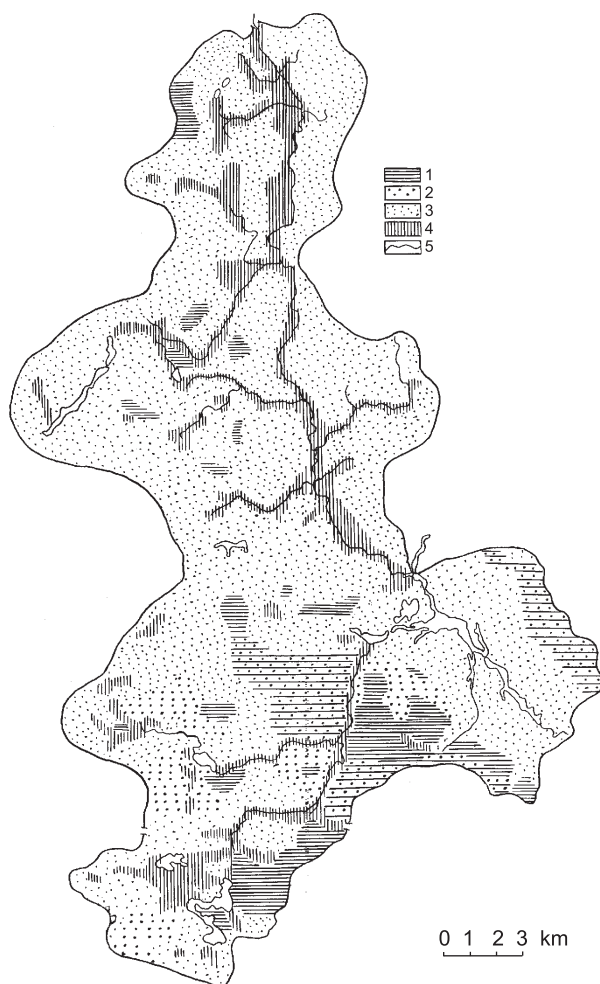


Rys. 2.3. Mapa geomorfologiczna zlewni Jeziora Wolickiego: 1 – jeziora, 2 – morena denna płaska, 3 – morena denna falista, 4 – wzniesienia morenowe, 5 – równiny sandrowe, 6 – dno dolin i parowów glacialnych, krawędzie wyżyny oraz tarasów dolinowych, 7 – strefa denudacji przykrawędziowej oraz cieków spływających ze stoków

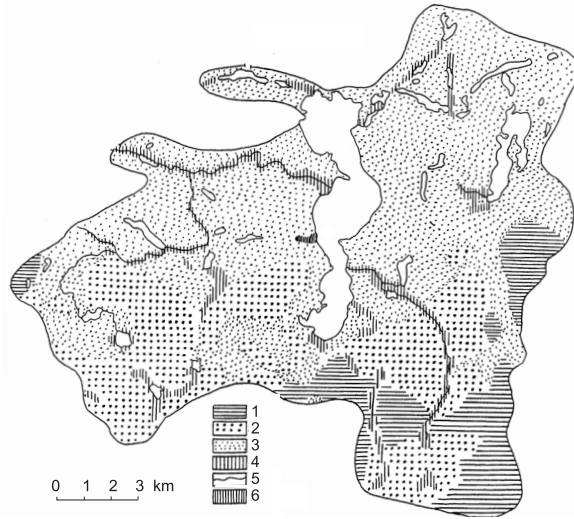
Mozaikowość składu litologicznego utworów polodowcowych – naprzemienność glin, glin piaskowych czy piasków gliniastych – określa charakter procesów infiltracji i spływu powierzchniowego. Intensywnie zagospodarowany teren (około 70%) to użytki rolne, stwarzające szczególnie dużą groźbę erozji dla górnych poziomów gleby [Roszko 1973], a w konsekwencji przyczyniające

się do zmywania substancji, w tym elementów biogennych do cieków wodnych czy bezpośrednio do jeziora.

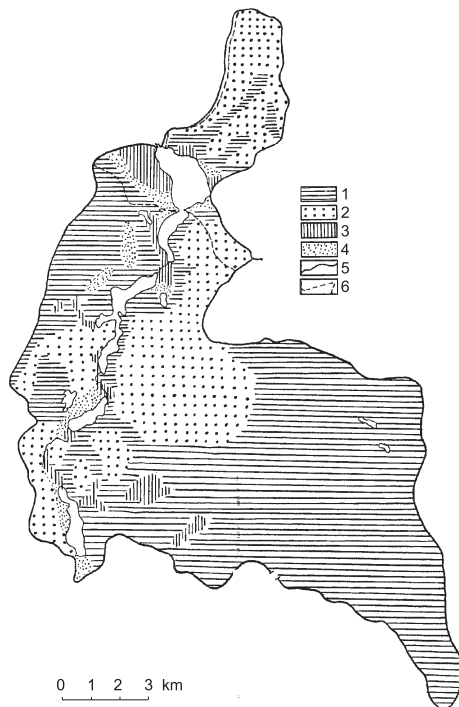
W ten sposób ujawnione zostało dość kontrastowe zróżnicowanie osadów względem warunków sorpcji zanieczyszczeń technogenicznych w granicach każdego zlewiska. Pokazano, że największe prawdopodobieństwo akumulacji polutantów przez osady powierzchniowe powstaje w zlewni Jeziora Wolickiego, a najmniejsze – w zlewni Jeziora Żurskiego (rys. 2.4-2.6).



Rys. 2.4. Mapa właściwości sorpcyjnych zlewni Jeziora Żurskiego (sporządzona na podstawie litograficznych typów skał); zdolność sorpcyjna skał: 1) bardzo wysoka (gliny zwałowe i eluwalne), 2) wysoka (piaski gliniaste), 3) niska (piasek i żwir), 4) średnia (piaski aluwialne i torfowiska), 5) granica zlewni



Rys. 2.5. Mapa właściwości sorpcyjnych zlewni Jeziora Charzykowskiego; zdolność sorpcyjna skał: 1 – najwyższa, 2 – bardzo wysoka, 3 – wysoka, 4 – średnia, 5 – niska, 6 – najniższa



Rys. 2.6. Mapa właściwości sorpcyjnych zlewni Jeziora Wolickiego (sporządzona na podstawie litograficznych typów skał); zdolność sorpcyjna skał: 1 – bardzo wysoka, 2 – wysoka, 3 – średnia, 4 – niska, 5 – granica zlewni, 6 – dział wody na granicy zlewni

### 2.1.3. Warunki klimatyczne

Warunki klimatyczne zlewni określone są przez oddziaływanie mas powietrza polarno-morskiego i polarno-kontynentalnego. Mniejszy wpływ wywierają masy powietrza pochodzenia zwrotnikowego oraz arktycznego. Dlatego cechy zmian pogody są uzależnione od zmian układów barycznych. Latem cyrkulacja wschodnia przynosi pogodę upalną i suchą, zimą – mroźną i suchą. Masy powietrza pochodzenia oceanicznego przynoszą latem ochłodzenie i zwiększoną ilość opadów atmosferycznych, a zimą – ocieplenie. Na tle tych wspólnych tendencji ujawniają się niejednorodne, lokalne warunki klimatyczne, związane ze szczególnymi cechami ukształtowania terenu i występowania zbiorników wodnych.

Zlewnia Jeziora Żurskiego leży w bydgoskiej strefie klimatycznej, a Charzykowskiego – pomorskiej [Gumiński 1948]. Średnia roczna temperatura powietrza dla terenu Jeziora Żurskiego wynosi 7,1°C, Charzykowskiego – 6,5-7,0°C, Wolickiego – 7,7°C. Średnie temperatury lipca wynoszą odpowiednio: 17,8°, 16,5° i 16,6°C, a stycznia -2,6°, -2,5° i +3,0°C. Najzimniejszym miesiącem dla zlewni tych jezior jest luty z temperaturą powietrza odpowiednio -3,4, -3,3 i -1,9°C. Średnie temperatury sezonu letniego wynoszą odpowiednio: 15,2, 16,3 i 16,8°C.

Dla całego terenu najbardziej typowe są wiatry z kierunku zachodniego, przeważnie słabe i średnie, z prędkościami od 0 do 2 m·s<sup>-1</sup> i od 2 do 5 m·s<sup>-1</sup>, mające 48-52% i 41,6% udziału w stosunku do średniej ilości obserwacji. Udział wiatrów silnych i bardzo silnych (które występują najczęściej zimą) to 4-7%, a bezwietrzy – od 3,7% w rejonie zlewni Jeziora Żurskiego do 13% w rejonie charzykowskim, gdzie zalesienie terenu jest o wiele większe.

Silne wiatry przemieszczają znaczne masy wodne. Na przykład nad Jeziorem Charzykowskim pod wpływem działania silnych wiatrów co roku zmniejsza się plaża miejska. Piasek, który przed rozpoczęciem sezonu turystycznego przywożony jest na plażę, unoszony jest przez wody jeziora i osadzany na jego przeciwnej stronie, w rejonie Góry Zamkowej. Udział wschodnich wiatrów jest znacznie mniejszy (28,7%).

Dla zlewni jezior: Żurskiego, Charzykowskiego i Wolickiego wielkości średnich rocznych sum opadów niewiele się różnią i wynoszą odpowiednio 550, 575 i 514 mm na rok. Maksimum opadów przypada na miesiące letnie – czerwiec, lipiec i sierpień: 15,1%, 12,9%, 10,7% dla zlewni Jeziora Żurskiego i 14,7%, 12,6% i 10,9% dla zlewni Jeziora Charzykowskiego; minimum przypada na styczeń, luty i marzec – 5,7%, 5,2% i 4,7% w zlewni Jeziora Żurskiego i 5,1%, 4,7%, 4,5% – w zlewni Jeziora Charzykowskiego.

Udział średniej wielkości sumy opadów atmosferycznych okresu wegetacyjnego (kwiecień – październik) w całorocznej sumie opadów dla całej powierzchni zlewni jezior waha się nieznacznie (od 65 do 70%) i średnio wynosi

68,9%. W okresie od czerwca do sierpnia wahania wielkości sumy opadów dla całej powierzchni wynoszą poniżej 38-39%.

Pokrywa śnieżna utrzymująca się nie mniej niż 1 dzień pojawia się z reguły w końcu 3. dekady listopada i zanika w 2.-3. dekadzie marca. Z dwutygodniowym opóźnieniem, w porównaniu z pokrywą jednodniową, pojawia się pokrywa śnieżna, która nie topnieje w ciągu 5 dni i dłużej. Jednocześnie zanika ona 3 tygodnie wcześniej. Średni czas utrzymywania się pokrywy lodowej dla zlewni różnych jezior waha się w granicach 40-60 dni. Oblodzenie zwykle zaczyna się w końcu grudnia i kończy w środku marca.

Podstawowe charakterystyki klimatyczne dla terenów zlewni jezior Żurskiego, Charzykowskiego i Wolickiego różnią się więc nieznacznie.

#### **2.1.4. Gleby**

W wyniku oddziaływania czynników klimatycznych, biologicznych i geologiczno-geomorfologicznych ukształtował się skomplikowany system wtórnych właściwości glebowo-geochemicznych, które określają odporność, zanieczyszczenie oraz samooczyszczanie krajobrazów. Jednym z ważnych czynników, określających odporność krajobrazu na działanie nieorganicznych, pedochemicznych substancji aktywnych jest buforowość gleb. Dla biochemicznie aktywnych substancji zanieczyszczających ważne jest uwzględnianie ich ruchomości, która zdeterminowana jest zdolnością gleb do pochłaniania oraz warunkami zasadowo-kwasowymi i utleniająco-redukcyjnymi.

Dla badanego terenu charakterystyczne jest dość kontrastowe zróżnicowanie czynników glebowo-geochemicznych.

W granicach zlewni Jeziora Żurskiego, pod lasami iglastymi i na gruntach ornych przeważają gleby bielicowe znajdujące się na przepuszczalnych, ubogich w substancje odżywcze piaskach sandrowych oraz glinach lekkich. Charakterystyczne są przede wszystkim dla terenów stosunkowo słabo urzeźbionych – płaskich równin i łagodnych stoków wzgórz. Stopień zbielicowania tych gleb uzależniony jest od zawartości glinokrzemianów w skałach macierzystych i położenia w terenie.

W granicach zlewni Jeziora Charzykowskiego gleby bielicowe także zajmują rozległe przestrzenie, szczególnie w części północnej, zachodniej i środkowej. Gleby te tworzą się pod lasami iglastymi, a także na powstałych na ich miejscu użytkach rolnych.

W zlewni Jeziora Wolickiego gleby bielicowe zajmują znaczną powierzchnię w części południowo- i północno-wschodniej oraz w postaci plam – na pozostałym terenie – wśród gleb brunatnych wyługowanych.

Na terenach o rzeźbie bardziej rozczłonkowanej, szczególnie na krawędziach dolin na morenowych subglacialnych i erozyjnych rynnach, na zwało-

wych spiaszczonych glinach bogatych w węglany wapnia utworzyły się gleby brunatne [Galon 1953]. Przeważają lasy liściaste oraz mieszane.

W zlewni Jeziora Żurskiego nie odnotowano występowania typowych gleb leśnych, za to dość często spotykane są wyługowane gleby brunatne, miejscami razem z glebami bielcowymi.

Łatwe w obróbce, okresowo suche wyługowane gleby brunatne, o niewielkiej zawartości próchnicy (około 2%), bogate w przyswajalny fosfor i potas (12 mg  $P_2O_5$  i 26 mg  $K_2O$  w 100 g gleby) na poziomie ornym-próchnicznym, są efektywnie wykorzystywane w rolnictwie Polski.

W zlewni Jeziora Charzykowskiego szeroko rozprzestrzenione są gleby brunatne głęboko wyługowane, zlokalizowane na obszarach wyjścia na powierzchnię moreny dennej.

W zlewni jeziora Wolickiego gleby brunatne występują fragmentarycznie na terenach w pobliżu wsi Jadowniki Rycerskie i Kierzkowo, Mierucin, Będzitowo-Będzitwerek i Obielewo. Wyługowane gleby brunatne w postaci dużych połaci pól ciągną się szerokim pasem w południowej części zlewni, głównie w gminach Gąsawa i Dąbrowa.

Gleby czarne łąkowe typowe oraz zdegradowane znajdują się tylko w obrębie Jeziora Wolickiego. Niewielkie obszary zajmują głównie w dolinach rzek. Znacznie większe obszary zajmują ziemie czarne łąkowe zdegradowane. Występują w południowej części zlewni Jeziora Wolickiego w gminach Laski Wielkie, Piastowo i innych.

W dolinach rzecznych, w rynnach glacialnych i subglacialnych, a także w bezodpływowych obniżeniach terenu, na torfach torfowisk nizinnych wytworzyły się gleby torfowe i torfowiska [Galon 1953]. Grubość pokładów torfu waha się od kilkudziesięciu centymetrów do 10 i więcej metrów. Przeważa torf o grubości około 1,5 m. Znaczne obszary tego typu gleb spotkać można w północnej części zlewni. W zlewni Jeziora Charzykowskiego gleby torfowe zajmują znaczne obszary na terenie gminy Człuchów. W zlewni Jeziora Wolickiego ten typ gleb występuje głównie w dolinie rzeki Noteć, w granicach rynien jezior Foluskiego i Ostrowieckiego. Największe obszary tych gleb występują w dolinie rzeki Noteć w sąsiedztwie Jeziora Wolickiego.

Gleby pobagiennie-mineralne oraz pobagiennie powstały z torfu torfowisk nizinnych w wyniku osuszania melioracyjnego. Obniżenie poziomu wód gruntowych wywołało proces humifikacji i mineralizacji górnych warstw torfu. Znaczne obszary tego typu gleb także znajdują się w dolinie rzeki Noteci, na północ od Jeziora Wolickiego wraz z glebami torfowymi i torfowo-glejowymi.

W bezodpływowych obniżeniach utworzyły się gleby pobagiennie torfowe. Proces tworzenia się torfu był bardziej skomplikowany w wyniku wtrąceń allochtonicznego materiału mineralnego. Występują one na terenie całej zlewni Jeziora Żurskiego, jednak zajmują niewielką powierzchnię.

W bezodpływowych obniżeniach zlewni Jeziora Wolickiego, a także w dolinie rzeki Noteci oraz w rynnie między Jeziorem Ostrowieckim a Kierzkowskim wraz z glebami brunatnymi spotkać można gleby torfowo-glejowe.

Zlewnia Jeziora Żurskiego znajduje się na obszarze sandru i częściowo moreny dennej, zbudowanej z piaszczystej gliny lub osadów piaszczystych, gleby typu typowych czarnoziemów występują tylko w jednym masywie, w miejscowości Wałkowiska w gminie Osie. Oprócz tego w sąsiedztwie typowych czarnoziemów można spotkać niewielkie obszary czarnoziemów zdegradowanych. Zostały one utworzone na skałach macierzystych gleb o lżejszym składzie. Zawartość w nich około 2% próchnicy, powstałej w wyniku obniżenia poziomu wód gruntowych w rezultacie melioracji osuszającej, doprowadziła do istotnej degradacji gleb.

Krajobrazy zlewni Jeziora Żurskiego nie są odporne na pedochemicznie aktywne substancje zanieczyszczające (szczególnie na kwasy). W tych krajobrazach możliwa jest intensywna migracja biochemicznie aktywnych substancji zanieczyszczających (metali ciężkich) o właściwościach kationogennych (Pb, Zn, Ni, Cu, Mn, Cd itd.), w wyniku której polutanty mogą przedostawać się do wód gruntowych i gromadzić w krajobrazach akumulacyjnych.

W zlewni Jeziora Charzykowskiego szerzej rozpowszechnione są gleby bielcowe o cięższym składzie mechanicznym, co wpływa na duże zdolności sorpcyjne, a rezultatem jest potencjalnie możliwa akumulacja zanieczyszczeń w górnym poziomie gleby.

W zlewni Jeziora Wolickiego gleby bielcowe występują razem z leśnymi wyługowanymi glebami brunatnymi.

W granicach badanych zlewni, na niewielkich obszarach występują typowe, wyługowane oraz zdegradowane czarnoziemy. Krajobraz jezior Żurskiego, Charzykowskiego i Wolickiego charakteryzuje zróżnicowanie co do warunków zasadowo-kwasowych. Niska wartość pH w glebach bielcowych, szarych leśnych, brunatnych leśnych wyługowanych i torfowych przyczynia się do przenoszenia elementów kationogennych z poziomu gleby do wód gruntowych oraz zatrzymywania elementów anionogennych na poziomie próchnicznym gleb dennych. W miarę przybliżania się pH do neutralnego właściwości migracyjne większości elementów zmniejszają się, co oznacza, że na poziomach próchnicznych czarnoziemów nagromadziła się prawdopodobnie maksymalna ilość substancji zanieczyszczających.

W podległych krajobrazach akumulacyjnych wszechstronnie występują gleby łąkowe, torfowo-glejowe i torfowe. Zróżnicowanie potencjału utleniająco-redukcyjnego określa różną aktywność migracyjną metali wielowartościowych (Fe, Mn, V, Cz i innych).

Podsumowując, kompleksowa analiza stanu ekologicznego zlewni powinna zawierać ocenę czynników naturalnych (klimatycznych, geologiczno-geomor-



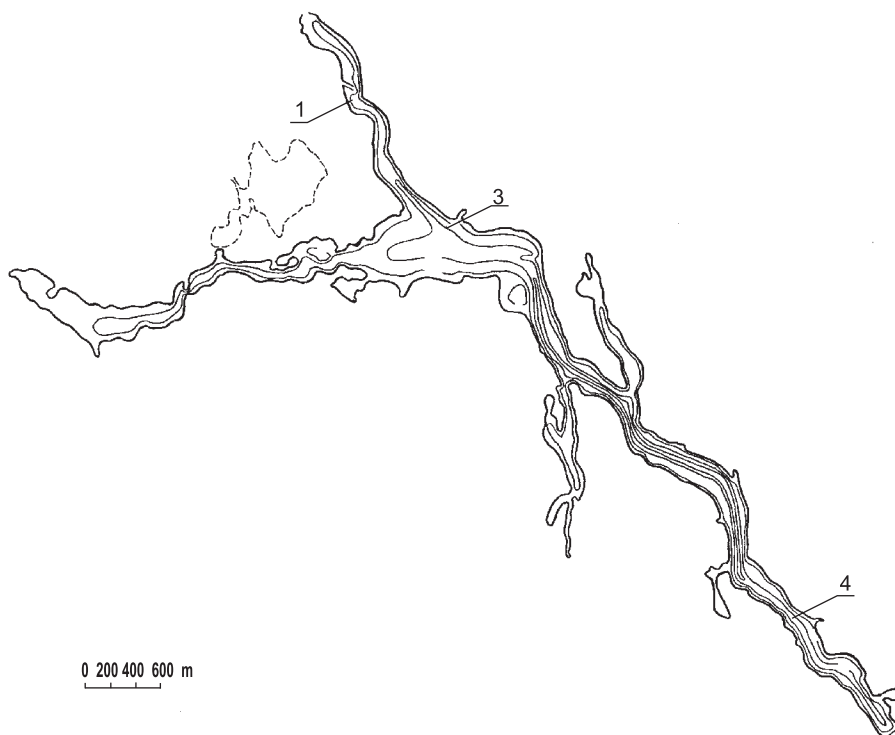
fologicznych, glebowo-geochemicznych) zanieczyszczających i samooczyszczających krajobrazy.

## 2.2. Charakterystyka limnometryczna zlewni jeziornych

### 2.2.1. Zlewnia Jeziora Żurskiego

W schemacie fizycznogeograficznej regionalizacji Kondrackiego [1978] zlewnia Jeziora Żurskiego położona jest w granicach mezoregionów Borów Tucholskich i Równiny Świeckiej. Część północna zlewni należy do Borów Tucholskich, pozostała znajduje się w granicach Równiny Świeckiej [Galon 1972, 1973, Narodowy Atlas Polski 1973]. Na tym terenie dominują krajobrazy młodoglacjalne: sandrowy – pojezierny (w obrębie Borów Tucholskich), wzniesień morenowych (w obrębie Równiny Świeckiej), a także rzeźba den dolinowych (doliny rzek Wdy, Prusiny, Ryszki, Osia, Grzybka).

Całkowita powierzchnia zlewni Jeziora Żurskiego wynosi 1837,9 km<sup>2</sup> [Kamyczek 1956, Dembowska 1959], z czego na zlewnię rzeki Wdy przypada 1440,3 km<sup>2</sup>, pozostała część – 397,6 km<sup>2</sup> – to tereny przylegające bezpośrednio do Jeziora Żurskiego (rys. 2.7).



Rys. 2.7. Mapa batymetryczna Jeziora Żurskiego: 1-4 – głęboczkki – punkty badawcze

Cechą szczególną jest obfitość jezior, których powierzchnia zajmuje 3,7 km<sup>2</sup>, czyli 0,9% powierzchni zlewni [Gołombiowski 1977, 1983]. Charakterystyki morfometryczne największych jezior przytoczono w tabeli 2.1.

Tabela 2.1. Dane morfometryczne jezior położonych w zlewni Jeziora Żurskiego

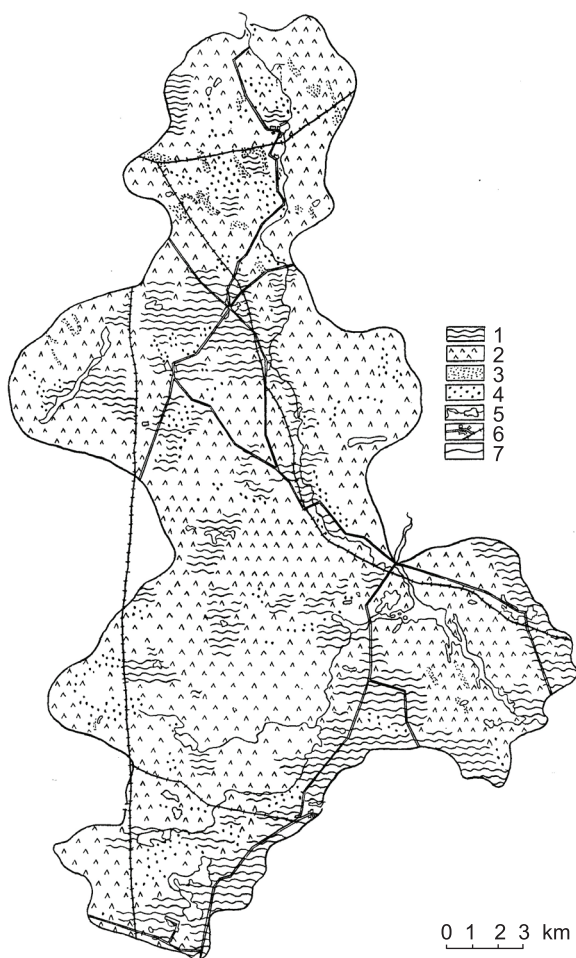
Lp.	Nazwa jeziora	Powierzchnia zwierciadła wody, ha	Objętość tys. m <sup>3</sup>	Głębokość, m	
				maksymalna	średnia
1	Żurskie	440,0	16 000		3,6
2	Okonińskie	106,5	9472,5	24,5	8,8
3	Ostrowite	59,3	2455,9	8,4	3,1
4	Błądzimskie	52,8	4666,1	34,2	8,8
5	Piaseczno	44,0			
6	Mukrz	43,3	907,6	5,0	2,0
7	Suchom	30,0			
8	Trzebczańskie	23,0	1454,4	25,0	5,0
9	Lińskie	12,1			

Źródło: WOBiKS IMGW

Jezioro Żurskie ma formę asymetryczną, przypominającą trójkąt. Jest wyciągnięte na 9310 m w kierunku południowym, przy średniej szerokości 310 m, maksymalna szerokość – 700 m, współczynnik wydłużenia – 16,3, długość linii brzegowej 39359 m, a wysp – 1170 m (współczynnik rozwoju linii brzegowej – 6,68), maksymalna głębokość – 14,43 m, średnia głębokość – 4,25 m. Znaczna część zbiornika wodnego poddana jest stratyfikacji. Powierzchnia zwierciadła wody jeziora wynosi 288,9 ha, wysp – 3,6 ha. Całkowita objętość zbiornika – 12 440 090 m<sup>3</sup>. Brzegi Jeziora Żurskiego są lekko pochyłe na rozszerzonych obszarach oraz strome w miejscach zwężeń (rys. 2.7). Wielkości retencji Jeziora Żurskiego przedstawiono w tabeli 2.1.

W zlewni Jeziora Żurskiego na sandrach przeważają bory sosnowe i mieszane, natomiast na wysoczyźnie morenowej – lasy grabowe. Masywy leśne w formie pasów zajmują 72,1% powierzchni; użytki rolne – potencjalne źródło substancji biogennych – rozrzucone są po całym obszarze i zajmują 27,0% terenu (rys. 2.8).

Ogólnie rzecz biorąc przepływy rzeki Wdy wahają się nieznacznie. Minimalne stany oraz odpowiednio przepływy wody na rzece Wda przypadają na miesiące jesienno-zimowe (wrzesień – styczeń), maksymalne – notowane są dwa razy do roku: marzec – kwiecień (wezbranie wiosenne) i czerwiec – sierpień (wezbranie letnie). Letnio-jesienne wezbrania wody są nieregularne i zależą przede wszystkim od ilości i rozkładu opadów. Najczęściej wezbrania w tym okresie przypadają na wrzesień.



Rys. 2.8. Mapa użytkowania zlewni Jeziora Żurskiego: 1 – pola orne, 2 – lasy, 3 – zagajniki, 4 – użytki zielone, 5 – wody powierzchniowe, 6 – tereny zabudowane, drogi, koleje, 7 – granica zlewni

Średnie roczne przepływy rzeki Wdy w rejonie, gdzie wpada ona do Jeziora Żurskiego – według danych pochodzących z wieloletnich obserwacji – wahają się od  $6,9$  do  $16,6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  [Chojnowski i Wielgus-Duch 1975] i wynoszą średnio  $11,1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Średni przepływ dla półrocza zimowego jest wyższy ( $12,2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ) niż letniego ( $10 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ). Średni przepływ wód rzeki Wdy w miejscu odpływu z Jeziora Żurskiego w ciągu 34 lat wynosi  $10,7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  (tabela 2.2). Stosunek tej wielkości do całkowitej objętości jeziora – współczynnik wymiany wody – wynosi 25, czyli woda w zbiorniku wodnym corocznie odnawia się 25 razy, co pozwala odnieść Jezioro Żurskie do jezior przepływowych, będących pod znacznym wpływem wód rzeki Wdy.

Tabela 2.2. Przepływy charakterystyczne w latach 1931-1964 dla rzeki Wdy przy odpływie z Jeziora Żurskiego ( $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ) (w przekroju Żur)

Miesiąc														Rok
XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI-IV	V-X	
Przepływ średni z maksymalnych														
14,4	14,1	15,5	15,6	15,3	16,4	14,2	12,2	12,5	13,2	13,6	12,9	15,2	13,1	14,1
Przepływy średnie														
11,2	11,5	11,9	11,1	12,0	12,5	11,6	10,0	8,7	10,1	9,6	9,5	11,5	9,9	10,7
Przepływ średni z minimalnych														
9,2	8,4	7,9	7,8	8,9	9,5	9,5	7,8	6,3	7,2	7,0	7,7	8,3	7,6	7,9

Źródło: IMGW 1965

Poniżej krótko scharakteryzowano dopływy Jeziora Żurskiego. Rzeka Prusina wypływa z obszaru bifurkacji, na północ od miejscowości Osieczno. Jej długość to 27,5 km, średni spadek wysokości 0,51%, powierzchnia zlewni 191,2 km<sup>2</sup>. Średni przepływ na ujściu, liczony w ciągu 20 lat – od 1951 do 1970 r., wyniósł 1,1  $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , a średni z minimalnych – 0,34  $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  [Borsuk 1980a]. Rzeka Ryszka wypływa z jeziora Suchoń, znajdującego się na wysokości 99,6 m nad poziomem morza, płynie w kierunku równoleżnikowym z zachodu na wschód przez tereny zalesione w pobliżu Leśniczówki. Jej największy prawy dopływ, Struga Mukrz, łączy kilka jezior: Błędzimskie, Ostrowite, Mukrz. Po połączeniu ze Strugą Mukrz – Ryszka zakręca na północ i utrzymuje ten kierunek aż do jeziora Żurskiego, w które wpada na 39,4 km na wysokości 68,4 m nad poziomem morza. Długość Ryszki wynosi 10,5 km, średni spadek wysokości 2,9%, powierzchnia zlewni łącznie z Mukrzem – 103,5 km<sup>2</sup>. Charakterystyczne przepływy przy ujściu, na przestrzeni 20 lat, czyli od 1951 do 1970 r. wynoszą 0,49  $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  (średni przepływ) i 0,16  $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  (średni z minimalnych) [Borsuk 1980].

#### Obciążenia antropogeniczne

Dolina rzeki Wdy i zlewnia Jeziora Żurskiego porośnięte są pięknymi lasami i znakomicie nadają się do celów rekreacyjnych. Znajduje się tu 18 domów wypoczynkowych i 4 obozy dziecięce, które stanowią potencjalne źródło zanieczyszczenia zbiorników wodnych. Bezpośrednio do jeziora trafiają ścieki z trzech obiektów (tabela 2.3).

Biologicznemu oczyszczaniu poddawane są wody ściekowe z ośrodka wypoczynkowego „Perła”, w którym w 1985 r. zainstalowano kontenerową oczyszczalnię ścieków z filtrami dyskowymi, wykorzystywaną także do oczyszczania ścieków pochodzących z obozu dziecięcego oraz ośrodka wypoczynkowego. Ścieki z pozostałych ośrodków oraz z miejscowości znajdujących się na terenie zlewni zrzucane są bezpośrednio do cieków wodnych lub jeziora. W rezultacie rzeki Wda, Prusina, Ryszka, Struga Osie i Grzybek, wpadające do

Jeziora Żurskiego, są zanieczyszczone i stanowią antropogeniczne źródło zanieczyszczeń. Ocena fizyczno-chemicznych charakterystyk ścieków była prowadzona co miesiąc, w okresie od 1983 do 1987 roku.

Tabela 2.3. Przeciętna ilość ścieków i zanieczyszczeń zrzucanych przez źródła punktowe do Jeziora Żurskiego

Lp.	Nazwa źródła zanieczyszczenia	Średnia ilość ścieków, m <sup>3</sup> na dobę	Średnia ilość zanieczyszczenia, kg na dobę	
			BZT <sub>5</sub>	zawiesiny
1	OW „Perła”, Tleń	55	18	15
2	OW PSTBR, Tleń	20	4	2
3	OW TZCB, Wierzchy	10	3	1

Źródło: WBKiŚ w Bydgoszczy

Rzeka Wda jest największym źródłem zasilania dla Jeziora Żurskiego, zbierającym zanieczyszczenia spłukiwane przez opady atmosferyczne z powierzchni 1 440,3 km<sup>2</sup>. 60 km powyżej ujścia znajdują się punkty zrzutu ścieków z Fabryki Płyt Piłśniowych w Czarnej Wodzie. Do Wdy nie zrzuca się zanieczyszczeń, płynnie ona przez tereny zalesione, gdzie następuje proces samooczyszczania wody.

Otrzymane wyniki pokazały, że na przestrzeni całego cyklu badawczego wody charakteryzowały się dobrymi warunkami aerobowymi. Absolutna zawartość tlenu oraz nasycenie tym gazem wody wynosiło: w roku 1983 – 12,6-8,2 mg O<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup> (89,2-81,0%), w 1984 – 13,8-8,6 mg O<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup> (103,7-89,0%), w 1985 – 12,4-8,6 mg O<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup> (81,5-59,0%) i w 1986 r. – 14,0-6,3 mg O<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup> (109,3-67,0%). Wartości BZT<sub>5</sub> były z reguły niskie i tylko w niektórych miesiącach odnotowywano ich zwiększenie: w grudniu 1983 r. – 4,8 mg O<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup>, lipcu 1984 r. – 4,1 mg O<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup>, kwietniu 1985 r. – 5,6 mg O<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup>, maju 1985 r. – 4,6 mg O<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup>, czerwcu 1985 r. – 5,7 mg O<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup> i w październiku 1986 r. – 7,3 mg O<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup>. Niska była też zawartość fosforanów, z wyjątkiem próby z czerwca 1983 r. (0,53 mg PO<sub>4</sub>·dm<sup>-3</sup>). Na poziomie I klasy czystości wody były stężenia azotu amonowego (0,0-0,2 mg N-NH<sub>4</sub>·dm<sup>-3</sup>), chlorków (8-41 mg Cl·dm<sup>-3</sup>) i żelaza (0,009-1,18 mg Fe·dm<sup>-3</sup>).

Analizując przedstawione wyniki badań można stwierdzić, że wody Wdy wg kryterium przydatności gospodarczej, odpowiadają II klasie czystości.

Stan fizyczno-chemiczny wód rzeki Prusiny kształtuje się pod wpływem zanieczyszczeń spływających z miejscowości Śliwice, Łążka i Tleń. Trafiają też ścieki z ośrodka wypoczynkowego „Brdą” oraz centrum wypoczynkowego Zakładu Gazowniczego. Obiekty te posiadają urządzenia oczyszczające ścieki, jednak w pełni nie zabezpieczają wody rzeki Prusina. Tym niemniej przeprowadzone badania wykazały, że nasycenie wody tlenem było wystarczające. Najmniejszą zawartość tego gazu w wodach odnotowano w czerwcu 1983 r. (8,4

mg  $O_2 \cdot dm^{-3}$ ), sierpniu 1984 r. (8,7 mg  $O_2 \cdot dm^{-3}$ ), marcu 1985 r. (8,8 mg  $O_2 \cdot dm^{-3}$ ) i w sierpniu 1986 r. (6,0 mg  $O_2 \cdot dm^{-3}$ ) przy nasyceniu odpowiednio 82,8%, 88,4%, 64,7% i 63,4%. Zwiększenie zawartości substancji organicznych w wodach odnotowano dwukrotnie w 1984 r. i czterokrotnie w 1985 r., a także w październiku 1986 r. Zawartość fosforanów z reguły była niska, z wyjątkiem próby z czerwca 1983 r. (0,56 mg  $PO_4 \cdot dm^{-3}$ ), września 1983 r. (0,96 mg  $PO_4 \cdot dm^{-3}$ ) i sierpnia 1986 r. (0,62 mg  $PO_4 \cdot dm^{-3}$ ). W ogólnej zawartości azotu dominował azot azotanowy (4,2 mg  $NO_3$ ), który w 1983 r. (wrzesień) i 1984 r. (kwiecień, lipiec, wrzesień i październik) nie odpowiadał I klasie czystości. Azot amonowy występował w niewielkiej ilości i przez te 4 lata nie przekraczał wartości 0,25 mg  $NH_4^+ \cdot dm^{-3}$ . W normie także były stężenia chlorków (9-23 mg  $Cl \cdot dm^{-3}$ ), żelaza (0,004-0,035 mg  $Fe \cdot dm^{-3}$ ), sodu (0,6-1,7 mg  $Na^+ \cdot dm^{-3}$ ).

Na podstawie przeprowadzonych badań jakości wód rzeki Prusiny można zaliczyć do II klasy czystości wg kryterium przydatności gospodarczej.

Rzeka Ryszka wraz z wodami cieką Mukrz przyjmuje ścieki pochodzące z zakładu gorzelnianego w Lnianku. W latach 1983-1986 dla wód Ryszki charakterystyczne były warunki aerobowe. Minimalna zawartość tlenu w wodzie wynosiła: 8,4 mg  $O_2 \cdot dm^{-3}$  w 1983 r., w 1984 r. – 8,9 mg  $O_2 \cdot dm^{-3}$ , w 1985 r. – 9,2 mg  $O_2 \cdot dm^{-3}$  i w 1986 r. – 5,9 mg  $O_2 \cdot dm^{-3}$ , maksymalna zawartość tlenu w tych latach wynosiła odpowiednio: 13,3; 13,7; 13,0 i 14,3 mg  $O_2 \cdot dm^{-3}$ . Nasycenie wody tlenem wahało się w tym okresie od 62,6 do 111,9%.

Wody dopływu Jeziora Żurskiego w miejscowości Grzybek i wody Strugi Osie w okresie prowadzenia badań były nasycone tlenem. Wartości BZT<sub>5</sub> były niskie, z wyjątkiem kwietnia 1985 r. (5,0 mg  $O_2 \cdot dm^{-3}$ ), stycznia 1986 r. (5,0 mg  $O_2 \cdot dm^{-3}$ ) i października 1986 r. (8,8 mg  $O_2 \cdot dm^{-3}$ ). Sporadycznie zwiększało się stężenie fosforanów, w czerwcu 1983 r. (0,52 mg  $PO_4 \cdot dm^{-3}$ ), maju 1985 r. (0,75 mg  $PO_4 \cdot dm^{-3}$ ) i sierpniu 1986 r. (0,6 mg  $PO_4 \cdot dm^{-3}$ ). Oprócz tego odnotowano zwiększone stężenie azotu azotanowego: dwukrotnie w 1983 r. i sześciokrotnie w 1984 r. Dlatego wody tego dopływu zalicza się do II klasy czystości.

Obok zanieczyszczeń jeziora, pochodzących z wód sieci rzecznej, ma miejsce także wpływ substancji zanieczyszczających, pochodzących z wylugowania gleby, spłukiwania z powierzchni na terenach spoza obszaru zlewni wymienionych dopływów, a także z opadów atmosferycznych. W taki sposób może dochodzić do zwiększenia zawartości substancji biogenych w wodach spływających z terenów nienależących do obszaru zlewni wymienionych cieków wodnych, w szczególności dla zlewni cieków Osia i Grzybka. Całkowita ich powierzchnia wynosi 94,8 km<sup>2</sup>, przy czym 64,9 km<sup>2</sup> zajmują lasy, gdzie oddziaływanie antropogeniczne jest minimalne, a 29,9 km<sup>2</sup> – to użytki rolne – potencjalne źródło substancji biogenych. Jeśli przyjmie się za wielkość średniej rocznej wysokości opadów atmosferycznych 550 mm, wg danych z 30 lat (od 1951 do 1980 roku), to wykorzystując wskaźniki spływu powierzchniowego

i stopnia wyługowania gleby ( $\xi_w$ ) dla powierzchni zalesionej –  $0,2 \text{ kg P}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$  oraz użytków rolnych –  $0,4 \text{ P}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$ , to  $\xi_w = 2990 \times 0,4 + 6490 \text{ ha} \times 0,2 \text{ kg}\cdot\text{rok}^{-1} = 2494 \text{ kg}\cdot\text{rok}^{-1}$ , można obliczyć wskaźnik jednostkowy ilości fosforu pochodzącego z opadów atmosferycznych ( $\xi_o$ ) =  $1 \text{ kg P}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$  przy  $H = 1000 \text{ mm}$ , co przy wielkości opadów dla zlewni Jeziora Żurskiego –  $550 \text{ mm}$  wynosi  $0,550 \text{ kg P}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$  ( $7340 \text{ ha} + 288 \text{ ha}$ )  $\times 0,55 \text{ kg P}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1} = 4195,4 \text{ kg P}\cdot\text{rok}^{-1}$ .

Otrzymane wielkości pokazują tylko jedną z dróg spływu fosforu z terenów nie dotyczących zlewni badanych cieków ani Jeziora Żurskiego i mogą być rozpatrywane jako służące do orientacyjnej oceny skali oddziaływania antropogenicznego na wody jeziora. Drogi spływu zanieczyszczeń do jeziora i ocena ilościowa są niezbędne do budowy modelu formowania się fizyczno-chemicznych parametrów wody.

### 2.2.2. Zlewnia Jeziora Charzykowskiego

Zlewnia Jeziora Charzykowskiego znajduje się w środkowym biegu rzeki Brdy. W jej granicach Kondracki [1978] wyodrębniła dwa regiony fizyko-geograficzne – Równinę Charzykowską (wg Galona – Bory Tucholskie) na północy i Pojezierze Krajeńskie (wg Galona – Wysoczyzna Krajeńska) na południu zlewni. Oba regiony wchodzi w skład makroregionu Pojezierza Południowo-Pomorskiego. Granice pomiędzy regionami przechodzą wzdłuż linii: Łukomie, Charzykowy, Jarcewo, Zbeniny.

Na obszarze zlewni Jeziora Charzykowskiego dominują krajobrazy młodogłacjalne: równiny i wzniesienia morenowe oraz pojezierza sandrowe. Ich cechą wspólną jest szeroko rozwinięty krajobraz den dolinnych.

Całkowita powierzchnia zlewni Jeziora Charzykowskiego wynosi  $913,8 \text{ km}^2$ . W jej granicach znajdują się:

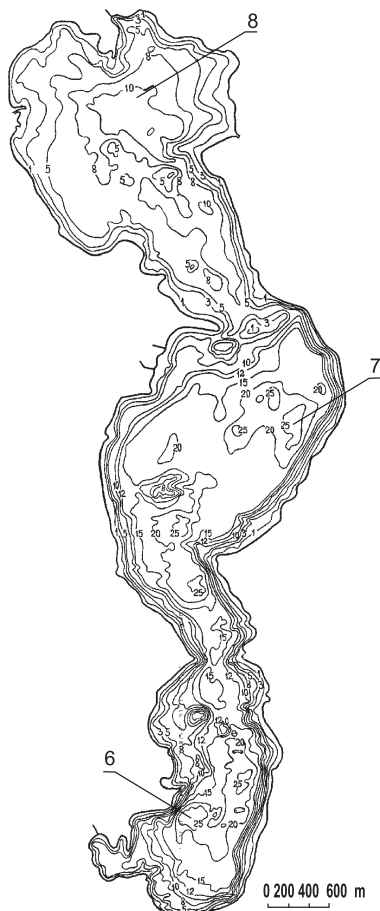
- zlewnia rzeki Brdy, wpadającej do Jeziora Charzykowskiego –  $667,2 \text{ km}^2$ ,
  - zlewnia bezpośrednia Jeziora Charzykowskiego –  $246,6 \text{ km}^2$ ,
- którego największymi elementami są:
- zlewnia Czerwonej Strugi –  $78,8 \text{ km}^2$ ,
  - zlewnia Strugi Jarcewskiej –  $52,3 \text{ km}^2$ ,
  - zlewnia Strugi Siedmiu Jezior –  $54,6 \text{ km}^2$ ,
  - obszar, na którym nie występują stałe ciek wodne –  $60,9 \text{ km}^2$ .

Zlewnia Jeziora Charzykowskiego obfituje w jeziora, które zajmują  $21,7 \text{ km}^2$  – około 9% jego powierzchni (tabela 2.4). Jeziora pełnią ważną rolę retencyjną – wyrównują przepływy rzek, wytwarzają swoisty mikroklimat.

Jezioro Charzykowskie ciągnie się od wsi Charzykowy do wsi Małe Stwory. Jego długość to  $10 \text{ km}$ , przy maksymalnej szerokości –  $2 \text{ km}$  (wskaźnik wydłużenia –  $4,1$ ). Długość linii brzegowej jeziora to około  $31 \text{ km}$  (wskaźnik rozwoju –



2,44). Średnia głębokość jeziora wynosi 9,8 m, a całkowita objętość misy jeziora 134 533,2 tys. m<sup>3</sup>.



Rys. 2.9. Mapa batymetryczna Jeziora Charzykowskiego: 6-8 – głęboczki – punkty badawcze

Znaczna część brzegów jeziora (47%) porośnięta jest roślinnością wynurzoną, która zajmuje 3,9% powierzchni lustra wody. Roślinność zanurzona zajmuje 20,3% powierzchni zwierciadła wody [Pasierbski 1975, Gołombiowski 1977, 1983]. Na brzegi płaskie i wysokie przypada 65%, klifowe – 15%, a błotniste – 20% długości linii brzegowej. Brzegi wschodnie, płaskie, o nachyleniu do 6° wykorzystywane są do celów rekreacyjnych. W zachodniej części jeziora brzegi są wyższe (nachylenie do 10°) i na pewnych odcinkach tworzą abrazyjne klify. W ujściach cieków wodnych brzegi jeziora są przeważnie bagienne. Powierzchnia Jeziora Charzykowskiego wraz z wyspami wynosi 1363,8 ha, zaś lustra wody – 1363 ha.

Rzeźba dna jest silnie urozmaicona. Jezioro składa się z 3 mis: południowej, środkowej i północnej, rozdzielonych progami tworzącymi wyspy wystające ponad poziom wody. W misie południowej i środkowej wyraźnie zaznaczają się przybrzeżne płycizny, stok jeziorny i dno. Płycizna przybrzeżna z głębokością do 1 m zajmuje nieznaczną część całkowitej powierzchni zbiornika. Stoki jeziorne stanowią przedłużenie zboczy rynny. Taka budowa sprzyja sptywowi zanieczyszczeń do części głębinowych. Najgłębsza jest misa południowa, której maksymalna głębokość osiąga 30,5 m. Środkowa część jeziora ma dwa wgłębienia o głębokości około 25 m. Północna część jest najpłytsza (maksymalna głębokość to 10 m), brzegi ma płaskie i płytkie, a płycizny przybrzeżne łagodnie przechodzą w głębsze części dna. Przez takie płośno płynie rzeka Brda, mająca wpływ na warunki i właściwości wód tej części jeziora.

Brda – największy dopływ Jeziora Charzykowskiego – w miejscu wpływu osiąga szerokość 15 m przy głębokości 1,5 m (przepływ wody wynosi  $6,24 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  (tabela 2.4).

Tabela 2.4. Ogólna morfometria jezior na terenie zlewni

Lp.	Nazwa jeziora	Powierzchnia zwierciadła wody, ha	Objętość tys. m <sup>3</sup>	Głębokość, m	
				maksymalna	średnia
1	Charzykowskie	1363,8	134 533,2	30,5	9,8
2	Ostrowite	280,7	29 989,8	43,0	10,7
3	Jeleń	48,8	2 067,3	10,7	4,2
4	Płesno Pilskie	47,8	2 254,1	11,0	4,7
5	Głuche Wielkie	41,5	4 046,5	29,8	9,7
6	Niedźwiedzie	28,4	1 045,9	8,3	3,6
7	Krzywe Wielkie	26,5	1 724,1	15,0	6,5
8	Zielone	25,5	2 293,4	20,5	8,6
9	Gacno Małe	15,5	481,2	5,6	3,1
10	Głuche Małe	12,5	622,3	12,9	4,9
11	Krzywe Małe	11,8	621,7	10,0	5,2
12	Wegner	8,5	138,9	3,5	1,6
13	Główka	8,0	299,5	11,0	3,7
14	Bełczak	4,3	147,2	6,0	3,4

Źródło: IMGW, WOBiKŚ

Brzegi i dno koryta rzeki zbudowane są przeważnie z luźnego materiału – aluwialnych piasków i żwirów. Niewielkie spadki rzeki (0,35%) doprowadzają latem do jej sptycania i silnego zarastania roślinnością wodną. Charakterystyczne przepływy Brdy w miejscu jej wpływu w latach 1961-1970 (10 lat) przedstawiono w tabeli 2.5. Wysokie przepływy (wezbrania) najczęściej pojawiają się w miesiącach zimowych – od lutego, a niekiedy od stycznia i trwają do maja. W czasie przyboru wód oraz ulewnych deszczy może dochodzić w dolinie

do zatapiania łąk. Jednak dzięki dużej ilości jezior, dużej przepuszczalności gleb powierzchniowych i dużemu zalesieniu terenu wylewy nie doprowadzają do nagłego i silnego wzrostu poziomu wody jak w innych zlewniach. Zimą lasy chronią grunty przed głębokim zamarzaniem, dlatego podczas topienia śniegu woda roztopowa jest stopniowo infiltrowana do poziomów wodonośnych wód gruntowych, które z kolei zasilają wody powierzchniowe. Zasilanie Brdy w okresie zimowym jest głównie gruntowe, co definiuje stosunkowo równomierne przepływy do maja włącznie. Rytm letnio-jesiennych wezbrań wód jest nieregularny i zależy głównie od ilości i rozkładu opadów atmosferycznych. Najczęściej wezbrania występują we wrześniu i październiku. W charakterystyce hydrologicznej Brdy niskie przepływy mają miejsce w okresie od czerwca do września i są wynikiem długotrwałej suszy, a w konsekwencji dużego parowania.

Z danych zamieszczonych w literaturze oraz z przytoczonych w tabelach wyników badań własnych wynika, że w latach 1961-1970 maksymalne comiesięczne przepływy rzeki nie przekraczały wartości minimalnych więcej niż 2-krotnie, gdy tymczasem w rzekach górskich (na przykład Dunajcu) różnią się 50-krotnie (tabela 2.5).

Tabela 2.5. Przepływy charakterystyczne rzeki Brdy w latach 1961-1970 (10 lat), mierzone w przekroju Ciecholewy: A = 657 km<sup>2</sup>; 166,7 km biegu rzeki

Miesiąc													Rok	
XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI-IV		V-X
Przepływ najwyższy z maksymalnych														
9,03	10,9	12,8	11,9	9,48	13,0	12,0	8,56	6,20	6,44	6,97	9,11	13,0	12,0	13,0
Przepływ średni z maksymalnych														
7,63	8,36	8,28	8,21	7,53	7,92	7,56	5,86	4,96	5,08	5,91	6,93	9,64	7,76	9,64
Przepływy średnie														
7,04	7,43	6,93	7,09	6,80	7,24	6,56	5,11	4,45	4,64	5,37	6,28	7,09	5,40	6,24
Przepływ średni z minimalnych														
6,57	6,33	5,74	6,22	6,12	6,36	5,64	4,53	4,10	4,21	4,82	5,79	5,10	3,88	3,82
Przepływ najniższy z minimalnych														
5,09	3,53 <sup>x</sup>	3,71 <sup>x</sup>	4,35	4,88	5,90	3,90	3,37	3,35	3,17	4,05	4,57	3,53 <sup>x</sup>	3,17	3,17

<sup>x</sup> przepływ zaobserwowany w czasie zjawisk lodowych

Źródło: IMGW

Reasumując należy stwierdzić, że duża ilość jezior w połączeniu z bardzo przepuszczalnymi glebotwórczymi skałami czwartorzędowymi, charakterystycznymi dla znacznej części terenu zlewni, zapewniają wyrównywanie przepływów wody na rzece Brda, które gwarantują odpowiednio wysokie stany wody w ciągu całego roku.

Oprócz Brdy do dopływów Jeziora Charzykowskiego zalicza się jeszcze 3 ciekі wodne: Strugę Jarcewską, Czerwoną Strugę i Strugę Siedmiu Jezior.

Struga Jarcewska jest niewielkim, ale bardzo ważnym dopływem Jeziora Charzykowskiego. Jej długość wynosi 11 km, powierzchnia zlewni 52,3 km<sup>2</sup>, a średni spadek rzeki – 2,7%. Strumień zbiera wody z północno-wschodniej części Wysoczyzny Krajeńskiej. Do niego też spływają ścieki przemysłowe i komunalne z miasta Chojnice, przez które przepływa. Poniżej wzdłuż biegu drenuje on wody mokradeł na odcinku pomiędzy wsiami Igły i Jarcewo a miejscowością Funka i wpada do Jeziora Charzykowskiego.

Czerwona Struga (znana także jako Kopernica) ma długość 12 km. Średni spadek to 0,8%, a całkowita powierzchnia – 78,8 km<sup>2</sup>. Na całym odcinku przepływa ona przez obszary zalesione.

Struga Siedmiu Jezior o długości 13 km ma zlewnię o powierzchni 54,6 km<sup>2</sup>. Łączy jeziora Ostrowite, Zielone, Jeleń, Bełczak, Płęsno, Skrzyńka i Mielnica.

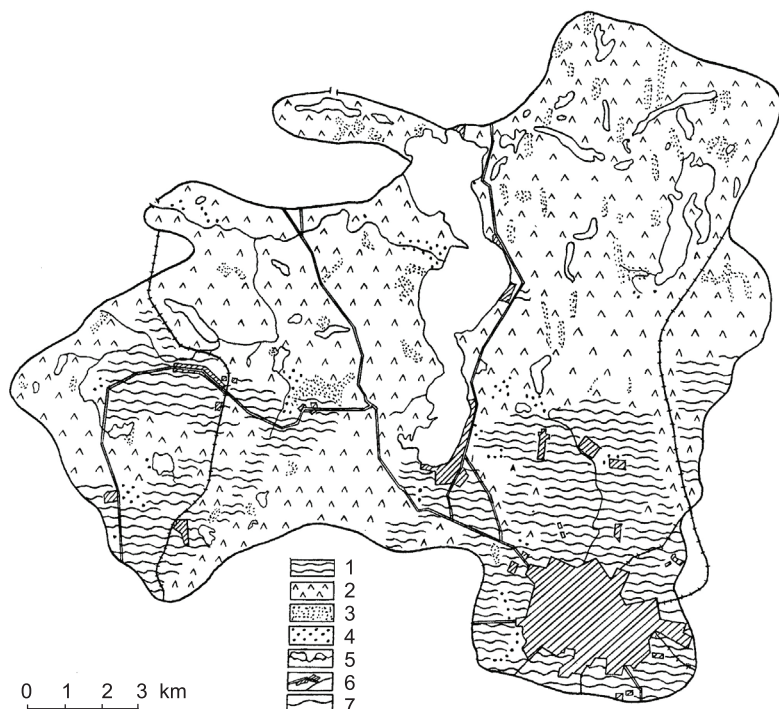
Z Jeziora Charzykowskiego wypływa tylko jedna rzeka – Brda; jej średni przepływ w latach 1961-1970 wynosił 6,7 m<sup>3</sup>·s<sup>-1</sup>.

Podstawowa część powierzchni zlewni Jeziora Charzykowskiego – 154,6 km<sup>2</sup> (lub 62,7%) pokryta jest lasami, przeważnie iglastymi, wśród których przeważa sosna zwyczajna; mniejszą powierzchnię zajmują wilgotne bory z dodatkiem brzozy i świerku [Rejewski 1981]. Użytki rolne skoncentrowane są głównie w części południowej zlewni i zajmują 60,8 km<sup>2</sup> (24,7%). One właśnie stanowią potencjalne źródło substancji biogenych [Boiński 1985]. Nieużytki zajęte pod zabudowę Chojnic i innych miejscowości oraz drogi zajmują 9,5 km<sup>2</sup>, czyli 3,8% powierzchni zlewni (rys. 2.10). Zanieczyszczenia spływają do Jeziora Charzykowskiego z jego głównych dopływów: Strugi Jarcewskiej, Czerwonej Strugi i Strugi Siedmiu Jezior, są też wynikiem bezpośredniego spływu do jeziora ścieków bytowo-gospodarczych ze wsi Charzykowy.

Struga Jarcewska stanowi największe źródło zanieczyszczenia dla Jeziora Charzykowskiego. Do tego ciek spływają zanieczyszczenia z Chojnic, które zamieszkuje 35,3 tys. mieszkańców (1985 r.), a dość dobrze w tym rejonie rozwinięty przemysł praktycznie nie ma urządzeń oczyszczających. Do podstawowych źródeł emisji zanieczyszczeń, wg danych z lat 1983-1986, należą: Zakład Mięsny (410 tys. m<sup>3</sup> na rok), Zakład Rybny (300 tys. m<sup>3</sup> na rok), zakład konstrukcji stalowych „Mostostal” (120 tys. m<sup>3</sup> na rok), a także szereg drobniejszych zakładów: „Polsport”, zakład garbarski, stacja kolejowa, komunikacja samochodowa, zakład meblowy. Oprócz tego do Strugi Jarcewskiej, za pomocą samodzielnego kolektora, corocznie jest zrzucane około 260 tys. m<sup>3</sup> biologicznie oczyszczonych wód ściekowych z Kaszubskiej Spółdzielni Mleczarskiej.

Istniejąca oczyszczalnia ścieków gwarantuje tylko wstępne, mechaniczne oczyszczanie ścieków bytowo-gospodarczych i przemysłowych. Mechaniczna oczyszczalnia ścieków w Chojnicach, z uwagi na obciążenia hydrauliczne, pracuje mało efektywnie. W wyniku oczyszczania osiągnane są zaledwie następujące charakterystyki: BZT<sub>5</sub> 12-20%, całkowita zawartość cząstek zawiesiny – około

50%. Jednak ilość oczyszczonych w ten sposób ścieków nie przekracza 2,4-2,7 mln m<sup>3</sup> na rok, czyli 75-82% wszystkich ścieków miasta Chojnice.



Rys. 2.10. Mapa użytkowania zlewni Jeziora Charzykowskiego: 1 – ziemie orne, 2 – lasy, 3 – zagajniki, 4 – użytki zielone, 5 – wody powierzchniowe, 6 – obszary zabudowane, drogi, koleje, 7 – granica zlewni

W dolnym biegu Struga Jarcewska odbiera ścieki z gospodarstw rolnych Iglły, Czartołomu i Jarcewa (zakład gorzelniany). Źródłem zanieczyszczeń jest także Jezioro Wegner, przez które przepływa Struga Jarcewska, w wyniku czego zmienia się ono w naturalny odстойnik zanieczyszczeń spływających z górnych partii zlewni, a zwłaszcza z Chojnic [Wieczorek 1960, Gołombiowski 1983].

Skład chemiczny wód Strugi wskazuje na jej silne zanieczyszczenie [Gołombiowski 1983, Borsuk 1984]. W miejscu jej wpływu do Jeziora Charzykowskiego zauważono znaczne ilości substancji organicznych, fosforanów i azotu ogólnego, przekraczające dopuszczalne normy nawet dla najniższej III klasy czystości wody. Zwiększona jest także zawartość soli rozpuszczalnych, natomiast zawartość tlenu zanizowana.

Pozostałe dopływy Jeziora Charzykowskiego zanieczyszczone są w znacznie mniejszym stopniu niż Struga Jarcewska. Rzeka Brda dzięki swoim wysokim przepływowom ( $6,24 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ) stanowi główne źródło zasilania jeziora. Do niej także

zrzucające ścieki bytowo-gospodarcze oraz przemysłowe, w wyniku czego jej wody są drugim co do wielkości źródłem zanieczyszczenia jeziora. Z przeprowadzonych badań wynika, że jakość wody w Brdzie u ujścia do Jeziora Charzykowskiego, zgodnie z kryterium przydatności gospodarczej, odpowiadała II klasie czystości. W szczególności ilość rozpuszczonego w wodzie tlenu w latach 1983-1986 wahała się w granicach od 15,0 do 7,2 mg O<sub>2</sub>·l<sup>-1</sup>. Zawartość substancji organicznych nie przekraczała normy określonej dla II klasy czystości, z wyjątkiem listopada 1984 r. (BZT<sub>5</sub> wynosiło 9,0 mg O<sub>2</sub>·l<sup>-1</sup>). Zanieczyszczenie fosforanami także było niewielkie (0,04-0,38 mg PO<sub>4</sub>·l<sup>-1</sup>).

Wody Strugi Czerwonej i Strugi Siedmiu Jezior oraz pozostałych dopływów zgodnie z wynikami obserwacji odpowiadały II klasie czystości. Były dostatecznym stopniu natlenione, charakteryzowały się stosunkowo niewielką zawartością substancji biogenych, jednak zawierały podwyższoną ilość substancji organicznych [Borsuk 1981, 1984, Gołombowski 1983].

Źródłem bezpośredniego zanieczyszczenia Jeziora Charzykowskiego są: Spółka Wodno-Kanalizacyjna, która w latach 1968-1970 wybudowała oczyszczalnię biologiczną dla potrzeb wsi Charzykowy i 33 ośrodków wczasowo-kolonijnych. Oczyszczalnia była przewidziana na obsługę 3000 mieszkańców i oczyszczanie około 370 m<sup>3</sup> ścieków na dobę. W związku z rozwojem w tej okolicy turystyki, w 1983 r. oczyszczalnia ścieków została rozbudowana, co pozwoliło na przyjęcie ścieków z szeregu kolejnych obiektów. W rezultacie spółka otrzymała pozwolenie prawno-wodne na odprowadzanie 2263 m<sup>3</sup> na dobę oczyszczonych wód ściekowych o maksymalnych ilościach w sezonie letnim następujących charakterystyk: BZT<sub>5</sub> 73,8 kg O<sub>2</sub> na dobę i zawiesiny – 122,5 kg na dobę lub 878 m<sup>3</sup> na dobę, w pozostałych sezonach roku z ładunkiem BZT<sub>5</sub> 23,7 kg O<sub>2</sub> na dobę i zawiesiny 39,5 kg na dobę. Faktyczna ilość zanieczyszczeń odprowadzanych po oczyszczeniu do Jeziora Charzykowskiego jest znacznie niższa (tabela 2.6, 2.7).

Tabela 2.6. Ilość zanieczyszczeń odprowadzana ze ściekami Spółki Wodno-Kanalizacyjnej Charzykowy do jeziora Charzykowskiego (wg danych Spółki)

Wskaźnik	Średnia ilość zanieczyszczeń odprowadzana do jeziora w latach 1983-1986, kg na dobę			
	1983	1984	1985	1986
BZT <sub>5</sub>	160	1440	9	8
Zawiesiny ogólne	126	3901	10	9

Tabela 2.7. Ilość zanieczyszczeń odprowadzanych ze ściekami Spółki Wodno-Kanalizacyjnej Charzykowskiej do Jeziora Charzykowskiego (wg danych Urzędu Wojewódzkiego w Bydgoszczy)

Wskaźnik	Chwilowy ładunek zanieczyszczeń odprowadzany do jeziora w dniu kontroli, kg na dobę			
	08.09.1983	09.11.1985	22.05.1986	28.07.1986
BZT <sub>5</sub>	160	12	10	21
ChZT	183	54	33	60
Zawiesiny	126	12	35	20
Fosforany	11	0,2	2,2	15
Azot ogólny	25	4	3,2	10,8

Zanieczyszczenie wód jeziora następuje także wskutek wypłukiwania z gleby substancji i spłukiwania z powierzchni na terenie zlewni, jak również w wyniku opadów atmosferycznych. Taki rodzaj zanieczyszczeń zależy w dużym stopniu od poziomu zagospodarowania terenu. Ustalono, że 42,9 km<sup>2</sup> (70,4%) terenu zlewni jeziora, niemającej stałych cieków wodnych, stanowią obszary zalesione, a 13,8 km<sup>2</sup> (18%) – grunty rolne – potencjalne źródło substancji biogennych. Przyjmując, że ilość wpływu fosforanów z terenów zalesionych wynosi – 0,2 kg P·ha<sup>-1</sup>·rok<sup>-1</sup>, a z terenów rolniczych – 0,4 kg P·ha<sup>-1</sup>·rok<sup>-1</sup> [Kajak 1979], można obliczyć ilość całkowitego fosforu, która dostaje się do Jeziora Charzykowskiego z przyległych terenów, niemających stałych cieków wodnych (Ł<sub>w</sub>):

$$\text{Ł}_w = 4290 \text{ ha} \times 0,2 + 1380 \text{ ha} \times 0,4 = 858 + 552 = 1410 \text{ kg P} \cdot \text{rok}^{-1}$$

Ilość fosforu pochodząca z opadów atmosferycznych (Ł<sub>o</sub>) to 1 kg P·ha<sup>-1</sup>·rok<sup>-1</sup> przy H = 1000 mm, przyjmując, że średnia ilość opadów atmosferycznych na tym terenie wynosi 575 mm, daje to wielkość 0,575 kg P·ha<sup>-1</sup>·rok<sup>-1</sup>. W związku z tym poziom fosforu wpływający wraz opadami atmosferycznymi do Jeziora Charzykowskiego wynosi:

$$\text{Ł}_o = (6090 \text{ ha} + 1364 \text{ ha}) \times 0,575 = 7454 \text{ ha} \times 0,575 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1} = 4286 \text{ kg P} \cdot \text{rok}^{-1}$$

Otrzymane wielkości można przyjąć tylko i wyłącznie jako orientacyjne charakterystyki oddziaływania antropogenicznego na jezioro dla obszarów zlewni niemających stałych ścieków.

Parametry fizyczno-chemiczne krajobrazów akumulacyjnych akwalnych Jeziora Charzykowskiego są odzwierciedleniem krajobrazowej struktury geochemicznej zlewni oraz cech antropogenicznego oddziaływania na krajobraz.

### 2.2.3. Zlewnia Jeziora Wolickiego

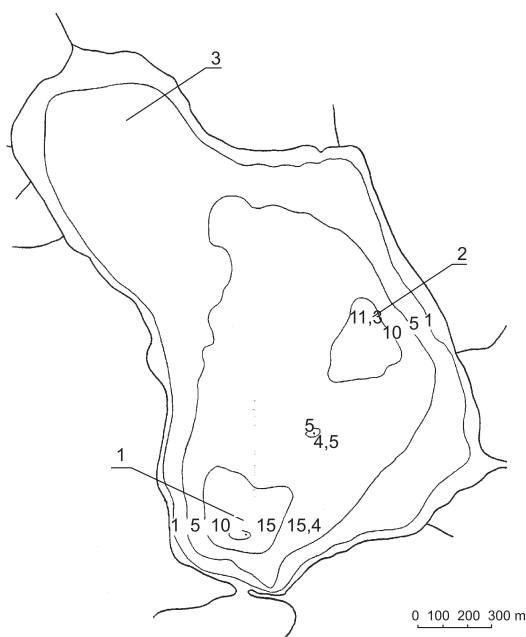
W systemie regionalizacji fizyczno-geograficznej Polski według Kondraczkiego [1978] zlewnia Jeziora Wolickiego położona jest na obszarze mezoregio-



nu Pojezierza Gnieźnieńskiego, stanowiącego część makroregionu Pojezierza Wielkopolskiego. Pojezierze Wielkopolskie stanowi podprowincję Pojezierzy Południowo-Bałtyckich, które z kolei są częścią prowincji Niżu Środkowo-Europejskiego. Pojezierze Gnieźnieńskie należy do nie zmienionego, młodego, pagórkowato-pojeziernego typu krajobrazu glacialnego.

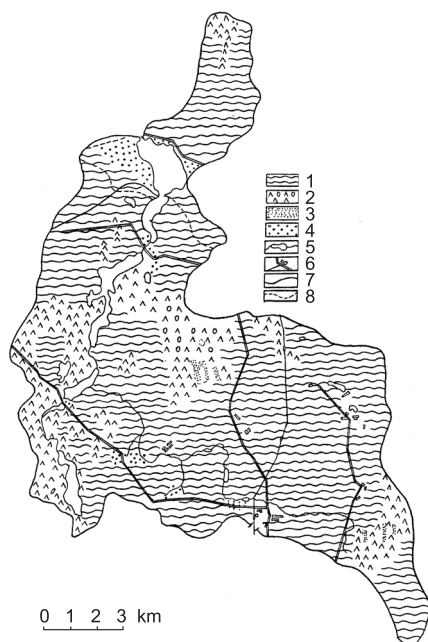
Całkowita powierzchnia zlewni Jeziora Wolickiego wynosi 2868,1 km<sup>2</sup>; znaczna część – 2623,8 km<sup>2</sup> przypada na zlewnię rzeki Noteci wpadającej do Jeziora Wolickiego. Pozostałą część powierzchni – 244,05 km<sup>2</sup> zajmuje zlewnia Strugi Foluskiej – 227,55 km<sup>2</sup> oraz obszary niemające stałych cieków wodnych – 16,5 km<sup>2</sup>. Jezioro Wolickie jest płytkie, średnia głębokość wynosi 4,9 m, a największa – 15,4 m, ma brzegi o łagodnym spadku i szerokie przybrzeżne mielizny. Jezioro otaczają pola i nieużytki.

Objętość jeziora wynosi 11 888,9 tys. m<sup>3</sup>, długość – 2450 m, maksymalna szerokość – 1350 m (wskaźnik wydłużenia – 1,8), długość linii brzegowej – 6950 m (wskaźnik rozwoju – 6,68). Jezioro Wolickie jest zbiornikiem przepływowym, zasilanym przez wody rzeki Noteci oraz Strugi Foluskiej (rys. 2.11). Dane hydrologiczne wskazują na intensywną wymianę wody w jeziorze przez cały rok.



Rys 2.11. Mapa batymetryczna Jeziora Wolickiego: 1-3 – głęboczki – punkty badawcze

Zagospodarowanie zlewni Jeziora Wolickiego (wraz ze zlewnią Strugi Faluskiej) przedstawiono na rysunku 2.12. W granicach terenu zlewni jeziora znajdują się 3 gminy, które użytkują ziemię zgodnie z tabelą 2.8.



Rys. 2.12. Mapa użytkowania zlewni Jeziora Wolickiego: 1 – grunty orne, 2 – lasy, 3 – zagajniki, 4 – użytki zielone, 5 – wody powierzchniowe, 6 – tereny zabudowane, drogi, koleje, 7 – granica zlewni, granica wodna zlewni bezpośredniej

Tabela 2.8. Struktura użytkowania ziemi na terenie gmin Gąsawa, Dąbrowa i Barcin, na których położona jest zlewnia Jeziora Wolickiego

Lp.	Rodzaj użytkowania	Gminy			Średnie % dla zlewni
		Barcin	Dąbrowa	Gąsawa	
1	ogólna powierzchnia geodezyjna	12108	11051	13570	-
2	grunty orne	8479	7746	8291	-
3	% gruntów ornych	70,1	70,0	61,1	66,6
4	użytki zielone	814	194	729	-
5	% użytków zielonych	6,7	1,8	5,4	4,6
6	lasy i zadrzewienia	996	2232	3073	-
7	% lasów	8,2	20,2	22,6	17,0
8	wody	413	105	691	-
9	% wód	3,5	1,0	5,1	3,2
10	nieużytki	258	195	220	-
11	% nieużytków	2,1	1,8	1,6	1,8
12	pozostałe tereny	1142	579	566	-
13	% pozostałych terenów	9,4	5,2	4,2	6,2

Źródło: WOBiWŚ

Sytuację ekologiczną w obszarze Jeziora Wolickiego można ocenić jako niekorzystną, charakteryzującą się silnym oddziaływaniem antropogenicznym oraz sprzyjającą wzbogacaniu wód jeziora w znaczne ilości substancji odżywczych, wpływających na silną jego eutrofizację.

W zaproponowanej klasyfikacji punktowej Patalas [1960] najniżej ocenił produktywność jezior, których linia brzegowa w przeważającej części styka się z terenem zalesionym, natomiast największą ilość punktów otrzymały jeziora, w których ponad 70% linii brzegowej stanowiły pola uprawne oraz zabudowa miejska. W klasyfikacji jezior stosowanej w byłej NRD przyjęto podobne wskaźniki dla terenów zalesionych i pól uprawnych. Taka sytuacja występuje na terenie każdej z przytoczonych gmin.

Do Jeziora Wolickiego zrzucana jest duża ilość ścieków komunalnych z Barcina oraz ścieków przemysłowych ze zlewni Górnej Noteci (Kruszwica, Inowrocław, Janikowo, Pakość); świadczy to o wysokim stopniu transformacji technogennej, co potwierdzają wyniki badań przeprowadzonych w latach 1983-1986.

Oprócz głównego dopływu – rzeki Noteci – ważnym źródłem zanieczyszczenia dla Jeziora Wolickiego jest Struga Foluska, w zlewni której znajduje się kilka ośrodków wypoczynkowych, przeznaczonych dla 600 osób.

## Rozdział 3

### SYSTEM METOD ANALIZY I OCENY JAKOŚCI WÓD JEZIORNICH

#### 3.1. Zasady modelowania

Stan badań dotyczący opisu ilościowego procesów degradacji środowiska wodnego można rozpatrywać jako pierwszy etap prac o bardziej ogólnym charakterze systemowym. W dziedzinie pomiarów jakości wód, opartych na systemie punktowym [Uttomark i Wall 1975], statystycznym [Mc Coll 1972, Sheldon 1972] i metodzie cyfrowej [Carlson 1977], osiągnięto znaczne postępy.

Prowadzono prace dotyczące unifikacji systemu oceny jakości wód [Szukin-ski i in. 1978]. W różnych krajach próby standaryzacji, dotyczące jakości wód, podejmowano jednocześnie z opracowywaniem państwowych aktów prawnych.

Innym niezależnym kierunkiem są badania przyczynowo-skutkowe oraz optymalizacyjne [Juda 1978, Sadowski 1985], oparte na opisie mechanizmów degradacji środowiska wodnego (z użyciem modeli regresji) w celu optymalizacji regionalnych programów ekologicznych (badania operacyjne).

Niezależnie od konieczności i zalet tego typu podejść, mających na celu rozwiązanie problemu jakości wód, należy zauważyć także niektóre ich ograniczenia:

- prace dotyczące pomiaru jakości wód, analizy przyczynowo-skutkowej procesów degradacji, programowania zmian jakości, modelowania i optymalizacji przedsięwzięć związanych z ochroną środowiska, prowadzono w zasadzie niezależnie od siebie i dlatego nie były skoordynowane,
- nie zostały określone ogólne zasady metodologii badania jakości wód, dlatego wielu badaczy opracowuje i stosuje własne modele specjalistyczne, których w zasadzie nie można ze sobą porównać i do tego nie uwzględniają one osiągnięć statystycznej analizy danych,
- kryteria oceny jakości wód częstokroć nie pokrywają się z parametrami kontrolnymi, dlatego nawet zastosowanie takiej samej metodologii badawczej nie pozwala na otrzymanie porównywalnych wyników.

Zaobserwowany silny wzrost zanieczyszczenia jezior i zbiorników wodnych wymaga podjęcia szybkich kroków zmierzających do ich ochrony. Efektywność w dużym stopniu zależy od wyników kompleksowych badań naukowych, obejmujących cały szereg zagadnień związanych z pomiarem, analizą, prognozowaniem i optymalizacją jakości wód. To wymaga opracowania ogólnej systemowej metodologii badań, a przede wszystkim – modelowania procesów w zamkniętych zbiornikach wodnych.

Podejścia do oceny jakości wód jeziornych oraz rzecznych różnią się. Jeziora to w zasadzie zamknięte skomplikowane systemy, w których można wydzielić różniące się właściwościami podsystemy. Właśnie ta specyfika jezior i zbiorników wodnych sprawia, że konieczne jest szczególne podejście do oceny ich jakości oraz opracowanie przedsięwzięć dotyczących ich ochrony [Olszewski 1971].

Jezioro nie jest obiektem statycznym. Wszystkie jego parametry zmieniają się w czasie. Rozwój zbiornika wodnego prowadzi do intensyfikacji produkcji biologicznej i innych objawów „starzenia się”. Tempo tego procesu związane jest z wpływem czynnika technogenicznego, zależącego od intensywności oraz specyfiki zagospodarowania zlewni, a także warunków naturalnych, określających warunki geochemiczne zlewni (warunki glebowe, skład podłoża itd.), topograficzne (morfometria, hydrologia oraz charakter zlewni) i przyrodnicze (klimat, szata roślinna itd.)

Wzajemne oddziaływanie czynników naturalnych i technogenicznych wyznacza kierunek ewolucji jezior i zbiorników wodnych: zmianę parametrów chemicznych, fizycznych i biologicznych, jak również zmiany morfometryczne. Zdolność różnych jezior i zbiorników wodnych do przeciwstawiania się różnego rodzaju oddziaływaniom antropogenicznym i naturalnym nie jest jednakowa, co decyduje o tworzeniu się różnych poziomów troficznych ekosystemów jeziornych. Charakterystyki różnych typów jezior i zbiorników wodnych przedstawiono w opracowaniach [Lityński 1970, Paluch 1973, Starmach i in. 1978, Kajak 1979].

Podstawowe zasady, na których oparte zostały metody badania jezior i zbiorników wodnych, niezależnie od różnorodności ich typów, powinny być podobne. Przy ich wyborze należy się kierować podobieństwem mechanizmów procesów eutrofizacji, zachodzących w wodach jeziornych. Takie podobieństwo w najbardziej ogólnej formie wyraża schemat Rawsona. W pracy właśnie ten schemat, w oparciu o przedstawione niżej idee modelowania, został przyjęty za podstawę badań empirycznych.

Kompleksowy system badania jakości wód jeziornych powinien spełniać następujące wymagania:

- a) łączyć metody pomiaru, analizy i prognozowania, a w przypadku optymalizacji prac również metody symulacyjne oraz badania operacyjne,
- b) badać osiągnięcia metodologiczne innych nauk, szczególnie analizy statystycznej, przy uwzględnieniu specyfiki badanych zjawisk,
- c) zapewniać dobór zmiennych oraz parametrów według wspólnej metodyki, będącej także podstawą do tworzenia banków informacji ekologicznej,
- d) zapewniać porównywalność wyników badań w czasie i przestrzeni,

- e) przedstawiać wyniki modelowania w najbardziej przejrzystej i syntetycznej formie.

Wymagań tych nie spełnia ani jedna ze znanych i stosowanych do tej pory metod badawczych. Nie oznacza to jednak, że metod omawianych w literaturze przedmiotu nie można stosować. Nie rozwiązują badanych problemów w sposób kompleksowy, jednak pozwalają na otrzymanie wielu interesujących wyników cząstkowych. Międzydyscyplinarny charakter badań dotyczący oceny jakości jezior wskazuje, że istnieje możliwość opracowania międzydyscyplinarnej metody badawczej. Niezbędnym warunkiem takiego podejścia powinno być ujęcie systemowe, łączące i wykorzystujące metody, będące instrumentem badawczym różnych dyscyplin naukowych.

Idea systemowej koncepcji matematycznego modelowania procesu degradacji środowiska wód jeziornych łączy trzy elementy składowe (rys. 3.1):

- 1) modele statystycznej analizy wielowymiarowej,
- 2) wielorównaniowe modele regresji (limnometryczne),
- 3) modele prognostyczne i symulacyjne.

Modele statystycznej analizy wielowymiarowej stanowią część metod taksonomii numerycznej. Pojęcie „taksonomia” pochodzi od dwóch greckich słów: taksis (układ, porządek) i nomos (zwyczaj, prawo, zasada). Dawniej terminem tym określano dział biologii zajmujący się podziałem świata roślin i zwierząt na gatunki, rodzaje, rodziny, rzędy, klasy, gromady i typy. Pojęcia tego używa się do określania zasad porządkowania i podziału na grupy jednostek różnych zbiorów. Taksonomię definiuje się jako naukę o zasadach porządkowania i klasyfikacji. Początkowo znalazła ona zastosowanie w badaniach antropologicznych i geograficznych, a później w mniejszym lub większym stopniu przeniknęła do innych dyscyplin naukowych. Znaczny wkład w rozwój taksonomii wnieśli polscy naukowcy, a znany polski antropolog Czekanowski uważany jest za prekursora taksonomii numerycznej.

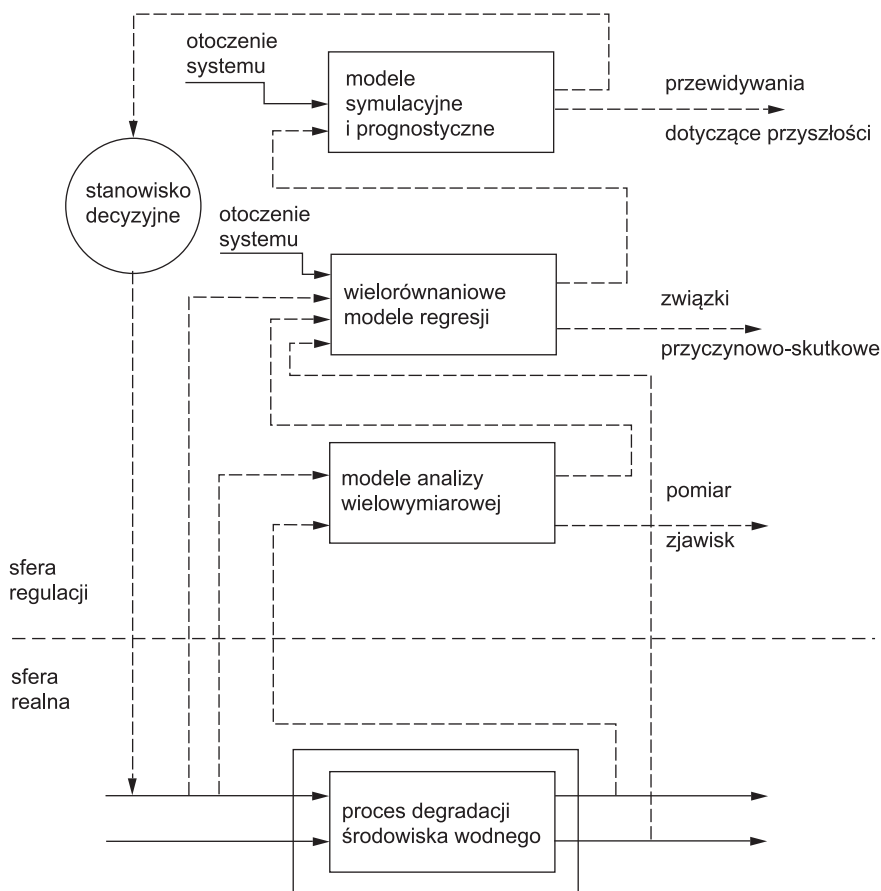
Poczynając od lat 60. XX wieku dyscyplina ta przeszła etap burzliwego rozwoju i wykształciła własne pojęcia i zasady, co pozwoliło na stworzenie bardziej dostępnej klasyfikacji niż klasyfikacje jakości wód jeziornych prezentowane we współczesnej literaturze. W literaturze geograficznej podkreśla się, że zastosowanie taksonomii numerycznej bazuje na ścisłym określeniu klasyfikacji za pomocą pojęcia teorii mnogości<sup>1</sup> [Chojnicki i Czyż 1973].

---

<sup>1</sup> Oprócz definicji klasyfikacji zgodnej z teorią mnogości można również spotkać sformułowanie semiotyczne i metodologiczne.

Zgodnie z tą definicją, klasyfikację elementów pewnego zbioru  $\Omega$  ( $\Omega_i \in \Omega$  dla  $i = 1, 2, \dots, k$ ) nazywa się niepustą rodziną  $R$  podzbiorów  $\Omega_1, \Omega_2, \dots, \Omega_k$ , spełniających warunki:

- rozłączności  $\Omega_i \cap \Omega_j = \Phi$ , dla  $i \neq j$
- zupełności  $\Omega_1 \cup \Omega_2 \cup \dots \cup \Omega_k = \Omega$



Źródło: opracowanie własne

Rys. 3.1. Idea matematycznego modelowania procesu degradacji środowiska wodnego

Klasyfikacja oznacza zatem wyodrębnienie takich podzbiorów, które nie mają elementów wspólnych oraz których suma jest identyczna ze zbiorem klasyfikowanym. Przypadkiem szczególnym klasyfikacji w naukach geograficznych jest regionalizacja, a w naukach historycznych – periodyzacja.

Klasyfikacja prostych zjawisk nie stwarza na ogół trudności. Problemy i kontrowersje pojawiają się natomiast przy badaniu złożonych zjawisk wielowymiarowych. Do takich zjawisk należy również zaliczyć jakość wód.



W taksonomii numerycznej zjawiskiem złożonym nazywa się zjawisko, które należy opisać zbiorem o skończonej liczbie cech ( $n > 1$ ), to jest:

$$Z = \{ \varphi_1, \varphi_2, \dots, \varphi_n \}$$

gdzie:

$z$  – symbol zjawiska złożonego,

$\varphi_i$  – cechy ( $i = 1, 2, \dots, n$ ).

Do klasyfikacji zjawisk złożonych opracowano szereg specjalnych metod, wśród których należy wymienić: taksonomię wrocławską, sieć połączeń Prima, metodę Berry'ego, metodę Piaseckiego, taksonomię katowicką, metodę Kinga, uogólniony algorytm taksonomii Lance'a i Williamsa i innych [Podolec i Zajac 1978, Pawłowicz 1987].

Znane są tylko nieliczne próby wykorzystania wymienionych metod do analizy stopnia degradacji środowiska naturalnego i wydaje się, że w zakresie oceny jakości wód nie było do tej pory żadnej poważniejszej próby kompleksowego zastosowania tej metodologii. Dotychczasowe badania jakości wód obarczone są zbyt dużą dozą subiektywizmu, a stosowane sposoby klasyfikacji prowadzą do swobodnego wydzielenia taksonów, podczas gdy już w latach 50. ubiegłego wieku polscy matematycy zaproponowali koncepcję tak zwanych podziałów naturalnych [Florek i in. 1951, Perkal 1953].

Znaczny wkład w rozwój metodologii klasyfikacji wielowymiarowej wnieśli także rosyjscy statystycy i ekonomiści, spośród których należy wymienić Ajwazjana, Jołkina, Jeniukowa, Zagorujko [1972], Zasławską, Smirnowa [1969]. W Polsce bardzo wysoko są cenione osiągnięcia syberyjskiego wydziału AN byłego ZSRR, a przetłumaczona na język polski książka Rozina „Teoria rozpoznawania obrazów w badaniach ekonomicznych” była w latach 70. XX w. jedną z pierwszych monografii z dziedziny praktycznego zastosowania klasyfikacji wielowymiarowej.

Jest całkiem zrozumiałe, że obiektywizm badań opierających się na wielowymiarowym modelu klasyfikacji zależy od spełnienia wielu warunków, sformułowanych przez teorię taksonomii numerycznej. Najważniejsze z nich przedstawiono w kolejnym podrozdziale.

Modele i metody klasyfikacji wielowymiarowej mogą tworzyć samoistny zespół narzędzi, służących do otrzymania obiektywnej oceny jakości wód. Jednocześnie mogą stanowić „wejście” do modelu regresji, jak to przedstawiono na rysunku 3.1. W takim przypadku celem analizy wielowymiarowej jest pomiar jakości wód. Oczywiście „klasyfikacja naturalna” jest pewnym sposobem pomiaru, lecz niestety nie zawsze spełnia wymogi modelowania przyczynowo-skutkowego.

Szczególne znaczenie w systemowej koncepcji badania jakości wód ma dział taksonomii numerycznej, określane mianem wielowymiarowej analizy

porównawczej, obejmujący całokształt metod przeznaczonych do porządkowania jednostek statystycznych, opisanych za pomocą dowolnego zbioru zmiennych. Ze względu na rodzaj wykorzystywanych metod, proponuje się wydzielenie wielowymiarowej analizy porównawczej w odrębną, niezależną od taksonomii numerycznej dyscyplinę naukową [Grabiński 1984]. Dla rozwiązania omawianych problemów nie wydaje się to w pełni uzasadnione, ponieważ należy przewidywać możliwość wykorzystania zarówno metod klasyfikacji, jak i porządkowania metod grupowania bezwzorcowego i wzorcowego.

W analizie wielowymiarowej porządkowanie rozumiane jest jako szczególny przypadek klasyfikacji, w której poszczególnym obiektom można nadać pewną miarę wartościującą, a na jej podstawie stwierdzić, że dowolny obiekt  $\omega_s > \omega_r$  lub  $\omega_v > \omega_s$ . W tej definicji  $\omega_s > \omega_r$  oznacza, iż obiekt „s” dominuje nad obiektem „r” [Grabiński 1984].

W analizie wielowymiarowej pojęcia objekty i cechy uważane są za pierwotne i nie wymagają definicji [Hellwig 1981]. Obiektem w ocenie jakości wód może być jezioro: punkt pomiaru itp., zaś cechami – parametry charakteryzujące ten obiekt – zawartość fosforanów, azotanów.

Do porządkowania obiektów służą specjalne metody określane często mianem taksonomicznych miar zróżnicowania [Hellwig 1968]. Pozwalają one na korzystanie z wyników badań taksonomii numerycznej w modelach regresji [Pluta 1984]. Mogą one służyć jako „wejście” do modelu regresji (rys. 3.1) wtedy, kiedy zmienne endogeniczne i egzogeniczne są wcześniej ustalone lub wzajemnie uzależnione oraz wyrażone w postaci taksonomicznych miar zróżnicowania. Taki sposób analizy umożliwi badanie współzależności między zjawiskami złożonymi bądź przyczynowo-skutkowe badanie związków pomiędzy splotem zjawisk prostych a kształtowaniem się zjawiska złożonego (np. jakości wód). Upraszcza to formalny zapis modelu regresji, a jednocześnie pozwala w uogólnionej formie na przedstawienie wyników, opartych często na ogromnej liczbie pomiarów cząstkowych. Jednocześnie interpretacja oceny parametrów strukturalnych modeli regresji, dotycząca wzajemnych powiązań między zjawiskami, a nie zmiennymi (często symptomatycznymi), z formalnego punktu widzenia jest bardziej poprawna.

Naturalnie istnieją również i inne związki pomiędzy metodami taksonomii numerycznej a modelowaniem przyczynowo-skutkowym, wynikające z faktu, że klasyfikacja wielowymiarowa stanowi często narzędzie doboru zmiennych dla modeli regresji.

Drugim istotnym ogniwem przedstawionej na rysunku 3.1 idei modelowania procesu degradacji środowiska wodnego są modele regresji.

Ich historia rozpoczyna się w wieku XIX, gdy w ramach biologii wydzieliła się dyscyplina naukowa, którą nazwano biometrią [Lange 1967]. Zajmuje się ona badaniem prawidłowości kierujących zmiennością populacji organizmów

żywych, wykorzystując do tego celu metody statystyki matematycznej. W latach 20. XX wieku ukształtowała się dyscyplina zwana ekonometrią, potem zaś technometria, psychometria i socjometria. W ramach hydrologii istnieje dyscyplina zwana hydrometrią.

Przez analogię do hydrometrii można by zaproponować termin limnometria, który w ramach limnologii definiowałby obszar badań dotyczący pomiaru i modelowania przemian własności fizycznych, chemicznych i biologicznych zachodzących w zbiornikach wodnych wód śródlądowych. W miarę rozwoju tego typu badań, zarówno w sensie rozszerzenia ich metodologii, jak i odnośnie zakresu przedmiotowego, termin limnologia może okazać się do przyjęcia.

Modele regresji, wykorzystywane w ramach limnometrii, można by określić jako modele limnometryczne.

Bardzo ważne jest zrozumienie powiązań istniejących pomiędzy teorią a modelem. Model służy do weryfikacji teorii w takim sensie, iż teoria wypracowana przez odpowiednią dyscyplinę naukową stanowi podstawę konstrukcji modelu statystycznego dla konkretnego obiektu. Bez rozwiniętej teorii trudno wyobrazić sobie proces modelowania, ponieważ jego istota to wybór związków pomiędzy różnymi właściwościami obiektu, które są istotne do opisu jego funkcjonowania. Na przykład w limnologii schemat Rawsona, określający podstawowe zależności między zmiennymi charakteryzującymi procesy fizyczne, chemiczne i biologiczne w jeziorach, może być traktowany jako teoria, na podstawie której konstruuje się model dla konkretnego jeziora.

Oczywisty jest fakt, że nie dla każdego jeziora wszystkie związki wynikające ze schematu Rawsona okażą się jednakowo ważne. Zadanie badacza polega właśnie na zweryfikowaniu, na podstawie obserwacji empirycznych, w jaki sposób zależności wynikające ze schematu Rawsona przejawiają się dla przypadku konkretnego jeziora.

Jeśli dysponuje się modelem dla określenia obiektu przyrodniczego, to na jego podstawie można przewidzieć, jak będzie się on zachowywał w różnych warunkach w przyszłości. Tak więc prognozowanie jest istotnym, praktycznym celem, dla którego konstruuje się modele obiektów rzeczywistych. Ma to szczególne znaczenie, gdy badany obiekt nie znajduje się pod całkowitą kontrolą człowieka. Model, rozszerzając wiedzę o badanym obiekcie, umożliwia w wielu przypadkach podjęcie odpowiednich działań, korygujących ewentualne, wykryte przez badacza negatywne tendencje.

Formalnie rzecz ujmując, model regresji, niezależnie od przedmiotu, którego dotyczy, jest równaniem bądź układem równań, za pomocą którego wyrażone są główne zależności ilościowe pomiędzy czynnikami (wielkościami fizycznymi) charakteryzującymi badany obiekt [Goldberger 1975, Eykhoff 1980].

Metody oceny parametrów modelu są różnorodne. Wybór metody zależy od wielu czynników, w szczególności od klasy modelu, jego formy analitycznej,

liczebności zbioru informacji o zmiennych – tak zwanej próby statystycznej [Deutsch 1969, Goldberger 1975].

W dalszych badaniach wykorzystane zostaną trzy różne formy analityczne modeli, a mianowicie: model liniowy, potęgowy oraz wykładniczy z odwrotnościami zmiennych. Jeśli :

- $y_t$  – zmienna endogeniczna mierzona w czasie  $t$ ,
- $x_{1t}, \dots, x_{kt}$  – zmienna egzogeniczna w okresie  $t$ ,
- $Q_{1t}, Q_{2t}, Q_{3t}$  – zmienne sezonowe dla wyodrębnienia wahań kwartalnych,
- $\beta_0, \beta_1, \dots, \beta_k$  – parametry strukturalne przy zmiennych egzogenicznych,
- $\alpha_1, \alpha_2, \alpha_3$  – parametry sezonowe (tak zwane odchylenia sezonowe w kwartałach; odpowiednio w kwartale pierwszym, drugim i trzecim; efekt kwartału czwartego wyznaczany jest wg wzoru:  $\alpha_4 = -\sum_{i=1}^3 \alpha_i$  ;

$\zeta_t$  – zakłócenia losowe,

to oddzielne modele można zapisać w następujący sposób:

- 1)  $y_t = \beta_0 + \beta_1 x_{1t} + \dots + \beta_k x_{kt} + \alpha_1 Q_{1t} + \dots + \alpha_3 Q_{3t} + \zeta_t$  – model liniowy,
- 2)  $y_t = \beta_0 \cdot x_{1t}^{\beta_1} \dots x_{kt}^{\beta_k} \cdot e^{\alpha_1 Q_{1t} + \dots + \alpha_3 Q_{3t} + \zeta_t}$  – model potęgowy,
- 3)  $y_t = e^{\beta_0 + \beta_1 \frac{1}{x_{1t}} + \dots + \beta_k \frac{1}{x_{kt}} + \alpha_1 Q_{1t} + \dots + \alpha_3 Q_{3t} + \zeta_t}$  – model wykładniczy z odwrotnościami zmiennych.

Interpretacja parametrów przedstawionych modeli jest następująca:

- a) model liniowy: jeśli wyróżniona zmienna egzogeniczna wzrośnie o jedną jednostkę, a pozostałe zmienne egzogeniczne nie ulegną zmianie, to endogeniczna zmienna  $y_t$  z tego tytułu zmieni się o  $\beta_1$  jednostek, przy czym w pierwszych kwartałach zmienna endogeniczna odchyła się od średniego poziomu tej zmiennej, wyznaczonego przez zmienne egzogeniczne o  $\alpha_1$  jednostek; w kwartałach drugich o  $\alpha_2$  jednostek, w kwartałach trzecich o  $\alpha_3$  jednostek, w kwartałach czwartych o  $\alpha_4$  ( $\alpha_4 = -\sum_{i=1}^3 \alpha_i$ ) jednostek;
- b) model potęgowy: jeśli wyróżniona zmienna egzogeniczna wzrośnie o 1%, a pozostałe zmienne egzogeniczne nie ulegną zmianie, to zmienna endogeniczna  $y_t$  zmieni się o  $\beta_1$  procent, przy czym w pierwszych kwartałach zmienna endogeniczna odchyła się od średniego poziomu tej zmiennej, wyznaczonego przez zmienne egzogeniczne o  $\alpha_1 \cdot 100\%$ ; w drugich kwartałach – o  $\alpha_2 \cdot 100\%$ ; w trzecich kwartałach – o  $\alpha_3 \cdot 100\%$ ; w czwartych kwartałach – o  $\alpha_4 \cdot 100\% = (-\sum_{i=1}^3 \alpha_i) \cdot 100\%$ ; współczynniki  $\beta_i$  nazywane są stałymi elastycznościami zmiennej  $y_t$  względem wyróżnionej zmiennej  $x_{it}$ ;
- c) model wykładniczy z odwrotnościami zmiennych: jeśli wyróżniona zmienna egzogeniczna  $x_{it}$  wzrośnie o 1%, a pozostałe zmienne egzogeniczne nie ulegną zmianie, to zmienna endogeniczna  $y_t$  zmieni się o  $(-\frac{\beta_i}{x_{it}})$  procent, przy

czym w pierwszych kwartałach zmienna endogeniczna odchyła się od średniego poziomu tej zmiennej, określonej przez zmienne egzogeniczne, o  $\alpha_1 \cdot 100\%$ , a w czwartych kwartałach – o  $\alpha_4 \cdot 100\% = (-\sum_{i=1}^3 \alpha_i) \cdot 100\%$ .

Reasumując, wykorzystanie statystycznych modeli regresji w badaniach przemian zachodzących w środowisku wodnym pozwala na kwantyfikację związków przyczynowo-skutkowych, mających miejsce w procesie degradacji jezior.

Uogólniając, połączenie analizy wielowymiarowej z modelami regresji, z uwagi na przedstawioną koncepcję badań, powoduje konieczność połączenia w jedno dwóch nurtów metodycznych, których rozwój do tej pory odbywał się w zasadzie niezależnie od siebie jako:

- klasyfikacja i wielowymiarowy pomiar skomplikowanych zjawisk,
- kwantyfikacja intensywności związków przyczynowo-skutkowych, istniejących w analizowanych systemach.

Tylko wyniki analizy przyczynowo-skutkowej związków pomiędzy elementami mechanizmu, czyli obiektywnie zmierzonego skomplikowanego zjawiska (jakości wody), powinny dawać podstawę do budowy scenariuszy rozwoju, wariantów symulacyjnych czy prognoz. „Wyjście” z modelu regresji jest jednocześnie „wejściem” do modeli prognostycznych i symulacyjnych.

Oczywiście można korzystać zarówno z klasycznych, jak i nieklasycznych metod prognozowania [Cieślak 1974], a także z różnorodnych sposobów symulacyjnych, szeroko opisanych w literaturze specjalistycznej.

Związki między modelami regresji a modelami symulacyjnymi są dobrze znane, ogólnie przyjęte, dlatego ich uzasadnienie wydaje się zbędne.

W pracy, z konieczności, nie omówiono prognozowania, choć w proponowanym systemie metod modelowania matematycznego zagadnienia te są tak samo ważne.

Wyniki modeli prognostycznych i symulacyjnych są czymś w rodzaju „systemu parametrów wczesnego ostrzegania” dla ośrodków decyzyjnych, które z odpowiednim wyprzedzeniem mogą stosować środki zabezpieczające oraz wpływać na stan środowiska naturalnego.

Na rysunku 3.1 zaznaczono ośrodek decyzyjny, który otrzymuje informacje na podstawie modeli symulacyjnych i prognostycznych. Ten schemat, przedstawiający sytuację „idealną”, wskazuje, iż często na ośrodki podejmujące decyzje efektywnie oddziałują tylko sygnały pochodzące ze sfery rzeczywistej. W takich przypadkach często bywa już zbyt późno, aby podejmować efektywne decyzje czy środki zaradcze lub też związane z nimi koszty są niewspółmierne do efektów, ponieważ likwidacja następstw degradacji środowiska naturalnego zawsze związana jest z kosztami, przekraczającymi koszty przeznaczone na ich zapobieganie, a w wielu przypadkach jest całkiem niemożliwa.

W publikacji nie ma możliwości przedstawienia całokształtu wszystkich prac wykonanych przez autora zgodnie z proponowaną metodyką. Dla badań empirycznych ograniczono się tylko do rozpatrzenia wielowymiarowej oceny jakości wód oraz wielowymiarowych modeli regresji, opisujących związki pomiędzy podstawowymi składowymi mechanizmu degradacji wód jeziornych.

W części metodologicznej pracy dość szeroko przedstawiono opracowania teoretyczne autora, które dotyczą wielowymiarowej oceny jakości wód, ponieważ istniejące modele analizy wielowymiarowej wymagały niektórych zmian oraz dostosowania ich do postawionych celów. Szerszy opis etapów budowy modeli regresji nie jest potrzebny, ponieważ jest obszernie przedstawiony we współczesnej literaturze [Theil 1979, Ajwazjan i in. 1985].

### **3.2. Mechanizmy przemian jakości wód jeziornych oraz wybór parametrów modelowania**

Funkcjonowanie ekosystemów wodnych jest na tyle skomplikowane, że bardzo trudno zrozumieć, a więc i prognozować stan i zmiany ekosystemów wodnych [Kajak 1979]. Szeroki zakres problemów, jak również złożoność związków pomiędzy oddzielnymi częściami składowymi ekosystemów wodnych powoduje konieczność łączenia wielu dziedzin nauki, zarówno w badaniach, jak i w formułowaniu podsumowań czy wysnuwaniu wniosków naukowych.

Prognozowanie czystości wód i poszukiwanie optymalnego systemu oceny jakości wód jeziornych pobudzają do konstruowania modeli, których zbudowanie jest procesem o charakterze międzydyscyplinarnym. Należy przy tym podkreślić, iż nie należy analizować oddzielnych elementów modelu bardziej szczegółowo niż tego wymaga ich znaczenie względne w stosunku do jakości środowiska wodnego [Juda 1978].

Obok ograniczonych możliwości prognostycznych modeli podstawową ich wartością jest możliwość określenia najistotniejszych zależności oraz mechanizmów, a także dostrzeżenia problemów badawczych [Kajak 1979].

Budowa modelu opiera się na wyborze odpowiedniego systemu oceny jakości wód. Powinien on uwzględniać takie parametry i zależności pomiędzy nimi, które w sposób najbardziej uniwersalny i kompleksowy opisują różnorodne procesy zachodzące w jeziorze. Poszukiwaniem takich systemów zajmuje się wiele ośrodków naukowych na całym świecie. W przeprowadzonych badaniach dotyczących wypracowania kryteriów oceny jakości wód oraz w stosowanych klasyfikacjach brano pod uwagę następujące wskaźniki:

- właściwości samej wody, bez uwzględnienia charakterystyk zbiornika wodnego i jego zlewni,
- tylko i wyłącznie właściwości morfometryczne i hydrograficzne jeziora, a także charakter zlewni,

- wskaźniki morfometryczne i hydrograficzne – parametry zlewni wraz z charakterystykami jakości wody [Kudelska 1983].

Jednoczesne uwzględnienie wskaźników morfometrycznych i hydrograficznych, a także charakterystyk zlewni przy uwzględnieniu parametrów jakości wody daje możliwość stworzenia systemu pozwalającego na zrealizowanie przyczynowo-skutkowego opisu zmian w jeziorze. Przy prawidłowym wyborze zbioru wskaźników taki system nadaje się do opracowania wyjściowego modelu o znaczeniu wielocelowym, który może mieć praktyczne zastosowanie w wielu ośrodkach badawczo-kontrolnych.

Przedstawiona w rozpatrywanym modelu koncepcja pozwala nie tylko na określenie aktualnego stanu jeziora, czyli statycznego obrazu systemu, ale przede wszystkim na analizę dynamiki procesów zachodzących w tym środowisku. Model umożliwi analizę systemu znajdującego się w stanie zmian dynamicznych, zachodzących w wyniku wzajemnego oddziaływania procesów biologicznych, chemicznych i fizycznych.

W związku z przyjętą metodyką rozwiązywania problemu, analiza mechanizmów i zależności dotyczy tylko najistotniejszych parametrów środowiska, co pozwala przedstawić je w postaci konkretnych równań matematycznych. Koncepcję graficzną, zakres wybranych parametrów i zależności między nimi opracowano zgodnie ze schematem Rawsona, częściowo przekształconym przez autora (rys. 1.1, Wróbel 1985].

Schemat najczęściej używany jest w empirycznych badaniach przyczynowo-skutkowych zależności w ramach procesów eutrofizacji. Uwzględnia najważniejsze czynniki określające trofię oraz biologiczną produktywność ekosystemu wodnego, umiejscowionego w konkretnej sytuacji geograficznej. Oprócz czynników naturalnych wynikających z warunków geochemicznych, topografii, własności klimatu, w schemacie uwzględniony jest także czynnik antropogeniczny. Należy podkreślić, że następstwa działalności antropogenicznej na funkcjonowanie wielu zbiorników wodnych są bardziej istotne niż wpływ czynników naturalnych; dotyczą nie tylko bezpośredniej ingerencji człowieka w środowisko wodne, ale także bezpośredniego wpływu antropogenicznego, na przykład zmiany zachodzące w granicach zlewni zbiornika wodnego, w ukształtowaniu terenu, morfometrii zbiorników wodnych, szacie roślinnej, glebach, klimacie.

Głównymi źródłami wzbogacającymi wody zbiorników w materię allochtoniczną są ścieki komunalne i rolno-przemysłowe, zasilające zbiorniki pod postacią zlokalizowanych spływów oraz ich dopływy. Ich charakter określany jest na podstawie intensywności i specyfiki przemysłowego zagospodarowania terenu zlewni, jak również rozlokowania zamieszkałych miejscowości. Przy tym określenie wszystkich substancji toksycznych spływających z tych źródeł zanieczyszczeń jest praktycznie niemożliwe.



Jednym z podstawowych wskaźników pozwalających na ocenę ogólnej zawartości substancji organicznych łatwo poddających się rozkładowi w obecności tlenu pod wpływem enzymów wydzielanych przez mikroorganizmy, przede wszystkim bakterie, jest biochemiczne zapotrzebowanie na tlen, oznaczane symbolem BZT<sub>5</sub> [Turoboyski 1979]. BZT<sub>5</sub> jest jednym z najważniejszych wskaźników stosowanych w klasyfikacji wód powierzchniowych [Pawlaczyk-Szpilowa 1978]. Wskaźnik ten przybliżeniu pozwala na uwzględnienie w modelu wpływu ścieków komunalnych. Zbiorniki wodne zasilane są w substancje allochtoniczne poprzez ciekowo-punktowe oraz rozproszone systemy ściekowe. Proces ten uwarunkowany jest intensywnością wytwarzania produkcji biologicznej w ekosystemie, co bezpośrednio objawia się zwiększeniem koncentracji substancji biogenych (mineralnych substancji odżywczych), a także pośrednio tworzeniem osadów dennych i zmianą przejrzystości wody.

Skład podłoża, wynikający z geochemicznej struktury otoczenia zbiornika, obok skutków działalności człowieka stanowi najpoważniejsze naturalne źródło substancji allochtonicznej i mineralnych składników pokarmowych, docierających do ekosystemu wodnego. Wielkość tego wpływu bezpośrednio zależy od topografii miejscowości, w szczególności od wielkości zlewni. Wody spływające z terenu zlewni, w zależności od rodzaju skały macierzystej, z którą się stykają, jak również od typu gleby, przynoszą do zbiornika wodnego różne ilości substancji mineralnych, organicznych i gazowych [Perelman 1968]. W znacznym stopniu jest to uzależnione od sposobu zagospodarowania zlewni [Buckman i Brady 1971].

Działalność człowieka, skład chemiczny podłoża i wielkość powierzchni zlewni są głównymi zewnętrznymi czynnikami wpływającymi na właściwości troficzne jeziora. Ilość i jakość substancji allochtonicznej trafiająca do zbiorników wodnych wskazuje na rolę, jaką potencjalnie spełniają wymienione czynniki w produkcji biologicznej ekosystemu.

Jednym z podstawowych komponentów substancji allochtonicznej, wpływającym na wielkość produkcji zbiornika wodnego, jest azot – element, który wchodzi w skład najbardziej istotnych dla życia części komórek, jakimi są białka strukturalne i enzymatyczne i kwasy nukleinowe [Pawlaczyk-Szpilowa 1980].

Zawartość azotu ogólnego w wodzie (w formie mineralnej i organicznej) pozwala na określenie zasobów azotu, a także wpływu substancji allochtonicznej na wielkość produkcji i kierunek zmian zachodzących w jeziorze. Większość systemów oceny jakości wód jeziornych traktuje określenie zawartości azotu jako jeden z ważniejszych czynników określających stan wód [Kudelska i in. 1981].

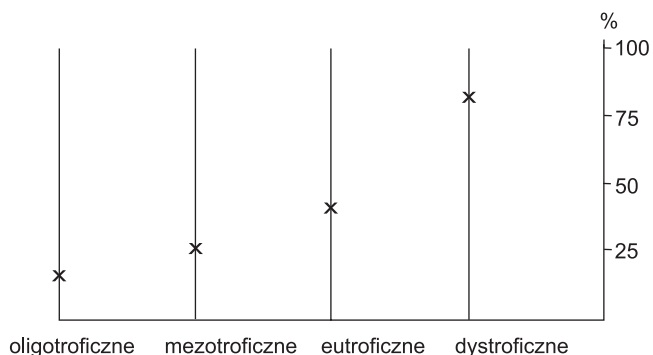
Wielkość i intensywność produkcji pierwotnej jeziora uwarunkowana jest przede wszystkim składem substancji pokarmowych (szczególnie form mineralnych), które na równi z procesem fotosyntezy mają wpływ na tworzenie się

żywych tkanek. Zawartość w wodzie soli, makro- i mikroelementów decyduje o stanie trofii jeziora. Formy mineralne fosforu i azotu, a także obecne w znikomych ilościach inne związki przesądają o wielkości pierwotnej produkcji w jeziorach [Kajak 1978].

Ogólną zawartość wszystkich rozpuszczonych w wodzie soli (jonów) w przybliżeniu można ocenić za pomocą przewodności elektrolitycznej właściwej, ponieważ ich koncentracja w jeziorze jest stosunkowo niewielka i sole te całkowicie lub w bardzo dużym stopniu są zdysocjowane na jony [Turboyski 1979].

Według trofii jeziora naszej strefy klimatycznej dzieli się na oligotroficzne, mezotroficzne, eutroficzne i dystroficzne. Czynniki określające wymienione typy troficzne jezior w określonym stopniu warunkują także genezę i właściwości tworzących się osadów dennych. Ważnym parametrem jest udział procentowy substancji organicznej w osadach dennych, który pozwala przewidzieć ich wpływ na fizyczno-chemiczne właściwości wody, a w konsekwencji i na życie biologiczne jeziora.

Ogólnie rzecz biorąc zawartość substancji organicznych w osadach rośnie w większości przypadków w kierunku od oligotroficznego typu jeziora do dystroficznego. Wyraźną tendencję takiego wzrostu ilustruje wykres na rysunku 3.2.



Rys. 3.2. Zawartość procentowa substancji organicznej suchej masy osadu dla różnych troficznych typów jezior (zgodnie z [Rybak i Paserman 1976])

Podstawową składową osadów dennych jest seston, którego części mineralne stanowi głównie substancja allochtoniczna, a część organiczna jest przeważnie autochtoniczna. Główną organiczną częścią składową sestonu są mikroorganizmy oraz produkty ich rozkładu, których zawartość w jednostce objętości wody (szczególnie w okresie letniego zastoju w epilimnionie) jest jednym z czynników decydujących o trofii jeziora. Zawartość procentowa substancji organicznej pozwala na ocenę fizyczno-chemicznych i biologicznych właściwości procesów w jeziorze. Jeśli równolegle przeprowadzałoby się pomiary przejrzystości i określałoby się zawartość komponentów biogennych (fosforu, azotu),

to charakterystyka nabrałaby wtedy szczególnej wartości przy ocenie jakości wód jeziornych.

Niemożliwe jest przeprowadzenie ilościowej oceny substancji zasilającej zbiornik wodny z zewnątrz oraz jej wpływu na tworzenie się troficznego poziomu zbiornika bez znajomości jej parametrów morfometrycznych.

W pracy za podstawowe parametry morfometryczne zbiorników wodnych przyjęto średnią głębokość, powierzchnię, ukształtowanie dna i retencję.

Średnia głębokość zbiornika stanowi podstawowy parametr morfometryczny, określający ilościowy i jakościowy stan produkcji biologicznej. Głębokość obok przejrzystości niewątpliwie ogranicza przenikanie światła, które jest niezbędnym warunkiem procesu fotosyntezy. Duża głębokość przeszkadza w przenikaniu ciepła w głąb zbiornika wodnego i sprzyja termicznemu rozwarstwieniu mas wodnych. Głębokość dostarcza informacji o pionowym przekroju zbiornika oraz stosunku masy epilimnionu tworzącego strefę troficzną do hypolimnionu będącego samą strefą troficzną. Taki stosunek określa wielkość produkcji biologicznej zbiornika, a także jego warunki tlenowe. Głębokość przenikania światła, stratyfikacja termiczna i ilość rozpuszczonego tlenu stanowią funkcję średniej głębokości zbiornika.

Powierzchnia zbiornika także stanowi parametr morfometryczny wpływający na fizyczno-chemiczne właściwości wody. Związany jest z nią wpływ i zużycie tlenu, przenikanie ciepła oraz stratyfikacja wód. Duża powierzchnia w stosunku do objętości zbiornika świadczy o grubości epilimnionu, a więc i strefy trofogenicznej, która przesądza o wielkości produkcji biologicznej jeziora. Powierzchnia jeziora wykazuje istotny wpływ na jakość osadów dennych, szczególnie w przypadku ich bezpośredniego kontaktu z warstwą epilimnionu. Występuje ciągłe, intensywne przekazywanie substancji i energii między osadami a wodą, nawet podczas letniego zastoju. W ten sposób duża powierzchnia wpływa z jednej strony na poprawę warunków tlenowych (głównie w warstwie epilimnionu) i wymianę ciepła, sprzyjając zmianom pionowego rozkładu temperatur, a z drugiej strony inicjuje włączanie się do cyklu krążenia substancji zgromadzonych w osadach.

Kolejną cechą zbiornika wodnego związaną z jego morfometrią jest retencja, która określa procent wody w jeziorze podlegający wymianie w określonym czasie. Wymiana wody może mieć pozytywny lub negatywny wpływ na jakość wód w zależności od jakości i intensywności dopływów, a także od objętości jeziora. Jeśli dopływy charakteryzują się lepszymi wskaźnikami czystości niż jezioro, które zasilają, wywołuje to efekt przemywania jeziora, rozcieńczenie zanieczyszczeń i w efekcie wyprowadzenie ich ze zbiornika.

W przypadku gdy jakość wód dopływów jest gorsza niż jakość wody w jeziorze, wtedy stanowią one podstawowe źródło substancji allochtonicznej i są podstawową przyczyną stopniowego zanieczyszczenia jezior i zbiorników wodnych.

Do najważniejszych naturalnych czynników wpływających na zmianę jakości wody i na procesy fizyczne i biologiczne w jeziorze należy zaliczyć klimat, który opisują trzy podstawowe parametry: opady atmosferyczne, insolacja i wiatr.

Opady stanowią podstawowy czynnik regulujący cykl krążenia wody w granicach zlewni jeziora. Ilość i intensywność opadów, rzeźba terenu zlewni oraz skład skał i gleby to czynniki, które przesądzają o jakości i ilości substancji allochtonicznych wnoszonych z powierzchni zlewni do jezior i zbiorników wodnych. Podstawowym środkiem transportu dla substancji allochtonicznych są opady. Są także, szczególnie w regionach silnie rozwiniętych przemysłowo, źródłem wielu komponentów wpływających na pogorszenie jakości wody. Przykładem mogą być „kwaśne deszcze”, które są przyczyną znacznego zmniejszenia pH w wielu jeziorach.

Ważnym czynnikiem wpływającym na mieszanie się oraz przemieszczanie wody w jeziorze jest wiatr. Oddziaływanie wiatru na zbiorniki wodne przejawia się przede wszystkim w postaci fal, które odgrywają istotną rolę w nasyceniu wody gazami, szczególnie  $O_2$  i  $CO_2$ . Dzięki dużej energii fale powodują rozmywanie brzegów i mieszanie się osadów dennych w strefie litoralnej (abrazja). To prowadzi do pogorszenia przejrzystości wody i negatywnie wpływa na roślinność i wodorosty. W okresie wiosennego i jesiennego wyrównywania temperatur (homotermia), gdy woda w górnych i dolnych warstwach ma w przybliżeniu jednakową temperaturę, a w konsekwencji gęstość, w wyniku działania wiatrów następuje pełna cyrkulacja, polegająca na całkowitym przemieszaniu się wód w zbiorniku wodnym. Rola wiatru jest większa w zbiornikach płytkich, a także w epilimnionie rozległych stratyfikowanych jezior, w których, w wyniku oddziaływania wiatru oraz prądów konwekcyjnych, woda poddawana jest ciągłemu mieszaniu się.

Obok opadów i wiatru ważnym czynnikiem klimatycznym jest też insolacja. Światło stanowi jeden z najważniejszych czynników ekologicznych. Jest niezbędne do życia roślin autotroficznych (fotosynteza) i organizmów heterotroficznych. Tylko niewielka część światła padająca na powierzchnię wody dochodzi do głębokich części zbiornika wodnego, ponieważ większa jego część odbija się od wody, jest przez nią pochłaniana i przekształcona w energię ciepłą. Nagrzewanie powierzchniowych warstw jeziora w okresie wiosennym sprzyja powstawaniu letniej stratyfikacji termicznej, czyli tak zwanego okresu stagnacji letniej, będącego okresem nasilenia produkcji biologicznej. Czas trwania sezonu wegetacyjnego zależy głównie od temperatury wody, która z kolei ściśle jest związana z ilością docierającej energii słonecznej [Choiński 1985]. Orientacyjną miarą przenikania słonecznej radiacji do wody jest widzialność krążka Secchiego. Zawiesina w wodzie stanowi przeszkodę dla przenikania światła i może być przyczyną prawie natychmiastowej (nawet przy głębokości niewiele przekraczającej 10 cm) utraty widzialności krążka Secchiego. W okre-

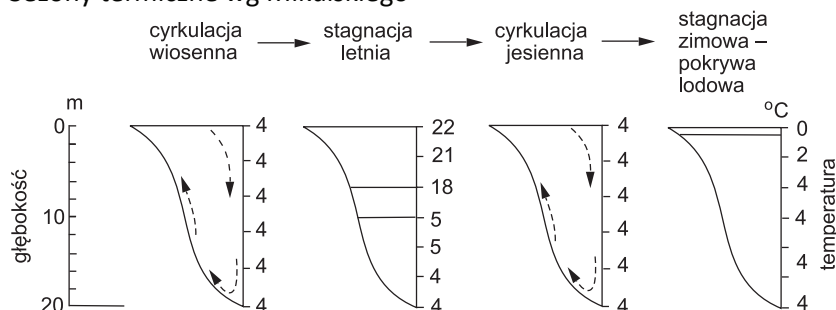
się wegetacyjnym takie zjawisko najczęściej wywołuje żywa zawiesina, na przykład kwitnące wodorosty.

W ten sposób widoczność krążka Secchiego stanowi pomocniczy wskaźnik rozwoju planktonu oraz pośrednio – stopnia eutrofizacji zbiornika wodnego.

Sezonowe zmiany klimatyczne wpływają na tworzenie się warstw stratyfikacyjnych. Wyraźne rozwarstwienie termiczne wód można zaobserwować w głębszych zbiornikach wodnych, w których dochodzi (w okresie letnim) do utworzenia trzech warstw: epilimnionu, metalimnionu oraz hypolimnionu.

Stratyfikacja termiczna i cykle sezonowe (stagnacja letnia i zimowa oraz cyrkulacja jesienna i wiosenna) to charakterystyczne właściwości jezior dla strefy klimatu umiarkowanego [Lityński 1970, Dussart 1966, Odum 1977, Kajak 1979, Mikulski 1982].

### Sezony termiczne wg Mikulskiego



Znaczne różnice temperatur (głównie w okresie stagnacji letniej) pomiędzy powierzchnią a dnem jezior stratyfikowanych są przyczyną powstawania fizyczno-chemicznych i ekologicznych niejednorodności warunków w zbiorniku wodnym. Dlatego podczas badań empirycznych parametrów strukturalnych modeli podstawowe charakterystyki były oceniane odrębnie dla warstw dennych i powierzchniowych, z uwagi na to, że w warstwach stratyfikowanych siła związków przyczynowo-skutkowych pomiędzy zmiennymi modelu może być różna dla procesów eutrofizacji.

Jednym z wymogów stawianych tego typu modelom jest wyłączenie z zestawu tych danych, które nie zmieniają się w czasie.

W celu wykluczenia stałości parametrów podjęto próbę nadania im zmienności, co okazało się możliwe w przypadku występowania dwóch parametrów (schemat Rawsona).

W literaturze znanych jest wiele prób opisu wpływu zlewni jeziora na samo jezioro [Patalas 1960, Schindler 1971, Vollenweider i in. 1975]. Jednak dla potrzeb modelowania takie zależności wygodnie jest przedstawiać w możliwie najprostszy sposób, zgodny z pozostałymi parametrami proponowanego rodzaju schematu Rawsona (rys. 1.1).

Wielkość powierzchni zlewni bezpośrednio w rzeczywistości jest stała i można ją przedstawić w postaci aktywności zlewni za pomocą wzoru:

$$A_z = \frac{L_j}{P_z} \cdot 0,2 \cdot S_o$$

gdzie:

- $A_z$  – aktywność zlewni,
- $L_j$  – długość linii brzegowej,
- 0,2 – współczynnik określający wielkość zasilania jeziora wodami powierzchniowymi z obszaru zlewni,
- $P_z$  – powierzchnia zlewni bezpośredniej,
- $S_o$  – suma kwartalnych opadów atmosferycznych.

Rzeźbę dna, wyrażoną jako wpływ dna na wody jeziora, można przedstawić za pomocą wzoru:

$$W_d = \frac{1}{H_{sr} \cdot \Delta T_w}$$

gdzie:

- $W_d$  – wpływ dna,
- $H_{sr}$  – średnia głębokość,  $\Delta$ ,
- $T_w$  – różnica temperatur wody między powierzchnią a dnem.

Jak już wspomniano, w opisie schematu uwzględniono najważniejsze czynniki wpływające na właściwości troficzne jezior.

Przyjęcie powyższych parametrów w charakterze zmiennych pozwoliło na stworzenie wyraźnej konstrukcji modelu. Uproszczenie interpretacji pozwala na utworzenie zapisu matematycznego przedstawionych zależności w postaci równań matematycznych. W dolnej części schematu uzupełnia je interpretacja graficzna. Produktywność biologiczna jeziora jest wypadkową, łączącą większość zmiennych symptomatycznych wzajemnymi zależnościami; prawidłowa interpretacja zmiennych symptomatycznych pozwala na przewidywanie opisanych w schemacie wartości czynników stałych.

W pierwszej koncepcji modelu przyjęto znacznie szerszy zakres parametrów opisujących zmiany jakości wód jeziornych. Najważniejsze z nich to pH, przewodność elektrolityczna właściwa, rozpuszczony tlen, fosfor fosforanowy, zawartość procentowa substancji organicznej w sestonie i osadach dennych, azot ogólny, azot amonowy, azot azotanowy, ogólna twardość, wapń, magnez, chlorki, sód, potas, pięciodobowe biologiczne zapotrzebowanie na tlen, retencja, suma opadów, temperatura powietrza, aktywność zlewni, insolacja, wpływ dna, przejrzystość, sposób zagospodarowania zlewni, rozwój strefy litoralnej.

Jednak w wyniku wieloletniego udoskonalania (sprawdzania) modeli ilość zmiennych, a także ich znaczenie doprowadziły do ograniczenia liczby parametrów: przewodność elektrolityczna właściwa ( $P_{el}$ ), rozpuszczony tlen ( $O_2$ ), fos-

for fosforanowy ( $P_{PO4}$ ), zawartość procentowa substancji organicznej w osadach ( $P_2O$ ), azot ogólny (Nog), azot amonowy ( $N_{NH4}$ ), azot azotanowy ( $N_{NO3}$ ), azot mineralny jako suma zawartości azotu amonowego i azotu azotanowego (Nmin), chlorki (Cl), pięciodobowe zapotrzebowanie na tlen ( $BZT_5$ ), retencja ( $P_w$ ), suma odpadów ( $S_0$ ), wiatr ( $S_w$ ), temperatura powietrza ( $T_p$ ), aktywność zlewni ( $A_z$ ), insolacja ( $D_s$ ), wpływ dna ( $W_d$ ), przejrzystość wody mierzona z pomocą krążka Secchiego ( $K_nS$ ), rozwój strefy litoralnej mierzony jako stosunek objętości jeziora do długości linii brzegowej (v/l).

Wybór reprezentatywnych punktów pomiaru, metodyki badań, jak również analizy laboratoryjne są zgodnie z obowiązującymi w Polsce normami, rozporządzeniami oraz ustawami (Rozporządzenie Rady Ministrów z 1975 r.).

Analiza formalno-matematyczna potwierdza dobór wymienionych parametrów. Pierwotny zbiór zmiennych ograniczono, stosując parametryczne metody redukcji zaproponowane przez Hellwiga.

Koncepcja ta często stosowana jest w badaniach empirycznych i w literaturze polskiej cieszy się dużo większym uznaniem niż inne metody określania liczby zmiennych. Metoda ta pozwoliła na wykluczenie zmiennych, które dublują informacje przekazywane przez inne zmienne, jak również cech, których nie udało się wyodrębnić.

Innymi słowy, przytoczony zbiór zmiennych pozwolił na opis analizowanych procesów z dokładnością taką jak zbiór pierwotny, lecz przy znacznie mniejszych kosztach.

### **3.3. Teoretyczne podstawy doboru zmiennych do modelu i ich klasyfikacja**

Model zawsze stanowi lepszy lub gorszy opis obiektu rzeczywistego. Model jakiegoś obiektu naturalnego czy społecznego lub procesu czy zjawiska charakteryzującego dany obiekt z całą pewnością jest uproszczeniem rzeczywistości, przyjętym w celu lepszego zbadania i zrozumienia, w jaki sposób dany obiekt się zachowuje i zmienia. Oznacza to, że model konstruowany jest z określoną dokładnością, przy czym stopień dokładności zależy od ilości i jakości informacji o modelowanym obiekcie, którą dysponuje badacz, a także od celu, któremu służy dany model [Goldberger 1975, Eykhoff 1980].

Problem dokładności dotyczy zarówno modelu wielowymiarowej analizy statystycznej, którego celem podczas stałej pracy jest klasyfikacja poziomu jakości wód, jak i modeli regresji, zadaniem których jest kwantyfikacja intensywności związków przyczynowo-skutkowych w ramach procesu eutrofizacji.

Dobór zmiennych do modeli regresji oraz do modeli wielowymiarowej analizy statystycznej wynika z tych samych ogólnych założeń, na podstawie których model jest tworzony. Oprócz tego badacz zakłada szereg hipotez i do-



konuje wyboru zmiennych egzogenicznych do modelu regresji czy zmiennych diagnostycznych do modeli wielowymiarowej analizy statystycznej. W takich przypadkach wiele zależy od intuicji, doświadczenia i wyobraźni badacza.

W modelach regresji wybór zmiennych endogenicznych, czyli tych, które należy objaśniać (zmiennie objaśniane), zdeterminowany jest przez cel badania, a także kwotę funduszy przeznaczonych na przeprowadzenie prac. Zwiększenie w modelu liczby zmiennych endogenicznych przyczynia się do zwiększenia kosztów, ponieważ zachodzi konieczność przeprowadzenia dodatkowych pomiarów. Z drugiej strony im więcej zmiennych endogenicznych, czyli i równań modelu, tym badanie jest bardziej dokładne i tym lepiej można zrozumieć zachowanie rzeczywistego obiektu oraz przewidzieć jego zmiany w przyszłości. Zwykle ogólne przypuszczenia, na których opiera się badacz, a także jego doświadczenie podpowiadają, jakie zmienne są najbardziej istotne dla opisu obiektu.

Dobierając zmienne do modeli analizy wielowymiarowej, należy zadbać, aby zmienne te [Grabiński 1975, Chudzińska 1980, Hellwig 1981]:

- opisywały niezbędne i istotne właściwości analizowanych zjawisk,
- były precyzyjnie określone, prosto i logicznie powiązane, jak również w miarę możliwości wyrażone w ogólnie przyjętych jednostkach,
- charakteryzowały tylko właściwości wspólne dla wszystkich obiektów i nie dotyczyły cech specyficznych, charakterystycznych tylko dla niektórych obiektów.

W celu obiektywizacji badań pożądanym jest korzystanie w zakresie doboru istotnych cech z różnych metod ekspertyzy grupowej. Szczególnie przydatna jest technika delficka, która także pozwala na określenie rangi cech. Postuluje się także redukcję dopuszczalnego zbioru zmiennych w oparciu o kryteria formalno-statystyczne. W wyniku takiej redukcji ze zbioru dopuszczalnych zmiennych wyodrębnia się podzbiór cech diagnostycznych, określanych także jako finalna lista cech.

Formalno-statystyczny dobór cech w istocie stanowi szczególny sposób określania ich rang, w którym odrzucanym cechom nadaje się rangę równą zeru. Należy podkreślić, iż taki sposób doboru cech nie zawsze będzie pokrywał się z rzeczywistą wiedzą o analizowanych zjawiskach. Dlatego też formalno-statystyczne metody doboru cech należy traktować z dużą dozą ostrożności. Od prawidłowego doboru w decydujący sposób zależy poprawność wyników badań. Z tego powodu należy określić kryteria prawidłowego doboru cech dla potrzeb charakterystyki zjawisk złożonych.

Istnieje bogata literatura dotycząca metod doboru zmiennych, jednak dotyczy ona przede wszystkim modelowania ekonometrycznego [Zelias 1982, Grabiński 1984, Grudzewski i Roślanowska-Plichcińska 1984]. Nie zawsze słusznie utożsamia się wymogi stawiane zmiennym w modelu ekonometrycznym z wymogami, które powinny spełniać cechy diagnostyczne służące do opisu

zjawisk złożonych. Hellwig oraz Kania-Gospodarowicz [1975] podają następujące argumenty przeciwko nadmiernemu zwiększaniu liczby zmiennych w analizach porównawczych:

- zwiększanie liczby zmiennych jest procedurą bardzo kosztowną,
- zmniejszenie standardowego błędu reszkowego za pomocą zwiększania liczby zmiennych jest postępowaniem bezsensownym, ponieważ nigdy nie doprowadzi do otrzymania błędu równego zero i zawsze pozostawia uczucie niezadowolenia,
- wzrost liczby wzajemnie skorelowanych zmiennych egzogenicznych (objaśniających) powoduje wzrost liczby błędów parametrów regresji, co może doprowadzić do zupełnego rozpadu funkcji regresji, czyli tak zwanego zjawiska multikolinearności.

Ostatni z przytoczonych argumentów nie odnosi się do metod klasyfikacji i porządkowania, odgrywa natomiast zasadniczą rolę w przypadku oceny parametrów modeli regresji. W tym sensie problem doboru cech diagnostycznych w modelach analizy wielowymiarowej nie ma tak wielkiego znaczenia, jak w przypadku modelowania ekonometrycznego.

Chojnicki i Czyż [1973] uzasadniają potrzebę redukcji liczby cech następującymi przesłankami:

- koniecznością wykorzystania dużych ilości zbiorów danych statystycznych, utrudniających opis i analizę zjawisk,
- postulatem ekonomiczności, którego wymogiem jest, aby możliwie mała ilość zmiennych wyjaśniała możliwie wiele zjawisk.

Podolec i Zając [1978] zwracają uwagę na fakt, że klasyfikacja dokonana na podstawie cech reprezentantów daje zbliżone wyniki do podziału dokonanego przy użyciu pełnego zestawu cech dopuszczalnych. „Przy korzystaniu z elektronicznej techniki obliczeniowej warunek przyjęcia do badania niewielkiej tylko liczby cech w pewnym stopniu traci nieco na znaczeniu. W tym przypadku pracochłonność obliczeń przestaje mieć znaczenie, ale w dalszym ciągu czynniki przypadkowe, generowane przez cechy mało ważne, zaciemniają istotną strukturę zjawiska” [Hellwig 1981].

Podobne argumenty wysuwają i rosyjscy uczeni. Zdaniem Ajwazjana istnieją co najmniej trzy podstawowe przesłanki pozwalające na istotne zmniejszenie początkowej, dużej liczby wskaźników stanu rozpatrywanego systemu i uwzględnienie znacznie mniejszej liczby zmiennych, niosących najistotniejsze znaczenie informacyjne. Do nich zalicza się:

- powielanie informacji, wywołane silną współzależnością cech,
- nieinformacyjność cech, które się mało zmieniają przy przejściu od jednego obiektu do drugiego (niewielka zmienność cech),

- możliwość agregacji, czyli prostego lub ważonego sumowania względem niektórych cech.

Rozin podkreśla, iż „najistotniejsze informacje o jednostkach zbiorowości z reguły zawarte są w niewielkiej liczbie cech, tak więc pozostałe cechy można, bez uszczerbku dla wyników, wykluczyć z analizy” [Rozin 1979]. Cechy o niewielkiej informacyjności w literaturze polskiej określane są mianem quasi-stałych.

Podstawą eliminacji cech quasi-stałych może być współczynnik zmienności, który przyporządkowany obrazom cech nazywany jest miernikiem absolutnej wielkości informacyjnej cech [Grabiński 1975]:

$$V_j = \frac{s_j}{\bar{x}_j}$$

gdzie:

$$s_j = \left[ \frac{1}{m} \sum (x_{ij} - \bar{x}_j)^2 \right]^{1/2}$$

$$\bar{x}_j = \frac{1}{m} \sum_{i=1}^m x_{ij}$$

Za cechy quasi-stałe, podlegające redukcji, uważa się takie, dla których spełniona jest nierówność :

$$|v_j| \leq \varepsilon$$

gdzie:

$\varepsilon$  – dowolnie ustalona mała liczba dodatnia, najczęściej  $\varepsilon < 0,1$ .

Dla pozostałych cech proponuje się obliczanie mierników wartości informacyjnej:

$$\omega_j = \frac{v_j}{\sum_{j=1}^n v_j}$$

gdzie:  $n$  – liczba cech dopuszczalnych po odrzuceniu cech quasi-stałych, które przy konstrukcji syntetycznych miar rozwoju można traktować jako wagi określające walor informacyjny cech [Grabiński 1975].

Eliminując ze zbioru cech dopuszczalnych cechy nie zawierające dostatecznie dużo informacji, otrzymuje się zbiór cech diagnostycznych.

Formalno-statystyczne metody doboru zmiennych diagnostycznych dążą do uzyskania zbioru zmiennych, który w sposób możliwie pełny charakteryzowałby badane jednostki, a przy tym tworzył zbiór jak najmniej liczny.

Uważa się [Hellwig 1969, Bartosiewicz 1984], że zbiór zmiennych diagnostycznych, poza wymaganiami merytorycznymi, powinien spełniać następujące warunki formalne:

- mieć zdolność wydzielenia badanych obiektów, tzn. charakteryzować się wysoką zmiennością wśród całego zbioru obiektów, a niską wśród jednostek wydzielonych grup,
- obejmować cechy nieskorelowane lub co najwyżej tylko skorelowane między sobą,
- obejmować zmienne silnie skorelowane z cechami dopuszczalnymi, a nie wchodzącymi do zbioru cech diagnostycznych.

Oprócz tego w przypadku wielowymiarowych analiz diagnostycznych formułuje się szereg bardziej szczegółowych zaleceń dotyczących doboru zmiennych diagnostycznych [Chudzińska 1980].

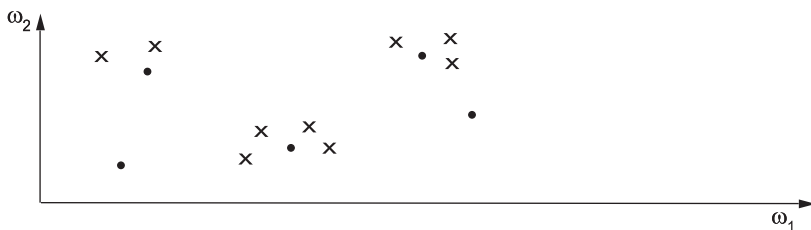
Cechy powinny zatem spełniać równocześnie kilka różnych kryteriów diagnostyczności. W praktyce okazuje się często, iż w świetle pewnych kryteriów zmienne można uznać za diagnostyczne, zaś w świetle innych nie. W takich przypadkach proponuje się stosowanie wielokryterialnych metod oceny przydatności zmiennych [Chudzińska 1980].

W celu ułatwienia formalnej redukcji cech opracowano wiele statystycznych metod doboru cech diagnostycznych. Na ogół ich procedura jest dwustopniowa. Najpierw dokonuje się klasyfikacji zbioru cech diagnostycznych na grupy jednorodne, a następnie wybiera się zmienne reprezentujące poszczególne grupy. Jednak stosowanie tych metod wymaga stałej kontroli, ponieważ każda sformalizowana procedura doboru cech diagnostycznych może doprowadzić do otrzymania charakterystycznego tylko dla niej zbioru zmiennych, dotychczas zaś nie opracowano metody pozwalającej na w pełni obiektywną ocenę poprawności klasyfikacji.

Zasadniczym wymogiem poprawności stosowania metod analizy wielowymiarowej jest merytorycznie prawidłowy dobór cech oraz określenie ich rangi. Formalno-statystyczne metody mogą stanowić w tym celu pomocnicze narzędzie.

W przypadku badania jakości wód powierzchniowych formalno-statystyczne metody doboru zmiennych diagnostycznych umożliwiają sensowne ograniczenie rozmiarów prowadzonych badań empirycznych, ograniczenie zakresu pomiarów cząstkowych, bez zasadniczego uszczerbku dla syntetycznych wyników analizy.

Wybór cech diagnostycznych na podstawie parametrycznej metody klasyfikacji zaproponował Hellwig [1981]. Zgodnie z tą metodą w przestrzeni cech wyodrębnia się podzbiory, w których maksymalna odległość między cechami nie przekracza dowolnie małej liczby  $\epsilon > 0$  (rys. 3.3).



Rys. 3.3. Zbiór obrazów cech w dwuwymiarowej przestrzeni obiektów  $\omega_1, \omega_2 \in \Omega$

Wydzielone podzbiory zawierają jedną cechę centralną (oznaczoną na rysunku czarnym punktem) oraz pewną liczbę cech satelitarnych (oznaczonych krzyżykami). Cechy tworzące podzbiory jednoelementowe określane są mianem cech izolowanych. Cechy centralne i izolowane tworzą zbiór cech diagnostycznych. Cechy satelitarne to takie, dla których odległość od cechy centralnej w danym podzbiorku jest mniejsza.

### 3.3.1. Algorytm wyodrębniania skupień z parametrem

1. Tworzy się macierz korelacji R

$$R = [r_{pq}]$$

typu  $(n \times n)$ , gdzie  $r_{pq}$  – wskaźnik podobieństwa (korelacji) między cechą  $\psi_p$  i  $\psi_q$ .

2. Znajduje się wiersz o największej sumie elementów.
3. W znalezionym wierszu wyróżnia się elementy, dla których  $r_{pq} \geq 1 - \varepsilon^2$ , oraz odpowiadające tym elementom kolumny. Cechę odpowiadającą wyróżnionemu wierszowi uważa się za pierwszą cechę centralną, zaś cechy odpowiadające wyróżnionym kolumnom – za cechy satelitarne.
4. Z macierzy R wykreśla się wyróżnione wiersze i kolumny, otrzymując nową macierz kwadratową.
5. Postępowanie 1-4 powtarza się, otrzymując za każdym razem kolejny podzbiór cech oraz zredukowaną macierz, czynność kontynuuje się aż do zlikwidowania ostatniej macierzy zredukowanej.

W metodzie tej, zmieniając wartość parametru  $\varepsilon$  od 0 do 1 otrzymuje się różną ilość podzbiorów cech, tym większą, im  $\varepsilon$  jest bliższe zeru. Po zwiększeniu parametru  $\varepsilon$  liczba wyodrębnionych podzbiorów maleje, zwiększa się natomiast liczba cech. Stopniowe zwiększanie parametru  $\varepsilon$  może prowadzić w pewnym okresie do stabilizacji liczby podzbiorów. Dalsze zwiększanie parametru  $\varepsilon$  powoduje ponowne zmniejszenie liczby podzbiorów, przy czym mogą występować już podzbiory nierozłączne, tzn. o wspólnych elementach.

Stosowanie parametrycznej metody klasyfikacji cech pozwala na wydzielenie skupień kontrastowych, czyli podzbiorów cech położonych daleko od siebie, a jednocześnie zawierających cechy satelitarne, leżące blisko punktów centralnych. Jeśli nie można podzielić cech na skupienia kontrastowe i punkty

izolowane, to przyjmuje się, że cechy nie tworzą skupień i wszystkie są cechami izolowanymi.

Zastosowanie powyższej metody do określenia zbioru wskaźników cząstkowych, na podstawie których wyznaczony będzie zagregowany poziom jakości wód, pozwala na spełnienie postulatu ekonomiczności badań.

Dla potrzeb przedstawionej dalej konstrukcji agregatowych, taksonomicznych miar jakości wód niezbędny jest podział zmiennych diagnostycznych  $\phi$  na trzy podzbiory, z których jeden –  $\phi_S$  zawiera stymulanty, drugi  $\phi_D$  – destymulanty, natomiast trzeci  $\phi_N$  – dominanty, czyli zbiór  $\phi = \phi_S \cup \phi_D \cup \phi_N$ , i  $\phi_D \cap \phi_N = \emptyset$ ,  $\phi_S \cap \phi_N = \emptyset$ .

Pojęciem stymulanty określa się cechę, której wzrost wartości oceniany jest pozytywnie z punktu widzenia badanego zjawiska złożonego, a spadek – negatywnie. Przy analizie jakości wód jeziornych do liczby destymulantów włączone zostały zmienne BZT<sub>5</sub>, PPO<sub>4</sub>, Nog, bowiem ich wzrostowi towarzyszy nasilenie się zanieczyszczenia środowiska wodnego.

Definicja stymulanty podana w pracy [Hellwig 1981] jest następująca: cecha  $\Psi'$  jest stymulantą, gdy:

$$\wedge (X_{Sj} > X_{rj}) \rightarrow \omega_s > \omega_r$$

$$X_{rs} X_{sj}$$

destymulantą określa się natomiast cechę  $\Psi''$ , gdy :

$$\wedge (X_{Sj} > X_{rj}) \rightarrow \omega_s < \omega_r$$

$$X_{rs} X_{sj}$$

W przypadku oceny jakości wód jeziornych do stymulantów zalicza się następujące zmienne: KrS, PO<sub>2</sub>, gdyż wzrost ich wartości będzie wskazywał na zmniejszenie zanieczyszczenia środowiska wodnego.

Wśród cech opisujących jakość wód jeziornych mogą być także takie zmienne, których wzrost lub spadek w porównaniu z określoną normą (poziomem optymalnym) należy uznać za niekorzystny. Takie zmienne nazywa się nominantami.

Cecha  $\Psi'''$  jest nominantą, gdy :

$$\wedge (X_{sj} \geq X_{rj}) \rightarrow \omega_s > \omega_r$$

$$X_{rj} X_{sj} < X_{j(nom)}$$

oraz  $(X_{sj} > X_{rj}) \rightarrow \omega_s < \omega_r$

$$X_{j(nom)} \in \{ X_{j(max)}, X_{j(min)} \}$$

gdzie:  $x_{j(nom)}$  – wartość nominalna cechy j.

Warto zauważyć, że w przypadku cech wyrażonych w postaci zawartości określonych związków chemicznych w środowisku wodnym, większość z nich ma charakter nominant, ponieważ prawdopodobnie istnieje określona norma azotanów, fosforanów itp., powyżej której stan zanieczyszczenia wód staje się niebezpieczny, jednak również zbyt niska zawartość tych związków w wodach stojących

może wywoływać ujemne konsekwencje. Jeśli jednak wszystkie tego typu zmienne występujące w badaniach empirycznych zaliczyć do nominant, to określenie jakości wód jeziornych będzie znacznie utrudnione, gdyż powstanie konieczność przeprowadzenia dodatkowych prac w celu dokładnego określenia optymalnego poziomu wszystkich wskaźników zaklasyfikowanych do zbioru nominant.

Jednak na ogół każda zmienna ma charakter stymulanty, destymulanty lub nominanty tylko w tzw. obszarze wartości realnych, to znaczy w obszarze ograniczonym przez maksymalne i minimalne wartości zmiennych w danej próbie.

Często się zdarza, że cecha uważana za dominantę we wszystkich badanych obiektach przyjmuje wartości niższe lub wyższe od swojego poziomu optymalnego. Wówczas w rozpatrywanej przestrzeni obrazów obiektów (obszarze realnych rozwiązań) jest ona przyjmowana za stymulantę lub destymulantę.

Warto również nadmienić, iż w celu ułatwienia obliczeń każdą nominantę można przekształcić w destymulantę według wzoru:

$$X_j'' = |X_j'''_{(nom)} - X_j'''|$$

gdzie:  $x_j''' \in \Phi_n, X_j'' \in \Phi_D,$

$x_j'''_{(nom)}$  – wartość nominalna cechy j.

W niektórych przypadkach, gdy wartość zmiennej jednoznacznie nie przesądza o jej przynależności do zbioru stymulant, destymulant czy nominant, w celu określenia charakteru zmiennych rekomenduje się zastosowanie specjalnych metod statystycznych. Niżej przytoczono dwie takie metody: analizy struktury macierzy korelacji, którą rekomenduje się stosować, kiedy charakter większości zmiennych diagnostycznych jest niejednoznaczny, a także metoda analizy korelacji między zmiennymi wyjściowymi a zmiennymi syntetycznymi, wykorzystywana w przypadkach, gdy niektóre zmienne diagnostyczne mają charakter niejednoznaczny.

### 3.3.2. Algorytm metody analizy struktury macierzy korelacji

1. Buduje się macierz współczynników korelacji między poszczególnymi zmiennymi:

$$[r_{ij}] = \begin{bmatrix} r_{11} & \dots & r_{1m} \\ \vdots & & \vdots \\ r_{m1} & \dots & r_{mm} \end{bmatrix}$$

gdzie:  $r_{ij}$  – współczynnik korelacji między diagnostyczną zmienną „i” a diagnostyczną zmienną „j”,  $m$  – liczba zmiennych.

2. Wyznacza się wartość progową współczynnika korelacji wg wzoru:

$$r^* = \max \min \{ r_{ij} \}; i = \overline{1, m}; j = \overline{1, m}$$

3. Oblicza się sumę współczynników korelacji  $r_{ij}$  między każdą zmienną a wszystkimi pozostałymi:



$$r_j = \frac{\sum_{i=1, i \neq j}^m r_{ij}}{m-1}; j = \overline{1, m}$$

a także całkowitą sumę wszystkich współczynników korelacji:

$$r = \sum_{j=1}^m r_j = \sum_{j=1}^m r_j \sum_{i=1, i \neq j}^m r_{ij}$$

przy czym uwzględniane są tylko współczynniki, których moduł jest większy od wartości progowej, czyli takie, dla których:

$$|r_{ij}| > r^*$$

4. Poszukiwanie minimalnego elementu szeregu znaczeń:

$$r_1 = r_{\min} = \min \{ r_j \}$$

oraz zamiana znaków współczynników korelacji dla zmiennej odpowiadającej zaznaczonemu elementowi  $r_{\min}$ .

5. Powtórne wyznaczenie wartości parametru  $r$  oraz porównanie aktualnej wartości  $r_2$  zmiennej  $r$  z poprzednią  $r_1$ .

Jeśli  $r_2 \geq r_1$ , to wyznaczoną w p. 4 zmienną zalicza się do zbioru stymulant, a następnie wraca się do kroku 4. Jeśli  $r_2 < r_1$ , to wraca się do systemu znaków z kroku 4 i kończy się obliczenia.

6. W wyniku wyżej przytoczonych działań zbiór zmiennych diagnostycznych rozdziela się na dwa rozłączne i wyczerpujące cały zbiór podzbiory:

$$\{ \phi_s \} \text{ i } \{ \phi_D \} = \{ \phi \} - \{ \phi_s \}$$

gdzie:  $\{ \phi_s \}$  - zbiór stymulant,  $\{ \phi_D \}$  - zbiór destymulant.

W przypadku gdy w zbiorze  $\{ \phi \}$  występują tylko stymulanty i destymulanty, otrzymana w kroku 5 macierz współczynników korelacji nie powinna zawierać znacząco ujemnych współczynników (w sensie przyjętej wartości progowej  $r^*$ ). Jeśli jednak w tej macierzy znajdują się ujemne współczynniki, to odpowiadające im zmienne należy zaliczyć do nominant.

### 3.3.3. Algorytm metody analizy korelacji zmiennych wyjściowych ze zmienną syntetyczną

1. Wyznacza się zmienną syntetyczną na podstawie części zbioru zmiennych diagnostycznych, zawierających tylko zmienne jednoznaczne.
2. Wyznacza się współczynnik korelacji zmiennych nieidentyfikowanych (niejednoznacznych) ze zmienną syntetyczną.
3. Dokonuje się podziału zmiennych według kryterium ich korelacji ze zmienną syntetyczną:

$$r_j > 0 \rightarrow \psi_j \in \phi_s$$

$$r_j < 0 \rightarrow \psi_j \in \phi_D$$

gdzie:  $\psi_j$  - zmienna „j”,  $r_j$  - współczynnik korelacji zmiennej „j” ze zmienną syntetyczną  $M_r$ .

Za nominanty można uważać zmienne, którym odpowiada współczynnik statystycznie nieistotny i różny od zera.

### **3.4. Konstrukcja zagregowanych i taksonomicznych miar jakości wód jeziornych**

Ocena jakości prowadzona na podstawie porównania pomiarów cząstkowych ma ograniczone znaczenie [Borys 1980]. Porównanie informacji statystycznej przy ocenie ogólnej oraz szczegółowej wód powierzchniowych sprowadza się do porównania wektorów dających kompleksową charakterystykę obiektów.

Niemożność utworzenia uniwersalnej teorii oceny jakości dla obiektów różnorodnych, w tym dla oceny jakości wód powierzchniowych nie oznacza wcale, że nie można zaproponować metodyki badań tego problemu. Cel badań rozumiany pragmatycznie wymaga wprowadzenia metodologii, stosowanej w naukach biologicznych i opartej na badaniu wielkości liczbowych, które opisują zarówno ilościowe, jak i jakościowe aspekty badanych obiektów. Z powodu złożoności badanych przez autora obiektów wynikło zapotrzebowanie na modele, których podstawę stanowiłyby hipotezy o wysokim stopniu prawdopodobieństwa, a w konsekwencji o szerokim zakresie zastosowania [Hellwig i Kania-Gospodarowicz 1975].

Dobór zmiennych, prawidłowo charakteryzujących jakość wód powierzchniowych, stanowi pierwszy etap budowy taksonomicznej miary, pozwalającej w sposób kompleksowy (zagregowany) na realizację kwantyfikacji stanu złożonego zjawiska na bazie wielu zmiennych. Tego typu kwantyfikacja stanowi podstawowy cel wielowymiarowej analizy porównawczej, a otrzymane miary nazywane są taksonomicznymi miarami rozwoju, miarami syntetycznymi lub miarami kompleksowymi (zagregowanymi).

Punkt wyjściowy proponowanej procedury kwantyfikacji poziomu jakości wód stanowi macierz zmiennych diagnostycznych:

$$X = [ x_{ij} ]$$

Oczywiście zanim przystąpi się do porządkowania obiektów, poszczególne zmienne należy poddać standaryzacji, ponieważ wyrażone są one w różnych jednostkach pomiarowych. Standaryzacja zmiennych daje między innymi możliwość spełnienia warunków addytywności.

W wyniku procedury standaryzacji pierwotna macierz zmiennych diagnostycznych  $[ x_{ij} ]$  ulega przekształceniu w tzw. macierz zmiennych standaryzowanych:

$$X = [ x_{ij} ] \rightarrow Z = [ z_{ij} ]$$

gdzie:

$x_{ij}$  – wartość zmiennej diagnostycznej „j” w obiekcie „i” (na przykład w jeziorze w jakimś momencie czasu),

$z_{ij}$  – zestandaryzowana wartość zmiennej diagnostycznej „j” w obiekcie „i”

$i = 1, 2, \dots, n$

$j = 1, 2, \dots, m$

Najczęściej stosowaną metodą standaryzacji jest tzw. standaryzacja 0-1, której właściwości zostały szczegółowo opisane w pracy Perkala [1953]. Polega ona na przekształceniu zmiennych pierwotnych wg następującego wzoru:

$$Z_{ij} = \frac{x_{ij} - \bar{x}_j}{s_j}$$

gdzie:  $S_j = \left[ \sum_{i=1}^n \frac{(x_{ij} - \bar{x}_j)^2}{n} \right]^{1/2}$

$$\bar{x}_j = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_{ij}$$

Innymi powszechnie stosowanymi formułami standaryzacji są :

– formuła Cieślaka [1976]:

$$Z_{ij} = \frac{x_{ij}}{s_j}$$

– formuła unitaryzacji Wesołowskiego [1978]:

$$Z_{ij} = \begin{cases} \frac{\max X_{ij} - X_{ij}}{\max X_{ij} - \min X_{ij}}, & \text{dla } \Psi_j \in \Phi_D / \text{dla } \Psi_j \in \Phi_S \\ \frac{X_{ij} - \min X_{ij}}{\max X_{ij} - \min X_{ij}}, & \end{cases}$$

– formuła Strahla:

$$Z_{ij} = \begin{cases} \frac{X_{ij}}{\max X_{ij}}, & \text{dla } \Psi_j \in \Phi_D / \text{dla } \Psi_j \in \Phi_S \\ \frac{X_{ij}}{\min X_{ij}}, & \end{cases}$$

Szczegółowy opis różnych sposobów standaryzacji znajduje się w pracach Borysa [1975, 1980].

W badaniach geograficznych preferuje się na ogół stosowanie formuły standaryzacji 2.2, uzasadniając to szeregiem zalet korzystnie odróżniających ją od innych formuł standaryzacji.

Zmienne standaryzowane wg formuły 2.2 mogą przyjmować wartości dodatnie i ujemne, wahające się na ogół w przedziale  $\{-1, +1\}$ , średnia arytmetyczna zmiennych standaryzowanych równa jest zeru, a odchylenie standardowe równe jest jedności. Zalety i prostota formuły 2.2 pozwalają na wykorzystanie jej do oceny jakości wód jeziornych.

Po przeprowadzeniu standaryzacji zmiennych należy określić położenie „wzorca” w przestrzeni. Hellwig [1981] zaproponował określenie „wzorca” jako

hipotetycznego punktu w przestrzeni obiektów, którego współrzędne równe są maksymalnym wartościom destymulant i minimalnym wartościom stymulant:

$$W_p = \begin{cases} \max Z_{ij} \\ \min Z_{ij} \end{cases}; \text{ dla } \Psi_j \in \Phi_D / \text{ dla } \Psi_j \in \Phi_S$$

Koncepcja ta najczęściej stosowana jest w badaniach empirycznych. Okazuje się jednak, że w przypadku badań dynamicznych, a szczególnie prac prognostycznych ustalony w ten sposób „wzorzec” rozwoju może okazać się niewystarczający.

Gdyby odnieść interpretację w ten sposób zdefiniowanego „wzorca” do badań nad jakością wód jeziornych, wtedy wyrażałby on taki hipotetyczny stan zanieczyszczenia wód, dla którego wszystkie cząstkowe wskaźniki przyjęłyby najmniej korzystny poziom w porównaniu z wartościami przyjmowanymi przez zmienne we wszystkich badanych zbiornikach wodnych. A zatem byłoby to jezioro hipotetyczne z maksymalnie wyobraźalnym (na podstawie otrzymanych wcześniej danych empirycznych) zanieczyszczeniem wód.

Określony w taki sposób „wzorzec” ograniczałby horyzont prognozy do najmniej korzystnego układu zarejestrowanych faktów. Analiza empiryczna powinna jednak zakładać możliwość wystąpienia bardziej pesymistycznych realiów. Wówczas, dla potrzeb „pesymistycznych wizji rozwojowych”, tak zdefiniowany „wzorzec” może okazać się niewystarczający.

W takich sytuacjach proponuje się przyjęcie jako punktu odniesienia tzw. bieguna dolnego [Pluta 1979], sformułowanego jako:

$$W_n = \begin{cases} \max Z_{ij} \\ \min Z_{ij} \end{cases}, \text{ dla } \Psi_j \in \Phi_S / \text{ dla } \Psi_j \in \Phi_D$$

W przypadku badań jakości wód jeziornych byłby to hipotetyczny zbiornik wodny, którego wszystkie cząstkowe parametry jakościowe byłyby na poziomie najkorzystniejszym. Oddalenie się od tak zdefiniowanego „wzorca” byłoby zatem zjawiskiem niekorzystnym. Przyjęcie bieguna dolnego jako punktu odniesienia, mimo iż nie ogranicza horyzontu prognoz, jednak ma szereg innych wad natury logiczno-matematycznej [Pawłowicz 1988].

Stąd też w badaniach własnych zaproponowano przyjęcie jako punktu odniesienia tzw. strategicznego „wzorca” rozwoju, będącego pewną modyfikacją formuły:

$$W_s = \begin{cases} \max Z_{ij} + V(\max Z_{ij} - \min Z_{ij}), & \text{dla } \Psi_j \in \Phi_D \\ \min Z_{ij} - V(\max Z_{ij} - \min Z_{ij}), & \text{dla } \Psi_j \in \Phi_S \end{cases}$$

$$0 < V < 1$$

$$\Phi_S \cap \Phi_D = \emptyset$$

Tak określone współrzędne „wzorca” strategicznego mogą być z powodzeniem stosowane w prognozowaniu zmian jakości wód, w przypadku gdy nie

ma przesłanek co do ewentualnych zmian tendencji lub charakteru zmiennych diagnostycznych.

W innych przypadkach określenie współrzędnych „wzorca” nie powinno opierać się tylko na metodach statystycznych i może bazować między innymi na opiniach ekspertów, wynikach programowania matematycznego lub modelowania i prognozowania ekonometrycznego [Strahl 1982]. Mówi się wówczas o koncepcji tak zwanego „pozastatystycznego wzorca rozwoju”, którego koncepcja nie będzie w pracy rozpatrywana.

W dalszych badaniach wykorzystano strategiczny „wzorzec” rozwoju, który tworzy szersze możliwości w zakresie prognozowania. Określenie współrzędnych „wzorca” rozwoju umożliwi kwantyfikację jakości wód poszczególnych akwenów (bądź jednego akwenu w różnych momentach czasu) poprzez wyznaczenie odległości każdego badanego obiektu od „wzorca”.

W tym celu należy posłużyć się określoną metryką odległości. Metryką odległości pary obiektów  $\omega_s, \omega_r$ , będących elementami zbioru  $\Omega$ , nazywa się nieujemną funkcję rzeczywistą  $d(\omega_s, \omega_r)$ , spełniającą warunki:

tożsamości:  $d(\omega_s, \omega_r) = 0 \Leftrightarrow \omega_s = \omega_r$ ,

symetrii:  $d(\omega_s, \omega_r) = d(\omega_r, \omega_s)$  dla każdej pary  $\omega_r, \omega_s \in \Omega$ ,

trójkąta:  $d(\omega_r, \omega_z) \leq d(\omega_r, \omega_s) + d(\omega_z, \omega_s)$ ; dla wszystkich  $\omega_r, \omega_s, \omega_z \in \Omega$ .

Przestrzeń z ustaloną metryką nosi nazwę przestrzeni metrycznej, zaś wartość  $d(\omega_s, \omega_r)$  nazywana jest odległością między obiektami  $\omega_s$  i  $\omega_r$ .

Najczęściej wykorzystywaną w badaniach empirycznych jest metryka odległości euklidesowej, którą proponuje się wykorzystać także w badaniach jakości wód stojących. Jest ona obliczana wg wzoru:

$$d_{rs} = \left[ \sum_{j=1}^m (Z_{rj} - Z_{sj})^2 \right]^{1/2}$$

Wartość  $d_{rs}$  oznacza odległość od dowolnego obiektu „r” do „s” w m-wymiarowej przestrzeni euklidesowej. Oczywiście, że wymiar przestrzeni określony jest przez liczbę zmiennych diagnostycznych, opisujących stan jakości wód.

Jeśli obliczy się odległości dla wszystkich par badanych obiektów, wówczas otrzymuje się symetryczną macierz odległości:

$$[d_{rs}] = \begin{bmatrix} 0 & d_{12} & \dots & d_{1m} \\ \vdots & & & \vdots \\ d_{m1} & d_{m2} & & 0 \end{bmatrix}$$

Może ona stanowić podstawę dla różnych taksonomicznych metod wielowymiarowej klasyfikacji, umożliwiających podział badanych akwenów na jednorodne klasy jakościowe, spełniające postulaty wynikające z definicji klasyfikacji.

Jeśli pomiaru jakości wód dokonuje się w sposób ciągły, wówczas na podstawie macierzy odległości między poszczególnymi okresami, w których przeprowadzane były pomiary, można dokonywać periodyzacji zmian jakości wód.

W celu uzyskania ciągłej oceny zmian jakości wód należy obliczyć odległość każdego momentu od „wzorca” rozwoju.

Korzystając z metryki odległości euklidesowej otrzymuje się wówczas wektor  $d_{pi}$ , wyrażający odległości poszczególnych akwenów (lub okresów czasu) od „wzorca”. Odległości te nie są znormalizowane i w związku z tym utrudniona jest ich interpretacja. Znormalizowane odległości będziemy nazywali dalej syntetycznymi miarami jakości wód.

Syntetyczna (zagregowana) taksonomiczna miara jakości wód zdefiniowana jest w sposób następujący:

$$M_i = 1 - \frac{d_{pi}}{D}$$

gdzie:

$d_{pi}$  – odległość obiektu „i” od „wzorca” pozytywnego,

D – norma,

$M_i$  – syntetyczna miara jakości wody akwenu „i” (lub w okresie czasu „i”).

Jako normę proponuje się przyjęcie jednej z dwóch wielkości :

D – odległość między „wzorcem” pozytywnym a biegunem dolnym:

$$D = [ \sum_{j=1}^m (Z_{pj} - Z_{rj})^2 ]^{1/2}$$

gdzie:

$Z_{pj}$ ,  $Z_{rj}$  – standaryzowana wartość cechy „j” dla wzorca pozytywnego oraz bieguna dolnego,

– maksimum statystyczne  $D = \bar{d} + 2S_d$ ;    gdzie:  $\bar{d} = \frac{1}{m} \sum_{j=1}^m d_{pj}$

$$S_d = \frac{1}{m} [ \sum_{j=1}^m (d_{pj} - \bar{d})^2 ]^{1/2}$$

m – ilość obiektów.

Tak skonstruowana syntetyczna miara jakości wód przyjmuje wartość w przedziale ( 0, 1 ).

W przypadku wykorzystania statystycznego maksimum może to być, z niewielkim prawdopodobieństwem, również wartość spoza tego przedziału. Im wyższy poziom degradacji środowiska wodnego, tym wartość syntetycznej miary jakości wód jest bliższa jedności i na odwrót, im skażenie wód niższe, tym wartość proponowanej miary jest bliższa zeru.

Konstrukcja syntetycznej miary jakości wód pozwala na analizę stopnia przekroczenia zaprogramowanej normy jakości. W tym celu można na przykład wykorzystać normy dla wskaźników cząstkowych, na podstawie których w Polsce wyróżnia się trzy klasy jakości wód. W takim przypadku progowe wielkości norm należy umieścić w macierzy zmiennych diagnostycznych [  $X_{ij}$  ], traktując je jako poziomy cech w rzeczywistych obiektach. Można także analizować odchylenia od średniego wieloletniego poziomu jakości wód.

Ze znacznym prawdopodobieństwem można przyjąć, że przekroczenie dla danego jeziora wartości, równej:

$$N = \bar{M} - S_m$$

gdzie:

$\bar{M}$  – średni wieloletni poziom miary w badanym okresie,

$S_m$  – standardowe odchylenie miary jakości, które pozwala na zauważenie sytuacji „alarmowej”.

Interesujące zagadnienie konstrukcji zagregowanych norm wychodzi niestety poza ramy niniejszej publikacji.

Zaproponowana konstrukcja miary jakości wód pozwala także na przeprowadzanie jednoznacznej analizy porównawczej w czasie i przestrzeni. Dla takiego typu badań należy zamiast macierzy  $[X_{ij}]$  utworzyć hipermacierz oraz zastosować przedstawioną procedurę budowy miary zagregowanej:

$$[V_{ij}] = \begin{bmatrix} [X_{ij}^1] \\ [X_{ij}^2] \\ [X_{ij}^n] \end{bmatrix}$$

gdzie:

$X_{ij}^k$  – poziom zmiennej „j” w jeziorze „k” w momencie czasu „i”.

Wartości skonstruowanej w taki sposób miary mogą jednak zawierać pewien błąd, którego przyczyną jest zmiana strategicznego położenia „wzorca” rozwoju [Pawłowicz 1987]. Dlatego, jeśli nie ma konieczności jednoczesnego porównywania poziomu jakości wód w czasie i przestrzeni, bardziej sensownym wydaje się bazowanie na macierzy.

Reasumując, procedury taksonomicznej klasyfikacji i porządkowania pozwalają na prowadzenie kompleksowej, ciągłej oceny jakości środowiska wodnego, bardziej dokładnej i obiektywnej, niż te, które można otrzymać przy wykorzystaniu innych metod. Taksonomiczna kwantyfikacja jakości wód nie pozwala jednak na ocenę związków przyczynowo-skutkowych, zachodzących w procesie degradacji środowiska naturalnego. Do realizacji tego celu proponuje się wykorzystanie statystycznych modeli regresji.



## Rozdział 4

### STATYSTYCZNE MODELOWANIE JAKOŚCI WÓD JEZIORNÝCH

#### 4.1. Wielowymiarowa analiza jakości wód Jeziora Żurskiego, Charzykowskiego oraz Wolickiego

##### 4.1.1. Ocena jakości wód za pomocą zmiennych analitycznych

Ocena jakości wód w praktyce sprowadza się do wykonania analizy poszczególnych wskaźników czystości wody. Do najważniejszych z nich należą:

- a) nasycenie wód hypolimnionu tlenem,
- b) zapotrzebowanie na tlen,
- c) zawartość związków fosforu,
- d) zawartość związków azotu,
- e) przewodność elektrolityczna charakteryzująca wartość mineralizacji ogólnej,
- f) zawartość suchej masy sestonu,
- g) widzialność krążka Secchiego.

Dla różnych klasyfikacji jakości wód jeziornych ustala się określone normy dotyczące wyżej wymienionych wskaźników. Jednak jak na razie ogólnie przyjęta i kompleksowa klasyfikacja, oparta na ujednoczonych normach, nie istnieje.

W Polsce przyjęto podział wód jeziornych na trzy klasy czystości: wody bardzo dobrej jakości – klasa pierwsza, a klasa trzecia – wody bardzo złej jakości. Ograniczenie tej klasyfikacji polega na tym, iż na poziomie jednego z wykorzystywanych wskaźników, dla wielu konkretnych przypadków, woda jeziorna nie może być poprawnie zaklasyfikowana do żadnej z klas czystości.

W monografii analiza poszczególnych wskaźników czystości wody rozpatrywana jest na przykładzie trzech jezior z regionu Kujawsko-Pomorskiego: Charzykowskiego, Wolickiego i Żurskiego. Najpierw przeprowadzono odpowiednią analizę, pozwalającą na wybór pięciu najbardziej informatywnych wskaźników czystości wody w powierzchniowych oraz dennych warstwach jezior: Charzykowskiego, Wolickiego i Żurskiego w latach 1983-1987, z okresowością do jednego kwartału.

Wybrane zostały:

- a) biologiczne zapotrzebowanie na tlen (BZT<sub>5</sub>),
- b) zawartość fosforu fosforanowego (PPO<sub>4</sub>),
- c) zawartość azotu ogólnego (Nog),
- d) zawartość azotu mineralnego (Nmin),
- e) widzialność krążka Secchiego (KrS).

Dla powyższych wskaźników zastosowano normatywy omówione w następujących źródłach:

- Dziennik Ustaw PRL z 1975 r. (dla BZT<sub>5</sub> i PPO<sub>4</sub>),
- S. Bernatowicz, G. Wróblewska „Próby ustalenia klas czystości jezior” [1985].

Przedstawienie wyników oceny poziomu i zmian jakości wód jezior rozpocznie analiza jednego z ważniejszych i szeroko stosowanych wskaźników – biologicznego zapotrzebowania na tlen. Z jednej strony charakteryzuje on warunki produkcji biologicznej, a z drugiej – informuje o zawartości substancji organicznych w wodzie i dlatego może być stosowany jako indyktor zanieczyszczenia jeziora substancjami organicznymi pochodzenia autochtonicznego i allochtonicznego.

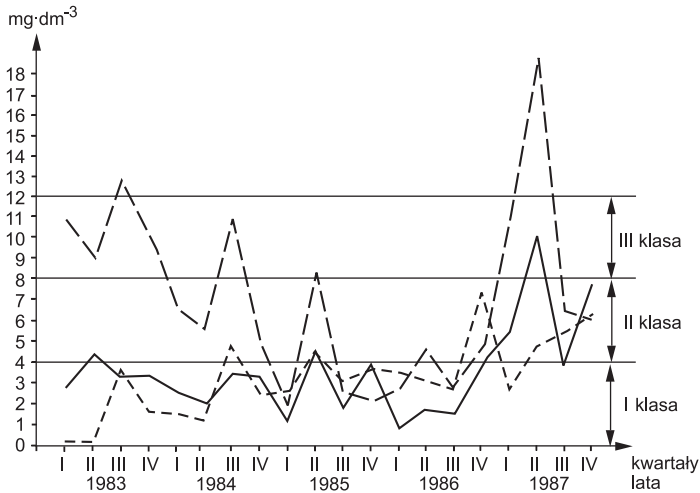
Kształtowanie się biologicznego zapotrzebowania na tlen w warstwach powierzchniowych oraz dennych jezior: Charzykowskiego, Żurskiego i Wolickiego w latach 1983-1987 przedstawiono na rysunkach 4.1 oraz 4.2, na których liniami równoległymi do osi czasu oznaczono „granice” między poszczególnymi klasami czystości wód jeziornych.

W analizowanym okresie najniższym poziomem czystości wód, zarówno w warstwie powierzchniowej, jak i w warstwach dennych, charakteryzowało się Jezioro Wolickie. Dopiero w 1986 roku woda w jego warstwie dennej, względem parametru BZT<sub>5</sub>, poprawiła się do I klasy czystości. Należy podkreślić, że rok 1986 był także najlepszym dla wód warstwy powierzchniowej Jeziora Wolickiego.

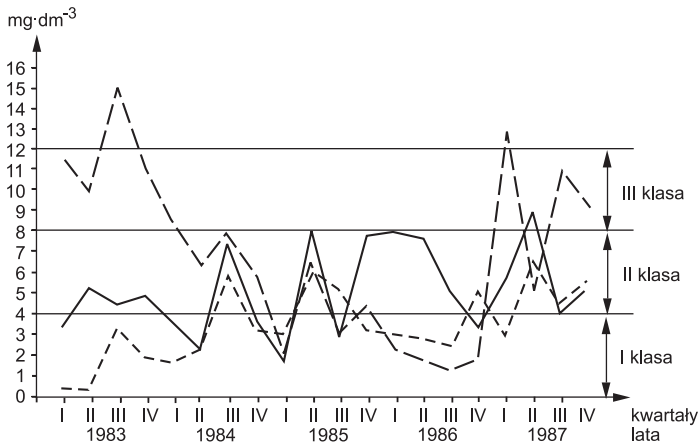
Kształt krzywych, ilustrujących biologiczne zapotrzebowanie na tlen w warstwach powierzchniowych oraz dennych jezior Charzykowskiego i Żurskiego, wskazuje na względnie podobne warunki dotyczące czystości tych wód. W analizowanym okresie wody warstw dennych i powierzchniowych obu jezior odpowiadały I i II klasie czystości. Dopiero w II kwartale 1987 roku wskaźnik BZT<sub>5</sub> dla wód Jeziora Charzykowskiego obniżył się do III klasy czystości. W obu jeziorach zauważalne było także obniżenie poziomu jakości wody w roku 1987, przejawiające się w zwiększeniu poziomu wskaźnika BZT<sub>5</sub>. Pod względem wielkości biologicznego zapotrzebowania na tlen najlepsza jakość wody jest w Jeziorze Żurskim, gorsza – w Charzykowskim i najgorsza – w Wolickim<sup>2</sup>.

---

<sup>2</sup> Jako kryterium klasyfikacji przyjmuje się częstotliwość osiągania najniższego poziomu wskaźnika BZT<sub>5</sub>, czyli najwyższego poziomu czystości wody w ciągu tego samego kwartału.



Rys. 4.1. Kształtowanie się biologicznego zapotrzebowania na tlen ( $BZT_5$ ) w warstwie powierzchniowej jezior: Charzykowskiego (—), Wolickiego (---) oraz Żurskiego (- - -) w latach 1983-1987



Rys. 4.2. Kształtowanie się biologicznego zapotrzebowania na tlen ( $BZT_5$ ) w warstwie dennej jezior: Charzykowskiego (—), Wolickiego (---) i Żurskiego (- - -) w latach 1983-1987

Zawartość związków fosforu w wodach jezior ogólnie przyjmowana jest jako niezawodny wskaźnik ich jakości, ponieważ związki te stanowią istotny element regulujący biologiczną produktywność jezior. Oprócz tego fosfor uważany jest za najistotniejszy czynnik eutrofogeny. Najważniejszą wartość diagnostyczną ma pomiar zawartości fosforanów w wodzie podczas cyrkulacji wiosennej, zaraz po okresie topnienia lodu; pozwala na ocenę zapasów substancji biogennych w jeziorze przed aktywizacją procesów biologicznych. W okresie

wegetacyjnym fosforany w zasadzie znajdują się w wodach w ilościach nieznacznych, ponieważ w wyniku intensywnego wytwarzania produkcji pierwotnej szybko się asymilują.

Porównanie wykresów pozwala na ustalenie rankingu jezior w miarę pogarszania się jakości ich wód, ocenianych na podstawie wskaźnika  $\text{PPO}_4$ : 1 – Żurskie, 2 – Charzykowskie i 3 – Wolickie.

W latach 1983-1987 tylko trzy razy Jezioro Wolickie (III kwartał 1985 r., II kwartał 1986 r. i II kwartał 1987 r.) charakteryzowało się mniejszą zawartością fosforu fosforanowego w obu warstwach wodnych w porównaniu z Jeziorzem Charzykowskim. Woda w Jeziorze Żurskim w ciągu prawie całego badanego okresu charakteryzowała się I klasą czystości. Należy także podkreślić, że w dennej warstwie Jeziora Wolickiego (z wyjątkiem I i II kwartału 1986 r.) woda przekraczała normę ustaloną dla klasy III.

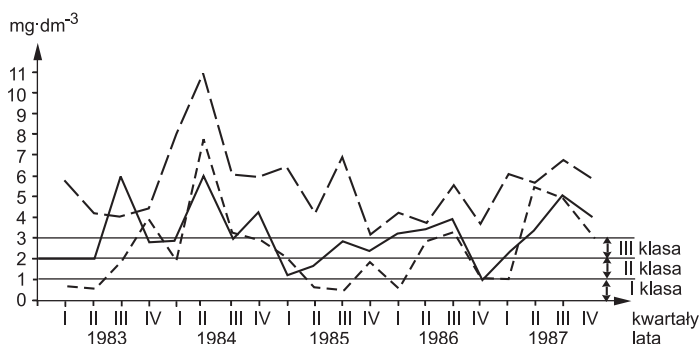
Analiza krzywych przedstawiających kształtowanie się zawartości fosforu fosforanowego pozwala na sformułowanie jeszcze jednego wniosku dotyczącego jezior Charzykowskiego i Wolickiego, a mianowicie, z analizy poziomu wskaźnika  $\text{PPO}_4$  wynika, że wody warstwach powierzchniowych tych jezior należy oceniać jako czystsze niż wody w warstwach dennych. Taka zależność nie została odnotowana w przypadku Jeziora Żurskiego.

Związki azotu i fosforu określają wielkość produktywności biologicznej jezior. W wodach naturalnych azot obecny jest w formie mineralnej i organicznej. Określenie całkowitej zawartości związków azotu w wodzie, czyli sumy formy mineralnej i organicznej, pozwala na określenie koncentracji całego, rozpuszczonego w wodzie azotu. Znaczenie diagnostyczne poszczególnych pomiarów zawartości związków azotu (szczególnie jego form mineralnych) jest analogiczne do analizy zmian zawartości w wodzie związków fosforu.

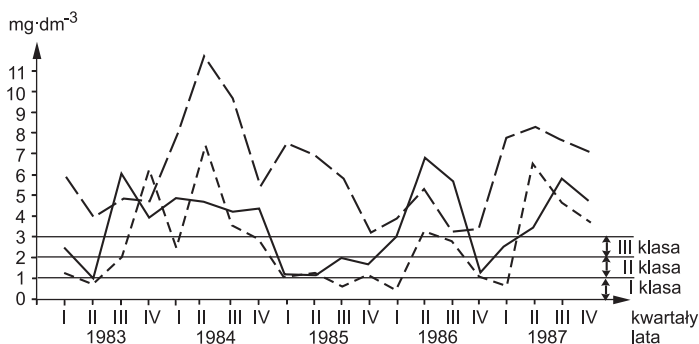
Na rysunkach 4.3-4.6 przedstawiono wahania zawartości azotu ogólnego oraz mineralnego w warstwie powierzchniowej i dennej jezior: Charzykowskiego, Wolickiego i Żurskiego w latach 1982-1987. Według tych dwóch wskaźników wody warstw powierzchniowych i dennych analizowanych jezior charakteryzują się w przybliżeniu taką samą jakością. Tylko w warstwie powierzchniowej wód Jeziora Charzykowskiego w roku 1984 zawartość azotu ogólnego w poszczególnych kwartałach zmieniała się skokowo: silnie wzrosła w II kwartale, zmniejszyła się w III do poziomu I kwartału, a następnie znów silnie wzrosła w IV kwartale. W tym samym czasie, w ciągu całego 1984 roku, w warstwie dennej wód zawartość ogólnego azotu była najstabilniejsza.

Jeśli za kryterium czystości wszystkich jezior przyjąć zawartość azotu ogólnego, to w 1987 roku nastąpiło znaczne pogorszenie się jakości wody.

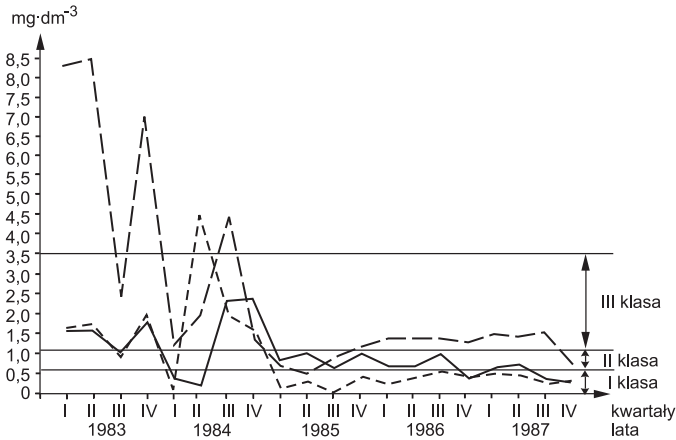
Porównanie wykresów odzwierciedlających tendencje zmian zawartości form mineralnych azotu w wodach warstw powierzchniowych oraz dennych pozwala zwrócić uwagę na dosyć ważną okoliczność. Począwszy od 1985 roku zauważalna jest znaczna poprawa jakości wód wszystkich jezior. Od I kwartału 1985 r. wody Jeziora Żurskiego można zaliczyć do I klasy czystości. Wody Jeziora Charzykowskiego od tego momentu nie przekraczają wymogów norm II klasy czystości. Także wody Jeziora Wolickiego, które zgodnie ze wskaźnikiem zawartości azotu mineralnego nie mogły zostać zaliczone do żadnej z klas czystości, od 1985 r. znajdują się w III klasie, a w II i III kwartale 1985 r. i w I kwartale 1987 r. – w II klasie czystości.



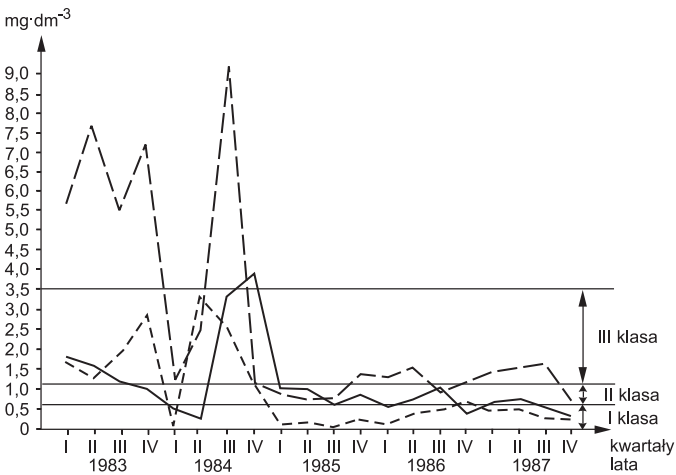
Rys. 4.3. Kształtowanie się zawartości azotu ogólnego (Nog) w warstwie powierzchniowej jezior: Charzykowskiego (—), Wolickiego (---) i Żurskiego (- - -) w latach 1983-1987



Rys. 4.4. Kształtowanie się zawartości azotu ogólnego (Nog) w warstwie dennej jezior: Charzykowskiego (—), Wolickiego (---) i Żurskiego (- - -) w latach 1983-1987



Rys. 4.5. Kształtowanie się zawartości azotu mineralnego (Nmin) w warstwie powierzchniowej jezior: Charzykowskiego (—), Wolickiego (---) i Żurskiego (- - -) w latach 1983-1987



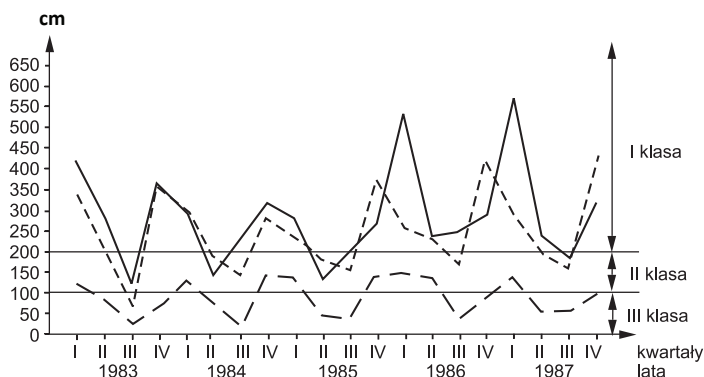
Rys. 4.6. Kształtowanie się zawartości azotu mineralnego (Nmin) w warstwie dennej jezior: Charzykowskiego (—), Wolickiego (---) i Żurskiego (- - -) w latach 1983-1987

Jeśli za kryterium jakości wód przyjąć zawartość związków azotu, to zgodnie z tendencją pogarszania się jakości wód omawiane jeziora zajmują następującą kolejność: 1 – Żurskie, 2 – Charzykowskie i 3 – Wolickie.

Pomiary widoczności krążka Secchiego są jednym z podstawowych parametrów przy opracowywaniu różnego rodzaju systemów oceny jakości wody w jeziorach, co wyjaśnia z jednej strony prostota pomiarów tego parametru, a z drugiej – jego duże znaczenie informacyjne. Widoczność krążka Secchiego stanowi orientacyjną miarę przenikania promieni słonecznych do wody, czyli

oceny jej przezroczystości. Charakterystyka ta może być także pośrednio wykorzystana do ustalenia wskaźnika intensywności procesu rozwoju fitoplanktonu.

Na rysunku 4.7 przedstawiono wyniki pomiarów widzialności krążka Secchiego w jeziorach Charzykowskim, Wolickim i Żurskim w latach 1983-1987. Z trzech badanych akwenów najlepsza jest woda Jeziora Charzykowskiego. Najgorszą przezroczystość miała woda Jeziora Wolickiego. Należy podkreślić, iż widoczne są wyraźne sezonowe wahania dynamiki zmian wskazań jakości wód dla wszystkich jezior: w I kwartale – warunki najlepsze, a w II – najgorsze. Można to wyjaśnić zwiększeniem zawartości substancji zważonych w II i III kwartale, związanych ze zjawiskiem kwitnienia wód, wywołanym procesem eutrofizacji.



Rys. 4.7. Kształtowanie się widoczności krążka Secchiego (KrS) dla jezior Charzykowskiego (—), Wolickiego (---) i Żurskiego (- - -) w latach 1983-1987

Przeprowadzona powyżej analiza wskazuje, iż na podstawie zmian tylko pojedynczych wskaźników czystości wody nie można jednoznacznie ocenić jakości wody różnych jezior oraz tendencji jej zmian. Zwiększenie liczby poszczególnych wskaźników może tylko utrudnić ocenę jakości wód.

#### 4.1.2. Pomiar jakości wód za pomocą zmiennych syntetycznych

Wynika z tego, że ocena poziomu jakości wód oraz kierunki jej zmian – to zadanie skomplikowane, pracochłonne, a w niektórych przypadkach prowadzące do sprzecznych rezultatów. Jest to związane przede wszystkim z pewną nieścisłością określenia jakości wód, a także subiektywizmem badacza dokonującego wyboru takiego lub innego wskaźnika. Wybrany parametr może mieć decydujące znaczenie przy rozwiązywaniu określonego problemu, jednak to nie znaczy, że inne wskaźniki nie mają znaczenia. Dlatego pożądane jest wykorzystanie takiej metodologii określania poziomu i zmian jakości wód, która pozwala na jednoznaczne uwzględnienie wszystkich możliwych parametrów. Metody wielokryte-



rialnej analizy, a szczególnie taksometryczna miara rozwoju, stwarzają możliwości analizy jakości wody na podstawie dowolnego zbioru wskaźników<sup>3</sup>.

Do opracowania takiej taksometrycznej miary jakości wody dla jezior Charzykowskiego, Wolickiego i Żurskiego, z list zmiennych zawartych na schemacie Rawsona zostały wykorzystane najistotniejsze zmienne dla badanego zjawiska. Zmienne morfometryczne wyłączono, ponieważ nie wpływają one istotnie na zmiany jakości wody z powodu procesów zachodzących w samym jeziorze. Wskaźniki pojemności informacyjnej przypisano do zbioru zmiennych quasi-stałych. Z tego też powodu do tworzonego modelu nie włączono charakterystyk topograficznych. Należy zauważyć, iż wyłączenie tych zmiennych wcale nie oznacza ich nieznacznego oddziaływania na poziom jakości wody. Jednak przy modelowaniu procesów dynamicznych ich wartość staje się nieistotna.

Pierwszy zbiór zmiennych wybrany do modelowania utworzono na podstawie parametrycznej metody redukcji cech, która pozwoliła na przyjęcie w charakterze cech diagnostycznych w taksometrycznej ocenie poziomu i zmian jakości wody dla jezior: Charzykowskiego, Wolickiego i Żurskiego w latach 1983-1987 następujących wskaźników:

- biologiczne zapotrzebowanie na tlen,  $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3} \text{O}_2$  – BZT<sub>5</sub>,
- procentowa zawartość substancji organicznej w suchej masie sestonu – PzOs,
- procentowa zawartość substancji organicznej w suchej masie osadów – PzO,
- zawartość azotu mineralnego,  $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  – Nmin,
- zawartość azotu ogólnego,  $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  – Nog,
- przewodność elektrolityczna właściwa,  $\mu\text{S}$  – Pel,
- zawartość fosforu fosforanowego,  $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  – PPO<sub>4</sub>,
- widzialność krążka Secchiego, cm – KrS,
- procentowa zawartość rozpuszczonego w wodzie tlenu – PO<sub>2</sub>,
- zawartość chloru,  $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  – Cl,
- stratyfikacja termiczna, °C – ΔT,
- średnia temperatura powietrza, °C – T<sub>p</sub>,
- średnia prędkość wiatru,  $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$  – S<sub>w</sub>,
- suma godzin insolacji – D<sub>s</sub>,
- suma opadów atmosferycznych, mm – S<sub>0</sub>.

Przy tworzeniu taksometrycznej miary rozwoju należy wymienione zmienne diagnostyczne podzielić na stymulanty i destymulanty. Stymulantami nazywane są zmienne, których wzrost poziomu oznacza polepszenie jakości wody. Do stymulant zalicza się:

- widzialność krążka,
- stratyfikację termiczną,
- zawartość rozpuszczonego w wodzie tlenu,
- średnią prędkość wiatru.

---

<sup>3</sup> Algorytm pozwalający na obliczenie taksometrycznej miary jakości wody podano w rozdziale 3.

Przynależność charakterystyki widzialności krążka Secchiego do grupy stymulant jest oczywista. Wraz ze wzrostem wartości tego wskaźnika, czyli ze wzrostem przejrzystości wody, jej jakość się polepsza. Woda z dużą zawartością zanieczyszczeń zarówno chemicznych, jak i biologicznych w zasadzie zawiera dużo cząstek zawieszonych, wywołujących zanikanie widzialności krążka już na głębokości kilku centymetrów.

Stratyfikacja termiczna i średnia prędkość wiatru – to zmienne, które w podobny sposób związane są z poziomem jakości wód w jeziorze. Oba parametry charakteryzują się intensywnością procesów mieszania się wód w zbiorniku wodnym, a więc wzbogacaniem wód w tlen i dwutlenek węgla.

Ostatnia zmienna z grupy stymulant – zawartość rozpuszczonego w wodzie tlenu – to życiowo ważny element dla organizmów wodnych. Zmniejszenie jego zawartości, a w wielu przypadkach całkowity brak w wodach warstwy dennej może doprowadzić do obumierania w akwencie hydrobiontów.

Destymulantami, czyli zmiennymi, których zwiększenie świadczy o pogorszeniu się jakości wody, są:

- biologiczne zapotrzebowanie na tlen,
- zawartość azotu mineralnego,
- zawartość azotu ogólnego,
- zawartość fosforu fosforanowego,
- zawartość chloru,
- przewodność elektrolityczna właściwa,
- zawartość substancji organicznej w suchej masie sestonu,
- zawartość substancji organicznej w suchej masie osadów,
- średnia temperatura powietrza.

Niezbędnym warunkiem biologicznej produkcji w jeziorze jest dostateczna ilość rozpuszczonego w wodzie tlenu. Jego niedobór przejawia się zwiększeniem zapotrzebowania na tlen i świadczy o pogorszeniu się jakości wody.

Związki fosforu i azotu (ich formy mineralne) uważane są za elementy eutrofogenne. Zbędne ilości fosforanów i związków mineralnych azotu (azotanów, azotynów i amoniaku) nie mogą zostać zasymilowane przez hydrobionty oraz wykorzystane do produkcji biomasy organizmów, co obniża jakość wody.

Azot organiczny jest jednym z podstawowych składowych elementów substancji allochtonicznej, która określa produktywność wód jeziornych. Tak samo jak mineralne formy azotu nadmiar azotu organicznego w wodach jeziora wywołuje jego eutrofizację, a w konsekwencji pogorszenie się jakości wód.

Przewodność elektrolityczna właściwa jest miarą sumarycznej zawartości w wodzie rozpuszczonych substancji nieorganicznych. Zwiększenie zawartości soli w wodzie zwykle ujemnie wpływa na właściwości troficzne jeziora.

Zawartość substancji organicznej w sestonie i warstwach dennych stanowi istotny parametr określający trofię jeziora. Wraz z jego wzrostem następuje jakościowa zmiana wód w kierunku od jezior oligotroficznych do dystroficznych.

Temperatura powietrza jest parametrem trudnym do zdefiniowania z powodu niejednoznacznego charakteru jej oddziaływania na zrównywanie jakości wód jeziornych. Tym niemniej, uwzględniając fakt, iż jej wzrost wywołuje bardziej intensywny rozwój żywych organizmów i tym samym zmniejszenie przejrzystości wody, została ona zakwalifikowana do destymulantów.

W pierwszej wersji podziału na stymulanty i destymulanty w żadnej z grup nie znalazły się zmienne meteorologiczne: suma opadów atmosferycznych i oraz suma godzin insolacji. Trudno jest jednoznacznie stwierdzić, czy zwiększenie poziomu tych zmiennych oddziałuje dodatnio czy ujemnie na jakość wody w jeziorze. Teoretycznie obie zmienne mogą mieć charakter zarówno stymulant, jak i destymulant. Na przykład suma opadów będzie stymulantem, jeśli będzie się ją rozpatrywało jako środek transportu substancji allochtonicznej. Za destymulantę można ją uznać wtedy, gdy jest źródłem zanieczyszczenia, na przykład „kwaśne deszcze” w rejonach przemysłowych. Podobnych parametrów można przytoczyć wiele. Jednak po to, aby dla potrzeb danej analizy określić charakter oddziaływania zmiennych  $D_s$  i  $S_o$  na właściwości troficzne jezior: Charzykowskiego, Wolickiego i Żurskiego, zgodnie z procedurą przeprowadzono identyfikację tych zmiennych.

Wyczenia pokazały, iż w trakcie obserwacji zwiększenie opadów i insolacji powodowało obniżenie poziomu jakości wody w jeziorach: Charzykowskim, Wolickim i Żurskim. Innymi słowy, w jeziorach w analizowanym czasie obie zmienne zachowywały się jak destymulanty.

Na podstawie przeprowadzonej identyfikacji zmiennych dla analizowanych jezior zostały skonstruowane taksonomiczne miary jakości wód. Dynamikę tych miar w latach 1983-1987 omówiono poniżej.

Wielowymiarowe oceny jakości wód w jeziorach Charzykowskim, Wolickim i Żurskim w latach 1983-1987 prowadzone były kwartalnie, w trzech wariantach:

- dla warstwy powierzchniowej i dennej, dla każdego punktu obserwacyjnego w jeziorach (na podstawie macierzy pierwotnych zmiennych diagnostycznych);
- dla warstwy powierzchniowej i dennej każdego z jezior (na podstawie macierzy uśrednionych zmiennych diagnostycznych);
- dla warstwy powierzchniowej i dennej razem (na podstawie hipermacierzy uśrednionych zmiennych diagnostycznych).

Dwa pierwsze warianty badań ukierunkowane zostały na rozwiązanie zagadnienia charakteru zmian jakości wody w każdym z badanych jezior w okresie prowadzenia obserwacji. Zadaniem wariantu trzeciego było porównanie poziomów jakości wód badanych jezior<sup>4</sup>.

---

<sup>4</sup> Problemy związane z zastosowaniem hipermacierzy zmiennych diagnostycznych oraz możliwe rozbieżności we wskazaniach miar przytoczone zostały w rozdziale 4.

Przy konstruowaniu taksonometrycznych miar jakości wód dla warstw powierzchniowych i dennych korzystano z różnych zestawów zmiennych. Związane to było przede wszystkim z tym, iż niektóre elementy były definiowalne tylko dla wód jednej z warstw (tabela 4.1).

Zmienna  $\Delta T$  wykorzystywana była przy konstruowaniu taksonometrycznych miar jakości wody dla obu warstw, ponieważ ma istotne znaczenie dla określenia poziomu jakości wody zarówno w warstwie powierzchniowej, jak i dennej. W badaniu zmienna przyjmuje jednakową wartość dla obu warstw.

Tabela 4.1. Zmienne diagnostyczne, wykorzystywane do konstruowania taksonomicznych miar jakości wody dla warstw powierzchniowych oraz dennych

Zmienna	Warstwa powierzchniowa	Warstwa denna
PzOs	x	x
PzO		x
BZT <sub>5</sub>	x	x
Nmin	x	x
Nog	x	x
Pel	x	x
PPO <sub>4</sub>	x	x
KrS	x	
PO <sub>2</sub>	x	x
Cl	x	x
$\Delta T$	x	x
T <sub>p</sub>	x	
S <sub>w</sub>	x	
D <sub>s</sub>	x	
S <sub>o</sub>	x	

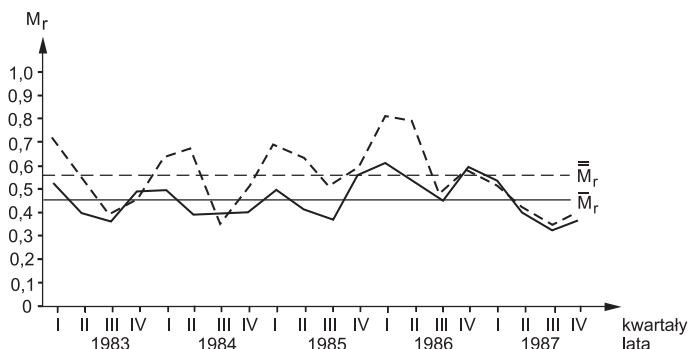
x – zmienna wykorzystywana do konstrukcji taksonomicznej miary rozwoju

Zmienne meteorologiczne (T<sub>p</sub>, S<sub>w</sub>, D<sub>s</sub>, S<sub>o</sub>) były uwzględnione tylko przy tworzeniu modeli jakości wód dla warstwy powierzchniowej, ponieważ ich oddziaływanie na procesy zachodzące w warstwach dennych wód jest nieznaczące.

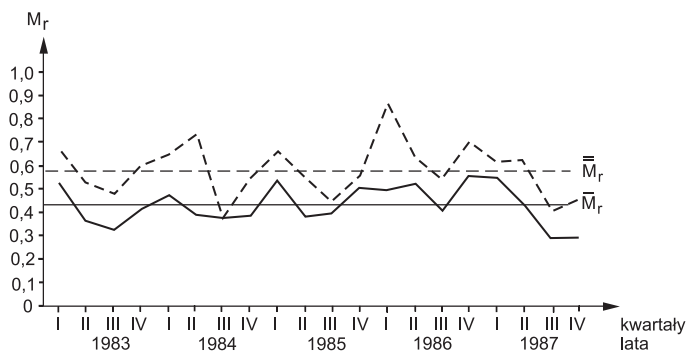
Wyniki taksonomicznych ocen jakości wód rozpatrywane były przez nas począwszy od analizy dynamicznych zmian miar jakości wód, wyliczonych dla wszystkich punktów obserwacyjnych badanych jezior.

Wielowymiarową analizę zmian jakości wody w Jeziorze Charzykowskim w latach 1983-1987 dla warstw powierzchniowej i dennej wykonano w trzech punktach. Dynamikę zmian taksonomicznych miar jakości wody dla każdego punktu jeziora przedstawiono na rysunkach 4.8-4.10. W zasadzie, w latach 1983-1987 najwyższy poziom jakości wody zarówno w warstwie powierzchniowej, jak i dennej został odnotowany w pierwszych kwartałach każdego roku. W drugim kwartale wartość miary jakości się zmniejszała i osiągała najniższą

wartość w III kwartale każdego roku. Ostatnie kwartały każdego badanego roku charakteryzowały się wzrostem poziomu jakości wody. W przypadku Jeziora Charzykowskiego zmiany poziomu jakości wody były wyraźnie skorelowane ze zmianami pór roku, co wyjaśnić można procesami biologicznymi i chemicznymi zachodzącymi w wodach jeziora w okresie cyrkulacji wiosennej i jesiennej, a także letniej i zimowej stagnacji.



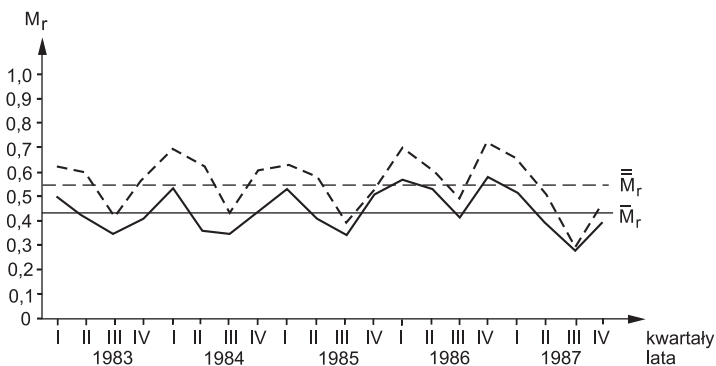
Rys. 4.8. Kształtowanie taksonomicznych miar rozwoju jakości wody dla Jeziora Charzykowskiego w latach 1983-1987 (punkt 6, warstwa powierzchniowa —, warstwa dna - - -)



Rys. 4.9. Kształtowanie taksonomicznych miar rozwoju jakości wody dla Jeziora Charzykowskiego w latach 1983-1987 (punkt 7, warstwa powierzchniowa —, warstwa dna - - -)

Wartości z wykresów w 1987 roku dla wód warstwy górnej i dolnej we wszystkich punktach obserwacyjnych Jeziora Charzykowskiego są poniżej poziomu jakości wód w porównaniu z odpowiednimi kwartałami lat poprzednich. Wynika z tego, że w III kwartale 1987 roku poziom jakości wód w Jeziorze Charzykowskim osiągnął najniższą wartość na przestrzeni całego okresu badawczego. Taka sytuacja świadczy o pogłębiającym się procesie eutrofizacji wód Jeziora Charzykowskiego.

Odchylenie miar jakości wód od średniej wieloletniej we wszystkich punktach obserwacyjnych jest większe dla warstwy dennej niż powierzchniowej. To świadczy o tym, że wody warstwy dennej są bardziej czułe na zmiany jakości niż wody powierzchniowe. W taki sposób wody warstwy dennej są najbardziej informatywne dla analizy poziomu jakości wód jeziornych i jego zmian.



Rys. 4.10. Kształtowanie taksonomicznych miar rozwoju jakości wody dla Jeziora Charzykowskiego w latach 1983-1987 (punkt 8, warstwa powierzchniowa —, warstwa denna - - -)

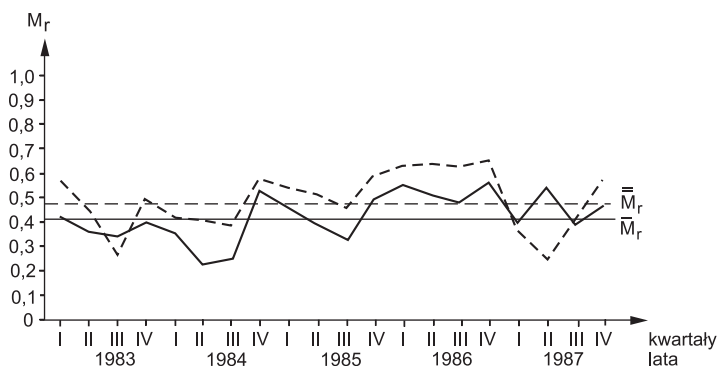
Ocena jakości wody, wykorzystująca miary jakości zastosowane oddzielnie dla każdego punktu, jest dość dokładna. Jednak na jej podstawie trudno jest jednoznacznie odpowiedzieć na pytanie, jakie zmiany jakości wody wystąpiły w obrębie całego jeziora, a to stanowi główny cel danej części badań (określenie poziomu, oraz zmian jakości wód w całym ekosystemie – jeziorze).

W celu realizacji wyżej określonego celu zastosowano taksonomiczną miarę jakości wód dla warstw powierzchniowej i dennej Jeziora Charzykowskiego jako całości. Za informację statystyczną o poziomie odchyleni zmiennych wzięto średnią arytmetyczną pomiarów przeprowadzonych dla wszystkich punktów obserwacyjnych. Na przykład poziom wskaźnika  $BTZ_5$  w I kwartale 1983 r. dla warstwy powierzchniowej obliczano jako średnią arytmetyczną punktów 6, 7 i 8. Dynamikę zmiany taksonomicznych miar jakości wód dla warstwy powierzchniowej i dennej Jeziora Charzykowskiego w latach 1983-1987 przedstawiono na rysunkach 4.8-4.10.

Wszystkie tendencje odnotowane w czasie analizy zmian jakości wody w poszczególnych punktach obserwacyjnych Jeziora Charzykowskiego widoczne są dalej przy otrzymywaniu obrazu jakości wody dla całego badanego jeziora.

W ciągu całego okresu w Jeziorze Wolickim, tak samo jak w Charzykowskim, w punktach obserwacyjnych w warstwie powierzchniowej i dennej odnotowano sezonowe wahania zmian jakości wód (rys. 4.11). W I kwartale każdego roku badań odnotowywano najwyższy poziom jakości, a najniższy – w III kwartale każdego roku.

Analiza odchyień amplitudy wahań miar jakości od wieloletniej średniej pokazała, że dla wszystkich badanych punktów w warstwie dennej jest ona większa niż powierzchniowej.



Rys. 4.11. Kształtowanie taksonomicznych miar rozwoju jakości wody dla Jeziora Wolickiego w latach 1983-1987 (punkt 2, warstwa powierzchniowa —, warstwa denna - - -)

Jeśli tendencje zmian miar jakości wody w warstwie powierzchniowej i dennej dla wszystkich obserwowanych punktów Jeziora Charzykowskiego pokrywały się, to w Jeziorze Wolickim w ciągu dwóch kwartałów odnotowano istotne odchylenia, tzn. że jednocześnie ze wzrostem poziomu miary jakości wody w warstwie powierzchniowej odnotowany został silny spadek poziomu miary w warstwie dennej.

Przyczyną pogorszenia się poziomu jakości wody w dennej warstwie w punkcie 1 w IV kwartale 1987 r. był najwyższy w ciągu całego okresu poziom zmiennych  $\text{PPO}_4$  i  $\text{Pel}$ , czyli zmiennych mających charakter destymulant. O skali tego wzrostu świadczy fakt, że w latach 1983-1987 wartość wskaźnika  $\text{PPO}_4$  dla warstwy dennej Jeziora Wolickiego nie przekraczała poziomu  $5,5 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ , a w IV kwartale 1987 r. wynosiła  $11,75 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ . Średnia wartość wskaźnika  $\text{Pel}$  w latach 1983-1987 dla warstwy dennej Jeziora Wolickiego była równa  $3194 \mu\text{S}$ , a w IV kwartale 1987 r. –  $5529 \mu\text{S}$ . Jednocześnie w warstwie powierzchniowej dla punktu 1 w IV 1987 r. odnotowano wyraźne zmniejszenie wartości zmiennych – destymulant, na przykład  $\text{PzOs}$ ,  $\text{Nmin}$  i  $\text{BZT}_5$ , a wraz z tym wzrost stymulacyjnej charakterystyki widzialności krążka Secchiego.

W drugim przypadku także odnotowano różnice w zmianach miar jakości wody dla warstw powierzchniowej i dennej, na przykład dla punktu 2 także zaobserwowano znaczny wzrost poziomu zmiennych – destymulant ( $\text{Pel}$  i  $\text{PzOs}$ ) w warstwie dennej, któremu towarzyszył wzrost poziomu zmiennej  $\text{PO}_2$  w warstwie powierzchniowej przy jednoczesnym zmniejszeniu się poziomu



zmiennej  $\text{PPO}_4$ . Z wyjątkiem dwóch wyżej przytoczonych przypadków tendencje w tworzeniu miar jakości wody dla warstwy powierzchniowej i dennej są zbieżne.

Wnioski dotyczące tworzenia miar jakości wody dla warstwy powierzchniowej i dennej dla wszystkich obserwowanych punktów Jeziora Wolickiego potwierdza analiza jakości wód tego jeziora, traktowanego jako system jednolity.

Rozbieżność tendencji zmian miar jakości wód dla warstw powierzchniowej i dennej, ustalonych dla Jeziora Wolickiego, ujawnia się tylko w niektórych przypadkach; w przypadku systemowego podejścia do oceny Jeziora Wolickiego w punkcie 2 w II kwartale 1987 r., rozbieżność tendencji zanika. Świadczy to o nieznacznych zmianach niektórych poszczególnych wskaźników, uniemożliwiając wykorzystanie ich jako wartości zmiennych diagnostycznych. Tak zostały zniwelowane wahania poziomu zmiennych  $\text{P}_{\text{el}}$  i  $\text{P}_{\text{zO}}$  w warstwie dennej. Inną sytuację można zaobserwować w IV kwartale 1987 r. Rozbieżności w zmianach miar jakości wód w warstwie powierzchniowej i dennej w punkcie 1 były na tyle duże, że uwarunkowały zmiany kompleksowych miar jakości wód w warstwie powierzchniowej i dennej Jeziora Wolickiego.

Taksonomiczne miary jakości wód dla Jeziora Żurskiego zostały skonstruowane tak samo jak w przypadku Jeziora Wolickiego dla warstwy powierzchniowej i dennej w punktach 1 i 3 oraz dla warstwy powierzchniowej w punkcie 4, w latach 1983-1987.

Tendencje dynamiki zmian jakości wód, odnotowane wcześniej dla jezior Charzykowskiego i Wolickiego, tak samo występują we wszystkich punktach obserwacyjnych w Jeziorze Żurskim. W warstwie powierzchniowej i dennej, dla każdego punktu zaobserwowano regularną sezonową okresowość zmian poziomu jakości wód. Miary jakości wody osiągają poziomy maksymalne w I kwartale każdego roku, a poziomy minimalne – w III kwartale. Wyjątkiem jest rok 1984, w którym w punktach 1 i 3 minimalny poziom jakości zaobserwowano w II kwartale.

W Jeziorze Żurskim również odnotowano lepsze właściwości indykacyjne warstwy dennej w porównaniu z powierzchniową przy określeniu poziomu jakości wody. Amplituda odchyień miar jakości wody warstwy dennej od średniej wieloletniej jest znacznie większa niż w warstwie powierzchniowej.

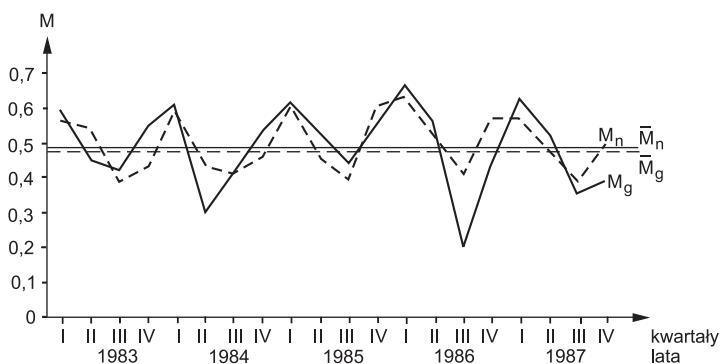
Wartości taksonomicznych miar jakości wód w warstwie powierzchniowej i dennej pokazują, że w okresie obserwacji najwyższą jakością charakteryzowała się woda w powierzchniowej i przydennej warstwie w I kwartale 1986 r. Poziom najniższy miara jakości osiągnęła w warstwie powierzchniowej w II kwartale 1984 r., a w warstwie przydennej – w III kwartale 1986 r. To nie pokrywa się w całości z tendencjami obserwowanymi w Jeziorze Charzykowskim, gdzie w odpowiednich kwartałach ostatniego roku badań wody warstwy powierzchniowej i przydennej charakteryzowały cię najniższym poziomem

jakości. Może to być związane z faktem, iż w Jeziorze Charzykowskim procesy eutrofizacji zachodzą wolniej.

Analiza przytoczonych powyżej materiałów pozwala na sformułowanie wniosków dotyczących tendencji zmian jakości wód w Jeziorach Charzykowskim, Wolickim i Żurskim w latach 1983-1987:

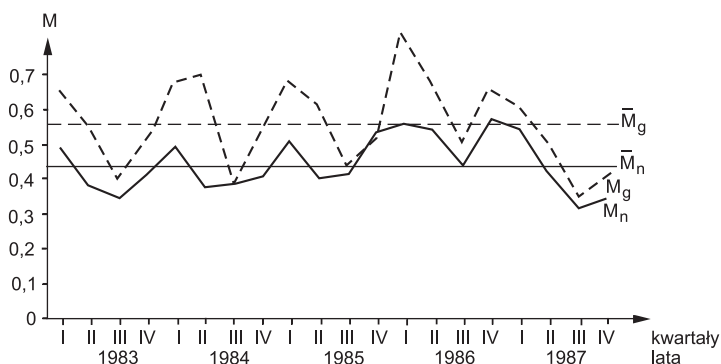
- 1) zmiany jakości wód w warstwie powierzchniowej i przydennej charakteryzuje okresowość sezonowa,
- 2) najwyższy poziom jakości został osiągnięty w I kwartale, a najniższy – w III kwartale każdego roku,
- 3) tendencje zmian jakości wód dla warstwy powierzchniowej i przydennej pokrywają się,
- 4) najbardziej przydatna dla celów diagnostycznych pod względem informacyjnym jest ocena jakości wody w warstwie przydennej z uwagi na zwiększoną czułość w tym miejscu taksonomicznych miar jakości.

Podobny rodzaj analizy zmian jakości wód nie pozwala na przeprowadzenie porównania różnych jezior. Odpowiedź na pytanie, które z jezior charakteryzuje się wyższym, a które niższym poziomem jakości wody, możliwe jest tylko po ustaleniu specyficznych, alternatywnych miar jakości wody, które tworzone są na podstawie hipermacierzy, zawierających całkowity przekrój zmiennych diagnostycznych ze wszystkich analizowanych jezior<sup>5</sup>. Tego rodzaju agregatowe miary rozwoju zostały opracowane oddzielnie dla warstwy powierzchniowej i przydennej. Dynamikę ich zmian w obu warstwach jezior: Charzykowskiego, Wolickiego i Żurskiego w latach 1983-1987 przedstawiono na rysunkach 4.12-4.14.

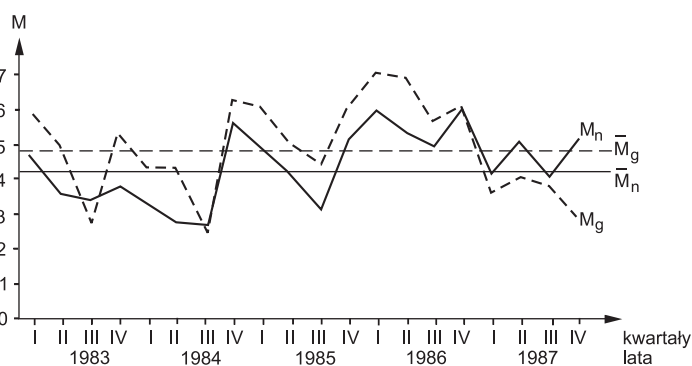


Rys. 4.12. Kwartalne zmiany taksonomicznych miar jakości wody w Jeziorze Żurskim w latach 1983-1987: — taksonomiczna miara jakości wody dla warstwy powierzchniowej, - - - taksonomiczna miara jakości wody dla warstwy dennej

<sup>5</sup> Procedura konstruowania alternatywnych miar rozwoju przytoczona została w rozdziale 4.



Rys. 4.13. Kwartalne zmiany taksonomicznych miar jakości wody w Jeziorze Charzykowskim w latach 1983-1987: — taksonomiczna miara jakości wody dla warstwy powierzchniowej, - - - taksonomiczna miara jakości wody dla warstwy dennej

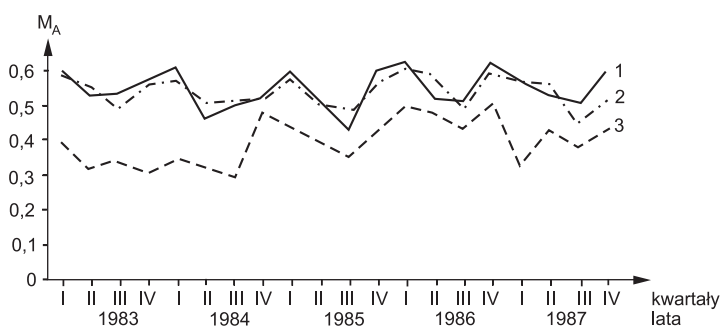


Rys. 4.14. Kwartalne zmiany taksonomicznych miar jakości wody dla Jeziora Wolickiego w latach 1983-1987: — taksonomiczna miara jakości wody dla warstwy powierzchniowej, - - - taksonomiczna miara jakości wody dla warstwy dennej

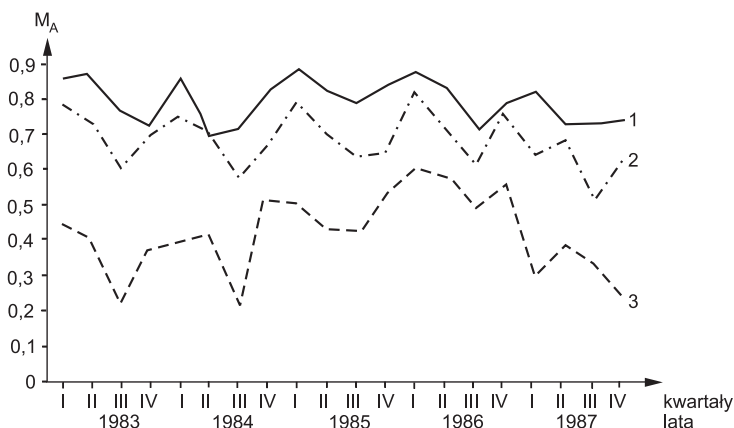
Wykorzystanie zbiorczych miar jakości wód pozwala nie tylko na porównanie poziomu jakości wód oddzielnych akwenów, ale też na analizę zmian poziomu jakości w czasie. Oprócz tego wartości zbiorczych miar jakości umożliwiają opracowanie klasyfikatora jezior, działającego na zasadzie oceny poziomu jakości wód w warstwie powierzchniowej i przydennej. Zbiorcze miary jakości wód w większości przypadków także wykazują cykliczność sezonową. Na uwagę zasługuje miara jakości wody warstwy przydennej Jeziora Wolickiego w 1987 roku. Odnotowane wcześniej odchylenia okazały się na tyle duże, że nawet w zbiorczej mierze jakości wyraźnie przejawia się wpływ anomalnych wartości zmiennych PPO<sub>4</sub> i Pel w przydennej warstwie punktu 1 tego jeziora.

Najwyższym poziomem jakości wód charakteryzuje się Jezioro Charzykowskie, następnie Żurskie, najniższym Jezioro Wolickie, zarówno w analizie warstwy powierzchniowej, jak i przydennej.

Wykresy ilustrujące poziom jakości wód warstwy powierzchniowej jezior Charzykowskiego i Żurskiego położone są dość blisko siebie i w wielu miejscach się przecinają. Świadczy to o tym, że jakość wód tych jezior jest podobna. Wykres poziomu jakości wód warstwy powierzchniowej Jeziora Wolickiego wskazuje na znacznie niższą jakość wody. Krzywe, ilustrujące poziom jakości wód w warstwie przydennej, świadczą natomiast o wyraźniejszym zróżnicowaniu ich jakości. W latach 1984-1986 dla warstwy powierzchniowej i w latach 1985-1986 dla warstwy przydennej różnice jakości wód znacznie się zmniejszyły. Dzięki wykorzystaniu alternatywnych miar do analizy jakości wód jeziornych zaobserwowano, iż pogorszenie jakości wód nastąpiło w 1987 roku. Ta tendencja jest wyraźnie widoczna w przydennej warstwie analizowanych jezior, bardziej czułej na zmiany poziomu jakości (rys. 4.15-4.16).



Rys. 4.15. Kwartalne zmiany agregatowych taksonomicznych miar jakości wód w warstwie powierzchniowej jezior: 1 – Charzykowskiego, 2 – Żurskiego, 3 – Wolickiego w latach 1983-1987



Rys. 4.16. Kwartalne zmiany agregatowych taksonomicznych miar jakości wód w warstwie przydennej jezior: 1 – Charzykowskiego, 2 – Żurskiego, 3 – Wolickiego w latach 1983-1987

## 4.2. Modele statystyczne

### 4.2.1. Modele regresji oparte na schemacie Rawsona

Na bazie schematu Rawsona opracowano modele uwzględniające zmiany w warstwach przydennych i powierzchniowych badanych jezior. Za warunek graniczny przyjęto założenie o zbieżności procesów określających zmiany właściwości wody w każdym z jezior. Dla każdego punktu obserwacyjnego na powierzchni sporządzono model składający się z 7 równań, z których 4 pierwsze tworzyły blok równań współzależnych, a trzy pozostałe – blok zwykły. Model współzależny dotyczył następujących czterech zmiennych w czasie (kwartał):  $PzOs_t$  – procentowej zawartości substancji organicznej w suchej masie sestonu,  $Pe_t$  – przewodności elektrolitycznej,  $PO_{2t}$  – zawartości rozpuszczonego w wodzie tlenu,  $Nog_t$  – zawartości azotu ogólnego. Trzy kolejne równania dotyczyły zmiennych  $KrS_t$  – przejrzystości wody mierzonej widocznością krążka Secchego,  $Ps_t$  – stratyfikacji termicznej (T),  $Tw_t$  – temperatury wody.

Każde z czterech pierwszych równań poddano statystycznej ocenie w 42 wariantach, czyli rozpatrzonych zostało 7 wersji z różnym zestawem zmiennych objaśniających (strukturą powiązań). W każdej wersji przeanalizowano trzy rodzaje form analitycznych (liniowa, potęgowa i wykładnicza), a także dwa warianty: z uwzględnieniem analiz sezonowych oraz bez nich. Trzy ostatnie równania rozpatrywane były w 6 wariantach, to jest z uwzględnieniem czynnika sezonowości i bez jego uwzględnienia, jak również w postaci trzech już wymienionych wyżej form analitycznych.

Po ocenie statystycznej tych wersji równań otrzymano następujące wyniki:

- a) model statystyczny z równaniami współzależnymi porównał zależności empiryczne pomiędzy zmiennymi zawartymi w schemacie Rawsona. Mimo ograniczonej próby, uwarunkowanej dostępnością danych, model potwierdził część zależności teoretycznych i wskazał na ich nowe rodzaje;
- b) potwierdzony został ogólny wniosek, iż dla każdego z jezior należy konstruować model oddzielny, ponieważ intensywność i charakter procesów fizycznych, chemicznych i biologicznych występujących w różnych jeziorach znacznie się od siebie różni;
- c) w wielu przypadkach modele odzwierciedliły cykliczność sezonową, co jest zgodnie z hipotezami teoretycznymi;
- d) w modelach przeważają zależności liniowe, jednakże do opisu modeli z powodzeniem mogą zostać zastosowane formy potęgowe lub wykładnicze. Wybór dowolnej z nich zasadniczo nie wpływa na zmianę wyników, otrzymanych zgodnie z rezultatami badań.

Analogiczne podejście wykorzystano przy modelowaniu procesów fizycznych, chemicznych i biologicznych, przebiegających na dnie jezior. Dla każdego punktu skonstruowano model współzależny, składający się z trzech równań, wyjaśniający tworzenie się:  $PzOs_t$ ,  $PeI_t$  oraz  $PzO_t$  – czyli składu procentowego substancji organicznej w suchej masie osadów dennych. Model ten był rozpatrywany w 6 wariantach, różniących się różnymi formami analitycznymi, a także występowaniem okresowości sezonowej. W trakcie procesu statystycznej oceny i kontroli otrzymano wyniki potwierdzające przesłanki teoretyczne, jak również odkrywające nowe współzależności. Wnioski niewiele różnią się od tych, które były odnotowane w punktach a-d podczas analizy równań opisujących właściwości wód powierzchniowych.

#### 4.2.2. Modele zawierające jedno równanie

Z uwzględnieniem wniosków wynikających z opisanej w p. 4.2.1 procedury badawczej zbudowano modele składające się z jednego równania, oddzielnie dla każdej zmiennej endogenicznej. Przy czym w porównaniu z poprzednim rozdziałem zmianie uległ zbiór zmiennych endogenicznych. Do modeli opisujących stan wód powierzchniowych zamiast równań dla  $P_{st}$  i  $Tw_t$  włączono równania wyjaśniające tworzenie się  $PPO_{4t}$ , czyli zawartości fosforu fosforanowego w  $mg \cdot dm^{-3}$ , a także  $Nmin_t$  – czyli zawartości azotu mineralnego w  $mg \cdot dm^{-3}$ . W ten sposób dla warstwy powierzchniowej sporządzono 7 równań dla:  $PzOs_t$ ,  $PO_{2t}$ ,  $PeI_t$ ,  $PPO_{4t}$ ,  $Nmin_t$ ,  $Nog_t$ ,  $KrS_t$ .

Badania prowadzono dwuetapowo. Najpierw sporządzano modele opisujące wybrane zmienne, zgodnie z powiązaniem wynikającymi ze schematu Rawsona. W drugim etapie ilość powiązań pomiędzy zmiennymi zwiększono o ilość powiązań pośrednich, nie zaznaczonych bezpośrednio w schemacie Rawsona. W rezultacie pierwszego etapu sformułowano wniosek, iż przy sporządzaniu modeli statystycznych nie wolno ograniczać się tylko do schematu Rawsona. Dlatego w procesie realizacji drugiego etapu dodatkowo uwzględniono powiązania pośrednie. W ten sposób pierwszy etap pozwolił na wyszczególnienie podstawowych czynników, które statystycznie w istotny sposób wpływają na poszczególne zmienne endogeniczne. Czynniki i model poddano powtórnej ocenie i weryfikacji. Jeśli wprowadzone czynniki okazywały się statystycznie istotne, były pozostawiane, w przeciwnym przypadku – odrzucane.

Procedura prowadzona była tak długo, póki nie otrzymano modelu charakteryzującego się:

- a) statystycznym znaczeniem wszystkich występujących w nim czynników,
- b) w stopniu zadowalającym wyjaśniającego zmienność zmiennej endogenicznej.

W rezultacie takiego podejścia dla każdego punktu otrzymano różne modele lub w niektórych rzadkich przypadkach – modele spełniające wymogi punktów a i b wcale nie zostały otrzymane.

W analogiczny sposób sporządzono modele dla badanych punktów dna jezior, przy czym w tym przypadku rozpatrywano cztery równania: dla  $PzOs_t$ ,  $PO_{2t}$ ,  $Pel_t$  i  $Nmin_t$ .

W przypadku warstwy dennej także otrzymano różne rodzaje modeli dla różnych punktów obserwacyjnych lub, w niektórych przypadkach, w ogóle nie otrzymano zadowalającego modelu.

#### 4.2.3. Zbiór zmiennych w końcowym wariancie modelu

Zmienne endogeniczne (zależne):

$PzOs_t$  – procentowa zawartość substancji organicznej w suchej masie sestonu,

$PO_{2t}$  – procentowa zawartość rozpuszczonego w wodzie tlenu,

$Pel_t$  – przewodność elektrolityczna właściwa,

$PPO_{4t}$  – zawartość fosforu fosforanowego w  $mg \cdot dm^{-3}$ ,

$Nmin_t$  – zawartość azotu mineralnego w  $mg \cdot dm^{-3}$ ,

$Nog_t$  – zawartość azotu ogólnego w  $mg \cdot dm^{-3}$ ,

$KrS_t$  – krążek Secchego.

Zmienne egzogeniczne (niezależne) :

$Wd_t$  – zmienna charakteryzująca wpływ dna, czyli  $Wd = \frac{1}{M \cdot s \cdot \Delta T}$

$Tw_t$  – temperatura wody,

$Cl_t$  – zawartość chloru w  $mg \cdot dm^{-3}$ ,

$Pw_t$  – procent wymiany wody w jednostce czasu,

$Sw_{t-1}$  – średnia prędkość wiatru w poprzednim kwartale,

$BZT_{5t}$  – biologiczne zapotrzebowanie na tlen w  $mg \cdot dm^{-3} O_2$ ,

$PzO_t$  – zawartość procentowa substancji organicznej w suchej masie osadów,

$Az_{t-1}$  – aktywność zlewni w poprzednim kwartale,

$Ds_{t-1}$  – suma godzin insolacji w poprzednim kwartale,

$So_{t-1}$  – suma opadów atmosferycznych w poprzednim kwartale,

$Q_{1t}$ ,  $Q_{2t}$ ,  $Q_{3t}$  – zmienne cykliczne do badania efektów sezonowych w kwartałach.

Zmienne endogeniczne w innych równaniach występują jako zmienne egzogeniczne (niezależne).

#### 4.2.4. Końcowe postacie równań modeli

Jezioro Charzykowskie – modele warstwy powierzchniowej

p. 6:  $PzOs_t = \beta_0 + \beta_1 Pel_t + \beta_2 PO_{2t} + \beta_3 Wd_t + \xi_t$

p. 7:  $PzOs_t = \beta_0 + \beta_1 Pel_t + \beta_2 Tw_t + \beta_3 Cl_t + \beta_4 Wd_t + \beta_5 Nog_t + \xi_t$

p. 8:  $PzOs_t = \beta_0 + \beta_1 PO_{2t} + \beta_2 PPO_4 + \beta_3 Tw_t + \beta_4 KrS_t + \xi_t$



- p. 6:  $PO_{2t} = \beta_0 PzOs_t^{\beta_1} + Pw_t^{\beta_2} e^{\xi_t}$
- p. 7:  $PO_{2t} = \beta_0 + \beta_1 PzOs_t + \beta_2 Sw_{t-1} + \beta_3 SO_{t-1} + \beta_4 Tw_t + \xi_t$
- p. 8:  $PO_{2t} = \beta_0 + \beta_1 PzOs_t + \beta_2 Pw_t + \xi_t$
- p. 6:  $Pel_t = \beta_0 + \beta_1 PPO_{4t} + \beta_2 Tw_t + \xi_t$
- p. 7:  $Pel_t = \beta_0 + \beta_1 PPO_{4t} + \beta_2 Cl_t + \beta_3 PO_{2t} + \beta_4 Wd_t + \xi_t$
- p. 8: brak modelu dla  $Pel_t$
- p. 6:  $PPO_{4t} = \beta_0 + \beta_1 PzOs_t + \beta_3 Pel_t + \beta_4 Cl_t + \xi_t$
- p. 7:  $PPO_{4t} = \beta_0 + \beta_1 PzOs_t + \beta_2 Pel_t + \beta_3 BZT_{5t} + \xi_t$
- p. 8:  $PPO_{4t} = \beta_0 + \beta_1 KrS_t + \beta_2 Tw_t + \xi_t$
- p. 6:  $Nmin_t = \beta_0 + \beta_1 Pw_t + \beta_2 PO_{2t} + \xi_t$
- p. 7:  $Nmin_t = \beta_0 PzPs_t^{\beta_1} Nog_t^{\beta_2} BZT_{5t}^{\beta_3} KrS_t^{\beta_4} PO_{2t}^{\beta_5} \{ \alpha_1 Q_{1t} + \alpha_2 Q_{2t} + \alpha_3 Q_{3t} + \xi_t \}$
- p. 8: brak modelu dla  $Nmin_t$
- p. 6:  $Nog_t = \beta_0 + \beta_1 BZT_{5t} + \beta_2 Tw_t + \xi_t$
- p. 7 i p. 8: w obu punktach brak modelu dla  $Nog_t$
- p. 6:  $KrS_t = \exp^{\{ \beta_0 + \beta_1 1/PzOst + \beta_2 1/BZT5t + \beta_3 1/PPO4t + \beta_4 1/Pelt + \xi_t \}}$
- p. 7:  $KrS_t = \beta_0 BZT_{5t}^{\beta_1} PPO_{4t}^{\beta_2} Nmin_t^{\beta_3} \exp^{\{ \alpha_1 Q_{1t} + \alpha_2 Q_{2t} + \alpha_3 Q_{3t} + \xi_t \}}$
- p. 8:  $KrS_t = \beta_0 + \beta_1 PzOs_t + \beta_2 BZT_{5t} + \beta_3 PPO_{4t} + \xi_t$
- p. 6, p. 7 i p. 8: oznaczają numery punktów pomiarowych,  $\beta_1$  – to niewiadome parametry strukturalne,  $\xi_t$  – jest składnikiem losowym równań modelu.

#### Jezioro Charzykowskie – modele warstwy dennej

- p. 6:  $PzOs_t = \beta_0 + \beta_1 PPO_{4t} + \beta_2 Tw_t + \beta_3 Wd_t + \xi_t$
- p. 7:  $PzOs_t = \beta_0 + \beta_1 PPO_{4t} + \beta_2 Tw_t + \beta_3 Wd_t + \xi_t$
- p. 8:  $PzOs_t = \beta_0 Tw_t^{\beta_1} Wd_t^{\beta_2} \exp^{\xi_t}$
- p. 6:  $PO_{2t} = \exp^{\{ \beta_0 + \beta_1 1/BZT5t + \beta_1 + d1Q1t + d2Q2t + d3Q3t + e \xi_t \}}$
- p. 7:  $PO_{2t} = \beta_0 + \beta_1 + \alpha_1 Q_{1t} + \alpha_2 Q_{2t} + \alpha_3 Q_{3t} + \xi_t$  (zmienna czasowa)
- p. 8:  $PO_{2t} = \beta_0 + \beta_1 Pw_t + \xi_t$
- p. 6:  $Pel_t = \beta_0 PPO_{4t}^{\beta_1} BZT_{5t}^{\beta_2} PO_{2t}^{\beta_3} Tw_t^{\beta_4} Wd_t^{\beta_5} \exp^{\xi_t}$
- p. 7:  $Pel_t = \beta_0 + \beta_1 PPO_{4t} + \beta_2 Tw_t + \beta_3 PzO_t + \xi_t$
- p. 8:  $Pel_t = \exp^{\{ \beta_0 + \beta_1 1/PPO4t + \beta_2 1/PzOst + d1Q1t + d2Q2t + d3Q3t + \xi_t \}}$
- p. 6:  $PPO_{4t} = \beta_0 + \beta_1 PzOs_t + \beta_2 Pel_t + \beta_3 BZT_{5t} + \beta_4 PzO_t + \xi_t$
- p. 7:  $PPO_{4t} = \beta_0 PzOs_t^{\beta_1} PzO_t^{\beta_2} Nog_t^{\beta_3} \{ \exp^{\alpha_1 Q_{1t} + \alpha_2 Q_{2t} + \alpha_3 Q_{3t} + \xi_t} \}$
- p. 8:  $PPO_{4t} = \beta_0 + \beta_1 PzOs_t + \beta_2 PzOs_t + \beta_3 Ci_t + \alpha_1 Q_{1t} + \alpha_2 Q_{2t} + \alpha_3 Q_{3t} + \xi_t$
- p. 6:  $Nog_t = \beta_0 + \beta_1 Cl_t + \beta_2 t + \alpha_1 Q_{1t} + \alpha_2 Q_{2t} + \alpha_3 Q_{3t} + \xi_t$
- p. 7: brak modelu dla  $Nog_t$
- p. 8:  $Nog_t = \beta_0 BZT_{5t}^{\beta_1} PzO_t^{\beta_2} \exp^{\{ \alpha_1 Q_{1t} + \alpha_2 Q_{2t} + \alpha_3 Q_{3t} + \xi_t \}}$

#### Jezioro Żurskie – modele warstwy powierzchniowej

- p. 1:  $PzOs_t = \beta_0 Pel_t^{\beta_1} Tw_t^{\beta_2} BZT_{5t}^{\beta_3} \exp^{\{ \alpha_1 Q_{1t} + \alpha_2 Q_{2t} + \alpha_3 Q_{3t} + \xi_t \}}$
- p. 3:  $PzOs_t = \beta_0 Pel_t + \beta_2 Tw_t + \xi_t$
- p. 4:  $PzOs_t = \beta_0 KrS_t^{\beta_1} BZT_{5t}^{\beta_2} Tw_t^{\beta_3} \exp^{\xi_t}$

- p. 1:  $PO_{2t} = \beta_0 + \beta_1 PzOs_t + \beta_2 Pw_t + \beta_3 Tw_t + \xi_t$
- p. 3:  $PO_{2t} = \beta_0 Sw_{t-1}^{\beta_1} KrS_t^{\beta_2} \exp^{\{\alpha_1 Q_{1t} + \alpha_2 Q_{2t} + \alpha_3 Q_{3t} + \xi_t\}}$
- p. 4: brak modelu dla  $PO_{2t}$
- p. 1:  $Pel_t = \beta_0 + \beta_1 BZT_{5t} + \beta_2 PO_{2t} + \beta_3 Tw_t + \alpha_1 Q_{1t} + \alpha_2 Q_{2t} + \alpha_3 Q_{3t} + \xi_t$
- p. 3:  $Pel_t = \beta_0 PPO_{4t}^{\beta_1} Tw_t^{\beta_2} Wd_t^{\beta_3} \exp^{\{\alpha_1 Q_{1t} + \alpha_2 Q_{2t} + \alpha_3 Q_{3t} + \xi_t\}}$
- p. 4:  $Pel_t = \beta_0 + \beta_1 PPO_{4t} + \beta_2 Os_{t-1} + \beta_3 Nog_t + \beta_4 Pw_t + \xi_t$
- p. 1:  $PPO_{4t} = \beta_0 + \beta_1 Nog_t + \beta_2 BZT_{5t} + \alpha_1 Q_{1t} + \alpha_2 Q_{2t} + \alpha_3 Q_{3t} + \xi_t$
- p. 3:  $PPO_{4t} = \beta_0 + \beta_1 PzOs_t + \beta_2 Az_{t-1} + \beta_3 Nog_t + \beta_4 BZT_{5t} + \alpha_1 Q_{1t} + \alpha_2 Q_{2t} + \alpha_3 Q_{3t} + \xi_t$
- p. 4: brak modelu dla  $PPO_{4t}$
- p. 3:  $Nmin_t = \beta_0 + \beta_1 PzOs_t + \beta_2 Cl_t + \beta_3 Pw_t + \beta_4 Wd_t + \alpha_1 Q_{1t} + \alpha_2 Q_{2t} + \alpha_3 Q_{3t} + \xi_t$
- p. 4:  $Nmin_t = \beta_0 + \beta_1 Nog_t + \beta_2 Cl_t + \xi_t$
- p. 1:  $Nog_t = \beta_0 + \beta_1 Cl_t + \beta_2 Az_{t-1} + \xi_t$
- p. 3: brak modelu dla  $Nog_t$
- p. 4:  $Nog_t = \beta_0 + \beta_1 Cl_t + \beta_2 Wd_t + \xi_t$
- p. 1:  $KrS_t = \beta_0 + \beta_1 PzOs_t + \beta_2 Ds_{t-1} + \beta_3 Cl_t + \beta_4 PPO_{4t} + \xi_t$
- p. 3:  $KrS_t = \beta_0 + \beta_1 PzOs_t + \beta_2 Ds_{t-1} + \beta_3 BZT_{5t} + \alpha_1 Q_{1t} + \alpha_2 Q_{2t} + \alpha_3 Q_{3t} + \xi_t$
- p. 4:  $KrS_t = \exp^{\{\beta_0 + \beta_1 1/PzOst + \beta_2 1/BZT5t + \beta_3 1/Pelt + \xi_t\}}$
- p. 1, p. 3 i p. 4: oznaczają numery punktów pomiarowych

#### Jezioro Żurskie – modele warstwy dennej

- p. 1:  $PzOs_t = \beta_0 + \beta_1 PPO_{4t} + \beta_2 Tw_t + \beta_3 Cl_t + \xi_t$
- p. 3:  $PzOs_t = \beta_0 + \beta_1 PPO_{4t} + \beta_2 Tw_t + \xi_t$
- p. 1:  $PO_{2t} = \beta_0 + \beta_1 Tw_t + \xi_t$
- p. 3:  $PO_{2t} = \beta_0 + \beta_1 Tw_t + \beta_2 PzO_t + \xi_t$
- p. 3:  $Pel_t = \exp^{\{\beta_0 + \beta_1 1/PzOst + \beta_2 1/Cl_t + d_1 Q_{1t} + d_2 Q_{2t} + d_3 Q_{3t} + \xi_t\}}$
- p. 1:  $Pel_t = \exp^{\{\beta_0 + \beta_1 1/BZT5t + \beta_2 1/PPO4t + \xi_t\}}$
- p. 1:  $PPO_{4t} = \beta_0 + \beta_1 PzOs_t + \beta_2 BZT_{5t} + \xi_t$
- p. 3:  $PPO_{4t} = \beta_0 + \beta_1 BZT_{5t} + \beta_2 PzO_t + \beta_3 + \xi_t$
- p. 1:  $Nmin_t = \beta_0 Nog_t^{\beta_1} Cl_t^{\beta_2} PzO_t^{\beta_3} \exp^{\xi_t}$
- p. 3:  $Nmin_t = \beta_0 Nog_t^{\beta_1} Cl_t^{\beta_2} PzO_t^{\beta_3} \exp^{\xi_t}$
- p. 1 i p. 3: w obu punktach brak jest modelu dla  $Nog_t$

Dla danej warstwy Jeziora Żurskiego pomiary prowadzono tylko w dwóch punktach pomiarowych – p. 1 i p. 3.

#### Jezioro Wolickie – modele warstwy powierzchniowej

- p. 1:  $PzOs_t = \beta_0 + \beta_1 Pel_t + \beta_2 PO_{2t} + \beta_3 KrS_t + \beta_4 PPO_{4t} + \beta_5 Cl_t + \beta_6 Wd_t + \xi_t$
- p. 2:  $PzOs_t = \beta_0 + \beta_1 Pel_t + \beta_2 Tw_t + \beta_3 Wd_t + \xi_t$
- p. 3:  $PzOs_t = \beta_0 + \beta_1 PO_{2t} + \beta_2 Tw_t + \alpha_1 Q_{1t} + \alpha_2 Q_{2t} + \alpha_3 Q_{3t} + \xi_t$
- p. 1: brak modelu dla  $PO_{2t}$
- p. 2:  $PO_{2t} = \beta_0 PzOs_t^{\beta_1} Pw_t^{\beta_2} Tw_t^{\beta_3} \exp^{\xi_t}$

- p. 3:  $PO_{2t} = \beta_0 + \beta_1 Tw_t + \beta_2 Sw_{t-1} + \beta_3 KrS_t + \alpha_1 Q_{1t} + \alpha_2 Q_{2t} + \alpha_3 Q_{3t} + \xi_t$
- p. 1:  $Pel_t = \beta_0 + \beta_1 PPO_{4t} + \beta_2 Cl_t + \beta_3 Wd_t + \xi_t$
- p. 2:  $Pel_t = \beta_0 + \beta_1 PPO_{4t} + \beta_2 BZT_{5t} + \beta_3 Tw_t + \beta_4 Ds_{t-1} + \xi_t$
- p. 3:  $Pel_t = \beta_0 + \beta_1 BZT_{5t} + \beta_2 Ds_{t-1} + \xi_t$
- p. 1:  $PPO_{4t} = \beta_0 + \beta_1 PzOs_t + \beta_2 Pel_t + \beta_3 KrS_t + \beta_4 PO_{2t} + \beta_5 Cl_t + \xi_t$
- p. 2:  $PPO_{4t} = \beta_0 + \beta_1 PzOs_t + \beta_2 Az_{t-1} + \beta_3 Nog_t + \alpha_1 Q_{1t} + \alpha_2 Q_{2t} + \alpha_3 Q_{3t} + \xi_t$
- p. 3:  $PPO_{4t} = \beta_0 + \beta_1 Nog_t + \beta_2 BZT_{5t} + \alpha_1 Q_{1t} + \alpha_2 Q_{2t} + \alpha_3 Q_{3t} + \xi_t$
- p. 1:  $Nmin_t = \beta_0 + \beta_1 PzOs_t + \beta_2 Nog_t + \beta_3 Cl_t + \beta_4 KrS_t + \beta_5 PO_{2t} + \alpha_1 Q_{1t} + \alpha_2 Q_{2t} + \alpha_3 Q_{3t} + \xi_t$
- p. 2:  $Nmin_t = \beta_0 BZT_{5t}^{\beta_1} \exp^{\xi_t}$
- p. 3:  $Nmin_t = \beta_0 + \beta_1 BZT_{5t} + \xi_t$
- p. 1: brak modelu dla  $Nog_t$
- p. 2:  $Nog_t = \beta_0 + \beta_1 Az_{t-1} + \beta_2 Cl_t + \alpha_1 Q_{1t} + \alpha_2 Q_{2t} + \alpha_3 Q_{3t} + \xi_t$
- p. 3: brak modelu  $Nog_t$
- p. 1:  $KrS_t = \beta_0 + \beta_1 PzOs_t + \beta_2 Cl_t + \beta_3 PPO_t + \beta_4 Pel_t + \xi_t$
- p. 2:  $KrS_t = \beta_0 + \beta_1 PzOs_t + \beta_2 Cl_t + \beta_3 PPO_{4t} + \xi_t$
- p. 3:  $KrS_t = \exp^{\{\beta_0 + \beta_1 1/PzPst + \beta_2 1/Cl_t + \beta_3 1/Pelt + \alpha_1 Q_{1t} + \alpha_2 Q_{2t} + \alpha_3 Q_{3t} + \xi_t\}}$

#### Jezioro Wolickie – modele warstwy dennej

- p. 1:  $PzOs_t = \beta_0 + \beta_1 Tw_t + \beta_2 Wd_t + \beta_3 Cl_t + \beta_4 PPO_{4t} + \beta_5 PO_{2t} + \xi_t$
- p. 2:  $PzOs_t = \beta_0 + \beta_1 Tw_t + \beta_2 Cl_t + \beta_3 PO_{2t} + \xi_t$
- p. 1:  $PO_{2t} = \beta_0 + \beta_1 Cl_t + \beta_2 Tw_t + \xi_t$
- p. 2:  $PO_{2t} = \beta_0 BZT_{5t}^{\beta_1} \exp^{\{\alpha_1 Q_{1t} + \alpha_2 Q_{2t} + \alpha_3 Q_{3t} + \xi_t\}}$
- p. 1:  $Pel_t = \exp^{\{\beta_0 + \beta_1 1/Cl_t + \beta_2 1/PPO_{4t} + \beta_3 1/PzOst + \beta_3 1/Nog_t + \alpha_1 Q_{1t} + \alpha_2 Q_{2t} + \alpha_3 Q_{3t} + \xi_t\}}$
- p. 2:  $Pel_t = \beta_0 + \beta_1 PPO_{4t} + \beta_2 Nog_t + \beta_3 BZT_{5t} + \beta_4 PO_{2t} + \xi_t$
- p. 1 i p. 2: w obu punktach brak modelu dla  $PPO_{4t}$
- p. 1:  $Nmin_t = \beta_0 + \beta_1 Nog_t + \beta_2 BZT_{5t} + \beta_3 PzO_t + \xi_t$
- p. 2:  $Nmin_t = \exp^{\{\beta_0 + \beta_1 1/PzOst + \beta_2 1/2Wd_t + \alpha_1 Q_{1t} + \alpha_2 Q_{2t} + \alpha_3 Q_{3t} + \xi_t\}}$
- p. 1 i p. 2: w obu punktach brak jest modelu dla  $Nog_t$ .

Przedstawione rodzaje modeli zostały bardziej szczegółowo rozpatrzone w p. 4.3.

### 4.3. Wzory obliczeniowe dla modeli przemian jakości wód w jeziorach

#### 4.3.1. Modele statystyczne przemian jakości wód

##### Jezioro Charzykowskie

##### a) warstwa powierzchniowa

Wyniki oszacowań modeli dla zmiennej endogenicznej  $PzOs_t$  (procentowej zawartości substancji organicznej w suchej masie sestonu) należą do najlepszych spośród wszystkich równań dla warstwy powierzchniowej tego jeziora.

Punkt 6

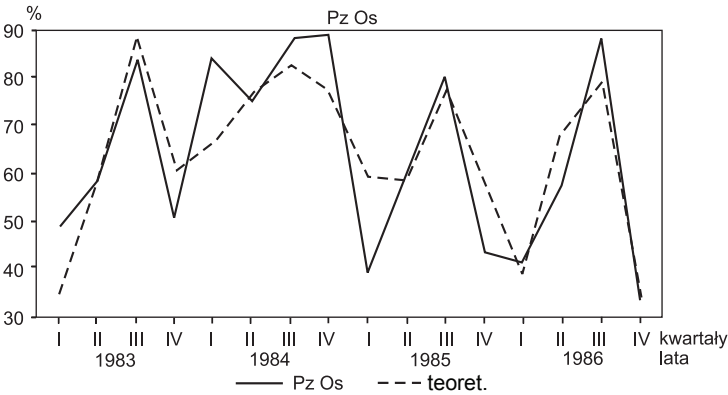
$$PzOs_t = 323,3883 - 0,6117 Pel_t - 3,7430 PO_{2t} - 30,930 Wd_t + \xi_t^2$$

$$(59,2452) \quad (0,1723) \quad (1,8014) \quad (12,5389)$$

$$t_{bt} = 5,4585 - 3,8892 - 2,0778 - 2,4667$$

$$R^2 = 0,7055; DW = 2,5475; SEE = 12,0376; t_{\alpha=0,1} = 1,782$$

Przytoczone oszacowanie modelu wyjaśnia przebieg zmienności  $PzOs_t$  na 70,55%. Pozostała część zmienności (29,45%) kształtuje się pod wpływem czynników statystycznie nieistotnych (rys. 4.17). Z prawdopodobieństwem  $p = 0,9$  można wywnioskować, że wszystkie zmienne objaśniające (egzogeniczne),  $Pel_t$ ,  $PO_{2t}$  i  $Wd_t$ , wpływają na zawartość substancji organicznej w suchej masie sestonu w sposób nieprzypadkowy, czyli istotny.



Rys. 4.17. Zawartość substancji organicznej w suchej masie sestonu w Jeziorze Charzykowskim (warstwa powierzchniowa, punkt 6)

Na podstawie oszacowanych parametrów strukturalnych modelu (przy niezmiennych pozostałych czynnikach) stwierdzono, że:

- zwiększenie przewodności elektrolitycznej ( $Pel_t$ ) o  $1 \mu S$  powoduje spadek zawartości substancji organicznej w suchej masie sestonu o  $0,6 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$  z dokładnością do  $\pm 0,173\%$ ,
- zwiększenie zawartości rozpuszczonego w wodzie tlenu ( $PO_{2t}$ ) o  $1 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$  zmniejszy zawartość  $PzOs_t$  o  $3,7\%$  z dokładnością  $\pm 1,8\%$ ,
- zwiększenie wpływu aktywnego dna ( $Wd_t$ ) o jednostkę przyczyni się do zmniejszenia zawartości substancji organicznej w suchej masie sestonu o  $30,93\%$  z dokładnością  $\pm 12,53\%$ .

Wartości bezwzględne statystyk ( $t_{bi}$ ) dla wszystkich ocen parametrów przekraczają wartość krytyczną  $t_{\alpha=0,1} = 1,78$ . To oznacza, że te oceny należy uznać za wystarczająco dokładne, nieprzypadkowe.  $SEE = 12,03\%$  świadczy

o tym, że średnio wartości rzeczywiste zmiennej  $PzOs_t$  odchylają się od wartości wyliczonych modelu o  $\pm 12,03\%$ .

#### Punkt 7

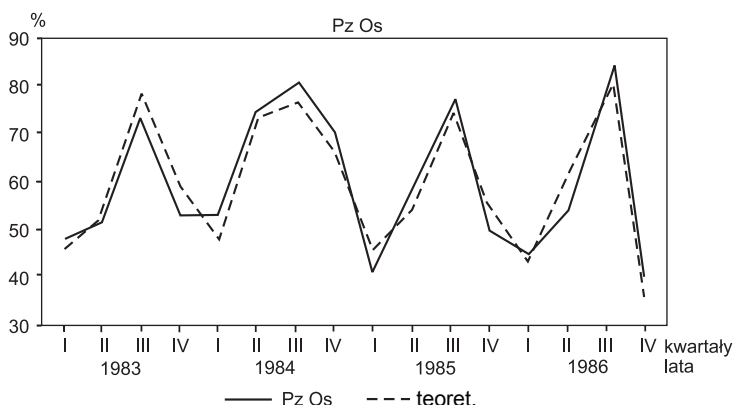
$$PzOs_t = 138,7116 - 0,1639 Pel_t + 1,0795 Tw_t - 2,5518 Cl_t - 27,2502 Wd_t + 2,6216 Nog_t + \xi_t$$

	(26,8061)	(0,056)	(0,2553)	(0,8211)	(6,1145)	(1,2825)
$t_{bt} =$	5,1746	-2,9262	4,2284	-3,1076	-4,4567	2,0442

$R^2 = 0,9285$ ;  $DW = 2,2921$ ;  $SEE = 4,8062$ ;  $t_{\alpha=0,1} = 1,812$

Powyższy model w najwyższym stopniu odpowiada rzeczywistym przemianom substancji organicznej w suchej masie sestonu ( $PzOs_t$ ) i wyjaśnia je w 92,85% (rys. 4.18). Jedynie 7,15% zmian  $PzOs_t$  kształtuje się pod wpływem czynników nieistotnych statystycznie. Interpretacja ocen parametrów jest następująca:

- jeśli przewodność elektrolityczna  $Pel_t$  wzrośnie o 1  $\mu S$  przy niezmiennych  $Tw_t$ ,  $Cl_t$ ,  $Wd_t$  i  $Nog_t$ , wtedy zmienna  $PzOs_t$  zmaleje o 0,16% z dokładnością  $\pm 0,05\%$ ,
- jeśli temperatura wody wzrośnie o 1°C przy niezmiennym poziomie  $Pel_t$ ,  $Cl_t$ ,  $Wd_t$  i  $Nog_t$ , to  $PzOs_t$  wzrośnie o 1,07% z dokładnością  $\pm 0,25\%$ ,
- jeśli zmienna określająca zawartość  $Cl_t$  zwiększy się o 1  $mg \cdot dm^{-3}$ , przy stałym poziomie  $Pel_t$ ,  $Cl_t$ ,  $Tw_t$ ,  $Wd_t$  i  $Nog_t$ , to  $PzOs_t$  zmniejszy się o 2,55% z dokładnością  $\pm 0,82\%$ ,
- w przypadku gdy wpływ dna wzrośnie o jednostkę przy niezmienności  $Pel_t$ ,  $Cl_t$ ,  $Tw_t$ ,  $Nog_t$ , to  $PzOs_t$  zmniejszy się o 27,25% z dokładnością  $\pm 6,11\%$ ,
- zwiększenie azotu ogólnego  $Nog_t$  o 1  $mg \cdot dm^{-3}$ , przy stałości pozostałych zmiennych modelu, spowoduje wzrost  $PzOs_t$  o 2,62% z dokładnością  $\pm 1,28\%$ .



Rys. 4.18. Zawartość substancji organicznej w suchej masie sestonu w Jeziorze Charzykowskim (warstwa powierzchniowa, punkt 7)

Ponieważ w tym modelu dla wszystkich ocen parametrów strukturalnych spełniony jest warunek  $|t_{bi}| > t_{\alpha=0,1} = 1,81$ , to można z prawdopodobieństwem  $p = 0,9$  wnioskować, że oceny te są nieprzypadkowe, czyli  $Pe_t, Cl_t, Tw_t, Wd_t, Nog_t$  wpływają na zmienną endogeniczną  $PzOs_t$  w sposób istotny.  $SEE = 4,8$  informuje, że wartości rzeczywiste zmiennej  $PzOs_t$  odchylają się od wartości wyliczonych na podstawie oszacowanego modelu przeciętnie o  $\pm 4,80\%$ .

#### Punkt 8

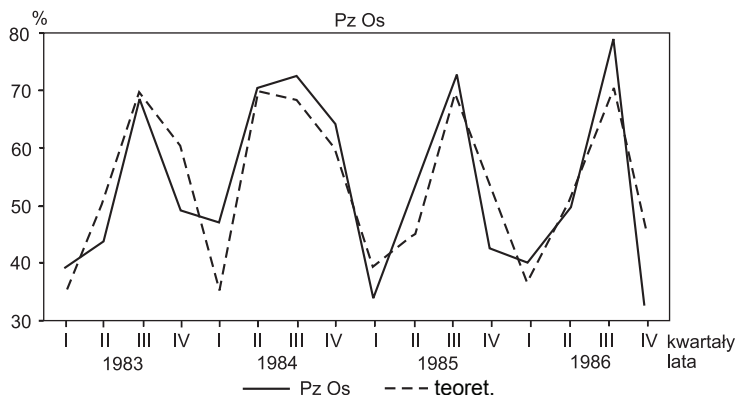
$$PzOs_t = 58,8336 - 2,1947 Po_{2t} - 29,6249 PPO_{4t} + 2,2451 Tw_t + 0,0397 KrS_t + \xi_t$$

	(21,2045)	(1,4431)	(20,3392)	(0,6173)	(0,0320)
$t_{bi} =$	2,7756	-1,5208	-1,4565	3,6364	1,2412

$R^2 = 0,7805$ ;  $DW = 2,6479$ ;  $SEE = 8,2664$ ;  $t_{\alpha=0,1} = 1,796$   
 $T_{\alpha=0,2} = 1,363$

Model wyjaśnia 78,05% rzeczywistych zmian  $PzOs_t$ , pozostałe 21,95% odzwierciedla wpływ czynników nieuwzględnionych w modelu (nieistotnych) (rys. 4.19). Na podstawie oszacowanych parametrów stwierdzono, że przy stałości pozostałych czynników:

- wzrost zawartości rozpuszczonego w wodzie tlenu  $PO_{2t}$  o  $1 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$  prowadzi do zmniejszenia  $PzOs_t$  o 2,10% z dokładnością  $\pm 1,44\%$ ,
- zwiększenie ilości fosforu fosforanowego  $PPO_{4t}$  o  $1 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$  wywołało spadek  $PzOs_t$  o 29,62% z dokładnością  $\pm 20,33\%$ .
- zwiększenie temperatury wody o  $1^\circ\text{C}$  zwiększyło zawartość substancji organicznej w suchej masie sestonu o 2,24% z dokładnością  $\pm 0,61\%$ ,
- wzrost krążka Secchego o 1 cm spowodował przyrost  $PzOs_t$  o 0,0397% z dokładnością  $\pm 0,03\%$ .



Rys. 4.19. Zawartość substancji organicznej w suchej masie sestonu w Jeziorze Charzykowskim (warstwa powierzchniowa, punkt 8)

O istotnym oddziaływaniu zmiennych  $PO_{2t}$  i  $PPO_{4t}$  na zmienną endogeniczną mówi się dopiero z prawdopodobieństwem 0,8, a w przypadku  $KrS$  –

z prawdopodobieństwem 0,75. Przy wyższym prawdopodobieństwie wymienione trzy zmienne objaśniające stają się nieistotne. SEE = 8,26 wskazuje, że wartości empiryczne  $PzOs_t$  w badanym punkcie odchylają się od wartości teoretycznych, określonych przez model o  $\pm 8,26\%$ .

Następna grupa modeli opisuje przewodność elektrolityczną właściwą  $Pe_t$ . Dobre wyniki oszacowań otrzymano dla dwóch punktów.

#### Punkt 6

$$Pe_t = 300,1276 + 33,5446 PPO4t - 1,0541 Twt + \xi_t$$

$$(14,3276) \quad (11,0744) \quad (0,4861)$$

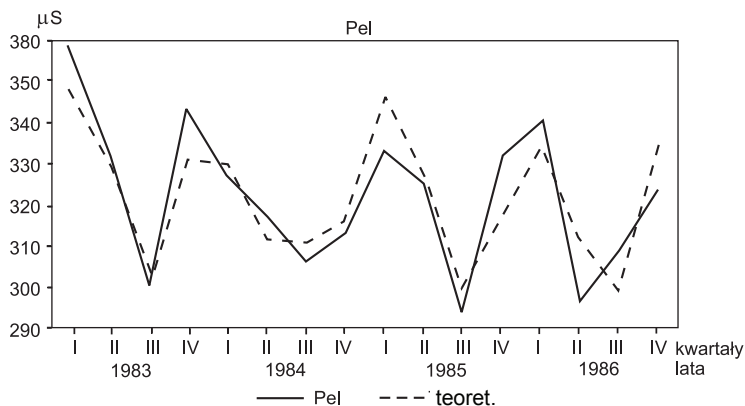
$$t_{bi} = 20,9476 \quad 3,0290 \quad -2,1684$$

$$R^2 = 0,7469; DW = 2,3631; SEE = 9,8067; t_{\alpha=0,5} = 2,160$$

Model osiągnął stosunkowo dobre dopasowanie do danych empirycznych i wyjaśnia zmiany przewodności elektrolitycznej właściwej w 74,69% (rys. 4.20). Pozostałe 25,31% jest kształtowane pod statystycznie nieistotnym wpływem czynników nie ujętych w modelu. Wyniki oszacowań parametrów strukturalnych przy zmiennych (przy założeniu stabilności pozostałych zmiennych) pozwalają stwierdzić, iż:

- wzrost zawartości fosforu fosforanowego o  $1 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$  wywołał wzrost  $Pe_t$  o  $33,54 \mu\text{S}$  z błędem  $\pm 11,07 \mu\text{S}$ ,
- wzrost temperatury wody o  $1^\circ\text{C}$  zmniejszył przewodność elektrolityczną o  $1,05 \mu\text{S}$  z dokładnością  $\pm 0,48 \mu\text{S}$ .

O nieprzypadkowym istotnym oddziaływaniu zmiennych na przewodność elektrolityczną można wnioskować z prawdopodobieństwem  $p = 0,95$ , ponieważ dla wszystkich ocen spełniony jest warunek  $|t_{bi}| > t_{\alpha=0,5} = 2,16$ . SEE = 9,80 wskazuje, że zmienne empiryczne odchylają się od zmiennych obliczonych na podstawie modelu przeciętnie  $\pm 9,80 \mu\text{S}$ .



Rys. 4.20. Przewodność elektrolityczna właściwa w Jeziorze Charzykowskim (warstwa powierzchniowa, punkt 6)

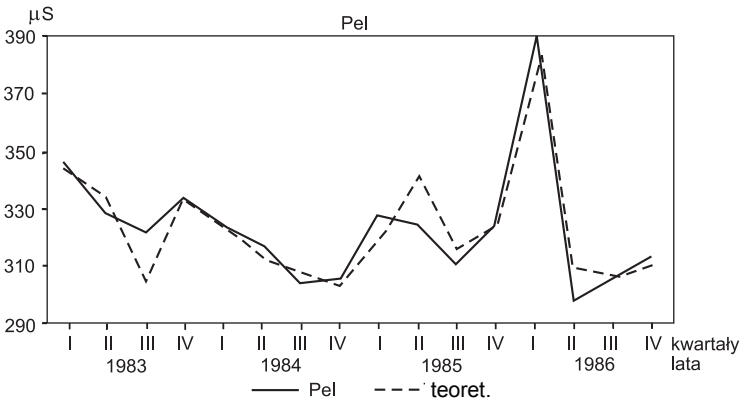


Punkt 7

$$\begin{aligned}
 Pe_t &= 293,5058 + 43,8980 PPO_{4t} - 8,3749 Cl_t + 12,9009 PO_{2t} - 55,6809 Wd_t + \xi_t \\
 &\quad (43,2535) \quad (16,5143) \quad (2,6918) \quad (2,3439) \quad (19,4497) \\
 t_{bi} &= 6,7857 \quad 2,6581 \quad -3,1111 \quad 5,5039 \quad -2,8628 \\
 R^2 &= 0,7801; DW = 2,1763; SEE = 15,0864; t_{\alpha=0,05} = 2,201
 \end{aligned}$$

Model wyjaśnia istotne zmiany  $Pe_t$  w 78,01%, a pozostałe 21,99% zależy od nieistotnych czynników nie ujętych w modelu statystycznym (rys. 4.21). Interpretacja ocen parametrów (przy założeniu stałego poziomu pozostałych zmiennych) jest następująca:

- wzrost ilości  $PPO_{4t}$  o  $mg \cdot dm^{-3}$  wywołał wzrost  $Pe_t$  o 43,89  $\mu S$  z błędem  $\pm 16,51 \mu S$ ,
- wzrost zawartości chloru o 1  $mg \cdot dm^{-3}$  zmniejszył przewodność elektrolityczną o 8,37  $\mu S$  z błędem  $\pm 2,69 \mu S$ ,
- zwiększenie zawartości rozpuszczonego w wodzie tlenu ( $PO_{2t}$ ) o 1  $mg \cdot dm^{-3}$  towarzyszyło wzrostowi  $Pe_t$  o 12,90  $\mu S$  z błędem  $\pm 2,34 \mu S$ ,
- wzrost wpływu dna o jednostkę ( $Wd_t$ ) przyczynił się do spadku  $Pe_t$  o 55,68  $\mu S$  z błędem  $\pm 19,44 \mu S$ .



Rys. 4.21. Przewodność elektrolityczna właściwa w Jeziorze Charzykowskim (warstwa powierzchniowa, punkt 7)

Z prawdopodobieństwem  $p = 0,95$  można mówić o istotności oddziaływania wszystkich zmiennych na  $Pe_t$ . Wpływ ten jest statystycznie nieprzypadkowy.  $SEE = 15,09$  wskazuje, że dane empiryczne dotyczące  $Pe_t$  odchyłały się od teoretycznych (wynikających z modelu) przeciętnie o  $\pm 15,08 \mu S$ .

Zaprezentowane modele należy uznać za zadowalające w porównaniu z pozostałymi grupami modeli. Ich wartość podnosi szczególnie istotność wpływu każdej zmiennej przy  $\alpha = 0,05$ . Zmiana zawartości  $PPO_{4t}$ , która występuje w każdym z modeli, ma ten sam znak, co oznacza ten sam kierunek wpływu na  $Pe_t$ .

Wyniki oszacowań modeli opisujących zmiany fosforu fosforanowego  $PPO_{4t}$  są zróżnicowane w zależności od punktu badawczego.

Punkt 6

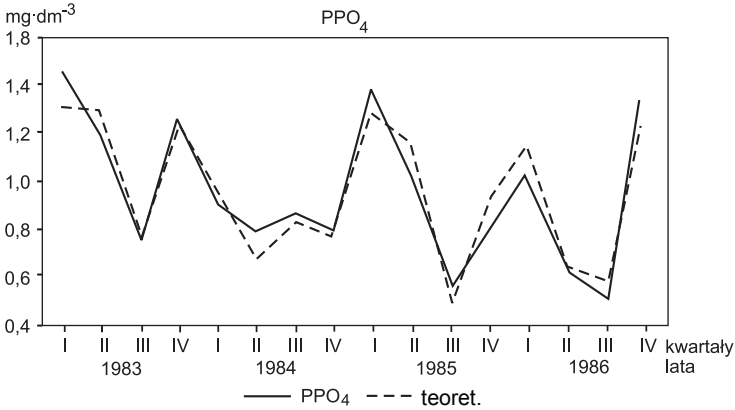
$$PPO_{4t} = -1,5982 - 0,0041 PzOs_t + 0,0065 Pel_t - 0,1058 Nog_t + 0,0669 Cl_t + \xi_t$$

	(0,7697)	(0,0019)	(0,0021)	(0,0265)	(0,0199)
--	----------	----------	----------	----------	----------

$$t_{bi} = \begin{matrix} -2,0763 & -2,1273 & 3,1247 & -3,9988 & 3,3603 \end{matrix}$$

$$R^2 = 0,9099; DW = 2,2944; SEE = 0,1050; t_{\alpha=0,1} = 1,796$$

Zmienne egzogeniczne występujące w modelu wyjaśniają zmiany rzeczywiste fosforu fosforanowego w 90,99%. Tylko 9,01% tych zmian kształtowanych jest przez czynniki statystycznie nieistotne (rys. 4.22).



Rys. 4.22. Zawartość fosforu fosforanowego w Jeziorze Charzykowskim (warstwa powierzchniowa, punkt 6)

Oceny parametrów wskazują, że przy założeniu stałości poziomu pozostałych zmiennych:

- wzrost  $PzOs_t$  o 1% przyczynił się do zmniejszenia zawartości fosforu fosforanowego o  $0,0041 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  z błędem  $\pm 0,002 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ,
- wzrost  $Pel_t$  o  $1 \mu\text{S}$  powodował zwiększenie  $PPO_{4t}$  o  $0,006 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  z błędem  $\pm 0,002 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ,
- wzrost zawartości azotu ogólnego  $Nog_t$  o  $1 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  obniżył  $PPO_{4t}$  o  $0,10 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  z błędem  $\pm 0,03 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ,
- wzrost zawartości chloru ( $Cl_t$ ) o  $1 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  zwiększył  $PPO_{4t}$  o  $0,06$  z błędem  $\pm 0,02 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ .

Porównanie ocen  $|t_{bi}| > t_{\alpha=0,1} = 1,796$  pozwala z prawdopodobieństwem  $p = 0,9$  mówić o nieprzypadkowym, czyli istotnym oddziaływaniu zmiennych egzogenicznych na fosfor fosforanowy.  $SEE = 0,1050$  wskazuje, że zmiany empiryczne odchylają się przeciętnie od danych teoretycznych (wyliczonych na podstawie modelu) średnio o  $\pm 0,10 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ .

Punkt 7

$$PPO_{4t} = -0,9025 - 0,0071 PzOs_t + 0,0063 Pel_t + 0,0759 BZT_{5t} + \xi_t$$

$$(0,5812) \quad (0,0023) \quad (0,0015) \quad (0,0189)$$

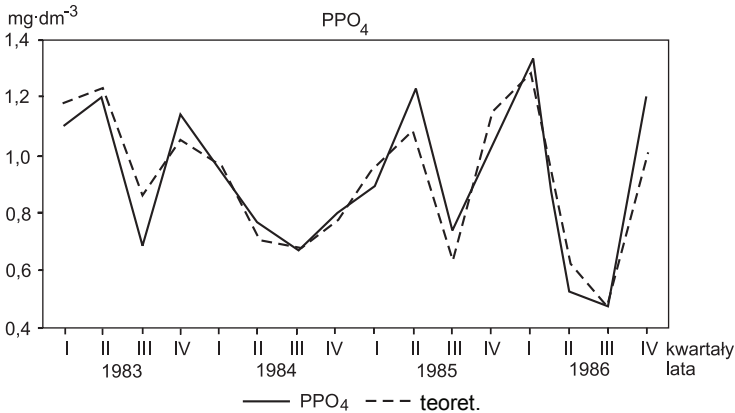
$$t_{bi} = 1,553 \quad 3,1098 \quad 4,1584 \quad 4,0189$$

$$R^2 = 0,8644; DW = 2,1161; SEE = 0,1099; t_{\alpha=0,2} = 1,356; t_{\alpha=0,1} = 3,055$$

Model wyjaśnia 86,44% zmian rzeczywistych fosforu fosforanowego. Pozostałe zmiany – 13,56% kształtują się pod wpływem czynników przypadkowych, statystycznie nieistotnych (rys. 4.23). Oceny parametrów (przy stałości poziomu pozostałych parametrów) pozwalają stwierdzić, iż:

- wzrost zawartości  $PzOs_t$  o 1% zmniejszał  $PPO_{4t}$  o  $0,007 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  z dokładnością  $\pm 0,0023 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ,
- wzrost  $Pel_t$  o  $1 \mu\text{S}$  zwiększał zawartość  $PPO_{4t}$  o  $0,006 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  z dokładnością  $\pm 0,001 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ,
- wzrost  $BZT_{5t}$  o jednostkę ( $1 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3} \text{ O}_2$ ) powodował zwiększenie  $PPO_{4t}$  o  $0,07 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  z dokładnością  $\pm 0,02 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ .

O istotności wpływu trzech zmiennych egzogenicznych można mówić z prawdopodobieństwem  $p = 0,99$ .  $SEE = 0,1099$  sygnalizuje, że zmiany rzeczywiste odchylają się od teoretycznych (z modelu) przeciętnie o  $\pm 0,10 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ .



Rys. 4.23. Zawartość fosforu fosforanowego w Jeziorze Charzykowskim (warstwa powierzchniowa, punkt 7)

Zmiany azotu mineralnego opisuje następujący model.

Punkt 8

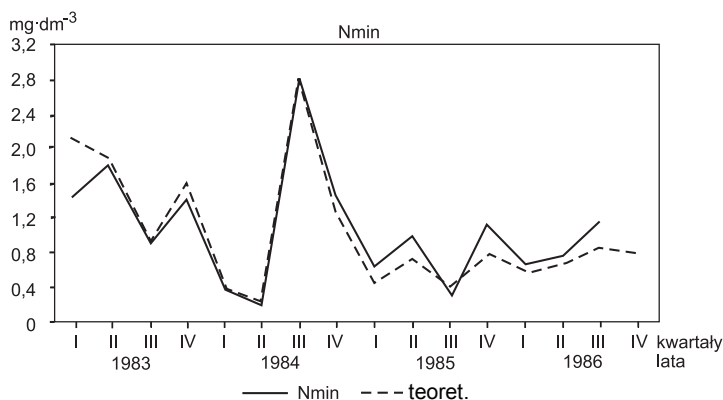
$$Nmin_t = 544,57 PzOs_t^{-2,8700} Nog_t^{0,4672} BZT_{5t}^{1,1330} KrS_t^{1,9179} PO_{2t}^{-3,1718} e^{-0,6439Q1t + 0,4675Q2t + 1,1219 Q3t} + \xi_t$$

$$(1,0483) \quad (0,2135) \quad (0,2617) \quad (0,3578) \quad (1,0625) \quad (0,3294) \quad (0,2614) \quad (0,3350)$$

$$t_{bi} = -2,7378 \quad 2,1880 \quad 4,3293 \quad 5,3598 \quad -2,9880 \quad -1,9549 \quad 1,7882 \quad 3,3489$$

$$R^2 = 0,8748; DW = 1,7915; SEE = 0,3909; t_{\alpha=0,1} = 1,895$$

Prezentowany model wyjaśnia zmiany rzeczywiste azotu mineralnego w 87,48%, zaś pozostałe 12,52% zmienności pozostaje pod wpływem czynników nieistotnych statystycznie (rys. 4.24).



Rys. 4.24. Zawartość azotu mineralnego w Jeziorze Charzykowskim (warstwa powierzchniowa, punkt 8)

Oceny parametrów wskazują, że przy założeniu niezmienności pozostałych czynników:

- wzrost zawartości  $PzOs_t$  o 1% powoduje zmniejszenie się  $Nmin_t$  o 2,87% z dokładnością  $\pm 1,04\%$ ,
- zwiększenie  $Nog_t$  o 1% prowadzi do wzrostu  $Nmin_t$  o 0,46% z dokładnością  $\pm 21\%$ ,
- wzrost  $BZT_{5t}$  o 1% zwiększa  $Nmin_t$  o 1,13% z dokładnością  $\pm 0,26\%$ ,
- wzrost krążka Secchego o 1% zwiększa  $Nmin_t$  o 1,91% z dokładnością  $\pm 0,35\%$ ,
- zwiększenie  $PO_{2t}$  o 1% powoduje spadek  $Nmin_t$  o 3,17% z dokładnością  $\pm 1,06\%$ ,
- w pierwszych kwartałach badanego okresu zawartość azotu mineralnego była o 0,64% niższa od przeciętnej wyznaczonej przez pozostałe zmienne modelu z błędem  $\pm 0,32\%$ ,
- w drugich kwartałach zawartość azotu mineralnego była o 0,46% wyższa od przeciętnej, z błędem  $\pm 0,26\%$ ,
- w trzecich kwartałach zawartość azotu mineralnego była o 1,12% wyższa od przeciętnej, z błędem  $\pm 0,33\%$ ,
- w czwartych kwartałach zawartość azotu mineralnego była o 0,94% mniejsza od przeciętnej, ponieważ  $\hat{\alpha}_4 = -(-0,6439 + 0,4675 + 1,1219)$ .

Wszystkie czynniki w sposób istotny wpływają na  $Nmin_t$  z prawdopodobieństwem  $p = 0,9$ . Tylko w drugim kwartale sezonowość jest statystycznie nieprzypadkowa przy poziomie istotności  $\alpha = 0,2$ .  $SEE = 0,39$  oznacza, że logarytmy rzeczywistych wartości  $Nmin_t$  odchylają się od logarytmów wartości teoretycznych tej zmiennej średnio  $\pm 0,39$ .

Zmiany krążka Secchego opisuje następujący model.

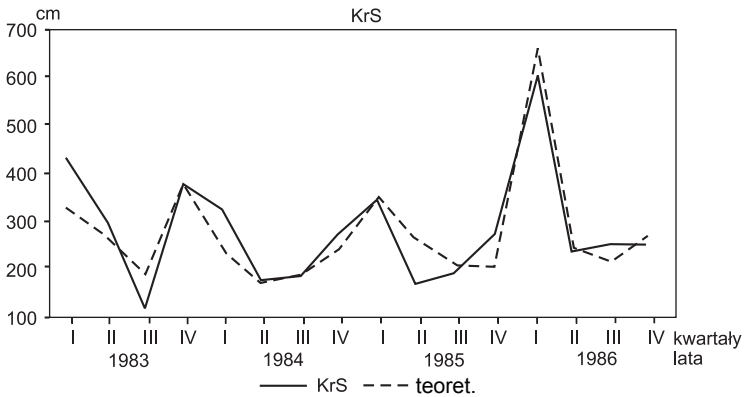
Punkt 7

$$KrS_t = 403,43 BZT_{5t}^{-0,3870} PPO_{4t}^{0,6693} Nmin_t^{0,1665} e^{0,2527 Q1t - 0,1205 Q2t - 0,2502 Q3t + \xi_t}$$

$$t_{bi} = 2,6996 \quad 2,9753 \quad 1,8242 \quad 1,8984 \quad -1,1368 \quad -1,8106$$

$$R^2 = 0,8128; DW = 2,2325; SEE = 2274; t_{\alpha=0,1} = 1,833 \quad t_{\alpha=0,2} = 1,383 \quad t_{\alpha=0,3} = 1,100$$

Model ma dobre dopasowanie do zmiennych rzeczywistych  $KrS_t$  i wyjaśnia zmienność krążka Secchego w 81,38%, natomiast 18,62% zmienności zależy od czynników nieistotnych statystycznie (rys. 4.25).



Rys. 4.25. Krążek Secchego w Jeziorze Charzykowskim (warstwa powierzchniowa, punkt 7)

Interpretacja ocen parametrów:

- jeśli biologiczne zapotrzebowanie na tlen wzrośnie i 1%, to  $KrS_t$  zmniejszy się o 0,38% z dokładnością  $\pm 0,14\%$  (przy niezmienności pozostałych czynników),
- jeśli zawartość fosforu fosforanowego wzrośnie o 1%, wówczas  $KrS_t$  zwiększy się o 0,66% z dokładnością  $\pm 0,33\%$  (jeśli pozostałe czynniki pozostają na niezmiennym poziomie),
- jeśli zawartość azotu mineralnego wzrośnie o 1%, to wywoła to wzrost  $KrS_t$  o 0,16% z dokładnością  $\pm 0,09\%$  (jeśli pozostałe czynniki nie ulegną zmianie),
- w pierwszych kwartałach badanego okresu  $KrS_t$  był większy od przeciętnego o 0,25% z błędem  $\pm 0,13\%$ ,
- w drugich kwartałach krążek Secchego był mniejszy od przeciętnego o 0,12% z błędem  $\pm 0,10\%$ ,
- w trzecich kwartałach  $KrS_t$  był mniejszy od przeciętnego o 0,25% z błędem  $\pm 0,13\%$ ,
- w czwartych kwartałach  $KrS_t$  był większy od przeciętnego o 0,11 ( $\sigma_4 = -/+ 0,2527 - 0,1205 - 0,2502 / = 0,118$ ).

Do czynników istotnie wpływających na krążek Secchiego można z prawdopodobieństwem  $p = 0,9$  zaliczyć  $BZT_{5t}$ ,  $PPO_{4t}$ ,  $Nmin_t$ , jak również  $Q_{1t}$ ,  $Q_{3t}$ . Obniżenie prawdopodobieństwa do 0,7 pozwala zaliczyć wpływ sezonowości w drugich kwartałach do czynników istotnych.  $SEE = 0,2274$  oznacza, że logarytmy wartości empirycznych odchylają się od logarytmów wartości teoretycznych o  $\pm 0,2274$ .

## b) warstwa denną

Oszacowane modele dla wartości substancji organicznych w masie sestonu

Punkt 6

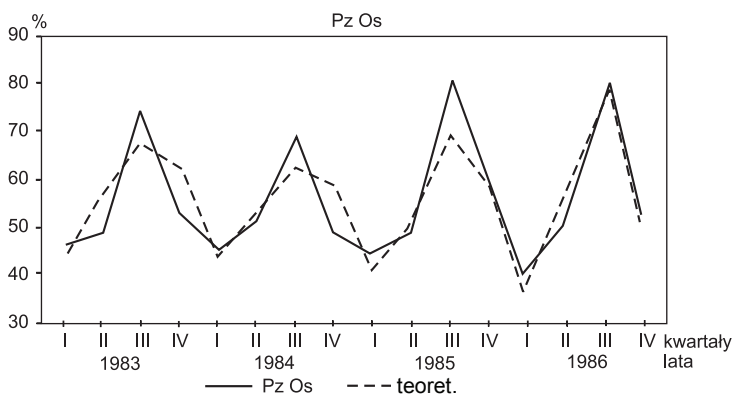
$$PzOs_t = 24,9155 + 10,3883 PO_{4t} + 2,8695 Tw_t - 16,9728 Wd_t + \xi_t$$

$$(7,1970) \quad (5,7459) \quad (0,5202) \quad (7,3740)$$

$$t_{bi} = 3,4619 \quad 1,8079 \quad 5,5257 \quad -2,3016$$

$$R^2 = 0,7755; DW = 3,0457; SEE = 6,8156; t_{\alpha=0,1} = 1,782$$

Oszacowany model wyjaśnia zmienność  $PzOs_t$  w 77,55%. Pozostała część zmienności, tj 22,45%, kształtuje się pod wpływem czynników, których wpływ jest statystycznie nieistotny (rys. 4.26). Z prawdopodobieństwem  $p = 0,9$  można wywnioskować, iż wszystkie zmienne objaśniające, tj  $PPO_{4t}$ ,  $Tw_t$ ,  $Wd_t$ , wpływają na  $PzOs_t$  w sposób nieprzypadkowy, czyli istotny. Duża wartość statystyki świadczy o istnieniu ujemnego skorelowania w czasie zakłóceń losowych modelu.



Rys. 4.26. Zawartość substancji organicznej w suchej masie sestonu w Jeziorze Charzykowskim (warstwa denną, punkt 6)

Interpretacja ocen parametrów:

- jeśli zawartość fosforu ( $PPO_{4t}$ ) wzrośnie o  $1 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$  przy stałości  $Tw_t$  i  $Wd_t$ , to zawartość substancji organicznej w suchej masie sestonu  $PzOs_t$  wzrośnie o 10,38% z dokładnością  $\pm 5,7\%$ ,

- jeśli temperatura wody  $Tw_t$  wzrośnie o  $1^\circ\text{C}$  przy stałości  $PPO_{4t}$  i  $Wd_t$ , to  $PzOs_t$  wzrośnie o 2,86% z dokładnością  $\pm 0,52$ ,
- jeśli zmienna charakteryzująca wpływ dna  $Wd_t$  wzrośnie o jednostkę, to przy stałości  $PPO_{4t}$  i  $Tw_t$  zawartość substancji organicznej w masie sestonu zmniejszy się o 16,97% z dokładnością  $\pm 7,37\%$ ,
- ponieważ wartości bezwzględne  $|t_{bi}|$  dla wszystkich ocen przekraczają wartość krytyczną  $t_{\alpha=0,1} = 1,78$ , wszystkie oceny należy uznać za wystarczająco dokładne, nieprzypadkowe, z prawdopodobieństwem  $p = 0,9$ ,  $SEE = 6,81$  świadczy o tym, że przeciętnie rzeczywiste wartości zmiennej  $PzOs_t$  odchylają się od wartości wyliczonych na podstawie modelu o  $\pm 6,81\%$ .

#### Punkt 7

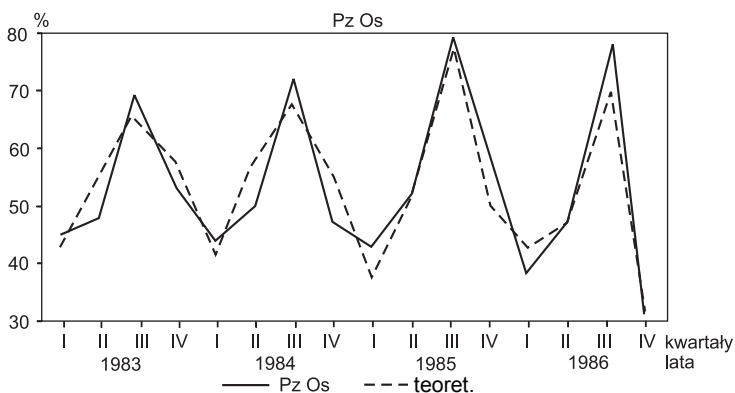
$$PzOs_t = 29,4538 + 5,6331 PPO_{4t} + 2,8080 Tw_t - 29,7394 Wd_t + \hat{\xi}_t$$

$$(4,8362) \quad (3,0852) \quad (0,4616) \quad (6,2009)$$

$$t_{bi} = 4,0901 \quad 1,8258 \quad 6,0828 \quad -4,7959$$

$$R^2 = 0,8475; DW = 3,1567; SEE = 6,0028; t_{\alpha=0,1} = 1,782$$

Zmienność  $PzOs_t$  została wyjaśniona w 84,75%, pozostała część zmienności kształtuje się pod wpływem czynników nieistotnych statystycznie (15,25%, rys. 4.27).



Rys. 4.27. Zawartość substancji organicznej w suchej masie sestonu w Jeziorze Charzykowskim (warstwa denna, punkt 7)

#### Interpretacja ocen parametrów:

- jeśli zawartość fosforu  $PPO_{4t}$  rośnie o  $1 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ , przy stałości  $Tw_t$  i  $Wd_t$ , to zawartość substancji organicznej w masie sestonu rośnie o 5,63% z błędem  $\pm 3,08\%$ ,
- jeśli temperatura wody  $Tw_t$  rośnie o  $1^\circ\text{C}$ , przy stałości  $PPO_{4t}$  i  $Wd_t$ , to  $PzOs_t$  wzrasta o 2,8% z dokładnością  $\pm 0,46\%$ ,
- jeśli zmienna określająca wpływ dna  $Wd_t$  wzrośnie o jednostkę, przy stałości  $PPO_{4t}$  i  $Tw_t$ , to  $PzOs_t$  zmniejsza się o 29,73% z dokładnością  $\pm 6,20\%$ .



Ze względu na to, że dla wszystkich ocen spełniony jest warunek  $|t_{bi}| > t_{\alpha=0,1} = 1,782$ , to z prawdopodobieństwem 0,9 wnioskuje się, że oceny te są nieprzypadkowe, czyli  $PPO_{4t}$ ,  $Wd_t$  i  $Tw_t$  wpływają na  $PzOs_t$  w sposób istotny.  $SEE = 6,0028$  wskazuje, że wartości rzeczywiste zmiennej  $PzOs_t$  odchylają się od wartości wyliczonych na podstawie oszacowanego modelu średnio o  $\pm 6,00\%$ .

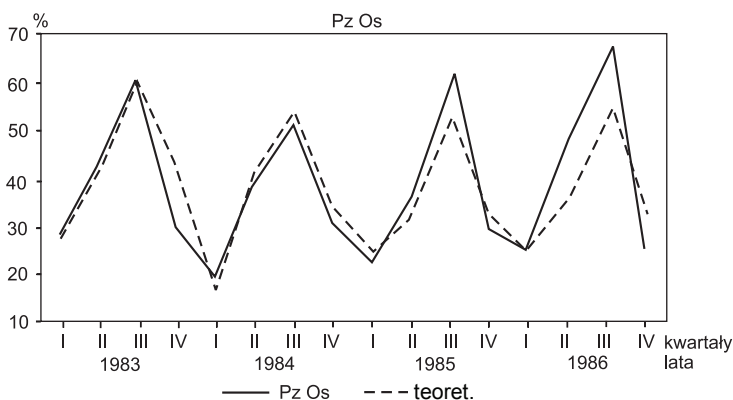
#### Punkt 8

$$PzOs_t = 16,777 \cdot Tw_t^{0,3164} \cdot Wd_t^{-0,1088} \cdot e^{\xi t}$$

$$t_{bi} = \begin{matrix} (0,0528) & (0,0377) \\ 5,9955 & -3,2238 \end{matrix}$$

$$R^2 = 0,7978; DW = 20767; SEE = 0,1864; t_{\alpha=0,1} = 1,771$$

Wyjaśniono 79,78% rzeczywistej zmienności zmiennej  $PzOs_t$ , 20,22% zmienności kształtuje się pod wpływem czynników statystycznie nieistotnych (rys. 4.28).



Rys. 4.28. Zawartość substancji organicznej w suchej masie sestonu w Jeziorze Charzykowskim (warstwa denna, punkt 8)

#### Interpretacja ocen parametrów:

- jeśli  $Tw_t$  wzrośnie o 1% przy stałości  $Wd_t$ , to zmienna  $PzOs_t$  wzrośnie o 0,31% z dokładnością  $\pm 0,04\%$ ,
- jeśli  $Wd_t$  wzrośnie o 1% przy stałości  $Tw_t$ , to zmienna  $PzOs_t$  zmniejszy się o 0,11% z dokładnością  $\pm 0,04\%$ .

Z uwagi na to, że dla wszystkich ocen jest warunek  $|t_{bi}| > t_{\alpha=0,1} = 1,771$ , z prawdopodobieństwem  $p = 0,9$  uznaje się, że zmienne  $Tw_t$  i  $Wd_t$  wpływają na  $PzOs_t$  w sposób nieprzypadkowy, tj istotny.  $SEE = 0,1864$  wskazuje, że logarytmiczne wartości rzeczywiste zmiennej  $PzOs_t$  odchylają się od logarytmów wartości wyliczonych na podstawie modelu średnio o  $\pm 0,19$ .

## Modele dla zawartości rozpuszczonego w wodzie tlenu ( $PO_{2t}$ )

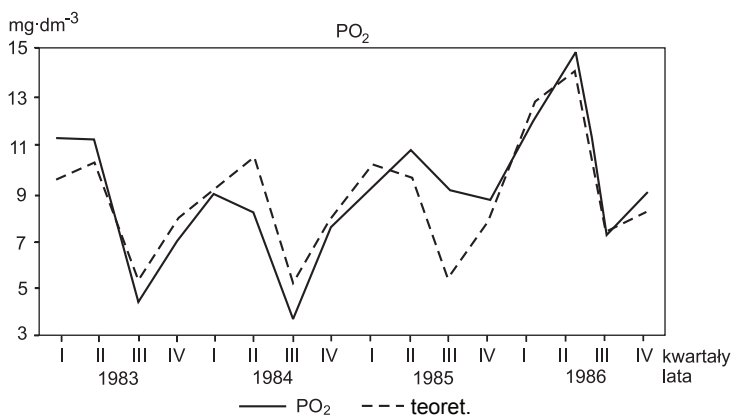
### Punkt 6

$$PO_{2t} = e^{\{1,9739 + 0,3779 \cdot 1/BZT_{5t} + 0,095Q_{1t} + 0,2416 Q_{2t} - 0,3582 Q_{3t} + \xi_t\}}$$

$$t_{bi} = 20,127 \quad 2,0753 \quad 0,8748 \quad 2,4363 \quad -3,5891$$

$$R^2 = 0,6852; \quad DW = 1,1659; \quad SEE = 0,2284; \quad t_{\alpha=0,1} = 1,796$$

Zmiany zawartości tlenu w wodzie  $PO_{2t}$  wyjaśniono w 68,52%, pozostałe 31,48% zmienności kształtuje się pod wpływem czynników, które można określić jako statystycznie nieistotne (rys. 4.29).



Rys. 4.29. Zawartość rozpuszczonego tlenu w Jeziorze Charzykowskim (warstwa denna, punkt 6)

### Interpretacja ocen parametrów:

- jeśli biologiczne zapotrzebowanie na tlen wzrośnie i 1%, to zawartość tlenu rozpuszczonego w wodzie zmniejszy się o  $\frac{-0,3779}{BZT_{5t}}$ % z błędem  $\pm 0,18\%$ ,
- w pierwszym kwartale zawartość tlenu była o 9,56% wyższa od przeciętnej wartości tej zmiennej, wyznaczonej przez poziom  $BZT_{5t}$ , z dokładnością  $\pm 10,93\%$ ,
- w drugim kwartale zawartość tlenu  $PO_{2t}$  była o 24,16% wyższa od przeciętnej zawartości tlenu, wyznaczonej przez poziom  $BZT_{5t}$ , z dokładnością  $\pm 9,92\%$ ,
- w trzecim kwartale zawartość tlenu  $PO_{2t}$  była o 35,82% niższa od przeciętnego poziomu  $PO_{2t}$ , wyznaczonego przez poziom  $BZT_{5t}$ , z dokładnością  $\pm 9,98\%$ ,
- w czwartym kwartale odchylenie sezonowe wynosiło  $\hat{\alpha}_4 = -(0,0956 + 0,2416 - 0,3582) = 0,210$ , tj. 2,1%.

Z prawdopodobieństwem  $p = 0,9$  tylko sezonowość w kwartale I można uznać za statystycznie nieistotną, bowiem  $|t_{bi}| = 0,8748 < t_{\alpha=0,1} = 1,796$ . Wszystkie pozostałe oceny są wystarczająco dokładne, a  $BZT_{5t}$  wpływa istotnie na  $PO_{2t}$ .

## Modele dla przewodności elektrolitycznej

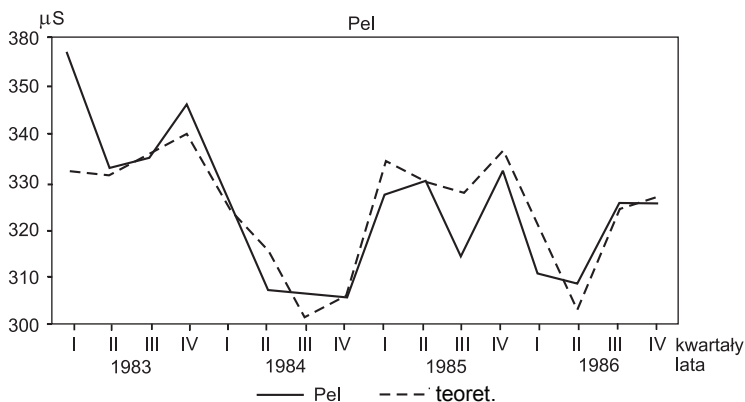
### Punkt 6

$$Pe_t = 244,69 \cdot PPO_{4t}^{0,1319} \cdot BZT_{5t}^{0,0492} \cdot PO_{2t}^{0,0688} \cdot Tw_t^{-0,0348} \cdot Wd_t^{-0,0143} \cdot e_{\xi}^{Pt}$$

$$t_{bi} = \begin{matrix} & 4,1657 & 3,1378 & 1,8793 & -2,3717 & -1,8116 \end{matrix}$$

$$R^2 = 0,0,6873; DW = 1,4307; SEE = 0,0316; t_{\alpha=0,1} = 1,81$$

Wyjaśnionych zostało 68,73% zmienności rzeczywistej  $Pe_t$ , 31,27% tej zmienności kształtuje się pod statystycznie nieznacznym wpływem innych czynników (rys. 4.30).



Rys. 4.30. Przewodność elektrolityczna właściwa w Jeziorze Charzykowskim (warstwa denną, punkt 6,  $\mu S$ )

### Interpretacja ocen parametrów:

- gdy  $PPO_{4t}$  rośnie o 1%, a  $BZT_{5t}$ ,  $PO_{2t}$ ,  $Tw_t$  i  $Wd_t$  nie zmieniają się, to przewodność elektrolityczna  $Pe_t$  rośnie o 0,13% z błędem  $\pm 0,03\%$ ,
- gdy  $BZT_{5t}$  rośnie o 1%, a  $POO_{4t}$ ,  $PO_{2t}$ ,  $Tw_t$  i  $Wd_t$  nie zmieniają się, to przewodność elektrolityczna  $Pe_t$  rośnie o 0,05% z błędem  $\pm 0,02\%$ ,
- gdy  $PO_{2t}$  rośnie o 1%, a  $BZT_{5t}$ ,  $PPO_{4t}$ ,  $Tw_t$  i  $Wd_t$  nie zmieniają się, to przewodność elektrolityczna  $Pe_t$  rośnie o 0,07% z błędem  $\pm 0,04\%$ ,
- kiedy temperatura wody  $Tw_t$  rośnie o 1%, a  $BZT_{5t}$ ,  $PPO_{4t}$ ,  $PO_{2t}$  i  $Wd_t$  nie zmieniają się, to przewodność elektrolityczna  $Pe_t$  zmniejsza się o 0,03% z błędem  $\pm 0,01\%$ ,
- kiedy  $Wd_t$  rośnie o 1%, a  $BZT_{5t}$ ,  $PPO_{4t}$ ,  $PO_{2t}$  i  $Tw_t$  są stałe, to zmienna endogeniczna  $Pe_t$  zmniejsza się o 0,01% z błędem  $\pm 0,01\%$ .

Z prawdopodobieństwem  $p = 0,9$  wszystkie zmienne objaśniające modelu wpływają na zmianę  $Pe_t$  w sposób istotny. Jednak pewna nieokreśloność związana ze zmienną  $Wd_t$ , obniżając prawdopodobieństwo wnioskowania, będzie stawała się na pewno istotna.  $SEE = 0,0316$  świadczy o tym, że logarytmy war-

tości rzeczywistych odchylają się od logarytmów wartości teoretycznych zmiennej  $Pe_{1t}$  o  $\pm 0,03$ .

Zmiany fosforu fosforanowego opisuje następujący model.

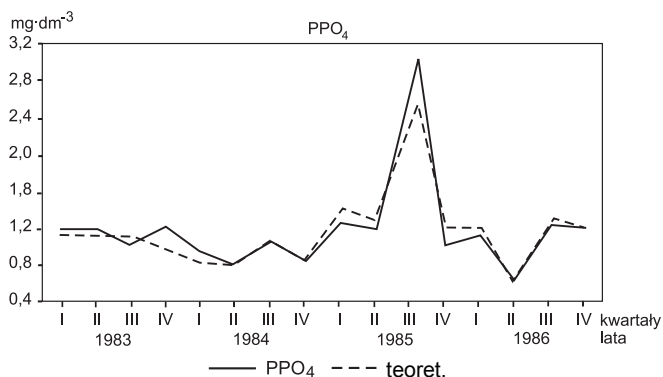
Punkt 7

$$PPO_{4t} = 9,9742 \cdot PzOs_t^{0,6697} \cdot Nog_t^{-0,3533} \cdot PzOs_t^{-1,4218} \cdot e^{\{-0,0491Q1t - 0,1798Q2t + 0,2278Q3t + \frac{t}{5}\}}$$

$$t_{bi} = \begin{matrix} (0,2764) & (0,475) & (0,6665) & (0,1089) & (0,0670) & (0,1243) \\ 2,4227 & 7,4362 & 2,1331 & 0,4498 & 2,6828 & 1,8325 \end{matrix}$$

$$R^2 = 0,8964; DW = 2,0969; SEE = 0,137; t_{\alpha=0,1} = 1,86$$

W modelu wyjaśnionych zostało 89,64% zmian rzeczywistych zmiennej  $PPO_{4t}$ , a 10,46% zmian kształtuje się pod wpływem czynników nieistotnych statystycznie (rys. 4.31).



Rys. 4.31. Zawartość fosforu fosforanowego w Jeziorze Charzykowskim (warstwa denna, punkt 7)

Interpretacja ocen parametrów:

- gdy  $PzOs_t$  rośnie o 1%, a  $Nog_t$  i  $PzO_t$  nie zmieniają się, to zawartość fosforu  $PPO_{4t}$  rośnie o 0,35% z dokładnością  $\pm 0,28\%$ ,
- gdy  $Nog_t$  rośnie o 1%, przy stałości  $PzOs_t$  i  $PzO_t$ , to  $PPO_{4t}$  zmniejsza się o 0,35% z błędem  $\pm 0,05\%$ ,
- gdy  $PzO_t$  rośnie o 1%, przy stałości  $PzOs_t$  i  $Nog_t$ , to  $PPO_{4t}$  zmniejsza się o 1,42% z błędem  $\pm 0,67\%$ ,
- w pierwszych kwartałach zawartość fosforu była o 4,91% niższa od przeciętnej z błędem  $\pm 10,89\%$ ,
- w drugich kwartałach zawartość fosforu była o 17,98% niższa od przeciętnej z błędem  $\pm 6,7\%$ ,
- w trzecich kwartałach zawartość fosforu była o 22,78% wyższa od przeciętnej z błędem  $\pm 12,43\%$ ,
- w czwartych kwartałach zawartość fosforu była o 0,11% wyższa od przeciętnej, ponieważ  $\hat{\alpha}_4 = -(-0,0491 - 0,1798 + 0,2278) = 0,001$ .

Z prawdopodobieństwem  $p = 0,9$  (przy poziomie istotności  $\alpha = 0,1$ ) wszystkie czynniki objaśniające istotnie wpływają na zawartość fosforu; sezonowość jest zaś istotna tylko w drugim kwartale i z mniejszym prawdopodobieństwem w trzecim.  $SEE = 0,137$  oznacza, że logarytmy rzeczywistych wartości zmiennej  $PPO_{4t}$  odchylają się od logarytmów wartości teoretycznych tej zmiennej średnio o  $\pm 0,137$ .

#### Punkt 8

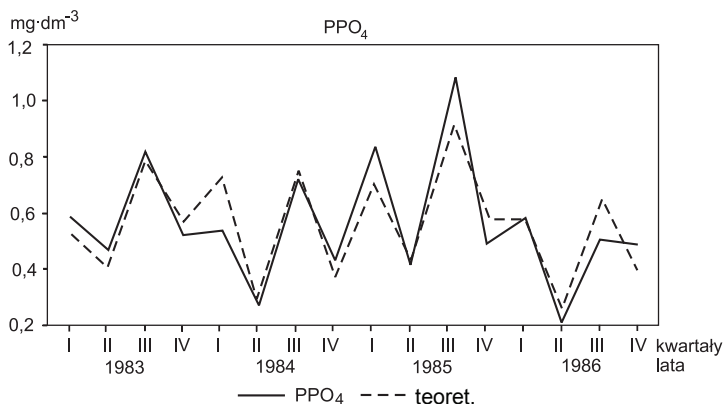
$$PPO_{4t} = -1,1318 - 0,0157 PzOs_t + 0,0451 Cl_t + 0,0771 PzO_t - 0,0615Q_{1t} - 0,1449Q_{2t} + 0,5157Q_{3t} + \xi_t$$

$$(0,8097) (0,0083) (0,0175) (0,0312) (0,1279) (0,0621) (0,1803)$$

$$t_{bi} = 1,3979 \quad -1,8980 \quad 2,5772 \quad 2,4791 \quad -0,4805 \quad -2,3300 \quad 2,8610$$

$$R^2 = 0,8051; DW = 2,0823; SEE = 0,1243; t_{\alpha=0,1} = 1,833$$

W prezentowanym modelu wyjaśniono 80,51% zmienności  $PPO_{4t}$ . Pozostałe 19,49% tej zmienności nie zostało wyjaśnione (rys. 4.32).



Rys. 4.32. Zawartość fosforu fosforanowego w Jeziorze Charzykowskim (warstwa denna, punkt 8)

#### Interpretacja ocen parametrów:

- gdy  $PzOs_t$  rośnie o 1%, przy stałości  $Cl_t$  i  $PzO_t$ , to zawartość fosforu zmniejsza się o  $0,02 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  z błędem  $\pm 0,01 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ,
- gdy zawartość chloru rośnie o  $1 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ , przy stałości  $PzOs_t$  i  $PzO_t$ , to zawartość fosforu rośnie o  $0,04 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  z błędem  $\pm 0,02 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ,
- gdy zawartość substancji organicznej w masie osadu rośnie o 1%, przy stałości  $PzOs_t$  i  $Cl_t$ , to zawartość fosforu rośnie o  $0,08 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  z błędem  $\pm 0,03 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ,
- w pierwszych kwartałach zawartość fosforu była niższa od przeciętnej o  $0,06 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  z błędem  $\pm 0,13 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ,
- w drugich kwartałach zawartość fosforu była niższa od przeciętnej o  $0,14 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  z błędem  $\pm 0,06 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ,

- w trzech kwartałach zawartość fosforu była wyższa od przeciętnej o  $0,52 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  z błędem  $\pm 0,18 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ,
- w czwartym kwartałach zawartość  $\text{PPO}_{4t}$  była niższa od przeciętnej o  $0,30 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ , ponieważ  $\hat{\epsilon}_4 = -(-0,615 - 0,1149 + 0,5157) = -0,2993$ .

Zmienne objaśniające w istotny sposób wpływają na zmiany zawartości fosforu z prawdopodobieństwem  $p = 0,9$ . Sezonowość jest czynnikiem istotnym z takim samym prawdopodobieństwem dla kwartału drugiego i trzeciego.  $\text{SEE} = 0,1243$  oznacza, że wartości rzeczywiste  $\text{PPO}_{4t}$  odchylają się od wartości wyliczonych na podstawie modelu średnio o  $\pm 0,12 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ .

## Jezioro Żurskie

### a) warstwa powierzchniowa

Modele dla zawartości substancji organicznej w suchej masie sestonu ( $\text{PzOs}_t$ )

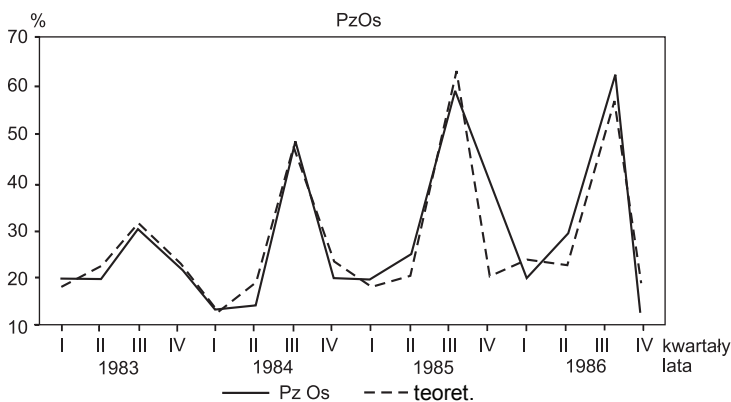
Punkt 1

$$\text{PzOs}_t = 20635020 \text{Pel}_t^{-2,2489} \cdot \text{Tw}_t^{-0,4328} \cdot \text{BZT}_{5t}^{-0,1182} e^{\{-1,1748\text{Q1t} - 0,1710\text{Q2t} - 0,1281\text{Q3t} + \hat{\epsilon}_t\}}$$

$$t_{bi} = \quad \quad \quad -1,1858 \quad -1,7404 \quad -1,1182 \quad -2,4165 \quad -1,1658 \quad -3,3062$$

$$R^2 = 0,7606; \text{DW} = 2,3717; \text{SEE} = 0,3191; t_{\alpha=0,1} = 1,833; t_{\alpha=0,3} = 1,100$$

Model wyjaśnia zmiany zawartości substancji organicznej w suchej masie sestonu w 76,06%, na pozostałe 23,94% zmienności  $\text{PzOs}_t$  wpływają czynniki statystycznie nieistotne (rys. 4.33).



Rys. 4.33. Zawartość substancji organicznej w suchej masie sestonu w Jeziorze Żurskim (warstwa powierzchniowa, punkt 1)

Oceny parametrów strukturalnych modelu (przy stałości pozostałych zmiennych) pozwalają stwierdzić, że:

- wzrost  $\text{Pel}_t$  o 1% zmniejsza  $\text{PzOs}_t$  o 2,25% z błędem  $\pm 1,90\%$ ,
- wzrost  $\text{BZT}_{5t}$  o 1% zmniejsza  $\text{PzOs}_t$  o 0,12% z błędem  $\pm 0,92\%$ ,

- wzrost temperatury wody o 1% zmniejsza  $PzOs_t$  o 0,43% z błędem  $\pm 0,25\%$ ,
- w pierwszych kwartałach badanego okresu sezonowość zmniejszała  $PzOs_t$  o 1,17% od poziomu przeciętnego wyznaczonego przez pozostałe zmienne modelu, z błędem  $\pm 0,49\%$ ,
- w drugich kwartałach cykliczność sezonowa obniżyła poziom  $PzOs_t$  o 1,17% poniżej przeciętne, z błędem  $\pm 0,15\%$ ,
- w trzecich kwartałach  $PzOs_t$  była niższa od przeciętnej o 1,22% z błędem  $\pm 0,37\%$ ,
- w czwartych kwartałach zmienna  $PzOs_t$  kształtowała się 3,5% powyżej przeciętnego poziomu:  $\alpha_4 = - (-1,4748 - 1,1710 - 1,2181) = 3,5631$ .

Porównanie  $|t_{bi}| > t_{\alpha=0,1} = 1,833$  wskazuje, że spośród zmiennych modelu tylko sezonowość w pierwszych i drugich kwartałach była nieprzypadkowa, czyli wpływała istotnie na  $PzOs_t$ . Obniżenie prawdopodobieństwa do  $p = 0,7$  pozwala mówić o istotności wpływu pozostałych czynników modelu na zmienną endogeniczną.  $SEE = 0,3195$  oznacza, że logarytmy wartości empirycznych charakteryzujące zmiany  $PzOs_t$  odchylają się od logarytmów wartości teoretycznych przeciętnie o  $\pm 0,3195$ .

### Punkt 3

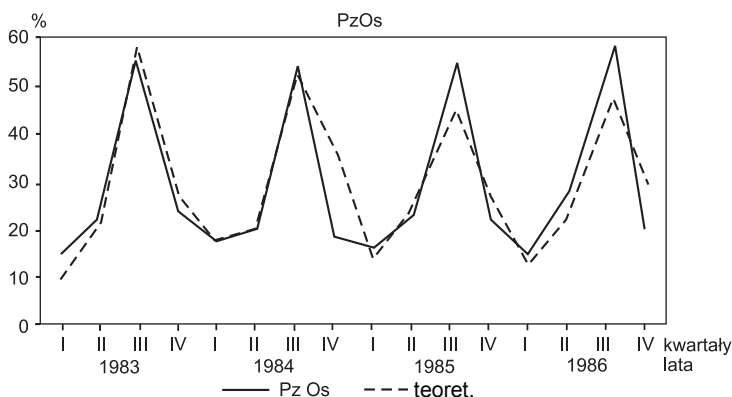
$$PzOs_t = 65,3117 - 0,1852 PeI_t + 1,7484 Tw_t + \hat{\xi}_t$$

$$(38,3934) \quad (0,1262) \quad (0,3187)$$

$$t_{bi} = \quad 1,7011 \quad -1,4679 \quad 5,4868$$

$$R^2 = 0,8206; DW = 2,2116; SEE = 7,4561; t_{\alpha=0,1} = 1,782; t_{\alpha=0,2} = 1,450$$

Powyższy model wyjaśnia zmiany rzeczywiste  $PzOs_t$  w 86,06%, a na pozostałe 17,94% zmienności  $PzOs_t$  wpływają czynniki statystycznie nieistotne (rys. 4.34).



Rys. 4.34. Zawartość substancji organicznej w suchej masie sestonu w Jeziorze Żurkim (warstwa powierzchniowa, punkt 3)

Interpretacja ocen parametrów:

- jeśli  $Pe_t$  wzrośnie o  $1 \mu S$ , wówczas  $PzOs_t$  zmniejszy się o  $0,18\%$  z błędem  $\pm 0,13\%$ , przy założeniu, że zmienna  $Tw_t$  nie ulega zmianie,
- jeśli  $Tw_t$  zwiększy się o  $1^\circ C$ , to  $PzOs_t$  wzrośnie o  $1,75\%$  z błędem  $\pm 0,32\%$ , przy założeniu stałości zmiennej  $Pe_t$ .

O istotności wpływu temperatury wody na zawartość substancji organicznej w suchej masie sestonu można mówić z prawdopodobieństwem  $p = 0,9$ . Obniżenie poziomu istotności do  $\alpha = 0,2$  pozwala uznać zmienną  $Pe_t$  za istotną z prawdopodobieństwem  $0,8$ .  $SEE = 7,4561$  oznacza, że zmienne empiryczne odchylają się od teoretycznych dla  $PzOs_t$  przeciętnie o  $\pm 7,46\%$ .

Punkt 4

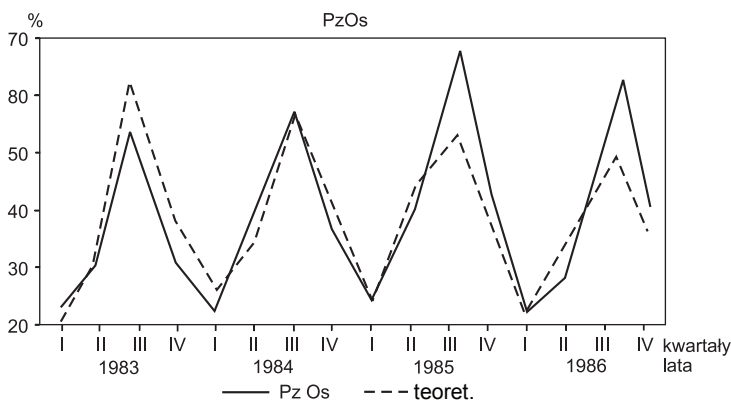
(0,0867) (0,0367) (0,0436)

$$PzOs_t = 99,484 KrS_t^{-0,2555} Tw_t^{0,1790} BZT_{5t}^{0,0867} \cdot e^{\frac{z_t}{5}}$$

$$t_{bi} = -2,6421 \quad 4,8804 \quad 1,9885$$

$$R^2 = 0,8313; DW = 1,7619; SEE = 0,1736; t_{\alpha=0,1} = 1,782$$

Powyższy model wyjaśnia  $83,13\%$  rzeczywistej zmienności  $PzOs_t$ , natomiast  $16,87\%$  jest kształtowane przez czynniki nieistotne statystycznie, których nie ma w modelu (rys. 4.35).



Rys. 4.35. Zawartość substancji organicznej w suchej masie sestonu w Jeziorze Żurskim (warstwa powierzchniowa, punkt 4)

Interpretacja ocen parametrów:

- gdy zmienna  $KrS_t$  wzrasta o  $1\%$ , a pozostałe czynniki w modelu nie ulegają zmianie,  $PzOs_t$  maleje o  $0,25\%$  z błędem  $\pm 0,1\%$ ,
- gdy zmienna  $Tw_t$  wzrasta o  $1\%$ , przy stałości pozostałych czynników, to  $PzOs_t$  rośnie o  $0,18\%$  z błędem  $\pm 0,04\%$ ,
- gdy  $BZT_{5t}$  zwiększy się o  $1\%$ , a  $KrS_t$  i  $Tw_t$  nie ulegną zmianie, wówczas  $PzOs_t$  wzrasta o  $0,09\%$  z błędem  $\pm 0,04\%$ .



O istotności wpływu czynników na zmienną endogeniczną można mówić z prawdopodobieństwem  $p = 0,9$ .  $SEE = 0,1736$  wskazuje, że logarytmy wartości rzeczywistych  $PzOs_t$  odchylają się od logarytmów wartości teoretycznych przeciętnie  $\pm 0,17\%$ .

Przemiany fosforu fosforanowego przedstawia następujący model.

### Punkt 3

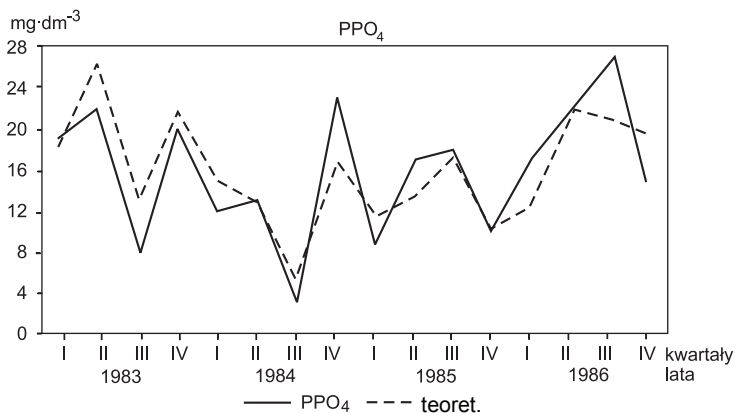
$$PPO_{4t} = 0,0026 + 0,0132PzOs_t - 0,0099Az_t - 0,0177Nog_t - 0,0261BZT_{5t} + 0,0911Q_{1t} + 0,0062Q_{2t} + 0,3266Q_{3t} + \xi_t$$

$$t_{b_i} = (0,1759) (0,0062) (0,0036) (0,0094) (0,0082) (0,0829) (0,0393) (0,1646)$$

$$t_{b_i} = 0,0147 \quad 2,1177 \quad -2,7806 \quad -1,8951 \quad -3,1776 \quad 1,0858 \quad 1,5751 \quad -1,9838$$

$$R^2 = 0,69; DW = 2,2081; SEE = 0,0489; t_{\alpha=0,1} = 1,860; t_{\alpha=0,2} = 1,397$$

Model wyjaśnia zmiany rzeczywiste  $PPO_{4t}$  w 69,0%, a pozostałe 31% zależy od czynników statystycznie nieistotnych (rys. 4.36).



Rys. 4.36. Zawartość fosforu fosforanowego w Jeziorze Żurkim (warstwa powierzchniowa, punkt 3)

Wpływ poszczególnych czynników na zmienną endogeniczną przy stałym poziomie pozostałych jest następujący:

- kiedy  $PzOs_t$  wzrasta o 1%, wówczas  $PPO_{4t}$  zwiększa się o  $0,01 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  z dokładnością  $\pm 0,01 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ,
- gdy aktywność zlewni w poprzednim kwartale wzrosła o jednostkę, wówczas  $PPO_{4t}$  malało o  $0,01 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  z dokładnością  $\pm 0,003 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ,
- gdy  $Nog_t$  zwiększy się o  $1 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ , wówczas  $PPO_{4t}$  maleje o  $0,02 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  z dokładnością  $\pm 0,01 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ,
- gdy  $BZT_{5t}$  zwiększy się o jednostkę ( $1 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3} \text{ O}_2$ ), wówczas  $PPO_{4t}$  zmniejszy się o  $0,03 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  z dokładnością  $\pm 0,08 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ,
- w pierwszych kwartałach badanego okresu  $PPO_{4t}$  było powyżej poziomu przeciętnego o  $0,09 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  z dokładnością  $\pm 0,08 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ,

- w drugich kwartałach  $\text{PPO}_{4t}$  było powyżej przeciętnej o  $0,06 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  z dokładnością  $\pm 0,04 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ,
- w trzecich kwartałach  $\text{PPO}_{4t}$  było poniżej przeciętnej o  $0,3 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  z dokładnością  $\pm 0,16 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ,
- w kwartałach ostatnich  $\text{PPO}_{4t}$  było powyżej przeciętnej o  $0,01 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ;  
 $\hat{\xi}_4 = - (0,911 + 0,062 - 0,1646) = 0,0115$ .

Z prawdopodobieństwem  $p = 0,9$  można mówić o nieprzypadkowym, czyli istotnym statystycznie wpływie prawie wszystkich zmiennych w modelu, z wyjątkiem sezonowości dla kwartałów pierwszych i drugich.  $\text{SEE} = 0,0489$  oznacza, że zmienne empiryczne  $\text{PPO}_{4t}$  odchylają się od teoretycznych o  $\pm 0,05 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ .

Każdy z omówionych modeli zawiera zmienne  $\text{BZT}_{5t}$  oraz  $\text{Nog}_t$ , które mają te same ujemne znaki (wpływ). Oprócz powyższego istotną rolę w kształtowaniu  $\text{PPO}_{4t}$  miała sezonowość. Nie w pełni zadowalające są jednak statystyki  $t_{bi}$  w punkcie 1 przy zmiennych  $\text{Nog}_t$  i  $\text{BZT}_{5t}$ .

Następna grupa modeli opisuje zmienną  $\text{Nmin}_t$ , czyli azot mineralny (tylko dla dwóch punktów).

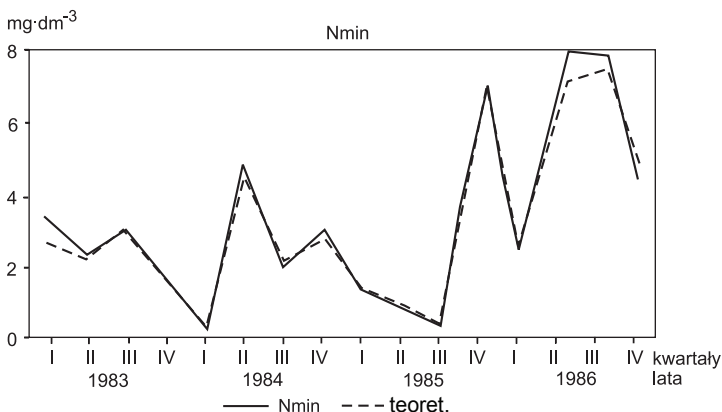
### Punkt 3

$$\text{Nmin}_t = -5,9429 + 0,0813\text{PzOs}_t + 0,155\text{Cl}_t + 0,0159\text{Pw}_t - 0,4197\text{Wd}_t + 0,8613\text{Q}_{1t} + 0,6590\text{Q}_{2t} - 2,2652\text{Q}_{3t} + \hat{\xi}_t$$

$$t_{bi} = \begin{matrix} (1,2628) & (0,0254) & (0,057) & (0,0065) & (0,1755) & (0,3448) & (0,1842) & (0,7118) \\ 4,7061 & 3,2055 & 2,7198 & 2,4398 & 2,3914 & 2,4980 & 3,5775 & -3,1822 \end{matrix}$$

$R^2 = 0,799$ ;  $\text{DW} = 2,0659$ ;  $\text{SEE} = 0,1555$ ;  $t_{\alpha=0,05} = 2,305$

Model wyjaśnia zmiany azotu mineralnego w 79,9%, a 20,1% to wpływ czynników nieistotnych statystycznie na  $\text{Nmin}_t$  (rys. 4.37).



Rys. 4.37. Zawartość azotu mineralnego w Jeziorze Żurskim (warstwa powierzchniowa, punkt 3)

Na podstawie ocen parametrów stwierdzono, że wpływ danego czynnika na zmienną endogeniczną, przy założeniu stabilności pozostałych czynników, jest następujący:

- jeśli  $PzOs_t$  zwiększa się o 1%, to  $Nmin_t$  rośnie o  $0,08 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  z błędem  $\pm 0,02 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ,
  - jeśli zawartość chloru ( $Cl_t$ ) rośnie o  $1 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ , to  $Nmin_t$  wzrasta o  $0,15 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  z błędem  $\pm 0,06 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ,
  - jeśli  $Pw_t$  rośnie o 1%, to  $Nmin_t$  wzrasta o  $0,02 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  z błędem  $\pm 0,01 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ,
  - jeśli  $Wd_t$  zwiększa się o jednostkę, to  $Nmin_t$  maleje o  $0,42 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  z błędem  $\pm 0,17 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ,
  - w pierwszych kwartałach  $Nmin_t$  kształtowało się powyżej przeciętnej o  $0,86 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  z błędem  $\pm 0,34 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ,
  - w drugich kwartałach  $Nmin_t$  było powyżej przeciętnej o  $0,66 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  z błędem  $\pm 0,18 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ,
  - w trzecich kwartałach  $Nmin_t$  było poniżej przeciętnej o  $2,26 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  z błędem  $\pm 0,71 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ,
  - w ostatnich kwartałach  $Nmin_t$  było powyżej przeciętnej o  $0,74 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ,
- $$\hat{\epsilon}_4 = - (0,8613 + 0,6590 - 2,2652) = 0,74.$$

Istotność wpływu wszystkich czynników na zmienną endogeniczną stwierdza się z prawdopodobieństwem  $p = 0,95$ .  $SEE = 9,15$  wskazuje, że zmiany rzeczywiste  $Nmin_t$  odchylają się od teoretycznych przeciętnie o  $\pm 0,15 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ .

#### Punkt 4

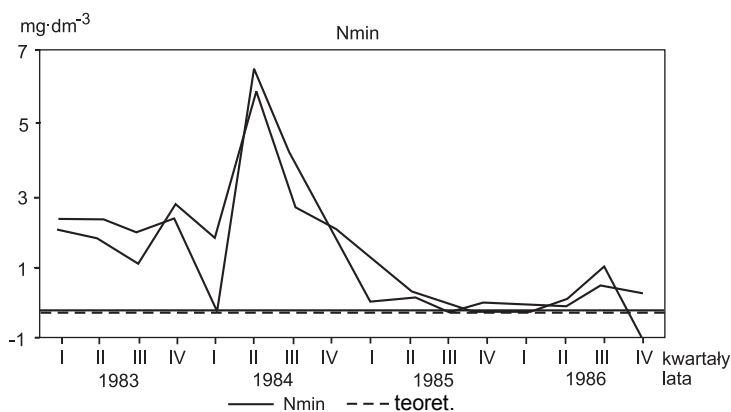
$$Nmin_t = 17,1447 + 0,8813 \text{ Nog}_t - 1,5662 Cl_t + \hat{\xi}_t$$

$$(3,8802) \quad (0,1231) \quad (0,3868)$$

$$t_{bi} = 4,4185 \quad 7,1593 \quad 4,3868$$

$$R^2 = 0,7977; DW = 1,7921; SEE = 0,8654; t_{\alpha=0,001} = 4,211$$

Powyższy model wyjaśnia zmienność  $Nmin_t$  w 79,77%, przy czym pozostałe 20,23% zmienności zależy od czynników statystycznie nieistotnych (rys. 4.38). Wzrost azotu ogólnego o  $1 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  przyczynił się do zwiększenia azotu mineralnego o  $0,88 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  (jeśli  $Cl_t$  nie uległo zmianie). Zwiększenie zawartości chloru o  $1 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  zmniejszyło zawartość azotu mineralnego o  $1,57 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  (jeśli  $Nog_t$  nie uległo zmianie).



Rys. 4.38. Zawartość azotu mineralnego w Jeziorze Żurskim (warstwa powierzchniowa, punkt 4)

O istotności oddziaływania czynników na zmienną endogeniczną można powiedzieć, że zmiany empiryczne  $N_{min,t}$  odchylają się od teoretycznych przeciętnie o  $\pm 0,86 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ .

Zmiany azotu ogólnego opisuje następujący model.

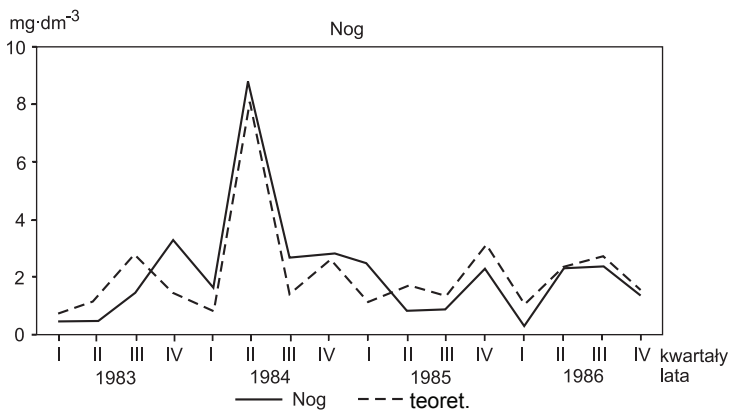
Punkt 1

$$\text{Nog}_t = -5,2497 + 0,0772 \text{Az}_{t-1} + 0,5400 \text{Cl}_t + \xi_t$$

$$t_{bi} = \begin{matrix} (1,2033) & (0,046) & (0,0797) \\ -4,3626 & 1,6556 & 6,7764 \end{matrix}$$

$$R^2 = 0,7797; \text{DW} = 1,6003; \text{SEE} = 1,019; t_{\alpha=0,1} = 1,771; t_{\alpha=0,2} = 1,350$$

Prezentowany model wyjaśnia 77,97% zmian  $\text{Nog}_t$ , pozostałe 22,03% zmienności zależy od czynników nieistotnych statystycznie (rys. 4.39). Wzrost aktywności zlewni w kwartale poprzednim o jednostkę prowadził do zwiększenia azotu ogólnego o  $0,08 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  z błędem  $\pm 0,05$  (jeśli  $\text{Cl}_t$  nie uległ zmianie). Natomiast wzrost zawartości chloru o  $1 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  towarzyszył wzrostowi azotu ogólnego o  $0,54 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  (jeśli zmienna  $\text{Az}_{t-1}$  nie uległa zmianie). O istotności wpływu zmiennej  $\text{Cl}_t$  można mówić z prawdopodobieństwem nie mniejszym niż 0,9, a w odniesieniu do  $\text{Az}_{t-1}$  z prawdopodobieństwem 0,8.  $\text{SEE} = 1,019$  określa odchylenia danych empirycznych  $\text{Nog}_t$  od teoretycznych przeciętnie o  $\pm 1,02 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ .



Rys. 4.39. Zawartość azotu ogólnego w Jeziorze Żurskim (warstwa powierzchniowa, punkt 1)

Ostatni model opisuje zmiany krążka Secchiego.

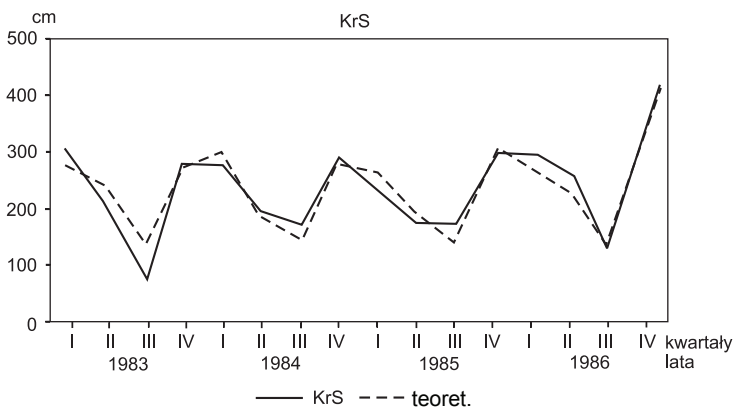
#### Punkt 3

$$KrS_t = 148,1517 + 9,1982PzOs_t - 0,4140Ds_{t-1} - 7,7699BZT_{5t} + 83,5624Q_{1t} - 49,9161Q_{2t} - 249,4374Q_{3t} + \xi_t$$

	(128,2399)	(2,1933)	(0,1277)	(6,6450)	(61,5217)	(28,9913)	(126,0187)
$t_{bi} =$	1,1553	1,7712	-3,2432	-1,1693	1,3583	-1,7218	-1,9794

$R^2 = 0,8899$ ;  $DW = 1,8377$ ;  $SEE = 35,4207$ ;  $t_{\alpha=0,1} = 1,833$ ;  $t_{\alpha=0,2} = 1,383$

Zmienne objaśniające modelu wyjaśniają zmiany  $KrS_t$  w 88,99%, a pozostałe 11,01% zmienności zależy od czynników statystycznie nieistotnych (rys. 4.40).



Rys. 4.40. Krążek Secchiego w Jeziorze Żurskim (warstwa powierzchniowa, punkt 3)

Oceny parametrów wyznaczają wpływ poszczególnych zmiennych na  $KrS_t$  (przy założeniu niezmienności pozostałych czynników). Tak więc:

- jeśli  $PzOs_t$  wzrośnie o 1%, to  $KrS_t$  zwiększy się o 9,2 cm z błędem  $\pm 5,19$ ,
- jeśli  $Ds_{t-1}$  zwiększy się o 1 godz., to  $KrS_t$  zmniejszy się o 0,44 cm z błędem  $\pm 0,13$ ,

- jeśli  $BZS_{5t}$  wzrośnie o jednostkę ( $1 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3} \text{ O}_2$ ), to  $KrS_t$  spadnie o 7,77 cm z błędem  $\pm 6,6 \text{ cm}$ ,
- w kwartałach pierwszych  $KrS_t$  było większe od przeciętnej o 83,6 cm z błędem  $\pm 61,5 \text{ cm}$ ,
- w kwartałach drugich  $KrS_t$  było mniejsze od przeciętnej o 49,9161 cm z błędem  $\pm 28,9 \text{ cm}$ ,
- w kwartałach trzecich  $KrS_t$  było mniejsze od przeciętnej o 249,4 cm z błędem  $\pm 1261,0 \text{ cm}$ ,
- w ostatnich kwartałach  $KrS_t$  było większe od przeciętnej o 205,8 cm ( $\hat{\epsilon}_4 = -(83,5624 - 49,9161 - 249,4374) = 205,7911 \text{ cm}$ ).

O istotności wpływu czynników  $Ds_{t-1}$ ,  $Q_{3t}$  można mówić z prawdopodobieństwem  $p = 0,9$ . Obniżenie tego poziomu do  $p = 0,8$  pozwala uznać za istotne  $PzOs_t$  i  $Q_{2t}$ . Co do pozostałych zmiennych, czyli  $BZS_{5t}$ ,  $Q_{1t}$  należy stwierdzić, że model ten nie należy do zadowalających.  $SEE = 35,4$  świadczy o tym, że dane empiryczne odchylają się od teoretycznych przeciętnie o  $\pm 35,4 \text{ cm}$ .

## b) warstwa denna

Modele dla zawartości substancji organicznej w suchej masie sestonu ( $PzOs_t$ )

Punkt 1

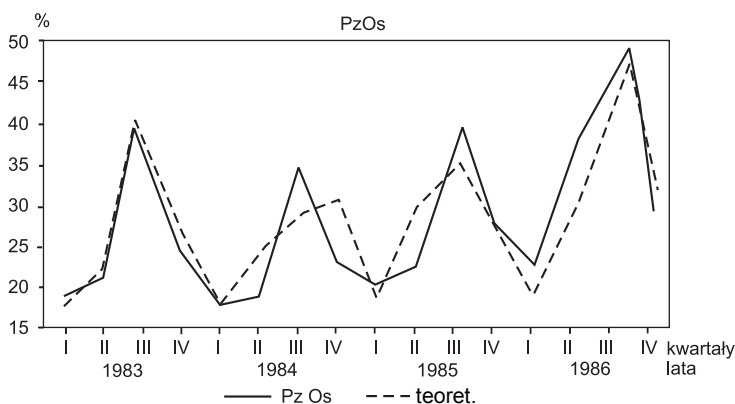
$$PzOs_t = -41,5235 + 55,5305 PPO_{4t} + 0,7712 Tw_t + 4,5796 Cl_t + \hat{\xi}_t$$

$$(17,9398) \quad (24,2904) \quad (0,2691) \quad (1,5136)$$

$$t_{bi} = -2,3146 \quad 2,2861 \quad 2,8654 \quad 3,0256$$

$$R^2 = 0,7608; DW = 2,4587; SEE = 5,1613; t_{\alpha=0,05} = 2,179$$

Model wyjaśnia 76,08% rzeczywistej zmienności  $PzOs_t$ , część niewyjaśniona stanowi 23,92% (rys. 4.41).



Rys. 4.41. Zawartość substancji organicznej w suchej masie sestonu w Jeziorze Żurckim (warstwa denna, punkt 1)

Interpretacja ocen parametrów:

- kiedy  $PPO_{4t}$  rośnie o  $1 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  (przy niezmiennych  $Tw_t$  i  $Cl_t$ ), to  $PzOs_t$  wzrasta o 55,53% z błędem  $\pm 24,29\%$ ,
- kiedy  $Tw_t$  rośnie o  $1^\circ\text{C}$  (przy niezmiennych  $PPO_{4t}$  i  $Cl_t$ ), to  $PzOs_t$  wzrasta o 0,77% z błędem  $\pm 0,27\%$ ,
- kiedy  $Cl_t$  rośnie o  $1 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  (przy niezmiennych  $PPO_{4t}$  i  $Tw_t$ ), to  $PzOs_t$  wzrasta o 4,58% z błędem  $\pm 1,51\%$ .

Wszystkie zmienne, to jest  $PPO_{4t}$ ,  $Tw_t$  i  $Cl_t$  z prawdopodobieństwem  $p = 0,95$  można nazwać czynnikami istotnymi, ponieważ spełnione jest  $|t_{bi}| > t_{\alpha=0,05} = 2,179$ .  $SEE = 5,1613$  oznacza, że wartości rzeczywiste odchylają się od wartości wyliczonych na podstawie modelu zmiennej  $PzOs_t$  średnio o  $\pm 5,16\%$ .

Kolejny model przedstawia zmiany rozpuszczonego w wodzie tlenu.

Punkt 3

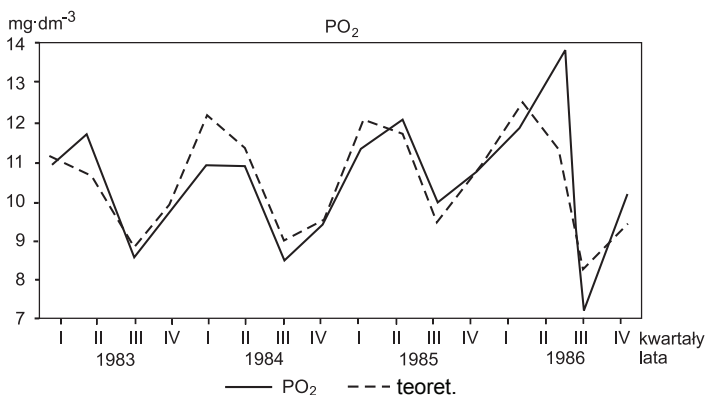
$$PO_{2t} = 19,8149 - 0,1434 Tw_t - 0,3751 PzO_t + \hat{\xi}_t$$

$$(3,6841) \quad (0,0436) \quad (0,1822)$$

$$t_{bi} = 5,3784 \quad -3,2916 \quad -2,0585$$

$$R^2 = 0,6893; DW = 2,6229; SEE = 0,9760; t_{\alpha=0,1} = 1,771$$

Wyjaśniono 68,93% zmienności zmiennej  $PO_{2t}$ . Pozostała część, czyli 31,07%, to zmienność będąca pod wpływem czynników uznanych w trakcie badania jako statystycznie nieistotne (rys. 4.42).



Rys. 4.42. Zawartość rozpuszczonego tlenu w wodzie w Jeziorze Żurskim (warstwa denną, punkt 3)

Interpretacja ocen parametrów :

- gdy  $Tw_t$  rośnie o  $1^\circ\text{C}$ , przy stałości  $PzO_t$ , to  $PO_{2t}$  zmniejsza się o  $0,14 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  z błędem  $\pm 0,04 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ,
- gdy  $PzO_t$  rośnie o 1%, a  $Tw_t$  jest niezmiennie, to  $PO_{2t}$  zmniejsza się o  $0,37 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  z błędem  $\pm 0,18 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ .

Obie zmienne objaśniające są istotne przy poziomie istotności 0,1. SEE = 0,9760 oznacza, że wartości rzeczywiste różnią się średnio od teoretycznych o  $\pm 0,98 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ .

Model dla zawartości azotu mineralnego  $N_{\text{min}_t}$

Punkt 1

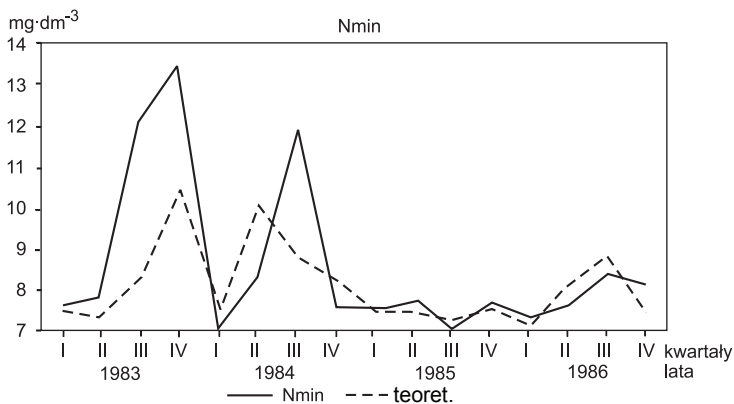
(0,3129) (3,3255) (3,4947)

$$N_{\text{min}_t} = 51,419 \text{ Nog}_t^{1,0290} \text{ Cl}_t^{-11,6749} \text{ PzO}_t^{7,7056} \cdot e^{\hat{\xi}_t}$$

$$t_{bi} = \quad \quad \quad 3,288 \quad -3,5107 \quad 2,2049$$

$$R^2 = 0,6941; \text{ DW} = 2,4129; \text{ SEE} = 0,9887; t_{\alpha=0,05} = 2,179$$

Model wyjaśnia zmienność zawartości azotu mineralnego w 69,41%. Nie-  
wyjaśniona część zmienności to 30,59% (rys. 4.43).



Rys. 4.43. Zawartość azotu mineralnego w Jeziorze Żurskim (warstwa denna, punkt 1)

Interpretacja ocen parametrów :

- gdy  $\text{Nog}_t$  rośnie o 1%, a  $\text{Cl}_t$  i  $\text{PzO}_t$  pozostają bez zmian, to  $N_{\text{min}_t}$  rośnie o 1,03% z błędem  $\pm 0,31\%$ ,
- gdy  $\text{Cl}_t$  rośnie o 1%, a  $\text{Nog}_t$  i  $\text{PzO}_t$  pozostają bez zmian, to  $N_{\text{min}_t}$  zmniejsza się o 11,67% z błędem  $\pm 3,32\%$ ,
- gdy  $\text{PzO}_t$  rośnie o 1%, a  $\text{Nog}_t$  i  $\text{Cl}_t$  pozostają bez zmian, to  $N_{\text{min}_t}$  zwiększa się o 7,70% z błędem  $\pm 3,49\%$ .

Wszystkie zmienne są istotne z prawdopodobieństwem  $p = 0,95$  (bliskim jedności). SEE = 0,9887 oznacza, że logarytmy wartości rzeczywistych odchylają się od wartości teoretycznych o  $\pm 0,99$ .



## Jeziro Wolickie

### a) warstwa powierzchniowa

Modele opisujące zawartość substancji organicznej w suchej masie sestonu  $PzOs_t$

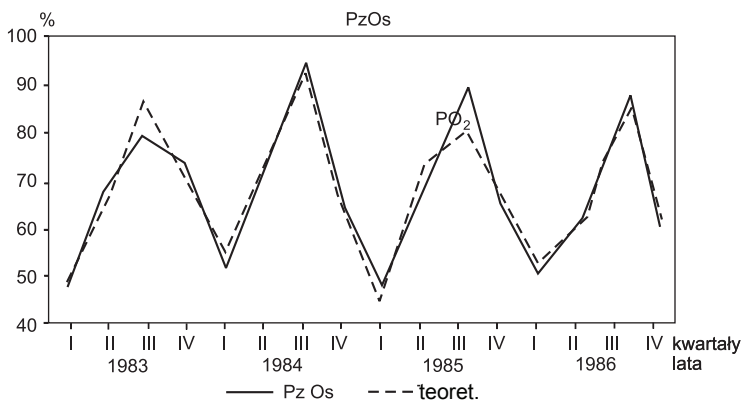
#### Punkt 1

$$PzOs_t = 25,3514 - 0,0134Pe_t + 1,5301PO_{2t} - 0,4161KrS_t + 10,8259PPO_{4t} + 0,8978Cl_t + 6,1315Wd_t + \xi_t$$

$$t_{bi} = \begin{matrix} (26,7927) & (0,0041) & (0,7952) & (0,0522) & (5,1887) & (0,0289) & (2,5017) \\ 0,9462 & -3,2834 & 1,9241 & -7,9642 & 2,0864 & 3,1000 & 2,4509 \end{matrix}$$

$$R^2 = 0,9318; DW = 3,1376; SEE = 4,9388; t_{\alpha=0,1} = 1,833$$

Zmienne objaśniające modelu wyjaśniają zmiany  $PzOs_t$  w 93,18%, a tylko 6,82% zmian jest kształtowane przez czynniki statystycznie nieistotne (rys. 4.44).



Rys. 4.44. Zawartość substancji organicznej w suchej masie sestonu w Jeziorze Wolickim (warstwa powierzchniowa, punkt 1)

Poszczególne zmienne wpływają na zmienną endogeniczną (przy założeniu stałości pozostałych czynników) następująco:

- jeżeli  $Pe_t$  wzrośnie o  $1 \mu S$ , to  $PzOs_t$  maleje o  $0,01\%$  z błędem  $\pm 0,004$ ,
- jeżeli  $PO_{2t}$  wzrasta o  $1 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ , to  $PzOs_t$  rośnie o  $1,53\%$  z błędem  $\pm 0,79\%$ ,
- jeżeli  $KrS_t$  zwiększa się o  $1 \text{ cm}$ , wówczas następuje spadek  $PzOs_t$  o  $0,42\%$  z błędem  $\pm 0,05\%$ ,
- jeżeli  $PPO_{4t}$  rośnie o  $1 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ , to  $PzOs_t$  wzrasta o  $10,82\%$  z błędem  $\pm 5,2\%$ ,
- jeżeli  $Cl_t$  rośnie o  $1 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ , to  $PzOs_t$  wzrasta o  $0,90\%$  z błędem  $\pm 3,1\%$ ,
- jeżeli  $Wd_t$  wzrośnie o jednostkę, wówczas  $PzOs_t$  wzrasta o  $6,13\%$  z błędem  $\pm 2,5\%$ .

Wszystkie czynniki wpływają istotnie na zmienną  $PzOs_t$ , co stwierdzono z prawdopodobieństwem  $p = 0,9$ .  $SEE = 4,9388$  oznacza, że dane empiryczne zmiennej endogenicznej odchylają się od teoretycznych przeciętnie o  $\pm 4,94\%$ .

### Punkt 2

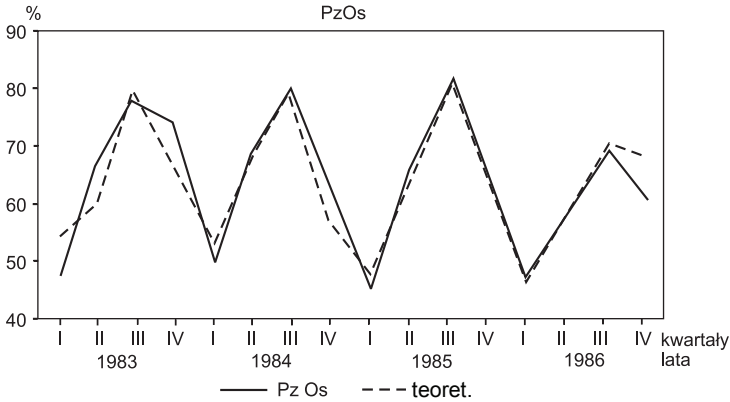
$$PzOs_t = 32,914 + 0,0046 PeI_t + 1,4313 + 4,9889 Wd_t + \xi_t^2$$

$$(6,7093) \quad (0,0017) \quad (0,1668) \quad (2,0274)$$

$$t_{bi} = 4,9058 \quad 2,7023 \quad 8,5820 \quad 2,4553$$

$$R^2 = 0,8651; DW = 2,429; SEE = 4,7805; t_{\alpha=0,05} = 2,179$$

Model wyjaśnia zmiany rzeczywiste  $PzOs_t$  w 86,51%, a 13,49% zmian zależy od czynników statystycznie nieistotnych (rys. 4.45).



Rys. 4.45. Zawartość substancji organicznej w suchej masie sestonu w Jeziorze Wolickim (warstwa powierzchniowa, punkt 2)

Poszczególne zmienne objaśniające wpływają na  $PzOs_t$  (przy założeniu, że pozostałe czynniki nie ulegają zmianie) w sposób następujący:

- gdy  $PeI_t$  wzrasta o 1  $\mu S$ , to  $PzOs_t$  rośnie o 0,004% z dokładnością  $\pm 0,002\%$ ,
- gdy  $Tw_t$  zwiększa się o 1°C, to  $PzOs_t$  rośnie o 1,43% z dokładnością  $\pm 0,17\%$ ,
- gdy  $Wd_t$  wzrasta o jednostkę, wówczas  $PzOs_t$  rośnie o 4,98% z dokładnością  $\pm 2,03\%$ .

O istotności wpływu czynników na zmienną endogeniczną mówi się z prawdopodobieństwem 0,95.  $SEE = 4,78$  wskazuje, że zmiany empiryczne  $PzOs_t$  odchylają się od teoretycznych przeciętnie o  $\pm 4,78$ .

### Punkt 3

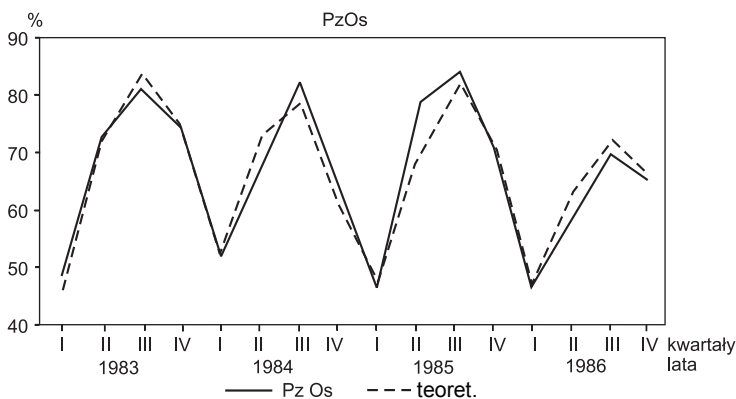
$$PzOs_t = 70,0918 - 1,1003 PO_{2t} + 0,8951 Tw_t - 11,5428 Q_{1t} + 5,3990 Q_{2t} + 3,3827 Q_{3t} + \xi_t^2$$

$$(5,1597) \quad (0,3269) \quad (0,4147) \quad (4,1197) \quad (1,9415) \quad (5,5627)$$

$$t_{bi} = 13,5845 \quad -3,3658 \quad 2,1582 \quad -2,8018 \quad 2,7809 \quad 0,6081$$

$$R^2 = 0,9308; DW = 1,872; SEE = 4,1283; t_{\alpha=0,1} = 1,812$$

Powyższy model wyjaśnia zmiany  $PzOs_t$  w 93,08%, a tylko 6,92% zmienności kształtują czynniki statystycznie nieistotne (rys. 4.46).



Rys. 4.46. Zawartość substancji organicznej w suchej masie sestonu w Jeziorze Wolickim (warstwa powierzchniowa, punkt 3)

Oceny parametrów pozwalają określić wpływ poszczególnych czynników na zmienną endogeniczną przy założeniu, że pozostałe czynniki, z wyjątkiem omawianego, nie ulegają zmianie:

- gdy  $PO_{2t}$  wzrośnie o  $1 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ , wówczas  $PzOs_t$  zmniejszy się o 1,10% z błędem  $\pm 0,33\%$ ,
- gdy  $Tw_t$  zwiększy się o  $1^\circ\text{C}$ , to  $PzOs_t$  wzrośnie o 0,89% z błędem  $\pm 0,41\%$ ,
- w pierwszych kwartałach  $PzOs_t$  jest niższa od przeciętnej o 11,54% z błędem  $\pm 4,12\%$ ,
- w drugich kwartałach  $PzOs_t$  jest niższa od przeciętnej o 5,40% z błędem  $\pm 1,94\%$ ,
- w trzecich kwartałach  $PzOs_t$  jest wyższa od przeciętnej o 3,38% z błędem  $\pm 5,56\%$ ,
- w kwartałach czwartych  $PzOs_t$  jest wyższa od przeciętnej o 2,76% [ $\sigma_4 = -(11,548 + 5,399 + 3,3827) = 2,7611$ ].

Zmienne objaśniające  $PO_{2t}$ ,  $Tw_t$ ,  $Q_{1t}$ ,  $Q_{2t}$  można uznać za wpływające istotnie na zmienną endogeniczną z prawdopodobieństwem 0,9, natomiast sezonowość w trzecich kwartałach oddziałuje nieistotnie.  $SEE = 4,1283$  wskazuje, że zmiany rzeczywiste  $PzOs_t$  odchylają się od wyznaczonych przez model przeciętnie  $\pm 4,13\%$ .

Powyższe modele zasługują na szczególną uwagę ze względu na wysoki stopień dopasowania do zmiennych empirycznych, istotność oddziaływania czynników oraz wpływ tych samych czynników na zmienną  $PzOs_t$  w kilku punktach, np.  $Pe_t$  (różne znaki + i -),  $Tw_t$  (identyczne znaki +)  $Wd_t$  (identyczne znaki -).

Następny model opisuje zmiany zawartości rozpuszczonego w wodzie tlenu.

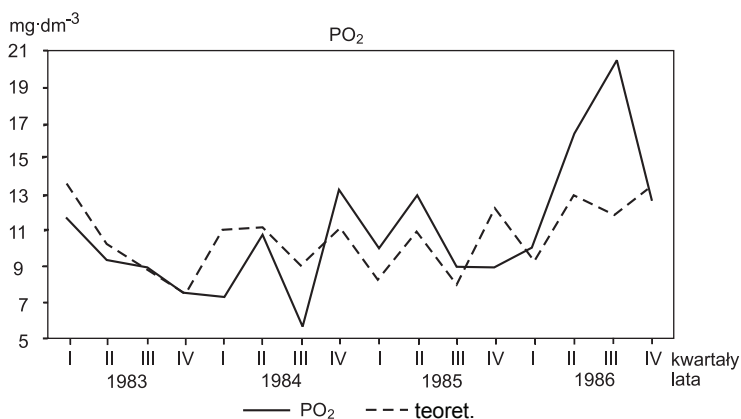
### Punkt 3

$$PO_{2t} = 7,3653 + 0,17 Tw_t - 0,1337 So_{t-1} + 0,1197 KrS_t - 2,8865 Q_{1t} - 6,0277 Q_{2t} + 2,9553 Q_{3t} + \xi_t$$

$$t_{bi} = \begin{matrix} (5,1362) & (0,3001) & (0,0383) & (0,0232) & (2,628) & (2,5909) & (3,4379) \\ 1,4323 & 3,05 & -3,4917 & 3,7025 & -1,0983 & -2,3265 & 0,8596 \end{matrix}$$

$R^2 = 0,7223$ ;  $DW = 2,061$ ;  $SEE = 2,4262$ ;  $t_{\alpha=0,1} = 1,833$

Zmienne objaśniające modelu wyjaśniają zmiany  $PO_{2t}$  w 72,23%, pozostałe 27,77% zależy od wpływu czynników statystycznie nieistotnych (rys. 4.47).



Rys. 4.47. Zawartość rozpuszczonego tlenu w Jeziorze Wolickim (warstwa powierzchniowa, punkt 3)

Oceny parametrów wskazują, że dany czynnik wpływa na  $PO_{2t}$  (przy założeniu stałości pozostałych zmiennych) w sposób następujący:

- gdy temperatura wody wzrasta o 1°C, to  $PO_{2t}$  rośnie o 0,92 mg·dm<sup>-3</sup> z błędem  $\pm 0,30$  mg·dm<sup>-3</sup>,
- gdy opady w kwartale poprzednim ( $So_{t-1}$ ) wzrastały o 1 mm, wówczas  $PO_{2t}$  malała o 0,13 mg·dm<sup>-3</sup> z błędem  $\pm 0,94$  mg·dm<sup>-3</sup>,
- gdy krążek Secchiego wzrastał o 1 cm, to  $PO_{2t}$  rosła o 0,12 mg·dm<sup>-3</sup> z błędem  $\pm 0,03$  mg·dm<sup>-3</sup>,
- w pierwszych kwartałach badanego okresu zmienna  $PO_{2t}$  kształtowała się poniżej przeciętnej o 2,88 mg·dm<sup>-3</sup> z błędem  $\pm 2,63$  mg·dm<sup>-3</sup>,
- w kwartałach drugich  $PO_{2t}$  była niższa od przeciętnej o 6,03 mg·dm<sup>-3</sup> z błędem  $\pm 2,51$  mg·dm<sup>-3</sup>,
- w kwartałach trzecich  $PO_{2t}$  była wyższa od przeciętnej o 2,95 mg·dm<sup>-3</sup> z błędem  $\pm 3,44$  mg·dm<sup>-3</sup>,
- w kwartałach czwartych  $PO_{2t}$  była wyższa od przeciętnej o 5,96 mg·dm<sup>-3</sup> [ $\alpha_4 = -(-2,8865 - 6,0277 + 2,9553) = 5,9589$ ].

Następny model dotyczy zmian przewodności elektrolitycznej.

Punkt 1

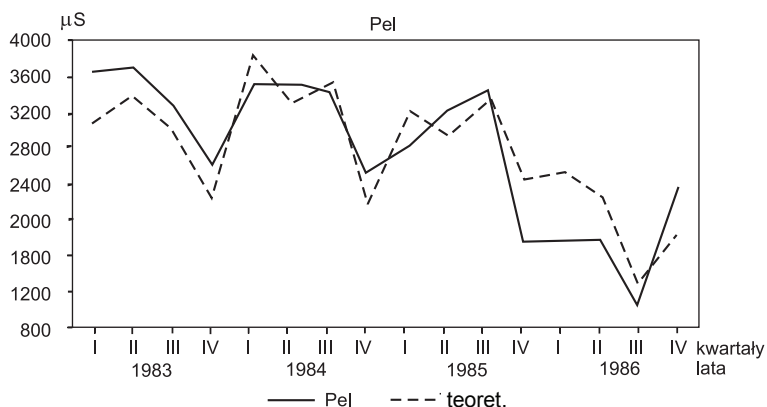
$$Pe_t = 2624,521 + 635,8044 PPO_{4t} + 4,9390 Cl_t + 408,928 Wd_t + \xi_t$$

$$(1208,243) \quad (246,1190) \quad (1,1128) \quad (222,0841)$$

$$t_{bi} = 2,1722 \quad 2,5833 \quad 4,4382 \quad 1,8415$$

$$R^2 = 0,7076; DW = 1,2940; SEE = 501,6728; t_{\alpha=0,1} = 1,782$$

Zmiany empiryczne (rzeczywiste) przewodności elektrolitycznej właściwej model wyjaśnia w 70,76%, zaś 29,24% zmian  $Pe_t$  jest wynikiem działania czynników statystycznie nieistotnych (rys. 4.48). O istotności wpływu zmiennych objaśniających można mówić z prawdopodobieństwem 0,9.



Rys. 4.48. Przewodność elektrolityczna właściwa w Jeziorze Wolickim (warstwa powierzchniowa, punkt 1)

Interpretacja ocen parametrów:

- jeśli  $PPO_{4t}$  wzrośnie o  $1 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ , to  $Pe_t$  wzrasta o  $635,8 \mu S$  (przy założeniu, że pozostałe zmienne nie ulegają zmianie), z dokładnością  $\pm 246,12 \mu S$ ,
- jeśli  $Cl_t$  wzrasta o  $1 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ , to  $Pe_t$  zwiększa się o  $4,9 \mu S$  z dokładnością  $\pm 1,11 \mu S$  (gdy pozostałe zmienne nie ulegają zmianie),
- jeśli  $Wd_t$  rośnie o jednostkę, wówczas  $Pe_t$  maleje o  $408,9 \mu S$  z dokładnością  $\pm 222,1 \mu S$  (gdy inne zmienne nie ulegają zmianie).

Wszystkie zmienne objaśniające wpływają na  $Pe_t$  istotnie, co stwierdzono z prawdopodobieństwem 0,9.  $SEE = 501,6728$  oznacza, że zmienne empiryczne  $Pe_t$  odchylają się od teoretycznych przeciętnie o  $\pm 501,7 \mu S$ .

## Modele opisujące zmiany zawartości fosforu fosforanowego (PPO<sub>4t</sub>)

### Punkt 1

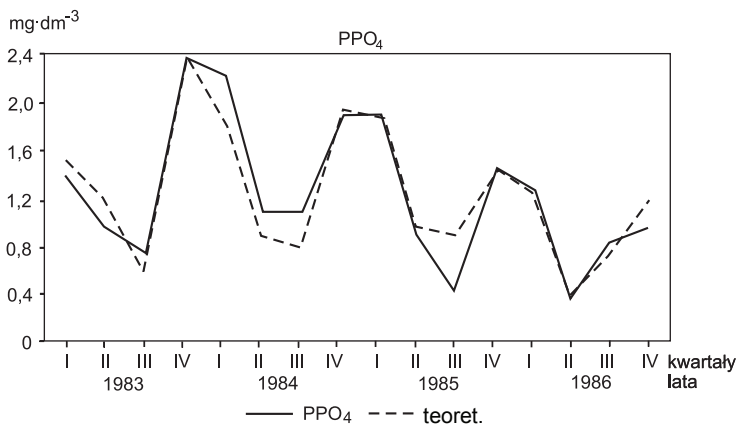
$$PPO_{4t} = 2,4061 + 0,0244 PzOs_t + 0,0008 Pel_t + 0,0155 KrS_t + 0,1152 PO_{2t} - 0,0056 Cl_t + \xi_t$$

$$(1,1792) \quad (0,0107) \quad (0,0001) \quad (0,0033) \quad (0,0262) \quad (0,0008)$$

$$t_{bi} = 2,0405 \quad 2,2884 \quad 5,8054 \quad 4,6566 \quad -4,2889 \quad 6,5987$$

$$R^2 = 0,8799; DW = 1,5251; SEE = 0,2522; t_{\alpha=0,1} = 1,812$$

Zmienne objaśniające modelu wyjaśniają zmiany PPO<sub>4t</sub> w 87,99%, pozostałe 12,01% zmian kształtują czynniki statystycznie nieistotne (rys. 4.49).



Rys. 4.49. Zawartość fosforu fosforanowego w Jeziorze Wolickim (warstwa powierzchniowa, punkt 1)

Poszczególne zmienne wpływają na PPO<sub>4t</sub> (przy założeniu stałości pozostałych czynników) następująco:

- wzrost PzOs<sub>t</sub> o 1% wywołał wzrost PPO<sub>4t</sub> o 0,02 mg·dm<sup>-3</sup> z błędem ±0,01 mg·dm<sup>-3</sup>,
- wzrost Pel<sub>t</sub> o 1 μS wywołał wzrost PPO<sub>4t</sub> o 0,0008 mg·dm<sup>-3</sup> z błędem ±0,0001 mg·dm<sup>-3</sup>,
- wzrost KrS<sub>t</sub> o 1 cm wywołał wzrost PPO<sub>4t</sub> o 0,01 mg·dm<sup>-3</sup>,
- wzrost PO<sub>2t</sub> o 1 mg·dm<sup>-3</sup> zmniejszył PPO<sub>4t</sub> o 0,11 mg·dm<sup>-3</sup> z błędem ±0,03 mg·dm<sup>-3</sup>,
- wzrost Cl<sub>t</sub> o 1 mg·dm<sup>-3</sup> obniżył PPO<sub>4t</sub> o 0,006 mg·dm<sup>-3</sup> z błędem ±0,0008 mg·dm<sup>-3</sup>.

Porównanie  $|t_{bi}| > t_{\alpha=0,1} = 1,812$  wskazuje na istotność wpływu każdej zmiennej objaśniającej na PPO<sub>4t</sub> z prawdopodobieństwem 0,9. SEE = 0,2522 oznacza, że zmiany rzeczywiste PPO<sub>4t</sub> odchylają się od zmian wyznaczonych przez model dla PPO<sub>4t</sub> przeciętnie o ±0,25 mg·dm<sup>-3</sup>.

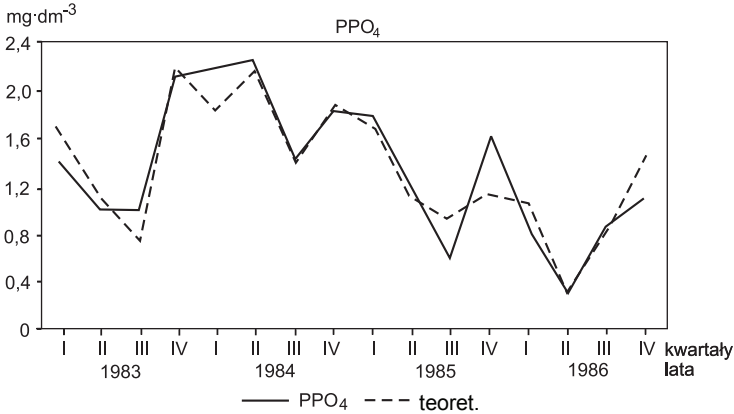
## Punkt 2

$$PPO_{4t} = -2,4509 + 0,0691PzOs_t - 0,8639Az_{t-1} + 0,1277Nog_t + 0,8349Q_{1t} - 1,1050Q_{2t} - 0,302Q_{3t} + \xi_t$$

$$t_{bi} = \begin{matrix} (1,2133) & (0,0211) & (9,3607) & (0,0373) & (0,4502) & (0,3942) & (0,3043) \\ -2,0200 & 3,2680 & -2,3945 & 3,4263 & 2,3839 & -3,1642 & -2,7287 \end{matrix}$$

$R^2 = 0,8366$ ;  $DW = 2,4318$ ;  $SEE = 0,307$ ;  $t_{\alpha=0,1} = 1,833$

Model wyjaśnia 83,66% zmian  $PPO_{4t}$ , natomiast 16,34% kształtują czynniki nie ujęte w modelu, statystycznie nieistotne (rys. 4.50).



Rys. 4.50. Zawartość fosforu fosforanowego w Jeziorze Wolickim (warstwa powierzchniowa, punkt 2)

Poszczególne zmienne wpływają na  $PPO_{4t}$  (jeśli pozostałe nie ulegają zmianie) następująco:

- jeśli  $PzOs_t$  rośnie o 1%, to  $PPO_{4t}$  zwiększa się o  $0,07 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  z błędem  $\pm 0,02 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ,
- jeśli  $Az_{t-1}$  rośnie o jednostkę, to  $PPO_{4t}$  maleje o  $0,56 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  z błędem  $\pm 0,36 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ,
- jeśli  $Nog_t$  wzrasta o  $1 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ , to  $PPO_{4t}$  zwiększa się o  $0,13 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  z błędem  $\pm 0,04 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ,
- w pierwszych kwartałach  $PPO_{4t}$  jest większe od przeciętnej o  $0,83 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  z błędem  $\pm 0,35 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ,
- w drugich kwartałach  $PPO_{4t}$  jest mniejsze od przeciętnej o  $1,10 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  z błędem  $\pm 0,35 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ,
- w trzecich kwartałach  $PPO_{4t}$  jest mniejsze od przeciętnej o  $0,83 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  z błędem  $\pm 0,30 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ,
- w czwartych kwartałach  $PPO_{4t}$  jest większe od przeciętnej o  $1,10 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  [ $\sigma_4 = -(0,8349 - 1,105 - 0,8302) = 1,1003$ ].  $SEE = 0,307$  wskazuje, że zmiany rzeczywiste  $PPO_{4t}$  odchylają się od teoretycznych przeciętnie o  $\pm 0,31 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ .

### Punkt 3

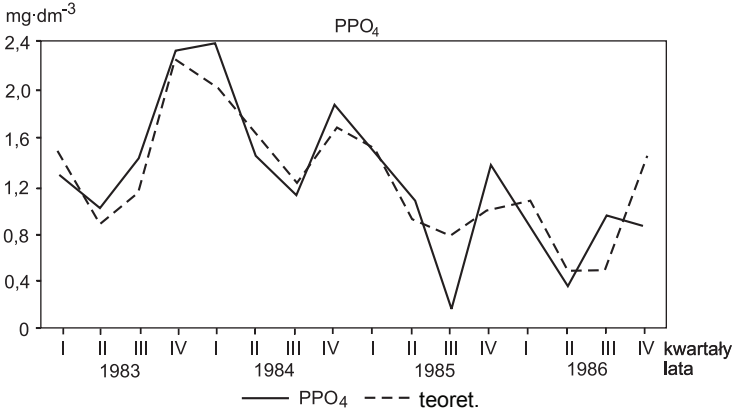
$$PPO_{4t} = -0,0768 + 0,1725 \text{ Nog}_t + 0,0643 \text{ BZT}_{5t} + 0,3212 \text{ Q}_{1t} - 0,4116 \text{ Q}_{2t} - 0,4604 \text{ Q}_{3t} + \hat{\xi}_t$$

	(0,3697)	(0,057)	(0,024)	(0,1741)	(0,175)	(0,1745)
--	----------	---------	---------	----------	---------	----------

$$t_{bi} = -0,2076 \quad 3,0282 \quad 2,6802 \quad 1,8444 \quad -2,3519 \quad -2,6384$$

$$R^2 = 0,7092; \text{ DW} = 2,713; \text{ SEE} = 0,3958; t_{\alpha=0,1} = 1,812$$

Zmiany rzeczywiste zawartość fosforu fosforanowego model wyjaśnia w 70,92%, pozostałe 29,08% zmian to zmienność wynika z wpływu czynników statystycznie nieistotnych (rys. 4.51).



Rys. 4.51. Zawartość fosforu fosforanowego w Jeziorze Wolickim (warstwa powierzchniowa, punkt 3)

#### Interpretacja ocen parametrów:

- jeśli  $\text{Nog}_t$  wzrośnie o  $1 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  (podczas gdy  $\text{BZT}_{5t}$ ,  $\text{Q}_{1t}$ ,  $\text{Q}_{2t}$ ,  $\text{Q}_{3t}$  nie ulegną zmianie), to  $\text{PPO}_{4t}$  wzrośnie o  $0,17 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  z błędem  $\pm 0,06 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ,
- jeśli  $\text{BZT}_{5t}$  wzrośnie o  $1 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  (podczas gdy  $\text{Nog}_t$ ,  $\text{Q}_{1t}$ ,  $\text{Q}_{2t}$ ,  $\text{Q}_{3t}$  nie ulegną zmianie), to  $\text{PPO}_{4t}$  wzrośnie o  $0,06 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  z błędem  $\pm 0,02 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ,
- w pierwszych kwartałach  $\text{PPO}_{4t}$  była większa od przeciętnej o  $0,32 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  z błędem  $\pm 0,17 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ,
- w drugich kwartałach  $\text{PPO}_{4t}$  była mniejsza od przeciętnej o  $0,41 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  z błędem  $\pm 0,17 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ,
- w trzecich kwartałach  $\text{PPO}_{4t}$  była niższa od przeciętnej o  $0,46 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  z błędem  $\pm 0,17 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ,
- w czwartych kwartałach  $\text{PPO}_{4t}$  była wyższa od przeciętnej o  $0,55 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  [ $\alpha_4 = -(0,3212 - 0,4116 - 0,4604) = 0,5508$ ].

Z prawdopodobieństwem 0,9 wszystkie zmienne objaśniające należy uznać za istotne, oddziałujące w sposób nieprzypadkowy.  $\text{SEE} = 0,3958$  wskazuje, że wartości rzeczywiste  $\text{PPO}_{4t}$  odchylają się od teoretycznych o  $\pm 0,39 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ .



Ostatnia grupa modeli opisuje zmiany krążka Secchego ( $KrS_t$ ).

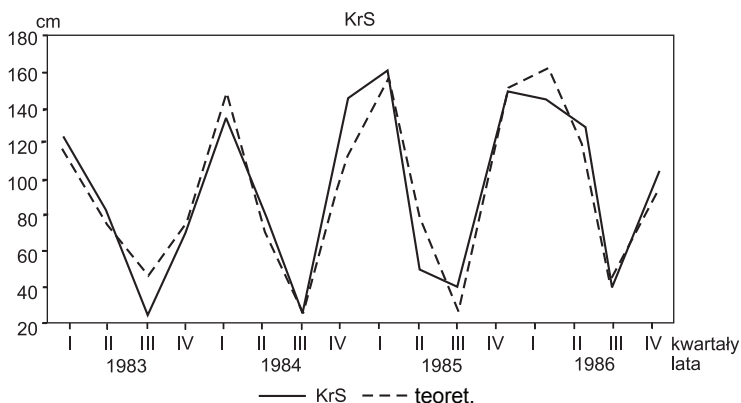
#### Punkt 1

$$KrS_t = 150,3725 - 2,4828 PzOs_t + 0,1831 Cl_t + 27,679 PPO_{4t} - 0,361 Pel_t + \hat{\xi}_t$$

	(60,3)	(0,3491)	(0,0623)	(10,1138)	(0,0091)
$t_{bi} =$	2,3937	-7,1116	2,939	2,7367	-3,9857

$R^2 = 0,9026$ ;  $DW = 2,3376$ ;  $SEE = 17,6194$ ;  $t_{\alpha=0,05} = 2,201$

Model bardzo dobrze wyjaśnia zmiany  $KrS_t$  (w 90,26%). Tylko 9,74% zmian zależy od czynników statystycznie nieistotnych (rys. 4.52).



Rys. 4.52. Krążek Secchiego w Jeziorze Wolickim (warstwa powierzchniowa, punkt 1)

Poszczególne zmienne wpływają na  $KrS_t$  (jeśli pozostałe nie ulegają zmianie) w sposób następujący:

- gdy  $PzOs_t$  wzrośnie o 1%, to  $KrS_t$  zmniejszy się o 2,48% z błędem  $\pm 0,4$  cm,
- gdy  $Cl_t$  wzrośnie o  $1 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ , to  $KrS_t$  zwiększy się o 0,2 cm z błędem  $\pm 0,06$  cm,
- gdy  $PPO_{4t}$  wzrośnie o  $1 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ ,  $KrS_t$  zwiększy się o 27,7 cm z błędem  $\pm 10,1$  cm,
- gdy  $Pel_t$  wzrośnie o  $1 \mu\text{S}$ , to  $KrS_t$  zmaleje o 0,04 z błędem  $\pm 0,01$  cm.

Istotność wpływu czynników na krążek Secchiego występuje dla poziomu istotności  $\alpha = 0,05$ , czyli z prawdopodobieństwem 0,95 stwierdza się nieprzypadkowy charakter oddziaływania zmiennych.  $SEE = 17,62$  oznacza, że dane empiryczne  $KrS_t$  odchylają się od teoretycznych (z modelu) przeciętnie o  $\pm 17,6$  cm.

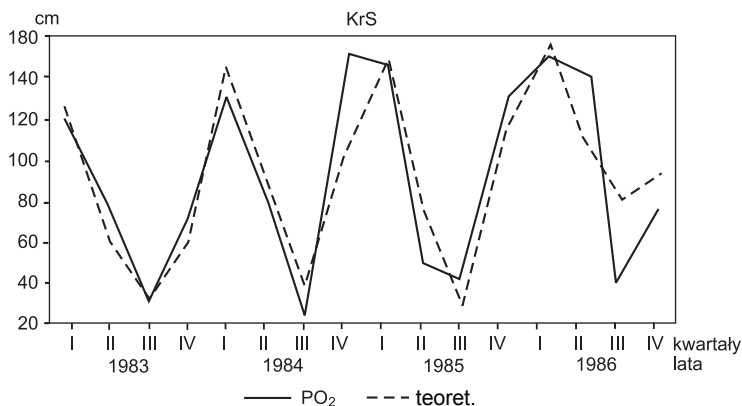
#### Punkt 2

$$KrS_t = 254,2133 - 3,0665 PzOs_t + 0,0641 Cl_t + 14,403 PPO_{4t} - 0,0179 Pel_t + \hat{\xi}_t$$

	(60,4831)	(0,5936)	(0,0558)	(12,3898)	(0,0107)
$t_{bi} =$	4,2047	-5,1657	1,1492	1,1625	-1,6752

$R^2 = 0,7793$ ;  $DW = 2,4538$ ;  $SEE = 25,4532$ ;  $t_{\alpha=0,1} = 1,796$ ;  $t_{\alpha=0,2} = 1,363$

Zmiany  $KrS_t$  są wyjaśnione w 77,93%, a 22,07% zależy od czynników nie ujętych w modelu (rys. 4.53).



Rys. 4.53. Krążek Secchiego w Jeziorze Wolickim (warstwa powierzchniowa, punkt 2)

Każda ze zmiennych wpływa na  $KrS_t$  (jeśli pozostałe nie ulegają zmianie) następująco:

- wzrost  $PzOs_t$  o 1% wywołuje spadek  $KrS_t$  o 3,1 cm z błędem  $\pm 0,6$  cm,
- wzrost  $Cl_t$  o  $1 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$  prowadzi do wzrostu  $KrS_t$  o 0,06 cm z błędem  $\pm 0,05$  cm,
- wzrostowi  $PPO_{4t}$  o  $1 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$  towarzyszy wzrost  $KrS_t$  o 14,4 cm z błędem  $\pm 12,4$  cm,
- wzrost  $PeI_t$  o  $1 \mu\text{S}$  wywołuje spadek  $KrS_t$  o 0,02 cm z błędem  $\pm 0,01$  cm.

Słabą stroną tego modelu jest to, że o istotności wpływu zmiennych można mówić z prawdopodobieństwem 0,9 tylko w odniesieniu do  $PzOs_t$  i  $PeI_t$ , ale obniżając prawdopodobieństwo do 0,8.  $SEE = 25,4532$  wskazuje, że zmiany rzeczywiste  $KrS_t$  odchylają się od teoretycznych (z modelu) przeciętnie o  $\pm 25,4$  cm.

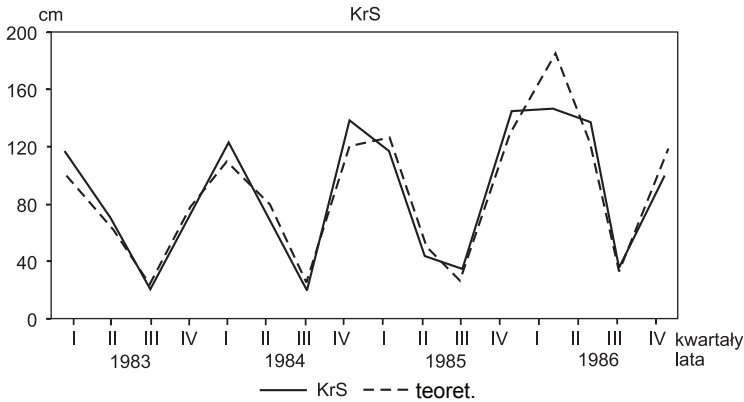
### Punkt 3

$$KrS_t = e^{(0,9038) (60,2029) (421,6982) (436,2917) (0,335) (0,1064) (0,2144) \{2,3916 + 172,4381 \frac{1}{PzOs_t} - 1028,595 \frac{1}{Cl_t} + 737,6629 \frac{1}{PeI_t} - 0,343Q1t + 0,1909Q2t - 0,5395Q3t + \xi_t\}}$$

$$t_{bi} = 2,6463 \quad 2,8643 \quad -2,4392 \quad +1,6908 \quad -1,0237 \quad 1,7939 \quad -2,5154$$

$$R^2 = 0,9481; DW = 2,2298; SEE = 0,205; t_{\alpha=0,1} = 1,833; t_{\alpha=0,2} = 1,383$$

Model bardzo dobrze wyjaśnia zmiany  $KrS_t$ , bo aż w 94,81% i tylko 5,19% tych zmian zależy od czynników statystycznie nieistotnych (rys. 4.54).



Rys. 4.54. Krążek Secchiego w Jeziorze Wolickim (warstwa powierzchniowa, punkt 3)

Poszczególne zmienne wpływają na krążek Secchiego (przy założeniu stałego poziomu pozostałych) w sposób następujący:

- gdy  $PzOs_t$  wzrośnie o 1%, to  $KrS_t$  zmaleje o  $(172,4381 \frac{1}{PzOs_t})\%$  z błędem  $\pm 60,2\%$ ,
- gdy  $Cl_t$  wzrośnie o 1%, to  $KrS_t$  zwiększy się o  $(1028,595 \frac{1}{Cl_t})\%$  z błędem  $\pm 421,7\%$ ,
- gdy  $Pe_t$  zwiększy się o 1%, to  $KrS_t$  zmaleje o  $(737,6629 \frac{1}{Pe_t})\%$  z błędem  $\pm 436,3\%$ ,
- w kwartałach pierwszych  $KrS_t$  było poniżej przeciętnej o 0,3% z błędem  $\pm 0,3\%$ ,
- w kwartałach drugich  $KrS_t$  było powyżej przeciętnej o 0,19% z błędem  $\pm 0,10\%$ ,
- w kwartałach trzecich  $KrS_t$  było poniżej przeciętnej o 0,53% z błędem  $\pm 0,21\%$ ,
- w kwartałach ostatnich  $KrS_t$  było powyżej przeciętnej o 0,68%, [ $\hat{\alpha}_4 = -(-0,335 + 0,1909 - 0,5395) = 0,68$ ].

Większość zmiennych ( $PzOs_t$ ,  $Cl_t$ ,  $Q_{3t}$ ) wpływa istotnie przy poziomie istotności  $\alpha = 0,1$ . Po obniżeniu prawdopodobieństwa do 0,8 istotne stają się  $Pe_t$  oraz  $Q_{2t}$ . Za nieistotny należy przyjąć wpływ na  $KrS_t$  sezonowości w pierwszych kwartałach.  $SEE = 0,205$  oznacza, że logarytmy wartości zmiennych rzeczywistych  $KrS_t$  odchylają się od logarytmów wartości teoretycznych, wyliczonych z modelu, przeciętnie o  $\pm 0,20$ .

## b) warstwa denną

Modele dla zawartości substancji organicznej w suchej masie sestonu ( $PzOs_t$ )

### Punkt 1

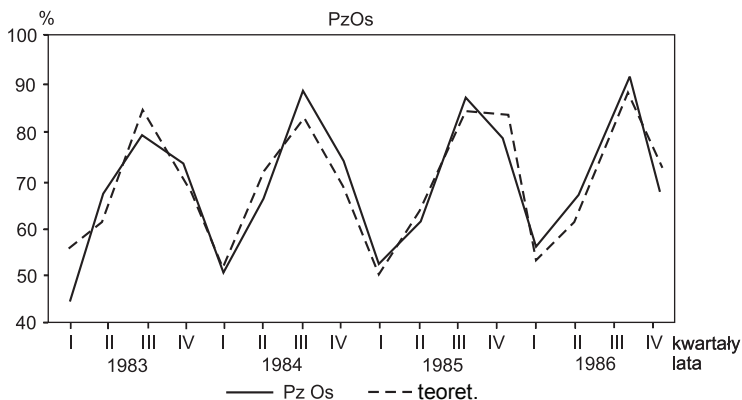
$$PzOs_t = 11,6568 + 1,9224 Tw_t + 9,2778 Wd_t + 0,0266 Cl_t + 2,1229 PPO_{4t} + 0,6878 PO_{2t} + \xi_t$$

$$(21,5955) (0,2843) (2,7734) (0,0158) (1,5418) (0,5517)$$

$$t_{bi} = 0,5398 \quad 6,7619 \quad 3,3542 \quad 1,6838 \quad 1,3768 \quad 1,2467$$

$$R^2 = 0,8725; DW = 2,1697; SEE = 6,0411; t_{\alpha=0,1} = 1,812; t_{\alpha=0,25} = 1,200$$

Wyjaśniono 87,25% rzeczywistej zmienności  $PzOs_t$ , 12,75% to zmienność wynika z wpływu czynników statystycznie nieistotnych (rys. 4.55).



Rys. 4.55. Zawartość substancji organicznej w suchej masie sestonu w Jeziorze Wolickim (warstwa denną, punkt 1)

Interpretacja ocen parametrów:

- jeśli  $Tw_t$  wzrośnie o  $1^\circ C$ , podczas gdy  $Wd_t$ ,  $Cl_t$ ,  $PPO_{4t}$  i  $PO_{2t}$  nie ulegną zmianie, wówczas  $PzOs_t$  wzrośnie o 1,92% z dokładnością  $\pm 0,28\%$ ,
- jeśli  $Wd_t$  wzrośnie o jednostkę, podczas gdy  $Tw_t$ ,  $Cl_t$ ,  $PPO_{4t}$  i  $PO_{2t}$  nie zmieniają się, wówczas  $PzOs_t$  wzrośnie o 9,28% z dokładnością  $\pm 2,77\%$ ,
- jeśli  $Cl_t$  wzrośnie o  $1 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ , podczas gdy  $Wd_t$ ,  $Tw_t$ ,  $PPO_{4t}$  i  $PO_{2t}$  nie ulegną zmianie, wówczas  $PzOs_t$  wzrośnie o 0,93% z dokładnością  $\pm 0,01\%$ ,
- jeśli  $PPO_{4t}$  wzrośnie o  $1 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ , podczas gdy  $Tw_t$ ,  $Wd_t$ ,  $Cl_t$  i  $PO_{2t}$  nie ulegną zmianie, wówczas  $PzOs_t$  wzrośnie o 2,12% z dokładnością  $\pm 1,54\%$ ,
- jeśli  $PO_{2t}$  wzrośnie o  $1 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ , podczas gdy  $Tw_t$ ,  $Wd_t$ ,  $Cl_t$  i  $PPO_{4t}$  nie ulegną zmianie, wówczas  $PzOs_t$  wzrośnie o 0,69% z dokładnością  $\pm 0,55\%$ .

Tylko dwie zmienne, tj.  $Tw_t$  i  $Wd_t$ , należy z prawdopodobieństwem 0,9 uznać za istotne. Z mniejszą pewnością (np. z prawdopodobieństwem 0,75) wszystkie czynniki należy przyjąć jako oddziaływujące w sposób nieprzypadkowy.  $SEE = 6,0411$  świadczy o tym, że wartości rzeczywiste zmiennej  $PzOs_t$  odchylają się od wartości teoretycznych tej zmiennej (tj. wyliczonych na podstawie omawianego modelu) średnio o  $\pm 6,04\%$ .

Punkt 2

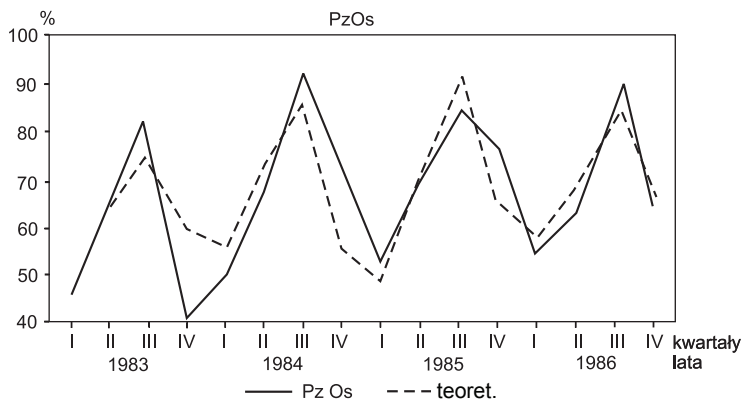
$$PzOs_t = 20,3664 + 1,6912 Tw_t + 0,0241 Cl_t + 0,9299 PO_{2t} + \xi_t$$

(15,3642) (0,3506) (0,0128) (0,6454)

$$t_{bi} = 1,3256 \quad 4,8231 \quad 1,8789 \quad 1,4408$$

$$R^2 = 0,6978; DW = 1,9055; SEE = 9,6052; t_{\alpha=0,1} = 1,782; t_{\alpha=0,2} = 1,356$$

Model wyjaśnia zmienność  $PzOs_t$  w 69,78%, a 30,22% tej zmienności kształtuje się pod wpływem czynników statystycznie mniej ważnych (rys. 4.56).



Rys. 4.56. Zawartość substancji organicznej w suchej masie sestonu w Jeziorze Wolickim (warstwa denną, punkt 2)

Interpretacja ocen parametrów:

- gdy temperatura wody rośnie o  $1^{\circ}\text{C}$ , a  $Cl_t$ , i  $PO_{2t}$  nie zmieniają się, to  $PzOs_t$  rośnie o 1,69% z błędem  $\pm 0,35\%$ ,
- gdy zawartość chloru rośnie o  $1 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ , a  $Tw_t$  i  $PO_{2t}$  pozostają niezmiennymi, to  $PzOs_t$  rośnie o 0,02% z błędem  $\pm 0,01\%$ ,
- gdy zawartość rozpuszczonego w wodzie tlenu rośnie o  $1 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ , a  $Tw_t$  i  $Cl_t$  nie zmieniają się, to  $PzOs_t$  rośnie o 0,93% z błędem  $\pm 0,64\%$ .

Z prawdopodobieństwem 0,9 zmienne  $Tw_t$  i  $Cl_t$  są czynnikami istotnymi statystycznie. Z mniejszym prawdopodobieństwem (0,8) można to samo powiedzieć o czynniku  $PO_{2t}$ . SEE = 9,60 oznacza, iż wartości rzeczywiste odchylają się od wartości teoretycznych zmiennej  $PzOs_t$  średnio o  $\pm 9,60\%$ .

Modele dla przewodności elektrolitycznej ( $Pe_t$ )

Punkt 1

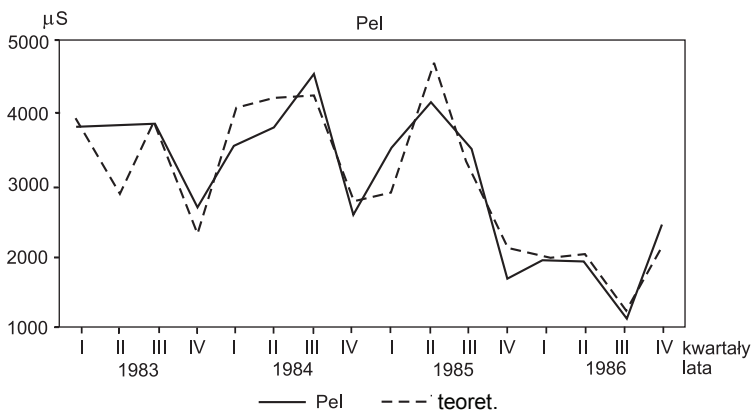
$$Pe_t = e^{(0,8574) (378,1668) (0,0745) (50,3878) (0,8191) (0,2534)(0,1013)(0,2717)}$$

$$\cdot e^{(7,8357 - 1319,541 \frac{1}{Cl_t} - 0,1756 \frac{1}{PPO_{4t}} + 134,0808 \frac{1}{PzOs_t} - 2,2606 \frac{1}{Nog_t} - 0,6358 Q_{1t} - 0,0731 Q_{2t} + 0,330 Q_{3t} + \dots)}$$

$$t_{bi} = 9,1390 \quad 3,4893 \quad 2,3575 \quad 2,662 \quad 2,7601 \quad 2,5090 \quad 0,0711 \quad 1,6359$$

$$R^2 = 0,8736; DW = 2,6151; SEE = 0,1410; t_{\alpha=0,05} = 2,306$$

Model wyjaśnia 87,36% zmienności, tylko 12,64% zmienności kształtuje się pod wpływem innych czynników, nie uwzględnionych w modelu (rys. 4.57).



Rys. 4.57. Przewodność elektrolityczna właściwa w Jeziorze Wolickim (warstwa denna, punkt 1)

Interpretacja ocen parametrów:

- gdy  $Cl_t$  rośnie o 1%, a  $PPO_{4t}$ ,  $PzOs_t$ ,  $Nog_t$  są niezmiennie, to przewodność elektrolityczna wzrasta o  $(1319,5 \frac{1}{Cl_t})\%$  z błędem  $\pm 378,2\%$ ,
- gdy  $PPO_{4t}$  rośnie o 1%, a  $Cl_t$ ,  $PzOs_t$ ,  $Nog_t$  są niezmiennie, to przewodność elektrolityczna wzrasta o  $(0,17 \frac{1}{PPO_{4t}})\%$  z błędem  $\pm 0,07\%$ ,
- gdy  $PzOs_t$  rośnie o 1%, a  $Cl_t$ ,  $PPO_{4t}$ ,  $Nog_t$  są niezmiennie, to przewodność elektrolityczna zmniejsza się o  $(134,08 \frac{1}{PzOs_t})\%$  z błędem  $\pm 50,39\%$ ,
- gdy  $Nog_t$  rośnie o 1%, a  $Cl_t$ ,  $PPO_{4t}$ ,  $PzOs_t$  są niezmiennie, to przewodność elektrolityczna wzrasta o  $(2,26 \frac{1}{Nog_t})\%$  z błędem  $\pm 0,82\%$ .

Efekty sezonowe:

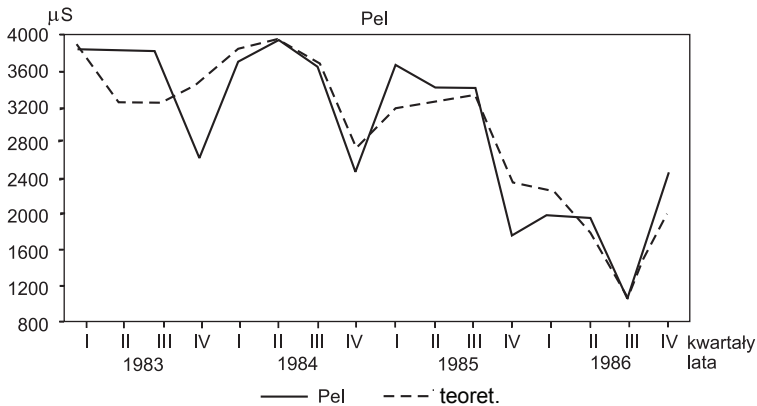
- w kwartale I zmienna  $Pel_t$  jest o 63,58% niższa niż przeciętnie z błędem  $\pm 25,34\%$ ,
- w kwartale II zmienna  $Pel_t$  jest o 7,31% niższa niż przeciętnie z błędem  $\pm 10,13\%$ ,
- w kwartale III zmienna  $Pel_t$  jest o 33% wyższa niż przeciętnie z błędem  $\pm 27,17\%$ ,
- w kwartale IV zmienna  $Pel_t$  jest o 37,89% wyższa niż przeciętnie, ponieważ  $[d_4 = -(-0,6358 - 0,0731 + 0,3300) = 0,3789]$ .

Z prawdopodobieństwem 0,95 wszystkie czynniki objaśniające są istotne, bowiem  $|t_{bi}| > t_{\alpha=0,05} = 2,306$ . Sezonowość jest istotna w kwartale I oraz z mniejszym prawdopodobieństwem w kwartale III.  $SEE = 0,1410$  oznacza, iż średnie odchylenie logarytmów wartości rzeczywistych od teoretycznych wynosi  $\pm 0,14$ .

## Punkt 2

$$\begin{aligned}
 \text{Pel}_t = & 3157,634 - 704,6121 \text{PPO}_{4t} + 138,0139 \text{BZT}_{5t} + 137,5716 \text{PO}_{2t} + 214,4581 \text{Nog}_t + \xi_t \\
 & (678,8412) \quad (218,2778) \quad (33,1168) \quad (40,8982) \quad (50,8821) \\
 t_{bi} = & 4,6515 \quad 3,2280 \quad 4,1675 \quad 3,3697 \quad 4,2148 \\
 R^2 = & 0,8195; \text{DW} = 1,9345; \text{SEE} = 451,3273; t_{\alpha=0,01} = 3,106
 \end{aligned}$$

Wyjaśniono 81,95% zmienności rzeczywistej  $\text{Pel}_t$ . Pozostała część – 18,05%, to zmienność kształtująca się pod wpływem innych, mniej ważnych czynników. Wszystkie zmienne są istotne z prawdopodobieństwem 0,99, czyli bliskim jedności (rys. 4.58).



Rys. 4.58. Przewodność elektrolityczna właściwa w Jeziorze Wolickim (warstwa denną, punkt 2)

Model można traktować jako bardzo dobrze skonstruowany.

Interpretacja ocen parametrów :

- gdy  $\text{PPO}_{4t}$  rośnie o  $1 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ , przy niezmiennych  $\text{BZT}_{5t}$ ,  $\text{PO}_{2t}$  i  $\text{Nog}_t$ , to  $\text{Pel}_t$  zmniejsza się o  $704,12 \mu\text{S}$  z błędem  $\pm 218,28 \mu\text{S}$ ,
- gdy  $\text{BZT}_{5t}$  rośnie o  $1 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ , przy niezmiennych  $\text{PPO}_{4t}$ ,  $\text{PO}_{2t}$  i  $\text{Nog}_t$ , to  $\text{Pel}_t$  rośnie o  $138,01 \mu\text{S}$  z błędem  $\pm 33,12 \mu\text{S}$ ,
- gdy  $\text{PO}_{2t}$  rośnie o  $1 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ , przy niezmiennych  $\text{BZT}_{5t}$ ,  $\text{PPO}_{4t}$  i  $\text{Nog}_t$ , to  $\text{Pel}_t$  zmniejsza się o  $137,57 \mu\text{S}$  z błędem  $\pm 49,90 \mu\text{S}$ ,
- gdy  $\text{Nog}_t$  rośnie o  $1 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ , przy niezmiennych  $\text{BZT}_{5t}$ ,  $\text{PPO}_{4t}$  i  $\text{PO}_{2t}$ , to  $\text{Pel}_t$  wzrasta o  $214,46 \mu\text{S}$  z błędem  $\pm 50,88 \mu\text{S}$ .

$\text{SEE} = 451,33$  oznacza, że wartości rzeczywiste  $\text{Pel}_t$  w tym punkcie odchyłają się od wartości teoretycznych wyliczonych na podstawie oszacowanego modelu o  $\pm 451,33 \mu\text{S}$ .

### 4.3.2. Ogólne prawidłowości statystyczne przemian jakości wód jeziornych

Zaprezentowane wyniki oszacowań modeli określają kierunki i siłę wpływu poszczególnych zmiennych objaśniających na wybrane zmienne endogeniczne w każdym punkcie jeziora, których analiza dotyczy porównań czynników wpływających na tę samą zmienną endogeniczną w warstwie powierzchniowej i dennej oraz oceny liczby czynników istotnie oddziałujących na przemiany jakości wód badanych jezior.

Zawartość substancji organicznej w suchej masie sestonu ( $PzOs_t$ ) w warstwie powierzchniowej Jeziora Charzykowskiego (tabela 4.2) bezpośrednio zależy od przewodności elektrolitycznej, wpływu dna i temperatury. Z kolei uniwersalne zmienne wpływające na  $PzOs_t$  we wszystkich punktach warstwy dennej tego jeziora to także wpływ dna, temperatury wody i zawartości fosforu fosforanowego (w dwóch punktach).

Zawartość rozpuszczonego w wodzie tlenu zależy od stosunkowo niewielkiej liczby czynników (w warstwie powierzchniowej trzech, a w dennej – dwóch).

Przewodność elektrolityczna wody jest uzależniona od większej liczby czynników w warstwie dennej niż powierzchniowej, przy czym w obu warstwach odnotowano oddziaływanie na ten parametr takich kryteriów, jak  $PO_{2t}$ ,  $PPO_{4t}$ ,  $Wd_t$ ,  $Tw_t$ . Najczęściej występującą zmienną jest fosfor fosforanowy i temperatura wody.

Zawartość fosforu fosforanowego ma praktycznie jednorodny charakter uwarunkowań w obu warstwach. Z siedmiu czynników, które istotnie wpływały na  $PPO_{4t}$ , aż pięć występuje w każdej z warstw. Na szczególną uwagę zasługują takie zmienne, jak  $PzOs_t$ ,  $PzO_t$ , działające we wszystkich punktach dna, a na powierzchni – w dwóch spośród trzech punktów; oprócz tego również  $PzOs_t$  i  $Pe_t$ .

Na azot mineralny  $Nmin_t$  w obu warstwach wpływa  $Nog_t$ ,  $BZT_{5t}$  oraz sezonowość, która występuje w dwóch punktach badawczych. Pozostałe sześć zmiennych w każdym z punktów wpływa na  $Nmin_t$  różnie. Na zmienną endogeniczną  $Nog_t$  w warstwie powierzchniowej wpływają tylko  $BZT_{5t}$  i  $Tw_t$ . W warstwie dennej natomiast jest pięć czynników istotnie wpływających na tę zmienną: oprócz  $BZT_{5t}$  jeszcze  $Cl_t$ ,  $PzO_t$ , sezonowość i „ogólny trend”.

Nie mniej ważna jest ocena aktywności poszczególnych zmiennych objaśniających i wielokrotność ich występowania w czynnikach istotnie wpływających na zmienne endogeniczne. Zdecydowanie wszechobecne są takie zmienne, jak  $PzOs_t$  i  $Tw_t$  (wpływają istotnie w 11 różnych związkach przyczynowo-skutkowych), a także  $BZT_{5t}$  oraz sezonowość (w dziesięciu związkach). W nieco mniejszym stopniu, jednak bezwzględnie istotnie swój wpływ przejawiają:  $PPO_{4t}$  (w ośmiu),  $Wd_t$  (w siedmiu),  $Pe_t$  i  $Cl_t$  (w sześciu),  $Nog_t$  i  $PzOs_t$  (w pięciu) przypadkach. Pozostałe zmienne przejawiają swój wpływ w mniej niż pięciu przypadkach.





Dla Jeziora Żurskiego (tabela 4.3) stwierdzono zależność procesów przemian jakości wód od czynników oddziałujących w obrębie danego punktu, przede wszystkim od zmiennej endogenicznej. Wyjątkiem wśród nich jest temperatura wody, chlor, insolacja, zawartość rozpuszczonego w wodzie tlenu oraz sezonowość maksymalna w dwóch punktach.

Podobieństwo związków przyczynowo-skutkowych dla zmiennej endogenicznej  $PzOs_t$  w obu warstwach dotyczy tylko jej zależności od temperatury. Liczba czynników, które wpływają istotnie na zmienną, jest niewielka: 4 dla powierzchni i 3 dla dna. Taka sytuacja występuje także w odniesieniu do zmiennej egzogenicznej  $PO_{2t}$ , która wykazuje zależność od temperatury zarówno na powierzchni, jak i na dnie.

Stosunkowo duża liczba czynników wpływa na zmienną endogeniczną  $PeI_t$ , przy czym ten sam rodzaj czynników oddziałujących na dnie i na powierzchni dotyczy w zasadzie tylko  $BZT_{5t}$ , bowiem drugim jest efekt działania czynnika sezonowego. Dla zmiennej egzogenicznej  $PPO_{4t}$  odnotowano sytuację podobną.  $PzOs_t$  i  $BZT_{5t}$  to jedyne czynniki występujące w obu warstwach. Znacznie więcej czynników kształtowało istotnie tę zmienną w warstwie powierzchniowej.

Zawartość azotu mineralnego w warstwie powierzchniowej statystycznie zależy od sześciu czynników, z których tylko azot ogólny i jon chlorkowy były z nim związane w wodach na dnie.

Pośród wielu różnorodnych czynników, które udało się wyodrębnić statystycznie w warstwie powierzchniowej tylko chlor wpływał istotnie na azot ogólny ( $Nog_t$ ), natomiast dla warstwy dennej nie otrzymano takich wskaźników.

Analiza liczby czynników wpływających istotnie na poszczególne zmienne endogeniczne w Jeziorze Żurskim wskazuje na mniej skomplikowany charakter badanych związków przyczynowo-skutkowych. Są one również pozbawione cech uniwersalności, powszechności, występują tylko w obrębie poszczególnych punktów badawczych. Inne ujęcie zagadnienia czynników przemian jakości wód to aktywność poszczególnych zmiennych w różnych połączeniach kształtujących różne zmienne endogeniczne.

Do najbardziej aktywnych czynników, wpływających wielokierunkowo, należy sezonowość, która występuje w największej liczbie związków przyczynowo-skutkowych (osiem). Mniej ma chlor i temperatura wody, które występują w siedmiu związkach w różnych punktach jeziora.

W przypadku zmiennej endogenicznej  $PzOs_t$  dla warstwy powierzchniowej i dennej Jeziora Wolickiego (tabela 4.4) występuje znaczna różnica liczby czynników ją kształtujących. Na powierzchni jest ich osiem; część oddziałuje na  $PzOs_t$  w dwóch punktach. W warstwie przydennej natomiast są trzy czynniki, które znajdują się w zbiorze czynników dla warstwy powierzchniowej.

Tabela 4.3. Zestawienie czynników istotnie wpływających na przemiany jakości wód w punktach badawczych Jeziora Żurskiego w kwartałach lat 1983-1986 (poziom istotności  $\alpha = 0,1$ )

Warstwa (liczba punktów)	Zmienne objaśniane	Zmienne objaśniające														Sezono- wość	t (trend)			
		PzOs	PO <sub>2</sub>	PeI	PPO <sub>4</sub>	Nmin	Nog	KrS	BZT <sub>5</sub>	Cl	Az	PzO	Pw	So	Sw			Ds	Wd	Tw
powierzchniowa (3 punkty)	PzOs	×									×							⊙		○
	PO <sub>2</sub>	○	×								×		○					○		○
	PeI		⊙	×							×				○					○
	PPO <sub>4</sub>	○			×					○	×									⊙
	Nmin	○				×			⊙		×						○			○
	Nog						×		⊙		×									
	KrS	○		○							×					⊙				○
denna (2 punkty)	PzOs	×							○									⊙	×	
	PO <sub>2</sub>		×								○							⊙	×	
	PeI	○		×					○										×	○
	PPO <sub>4</sub>	○			×					○									×	
	Nmin					×			○		○								×	
	Nog										○								×	

Źródło: opracowanie własne (na podstawie modeli statystycznych przemian jakości wód Jeziora Żurskiego)  
 Oddziaływanie czynników w: ⊗ – 3 punktach; ⊙ – 2 punktach; ○ – 1 punkt

Tabela 4.4. Zestawienie czynników istotnie wpływających na przemiany jakości wód w punktach badawczych Jeziora Wolickiego w kwartałach lat 1983-1986 (poziom istotności  $\alpha = 0,1$ )

Warstwa (liczba punktów)	Zmienne objaśniane	Zmienne objaśniające															t (trend)						
		PzOs	PO <sub>2</sub>	PeI	PPO <sub>4</sub>	Nmin	Nog	KrS	BZT <sub>5</sub>	Cl	Az	PzO	Pw	So	Sw	Ds		Wd	Tw	Tp	Sezono-wość		
powierzchniowa (3 punkty)	PzOs	⊗	⊙	⊙	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	⊙	○	○	○		
	PO <sub>2</sub>	○	⊗	○	○	○	○	○	○	○	⊗	○	○	○	○	○	○	⊙	○	○	○		
	PeI	○	○	⊗	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	
	PPO <sub>4</sub>	⊙	○	○	⊗	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	⊙	○	
	Nmin	○	○	○	○	⊗	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
	Nog	○	○	○	○	○	⊗	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
	KrS	⊗	○	○	○	○	○	○	⊙	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
denna (2 punkty)	PzOs	⊗	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	⊗	○	○	○	○
	PO <sub>2</sub>	○	⊗	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	⊗	○	○	○
	PeI	○	○	⊗	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
	PPO <sub>4</sub>	○	○	○	⊗	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
	Nmin	○	○	○	○	⊗	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
	Nog	○	○	○	○	○	⊗	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○

Źródło: opracowanie własne (na podstawie modeli statystycznych przemian jakości wód Jeziora Wolickiego)  
 Oddziaływanie czynników w: ⊗ – 3 punktach; ⊙ – 2 punktach; ○ – 1 punkt

Zawartość rozpuszczonego w wodzie tlenu była kształtowana w obu warstwach, z wyjątkiem sezonowości, przez odmienny zestaw czynników. Bardziej skomplikowane związki zachodzą na powierzchni, bowiem liczba czynników tej warstwy jest większa.

Przewodność elektrolityczną  $Pe_t$  na powierzchni kształtowało sześć różnych czynników, a na dnie – siedem. Tylko  $PPO_{4t}$ ,  $BZT_{5t}$  i  $C_{it}$  występują jednocześnie w obu warstwach.

Dla zmiennej  $PPO_{4t}$  w wodach powierzchniowych ustalono dziewięć czynników oddziaływania, natomiast dla warstwy dennej nie wykryto ani jednego. Ta sama liczba czynników wpływa istotnie na azot mineralny w obu warstwach jeziora, przy czym oba czynniki ( $PzOs_t$  i  $BZT_{5t}$ ) oddziałują na powierzchni i na dnie.

W przypadku azotu ogólnego nie uzyskano zadowalającej postaci modelu dla warstwy dennej.

Kompleksowa analiza wyników dla trzech jezior (tabela 4.5) wskazuje, że na poszczególne zmienne endogeniczne najczęściej wpływały:

a) w warstwie powierzchniowej:

$PzOs_t$	↙ temperatura wody ( $TW_t$ )
	← przewodność elektrolityczna ( $Pe_t$ )
	↘ wpływ dna ( $Wd_t$ )
$PO_{2t}$	← zawartość substancji organicznej w suchej masie sestonu ( $PzOs_t$ )
	↘ temperatura wody ( $TW_t$ )
$Pe_t$	↙ fosfor fosforanowy ( $PPO_{4t}$ )
	← biologiczne zapotrzebowanie na tlen ( $BZT_{5t}$ )
	↘ insolacja ( $DS_t$ )
	↘ zawartość tlenu rozpuszczonego w wodzie ( $PO_{2t}$ )
$PPO_{4t}$	↙ zawartość substancji organicznej w suchej masie sestonu ( $PzOs_t$ )
	← azot ogólny ( $Nog_t$ )
	↘ sezonowość ( $Q_t$ )
$Nmin_t$	← biologiczne zapotrzebowanie na tlen ( $BZT_{5t}$ )
	↘ sezonowość ( $Q_t$ )
$Nog_t$	← chlor ( $Cl_t$ )
$KrS_t$	↙ zawartość substancji organicznej w suchej masie sestonu ( $PzOs_t$ )
	← fosfor fosforanowy ( $PPO_{4t}$ )
	↘ przewodność elektrolityczna ( $Pe_t$ )
	↘ sezonowość ( $Q_t$ )

b) w warstwie dennej:

$PzOs_t$	↙ temperatura wody ( $TW_t$ )
	← wpływ dna ( $Wd_t$ )
	↘ fosfor fosforanowy ( $PPO_{4t}$ )

$PO_{2t}$	← temperatura wody ( $T_{w_t}$ )
	↖ biologiczne zapotrzebowanie na tlen ( $BZT_{5t}$ )
	↙ fosfor fosforanowy ( $PPO_{4t}$ )
$PeI_t$	← zawartość substancji organicznej w suchej masie sestonu ( $PzOs_t$ )
	↖ biologiczne zapotrzebowanie na tlen ( $BZT_{5t}$ )
	↖ sezonowość ( $Q_t$ )
$PPO_{4t}$	← zawartość substancji organicznej w suchej masie sestonu ( $PzOs_t$ )
	↖ zawartość substancji organicznej w suchej masie osadów dennych ( $PzO_t$ )
	↙ azot ogólny ( $Nog_t$ )
$Nmin_t$	← zawartość substancji organicznej w suchej masie osadów dennych ( $PzO_t$ )
	↖ sezonowość ( $Q_t$ )
$Nog_t$	← sezonowość ( $Q_t$ )

Ocena aktywności poszczególnych zmiennych egzogenicznych, wszechstronnego ich oddziaływania wskazuje, że najczęściej w różnych związkach przyczynowo-skutkowych występuje sezonowość (27 razy), zawartość substancji organicznej w suchej masie sestonu (26 razy), temperatura wody (25 razy), biologiczne zapotrzebowanie na tlen (23 razy), chlor (22 razy), fosfor fosforanowy (17 razy), azot ogólny (14 razy). Następnie w kolejności jest: wpływ dna, przewodność elektrolityczna, zawartość tlenu rozpuszczonego w wodzie i inne.

Liczba czynników kształtujących poszczególne zmienne endogeniczne wskazuje, że najprostszy przebieg mają procesy przemian jakości wód w warstwie powierzchniowej i dennej Jeziora Żurskiego. Bardziej skomplikowanymi wydają się te procesy w warstwie powierzchniowej Jeziora Charzykowskiego, a najbardziej złożone – w warstwie powierzchniowej Jeziora Wolickiego, bowiem w warstwach dennych obu tych jezior kolejność jest odwrotna (J. Wolickie i J. Charzykowskie).

Tabela 4.5. Zestawienie zbiorcze czynników istotnie wpływających na przemiany jakości wód w punktach badawczych jezior Charzykowskiego, Żurskiego i Wolickiego w kwartałach lat 1983-1986 (poziom istotności  $\alpha = 0,1$ )

Warstwa (liczba punktów)	Zmienne objaśniane	Zmienne objaśniające													Sezono- wość	t (trend)			
		PzOs	PO <sub>2</sub>	Pel	PPO <sub>4</sub>	Nmin	Nog	KrS	BZT <sub>5</sub>	Cl	Az	PzO	Pw	So			Sw	Ds	Wd
powierzchniowa (9 punkt)	PzOs	×	③	④	①		①	②	①	②	×	×				④	⑥		②
	PO <sub>2</sub>	④	×				②			×	×	②	①				③		②
	Pel		③	×	④		①	③	②		×	①			③	②	②		①
	PPO <sub>4</sub>	⑤	①	③	×		④	③	②	×	×						①		④
	Nmin	②	②			×	②	③	②	②	×	②				①			③
	Nog						×	①	③	①	×						①		①
	KrS	⑥		③	④	①		②	②	②	×	×			②				③
denna (7 punkt)	PzOs	×			③		×	②							④	⑦	×		
	PO <sub>2</sub>		×				×	②	①	①						③	×		①
	Pel	③	②	×	⑤		②	③	②						①	②	×		③
	PPO <sub>4</sub>	④		①	×		①	②	①								×		②
	Nmin	②				×	③	②	②		③						×		③
	Nog						×	①	①		①						×		②
Krotność występowania zmiennej objaśniającej – aktywność czynnika	②⑥	①①	①①	①⑦	①①	①④	⑦	②③	②②	③	⑨	⑤	②	①	⑤	⑫	⑫	②⑦	①

Źródło: opracowanie własne (na podstawie modeli statystycznych przemian jakości wód badanych jezior)  
 Oddziaływanie czynników we wskazanej liczbie punktów, np. ⑦ – w siedmiu punktach.

## WNIOSKI

1. Praca przedstawia zasady systemowego podejścia do analizy skomplikowanych obiektów geograficznych, charakteryzujących się wieloelementowym, zmiennym składem.
2. Uogólniono i usystematyzowano już istniejące metodyczne podejścia do oceny jakości wód jeziornych.
3. Przy uwzględnieniu ekologiczno-geochemicznych czynników środowiskowych i ich dynamiki opracowano naukową koncepcję przestrzenno-czasowej wieloaspektowej oceny jakości wód jeziornych.
4. Opracowano oraz zastosowano system metod oceny jakości wód jeziornych, pozwalający na uwzględnienie procesów jego kształtowania.
5. Utworzono kompleksową metodykę monitoringu jakości ekosystemów jeziornych i systemów ilościowego opisu procesów eutrofizacji.
6. W celu zmodyfikowania schematu Rawsona na podstawie analizy regresywnej zaproponowano nowy system limnometrycznego modelowania jakości wód jeziornych, uwzględniający kwantyfikację zjawisk złożonych zachodzących w głębi jeziora i oparty na modelowaniu taksonometrycznym, z uwzględnieniem wzajemnych związków przyczynowo-skutkowych mechanizmu eutrofizacji.
7. Uzasadniono wprowadzenie systematycznej charakterystyki ilościowej w celu ciągłej identyfikacji jakości wód jeziornych oraz jej interpretacji graficznej, pozwalającej na odkrycie specyfiki eutrofizacji.
8. Nowa, opracowana przez autora, zasada klasyfikacji jakości wód jeziornych została potwierdzona na przykładzie jezior rejonu kujawsko-pomorskiego w Polsce.
9. W oparciu o metodykę badawczą szeregu jezior Polski Północnej wykonano ekspertyzę ekologiczną, w wyniku której opracowano zasady wyboru najbardziej efektywnych przedsięwzięć ochrony środowiska.



## LITERATURA

### Podstawowa

- [1] Ajvazjan S.A., Enjukov I.S., Meshalkin L.D., 1985. Prikladnaja statistika. Is-sledovanie zavisimostej. Finansy i statistika.
- [2] Alekin O.A., Drabkova V.G., Koplan-Diks I.S., 1985. Problema jevtrofirovanija kontinental'nyh vod. Sb. materialov III Vsesojuznogo simpoziuma, Chernogolovka.
- [3] Allum M.O., Glessner R.E., Gakstatter J.H., 1977. An evaluation of the national eutrophication data. US EPA Working Paper 900.
- [4] Andrewartha H.G., Birch L.C., 1954. The Distribution and Abundance of Animals. University of Chicago Press Chicago.
- [5] Bac S., 1976. Kryteria klimatyczne lokalizacji nawodnień w Polsce. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. 181.
- [6] Bac S., Rojek M., 1979. Meteorologia i klimatyzacja. PWN Warszawa.
- [7] Bachmann R.W., Jones J.R., 1974. Phosphorus inputs and algal blooms in lakes. Iowa St. J. Res.
- [8] Bartkowski T., 1975. Ochrona zasobów przyrody i zagospodarowania środowiska geograficznego. PWN Warszawa – Poznań.
- [9] Bartkowski T., 1981. Kształtowanie i ochrona środowiska. PWN Warszawa.
- [10] Bartosiewicz S., 1984. Ekonometria. PWE Warszawa.
- [11] Bernatowicz S., Wróblewska G., 1985. Próby ustalenia klas czystości jezior. Suwalskie Towarzystwo Kultury.
- [12] Boiński M., 1985. Szata roślinna Borów Tucholskich. PWN Toruń.
- [13] Bolland D.H.P., 1976. Trophic classification of lakes using landsat-1 (ERTS-1) multispectral scanner data. US EPA Report No 600/3-76-027.
- [14] Borsuk S., 1981. Wyniki badań rzeka Brda – jezioro Charzykowskie. Mat. ATR Bydgoszcz.
- [15] Borsuk S., 1984. Ocena wpływu czynników naturalnych i antropogenicznych na degradację jezior. Praca zbiorowa, SGGW-AR Warszawa.
- [16] Borys T., 1975. Podstawowe definicje teorii jakości. AE Rodan.
- [17] Borys T., 1980. Elementy teorii jakości. PWN Warszawa.
- [18] Bradford W.L., Maiero D.J., 1978. Lake process models applied to reservoir management. J. Env. Eng. Div., ASCE 104, ESS Proc. Paper 14.
- [19] Buckman H.C., Brady N.C., 1971. Gleba i jej właściwości. PWRiL Warszawa.
- [20] Budyko M.I., 1975. Klimat i życie. PWN Warszawa.
- [21] Carlson R.E., 1977. A trophic state index for lakes. Limn. Oceanograf.
- [22] Celmer T., Churski Z., 1967. Wody – Województwo Bydgoskie. PWN Poznań.
- [23] Choiński A., 1985. Wybrane zagadnienia z limnologii fizycznej Polski. Wyd. Nauk. UAM Poznań.

- [24] Chojnacka A., 1970. The content of mineral components in atmospheric precipitation in relation to natural and economical conditions in Poland. Polish J. Soil. Sci. 3.
- [25] Chojnicki Z., Czyż T., 1973. Metody taksonomii numerycznej w regionalizacji geograficznej. PWN Warszawa.
- [26] Chojnowski S., Wielgus-Duch J., 1975. Bilans wodny różnych typów jezior w Polsce. IMiGW Warszawa (maszynopis).
- [27] Chromow S.P., 1969. Meteorologia i klimatologia. PWRiL Warszawa.
- [28] Chudzińska I., 1980. O niektórych metodach analizy skupień. Prz. Geograficzny 1.
- [29] Cieślak M., 1974. Taksonomiczna procedura programowania rozwoju gospodarczego i określenia potrzeb na kadry kwalifikowane. Prz. statystyczny 1.
- [30] Cieślak M., 1976. Modele zapotrzebowania na kadry kwalifikowane. PWN Warszawa.
- [31] Dembowska J., 1959. Z badań geologicznych w 1957 r. w obrębie antyklinorium kujawsko-pomorskiego. Kwart. Geol. 3(2).
- [32] Deutsch R., 1969. Teoria estymacji. PWN Warszawa.
- [33] Dillon P.J., 1975. The phosphorus budget of Cameron Lake, Ontario. The importance of flushing rate to the degree of eutrophy of lakes. Limnol. Oceanogr.
- [34] Dillon P.J., Rigler F.H., 1974. The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. Limnol. Oceanogr.
- [35] Dobson H.F., Gilbertson M., Sly P.H., 1974. A summary and comparison of nutrients and related water quality in Lake Erie, Ontario, Huron and Superior. J. Fish Res Bd.
- [36] Donaldson I.R., 1969. The classification of lakes. Proc. of the Eutrophication. Biostimulation Workshop. Univ. California, College Engineering.
- [37] Dussart B., 1966. Limnologie L'étude des eaux continentales. Gauthier-Villars Paris.
- [38] Eagleson P.S., 1978. Hydrologia dynamiczna. PWN Warszawa.
- [39] Elster H.J., 1974. History of limnology. Mitt. Internat. Verein. Limnol.
- [40] Eykhoff P., 1980. Identyfikacja w układach dynamicznych. PWN Warszawa.
- [41] Felföldy L.J.M., 1976. Biological Water Quality. A new system for biological qualification of water. Research in water quality and water technology. Research Centre for water researches development Budapest.
- [42] Feuillade J., 1972. Application de la methode de l'analyse se factorielle des correspondances a'la lacs en fonction de leur degre d'eutrophie. Chemosphere.
- [43] Fletcher J.O., 1962. The heat budget of the Arctic Basin and its relation to climate. Rand. Corporation Santa Monica, California.

- [44] Florek K., Łukasiewicz J., Perkal J., Steinhaus H., 1951. Taksonomia Wroclawska. Prz. Antropologiczny 17.
- [45] Fruh E.G., Stewart K.H., 1966. Measurements of eutrophication and trends. J. Wat. Poll. Control. Fed.
- [46] Galon R., 1953. Morfologia doliny i sandrów Brdy. Studia Soc. Scierat. Toruniensis Cecttio. C 1(6).
- [47] Galon R., 1967. Regiony naturalne. Województwo bydgoskie, Poznań.
- [48] Galon R., 1972. Geomorfologia Polski. T. 2, Niz. Polski Warszawa.
- [49] Georgieva V.S., 1976. Vlijanie svetovogo rezhima na pogloshhenie fosfora nekotorymi vodorosljami. Hidrobiologija 2(12).
- [50] Giercuskiewicz-Bajtlik M., 1987. Degradacja jezior Ewingi, Żnińskie Duzze i Tuczno. IKS, PWN Warszawa.
- [51] Głowiak B., Kempa E., Winnicki T., 1985. Podstawy ochrony środowiska. PWN Warszawa.
- [52] Goldberger A.S., 1975. Teoria ekonometrii. PWN Warszawa.
- [53] Golterman H.L., 1975. Physiological Limnology. Elsevier Amsterdam.
- [54] Gołombiowski J., 1977. Ocena czystości i aktualnego stanu zabezpieczenia jeziora Charzykowskiego przed zanieczyszczeniem i eutrofizacją. Zesz. Nauk. WOBiKS Bydgoszcz 15.
- [55] Gołombiowski J., 1983. Ocena poziomu zanieczyszczenia jeziora Charzykowskiego. WOBiKS Bydgoszcz (maszynopis).
- [56] Grabiński T., 1975. Dynamiczne modele analizy taksonomicznej. AE Kraków (praca doktorska).
- [57] Grabiński T., 1984. Wielowymiarowa analiza porównawcza w badaniach dynamiki zjawisk ekonomicznych. AE Kraków.
- [58] Grabiński T., Wydmus S., Zeliś A., 1982. Metody doborów zmiennych w modelach ekonometrycznych. PWN Warszawa.
- [59] Grudzewski W., Roslanowska-Plichcinska K., 1984. Mierzenie wielkości i wymiarowe modelowanie zjawisk oraz procesów ekonomicznych. Ossolineum Wrocław – Warszawa – Kraków – Gdańsk – Łódź.
- [60] Gumiński R., 1948. Próba wydzielenia dzielnic rolniczo-klimatycznych w Polsce. Prz. Meteo- i Hydrobiologiczny 1.
- [61] Hallegraef G.M., 1976. Pigment diversity, biomass and species diversity of phytoplankton of three Dutch Lakes. Bronder-Offset. B.Y.Rotterdam.
- [62] Hellwig Z., 1968. Zastosowanie metody taksonomicznej do typologicznego podziału krajów ze względu na poziom i rozwoju oraz zasoby i struktury wykwalifikowania kadr. Prz. Statystyczny 4.
- [63] Hellwig Z., 1969. Problem optymalnego wyboru predykant. Prz. Statystyczny 3-4.

- [64] Hellwig Z., 1981. Wielowymiarowa analiza porównawcza i jej zastosowanie w badaniach wielocechowych obiektów gospodarczych. [W:] Metody i modele ekonomiczno-matematyczne w doskonaleniu zarządzania gospodarką socjalistyczną, (red.) W. Welfe, PWE Warszawa.
- [65] Hellwig Z., Kania-Gospodarowicz A., 1975. Zastosowanie analizy porównawczej w badaniach międzynarodowych. GUS Warszawa.
- [66] Hensen V., 1887. Über die Bestimmung des Planktons oder im meere treibenden Materials an Pflanzen und Tieren. Ber. Kom. Niss. Untersuch. Deutsch. Meere. Kiel. 5.
- [67] Hermanowicz V., 1984. Fizyczno-chemiczne badania wody i ścieków. Arkady Warszawa.
- [68] Hutchinson G.E., 1957. A treatise on limnology. Wiley New York.
- [69] Imboden D.M., 1974. Phosphorus model of lake eutrophication. Limnol Oceanogr.
- [70] Izrael' I.A. 1979. Ekologija i kontrol' sostojanija prirodnoj sredy. Hidrometeoizdat.
- [71] Jones I.G., 1976. The microbiology and decomposition of seston in open water and experimental enclosures in productive lake. I. Ecol. I.
- [72] Juda J., 1978. Zasady stosowania analizy systemowej w kształtowaniu środowiska. [W:] Człowiek i Środowisko.
- [73] Kajak Z., 1979. Eutrofizacja jezior. PWN Warszawa.
- [74] Kamyczek A., 1956. Ekspertyza generalna zlewni rzeki Brdy. UW Bydgoszcz (maszynopis).
- [75] Kerekes J., 1975. Phosphorus supply in undisturbed lakes in Kejimikujik National Park, Nova Scotia (Canada) Verh. Internat. Verein. Limnol.
- [76] Kerekes J., 1977. The index of lake basin permanence. Int. Rev. Grs. Hydrobiol.
- [77] Klapper H., 1976. Die Klassifizierung von Seen und Massnahmen für eine zielgerichtete Wassergutbewirtschaftung stehender Gewässer. Wasserwirtschaft- Wassertechnik.
- [78] Knapp B.J., 1986. Elementy geograficzne hydrologii. PWN Warszawa.
- [79] Kolkwitz R., 1912. Plankton und Seston. Ber. Deutsch. Bot.
- [80] Kolman R., 1973. Ilościowe określanie jakości. Warszawa.
- [81] Kondracki J., 1978. Geografia fizyczna Polski. PWN Warszawa.
- [82] Kopcewicz T., 1956. Fizyka atmosfery. PWN Warszawa.
- [83] Korycka A., 1969. Seasonal changes in water chemical composition in seven lakes. Pol. Arch. Hydrobiol.
- [84] Korycka A., Dembiński W., 1974. Przewodność elektrolityczna właściwa wody jezior północnej Polski. Rocz. Nauk Rol. H 96.
- [85] Kreeb K., 1979. Ekofizjologia roślin. PWN Warszawa.
- [86] Król Cz., 1973. Hydrologia. PWRiL Warszawa.

- [87] Kudelska D., 1983. System oceany jakości jezior. IKS Warszawa.
- [88] Kudelska D., Cydzik D., Soszka H., 1981. Propozycja systemu oceny jakości jezior. Wiad. Ekol. 27.
- [89] Laaksonen R., 1972. Observations on lake deeps by the Water Authority in March 1965-1970. Vesihallitus-National Board of Waters, Finland - Helsinki.
- [90] Landner L., 1976. Eutrophication of lakes. Causes, effects and means for control with emphasis on lake rehabilitation. World Health Organization Regional Office for Europe.
- [91] Lange O., 1967. Wstęp do ekonometrii. PWN Warszawa.
- [92] Liebman J.E., Lynn W.R., 1966. Optimal allocation of stream dissection oxygen. Water Resources Reserve 2.
- [93] Likens G.E., 1975. Nutrients flux and cycling in freshwater ecosystems. Office of Public Affairs, US ERDA.
- [94] Likens G.E., Bormann R.H., 1977. The role of watershed and air shed in lake metabolism. Symp. Uppsala.
- [95] Lityński A., 1970. Hydrobiologia ogólna. PWN Warszawa.
- [96] Loneks P.P., 1972. Flow regulation for water quality management. Okapter 9 - Models for managing regional water-quality, Harranol University Press.
- [97] Lueschow L.A. i in., 1970. Trophy nature of selected Wisconsin lakes. Wisconsin Academy of Science Arts and Letters.
- [98] Lwowicz M.S., Rossolimo L.L., 1976. Problemy racjonalnego gospodarowania wodą. [W:] Człowiek i środowisko, red. A. Kukliński, Warszawa.
- [99] Mc Coll R.H.S., 1972. Chemistry and trophic status of seven New Zealand Lakes. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Res.
- [100] Mann K.H., 1968. The dynamics of aquatic ecosystems. Adv. Ecol. Res. Academic Press 6.
- [101] Marek S., Znosko J., 1972. Tektonika Kujaw. Kwart. Geol. 16.
- [102] Margalef R., 1975. Typology of reservoirs. Verh. Internat. Verein. Limnol.
- [103] Mason W.T., Yevich P.P., 1967. The use of phloxine B and Rose Bengal stains to facilitate sorting benthic samples. Transactions of the American Microscopical Society 86(2).
- [104] Mikulski J.S., 1982. Biologia wód śródlądowych. PWN Warszawa.
- [105] Murawski T., 1963. Zagadnienia zmiany biegu górnej Brdy. Zesz. Nauk. UMK Toruń, Geografia 11(5).
- [106] Myczkowski S., 1976. Człowiek, przyroda, cywilizacja. PWN Warszawa.
- [107] Narodowy Atlas Polski, 1973. Warszawa – Wrocław.
- [108] Nicholson A.J., 1954. An outline of the dynamics of animal populations. Austral. J. Zool. 2.

- [109] Niewiarowski W., 1963. Formy polodowcowe wschodniego krańca Wysockizny Gnieźnięskie ze szczególnym uwzględnieniem form lodu stajęjącego. Zesz. Nauk. UMK Toruń, Geografia 11.
- [110] Niewiarowski W., 1983. Postglacjalne ruchy skorupy ziemskiej na Pojezierzu Kujawskim. Prz. Geogr. 55.
- [111] Niewiarowski W., Wilczyński A., 1979. Objęśnienia do Mapy Geologicznej Polski 1:200 000, Toruń.
- [112] Norma byłej NRD – TGL 27885 01, 1974.
- [113] National Swedish Environment Protection BOARD Bulletin, March, 1975.
- [114] Odum E.P., 1977. Podstawy ekologii. PWRiL Warszawa.
- [115] Ohle W., 1965. Nährstoffanreicherung der Gewässer durch Düngemittel und Meliorationen. Münchner Beiträge 12.
- [116] Olszewski P., 1971. Trofia i saprobia. Zesz. Nauk WSR Olsztyn, Supl. 3.
- [117] Paluch J., 1973. Mikrobiologia wód. PWN Warszawa.
- [118] Pasierbski M., 1973. Przebieg deglacjacji formy terenu północnej części Wysockizny Krajeńskiej. Stud. Soc. Sc. Toruń.
- [119] Pasierbski M., 1975. Uwagi o genezie jeziora Charzykowskiego. Zesz. Nauk UMK Toruń, Geografia XI.
- [120] Patalas K., 1960. Punktowa ocena pierwotnej produktywności jezior okolic Węgorzewa. Roczn. Nauk Rol. 3.
- [121] Pawlacyk-Szpilowa M., 1980. Ćwiczenia z mikrobiologii wody i ścieków. PWE Warszawa.
- [122] Pawłowicz L., 1987. Rozwój i przemiany strukturalne przemysłu krajów RWPG (studium taksonomiczne). Zesz. Nauk. UG Gdańsk 103.
- [123] Pawłowicz L., 1988. Wybrane metody taksonomii numerycznej i ich zastosowanie w badaniach ekonomicznych. Wydawnictwo VG Gdańsk.
- [124] Perelman J.A., 1968. Geochemia krajobrazu. Przekład z rosyjskiego, PWN Warszawa.
- [125] Perkal I., 1953. O wskaźnikach antropologicznych. Prz. Antropologiczny 19.
- [126] Peterson B.J., 1977. Phytoplankton production and phosphorus supply in Cayuga lake (1968-1973). Hydrobiol. 54.
- [127] Płochnięwski Z., 1971. Hydrogeologia. Wydaw. Geolog. Warszawa.
- [128] Pluta W., 1979. Metody wielowymiarowej analizy porównawczej informacji ekonomicznej kombinatu przemysłowego. AE Wrocław, rozprawa habilitacyjna.
- [129] Pluta W., 1984. Metody oceny wyników delimitacji. Pr. Nauk. AE Wrocław.
- [130] Podolec B., Zajęc K., 1978. Ekonometryczne modele ustalania rejonów konsumpcji. PWE Warszawa.
- [131] Polynov B.B., 1952. Geohimicheskie landshafty. Geograficheskie raboty.
- [132] Pr. zbiorowa, 1979. Modelowanie matematyczne zlewni hydrobiologicznej. Wiad. IMUZ 61.

- [133] Prusinkiewicz Z., Noryskiewicz B., 1975. Geochemiczne i paleopatologiczne aspekty genezy kredy jeziornej jako skały macierzystej północnopolskich rędzin. Zesz. Nauk. UMK Toruń, Geografia XI.
- [134] Radomski C., 1977. Agrometeorologia. PWN Warszawa.
- [135] Rawson D.S., 1966. Morphometry as a dominant factor in the productivity of the large lakes. Verh. Intern. Ver. Limnol. 12.
- [136] Reckhaw K., 1978. Lake quality discriminant analysis. Wat. Res. Bul. 14.
- [137] Rejewski M., 1981. Roślinność jezior Łaski w Borach Tucholskich. UMK Toruń.
- [138] Remmert H., 1985. Ekologia. PWRiL Warszawa.
- [139] Richardson J.L., 1975. Morphometry and lacustrine productivity. Limnol. Oceanogr. 20.
- [140] Rozin B.B., 1979. Teoria rozpoznawania obrazów w badaniach ekonomicznych. PWN Warszawa.
- [141] Roszko L., 1973. Rzeźba województwa bydgoskiego. Województwo Bydgoskie, PMN Poznań.
- [142] Ryder R.A., 1974. The morphoedaphic index a fish yield estimator review and evaluation. I. Fish. Res. Bd. Can. 31.
- [143] Sadowski W., 1985. Elementy ekonometrii i programowania matematycznego. PWN Warszawa.
- [144] Schindler D.W., 1971. A hypothesis to explain differences and similarities among lakes in the experimental lakes areas. Northwestern Ontario J. Fish. Res. Bd. Can. 28.
- [145] Schindler D.W., Fee E.J., Ruszczynski T., 1978. Phosphorus input and its consequences for phytoplankton standing crop and production in the Experimental Lakes Area and in-similar lakes. J. Fish. Res. Bd. Can. 35.
- [146] Schwerdtfeger F., 1968. Ökologie der Tiere. Parey Hamburg-Berlin.
- [147] Shannon E.E., Brezonik P.L., 1972. Eutrophication analysis: a multivariate approach. Journal of the Sanitary Engineering Division ASCE, 98/SA Proc. Paper 8735.
- [148] Sheldon A.L., 1972. A quantitative approach to the classification of inland waters [In:] Natural environment, J.V. Krutilla (ed.), Johns Hopkins University Press, Baltimore Md.
- [149] Simmons I.G., 1979. Ekologia zasobów naturalnych. PWN Warszawa.
- [150] Skulberg O.M., 1975. Observations and monitoring of water quality by use of experimental biological methods. Verh. Internat. Verein. Limnol. 20.
- [151] Smirnov J.S., 1969. Taksonomicheskij analiz.
- [152] Solski A., 1962. Chlorofil w sestonie jako wskaźnik produktywności kilkunastu jezior w Polsce. Pol. Arch. Hydrobiol. 10.
- [153] Solski A., 1972. Eutrofizacja zbiornika zaporowego w Lubachowie i możliwość zahamowania tego procesu. Wiad. Ekol. 18.



- [154] Spodniewska I., 1978. Phytoplankton as the indicator of lake eutrophication. Summer situation in 34 Masurian Lakes in 1973. *Ekol. Pol.* 26.
- [155] Spodniewska I., 1979. Phytoplankton as the indicator of lake eutrophication. 2. Summer situation in 25 Masurian Lakes in 1976. *Ekol. Pol.* 27.
- [156] Starmach K., Wróbel S., Pasternak K., 1978. *Hydrobiologia*. PWN Warszawa.
- [157] Stępowski M., 1977. *Nowe techniki organizatorskie*. PWN Warszawa, praca zbiorowa.
- [158] Strahl D., 1982. Ścieżka proporcjonalnego rozwoju w ujęciu dynamicznym. *Prz. Statystyczny* 3-4.
- [159] Strebeyko P., 1967. *Zarys fizjologii roślin*. PWRiL Warszawa.
- [160] Sylvester H. i in., 1973. Interin shoreland usage standards for Maine lakes. The Environmental Studies Center, University of Maine at Orono.
- [161] Sylvester H. i in., 1974. A quantitative classification of Maine lakes. The Environmental Studies Center University of Maine at Orono.
- [162] Szczyński T., 1982. *Ochrona przyrody i krajobrazu*. PWN Warszawa.
- [163] Szukinski V., Oksijuk O.P., Georgiewski U.B., 1978. Project for unified system of characterizing Continental bodies of water and currents of water and its use for the analysis of water. Seminar held at Valdai USSR, London.
- [164] Theil H., 1979. *Zasady ekonometrii*. PWN Warszawa.
- [165] Trojan P., 1985. *Ekologia ogólna*. PWN Warszawa.
- [166] Turoboyski L., 1979. *Hydrobiologia techniczna*. PWN Warszawa.
- [167] Uttomark P.D., Hutchins M.L., 1978. Input Output models as decision criteria for lake restoration. *Tech. Compl. Res. Centr. Univ. of Wisconsin* 62.
- [168] Uttomark P.D., Wall J.P., 1975. Lake classification for water quality management. *Ecol. Res.*
- [169] Ward B., 1975. *Spaceship Earth*. Columbia University Press. New York.
- [170] Wetzel R.G., 1975. *Limnology*. W.B. Saunders Company Philadelphia.
- [171] Wesołowski W.J., 1975. *Programowanie nowej techniki*. Warszawa.
- [172] Wieczorek H., 1960. Wpływ ścieków miasta Chojnice na jezioro Charzykowo. AR Wrocław (maszynopis).
- [173] Wilhelmi J., 1917. Plankton und Tipton. *Arch. Hydrobiol.* 11.
- [174] Wróbel S., 1985. Eutrofizacja wód w Polsce nadal nieujarzmiona. *Force* 4.
- [175] Wuhrmann K., 1974. Some problems and perspectives in applied limnology. *Mitt. Internat. Veremat. Limnol.* 20.
- [176] Vander Wall J., Stedwill R.J., 1975. A lake ranking program conducted on forty-three lakes in the Thunder Bay areas. *Ministra of the Environment Ontario*.
- [177] Vollenweider R.A., 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. OECD Paris.



- [178] Vollenweider R.A., 1975. Input-Output models Sohweij Z. *Hydrologia* 31.
- [179] Vollenweider R.A., 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mom. Ist. Ital. Idrobiol.* 33.
- [180] Vollenweider R.A., 1979. Das Nährstoffbelastungskonzept ala Grundlage für den externen Eingriff in den Eutrophierungs - prezess stehender. *Gewaser Forschung* 12.
- [181] Zafar A.R., 1959. Taxonomy of lakes. *Hydrobiologia* 13.
- [182] Zagorujko N.T., 1972. Metody rozpoznawaniya i ih primeneniye.

### **Uzupełniająca**

- Ajvazjan S.A., Buhstaber V.M., 1985. Analiz dannyh, prikladnaya statistika i postroenie obshhej teorii avtomaticheskoy klassifikacii. *Metody analiza dannyh. Finansy i statistika.*
- Ajvazjan S.A., Buhstaber V.M., Enjukov I.S., Meshalkin L.D., 1989. Klassifikacija i snizhenie razmernosti. *Finansy i statistika.*
- Antropogennoe jevtrofirowanie Ladozhskogo ozera, 1982.
- Antropogennoe vozdejstvie na malye ozera, 1982.
- Bazilevich N.I., 1986. Geograficheskie zakonomernosti struktury funkcionirovaniya jekosistem.
- Bernatowicz S., Wolny P., 1974. *Botanika dla limnologów i rybaków.* PWRiL Warszawa.
- Bartosiewicz S., 1976. Propozycje metody tworzenia zmiennych syntetycznych. *Prace Nauk. AE Wrocław* 284.
- Benndorf A., Benndorf J., Horn W., Stelzer W., 1977. Biochemische Charakteristike des Sestons-Teil: Biomasse. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.*
- Berg K., Jónansson P.M., Ockelmann K.W., 1962. The respiration of some animals from the profundal zone of a lake. *Hydrobiologia* 19.
- Borsuk S., 1980a. Eutrofizacja jezior. *Mat. konf. Kompleksowe badania i ochrona środowiska wodnego, ZKSCz ATR, UW, AKBP "Arius" w Bydgoszczy.*
- Borsuk S., 1980b. Wyniki badań Zlewnia rzeki Krówki. *Mat. ATR Bydgoszcz.*
- Borsuk S., 1986. Modelowanie i ochrona ekosystemów wodnych. *Praca zbiorowa, MZKiOSCz ATR Bydgoszcz.*
- Borsuk S., 1986. Wyniki badań i analiza wyników z lat 1981-86. *Mat. ATR Bydgoszcz.*
- Borsuk S., 1987. Ekologiczne uwarunkowania rozwoju kraju. *Mat. konf. Konieczność czy alternatywa, Urząd Rady Ministrów Warszawa.*
- Borsuk S., 1988. Propozycja systemu metod oceny i analizy jakości wody. *Mat. konf. Pomiar – modelowanie – prognozowanie jakości wód jeziorowych, MZKiOSCz ATR Bydgoszcz, Instytut Biologii UMK Toruń.*

- Bujanovskaja A.A., 1985. Antropogennoe jevtrofirovanie prirodnyh vod (nauchno-organizacionnaja i konsul'tativnaja dejatel'nost' AN SSSR). Sb. materialov III Vsesojuznogo simpoziuma, Chernogolovka.
- Chudecki Z., Duda M., Koźmiński C., 1971. Wpływ wielkości opadów atmosferycznych na zmiany uwilgotnienia gleby lekkiej na terenie RZD Lipki. Zesz. Nauk. WSR Szczecin 37.
- Dadlez R., 1980. Tektonika wału pomorskiego. Kwart. Geol. 24(4).
- Dadlez R., Marek S., 1960. Styl strukturalny kompleksu cech sztyńsko-mezozoicznego. Kwart. Geol. 13(3).
- Desege I., Zadrożny S., 1981. Ocena stanu środowiska w Polsce. Państw. Insp. Ochr. Środ., Centr. Ośrod. Bad. Kontr. Środ. Warszawa (maszynopis).
- Dokuchaev V.V., 1951. K ucheniju o zonah prirody. Soch. t. VI.
- Drabkova V.G., 1984. Samoochishhenie vody i migracija zagrzaznenij po troficheskoj cepi.
- Drabkova V.G., 1986. Produkcionno-gidrobiologicheskie issledovanija na vnutrennih vodoemah.
- Duvigneaud P., 1975. Biosfera jako środowisko człowieka. PWRIL Warszawa.
- Dynowska J., 1971. Typy reżimów rzecznych w Polsce. Zesz. Nauk. UJ, Prace Geogr. 28.
- Edmondson W.T., 1968. Water-quality management and lake eutrophication of the Lake Washington case. Water Resources Management and Public Policy 11.
- Einsele W., 1939. Über die Beziehung des Eisenkreislaufes zum Phosphat-kreislauf in eutropen. Seen. Arch. Hydrob. 29.
- Elkina N.V., Zagorujko N.T., 1969. Kolichestvennyje kriterii kachestva taksonomii i ih ispol'zovanie v processe prinjatija reshenij. Vychislitel'nye sistemy 33.
- Gavrilov I.T., Cycarin G.V., Tushinskij S.G., 1986. O reprezentativnosti gidrohimicheskich nabljudenij v probleme kachestva prirodnyh vod sushi. V Vsesojuznyj gidrologicheskij s'ezd. Tez. dokl. Sekcija kachestva vod i nauchnyh osnov ih ohrany.
- Gavrilov I.T., Tushinskij S.G., 1984. Issledovanie dinamiki nekotoryh fizikohimicheskich pokazatelej jevtrofnyh vodohranilishh s cel'ju obosnovanija chastoty nabljudenij i soglasovannoj tochnosti izmerenij. Novosibirsk.
- Geosistemnyj monitoring, stroenie i funkcionirovanie geosistem, 1986.
- Gladysz R., 1987. Główne problemy gospodarki wodnej. Mat. konf. Wpływ aglomeracji przemysłowych na środowisko człowieka, WKZSL, MK, ZSL, UW Łódź.
- Glazovskaja M.A., 1972. Tehnobiogeomy - ishodnye fiziko-geograficheskie ob`ekty landshaftno-geohimicheskogo prognoza. Vestnik MGU, Serija 5, Geografija 2.

- Gliwicz Z.M., 1976. Stratification of kinetic origin and its biological consequences in a neotropical man-made lake. *Ekol. Pol.* 24.
- Grigorjan A.E., Ogenesjan K.A., 1978. Vlijanie rekreacionnogo ispol'zovanija ozera Sevan na kachestvo vody ego pribrezhnoj polosy. *Gigiena i sanitarija*.
- Hellwig Z., 1972. Elementy rachunku prawdopodobieństwa i statystyki matematycznej. PWN Warszawa.
- Henderson-Sellers B., 1987. Inzhenernaja limnologija.
- Henson E.B., 1954. The profound bottom fauna of Cayuga Lake. Ph.D. Thesis Cornell Univ.
- Hillbricht-Ilkowska A., 1985. Współczesne kierunki badawcze w ekologii wód słodkich. Funkcjonowanie ekosystemów oraz procesy wewnątrz ekosystemów. *Wiad. Ekol.*
- Hillbricht-Ilkowska A., 1985. Heterogenność środowiska wodnego; czynniki biotyczne a strategia życia organizmów. *Wiad. Ekol.*
- Hutchinson G.E., Laffler H., 1956. The thermal classification of Lakes. *Proc. Nat. Acad. Sc. Wash.*
- Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej - Podział hydrograficzny Polski, mapa 1:200 000, Warszawa, 1979.
- Ivanishhev V.V., Mihajlov V.V., Tubol'ceva V.V., 1989. Inzhenernaja jekologija (voprosy modelirovanija). *Nauka*.
- Izrael' I.A., 1978. Rol' vsestoronnego analiza okruzhajushhej sredy v organizacii optimal'nogo sotrudnichestva cheloveka i prirody. Tr. III sovetsko-amerikanskogo simpoziuma, Tashkent, 10-14.X.1877, *Gidrometeoizdat*.
- Jang Je., 1970. Prognozirovanie nauchno-tehnicheskogo progressa. *Progress*.
- Janik S., Rawczyk Z., 1987. Ochrona środowiska naturalnego. *Wyd. Polit. Poznańskiej*.
- Januszkiewicz T., 1970. Skład osadów głębinowych jezior na Pojezierzu Kaszubskim. *Rocz. Nauk Rol. H 92*.
- Jevljucija krugovorota fosfora i jevtrofirovanija prirodnyh vod, 1988.
- Jevtrofirovanie mezotrofnogo ozera, 1980.
- Jorgenson S.J., 1985. Upravlenie ozernymi sistemami.
- Kamsilov M.M., Jagodka N.D., 1979. Jeksperimental'nyj podhod k jekologicheskomu normirovaniju vrednyh veshhestv v vodoemah. *Gidrobiologija*, 15(b)85.
- Karaushev A.B., Skal'skij B.G., 1980. *Gidrobiologicheskie aspekty monitoringa kachestva vody v uslovijah antropogennogo vlijanija. Kompleksnyj global'nyj monitoring zagrzaznenija okruzhajushhej prirodnoj sredy. Tr. mezhdunarodnogo simpoziuma. Riga, Gidrometeoizdat.*
- Kazimirova N.I (red.), 1985. *Matematicheskoe modelirovanie v biogeocenologii. Petrozavodsk.*
- Klimentov P.P., 1961. *Metodika gidrologicheskikh issledovanij.*

- Koźmiński G., Czarnecka M., Górka W., 1984. Opady atmosferyczne na terenie województwa bydgoskiego. AR Szczecin.
- Kuznecov S.I., 1976. Mikroflora oзера i ego geohimicheskaja dejatel'nost'. Nauka.
- Kuznecov V.K., Nazarov G.V., Plotnikov G.V., Sherman Je.Je., 1985. Vodnye resursy. № 2.
- Lebedev Ju.M., Bogatov V.V., Zhukov Je.P., Kasparova S.G., Smotrov M.A., 1978. Prognoz produktivnosti i kachestva vody v Zejskom vodohranilishhe. Vladivostok.
- Leonov A.V., Vavilin V.A., 1985. Voprosy modelirovanija processov jevtrofirovaniya vodoemov. Mat. III Vsesojuznogo simpoziuma, Chernogolovka.
- Leśniak J., 1987. Ekologiczne bariery rozwoju przemysłu w Polsce. UG Gdańsk (maszynopis).
- Lossow K O., 1965. Obserwacje stanu zanieczyszczenia jeziora Bełdany. Zesz. Nauk. WSR Isztyn, T. 20.
- L'vovich I.I., 1961. O kompleksnom ispol'zovanii i ohrane vodnyh resursov. Izv. AN SSSR, ser. Geol., t. 2.
- Mc Coll R.H.S., 1977. Chemistry of sediments in relation to trophic condition of eight Rotorua Lakes. Journal of Marine and Freshwater Research.
- Mc Hale J., 1975. Człowiek i środowisko. PWN Warszawa.
- Marchuk G.I., 1982. Matematicheskoe modelirovanie v probleme ohrana sredy.
- Martynov M.V., 1985. Donnye otlozhenija i jevtrofirovanie vodoemov. Mat. III Vsesojuznogo simpoziuma, Chernogolovka.
- Matematicheskoe modelirovanie transformacii soedinenij fosfora v presnovodnyh jekosistemah, 1986.
- Materiały III Vsesojuznogo simpoziuma, 1985. Chernogolovka.
- Materiały Instytutu Melioracji i Zielonych w Falentach.
- Materiały Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej w Warszawie.
- Materiały Państwowego Instytutu Hydrograficzno-Meteorologicznego.
- Materiały Spółki Wodnej w Charzykowy.
- Materiały Urzędu Wojewódzkiego w Bydgoszczy.
- Materiały Wojewódzkiego Ośrodka Badan i Kontroli Środowiska w Bydgoszczy.
- Michalski K., Januszkiewicz T., 1967. Stosunki ekologiczne jeziora Jamno – zanieczyszczenia ściekami przemysłowo-miejskimi. Zesz. Nauk. WSR Szczecin.
- Mirkin B.G., 1984. Analiz kachestvennyh priznakov i struktur. Statistika Modelirovanie perenosa veshhestva i jenerгии v prirodnyh sistemah. Novosibirsk.

- Mironova N.I., 1976. Izuchenie narushenij rezhima ozer vlijaniem rekreacionnoj dejatel'nosti. Izdatelstvo AN SSSR, ser. Geografija 2.
- Moiseev N.N., Aleksandrov B.V., Tarko A.M., 1985. Opyt sistemnogo analiza i jeksperimenta s modeljami.
- Nijhoff P., 1974. Lake Baikal endangered by pollution. Environ. Conservation 6(2).
- Nowak E., 1979. Propozycja prostej metody konstruowania miernika rozwoju i jego wykorzystania do badan regresyjnych. Prz. Statystyczny 1-2.
- Nygaard G., 1955. On the productivity of fruit Danish waters. Verh. Intern. Ver. Limnol. 12.
- Perelman A.I., 1968. Geohimija jepigeneticheskich processov. Nedra.
- Perelman A.I., 1975. Geohimija landshafta. Vysshaja shkola.
- Petrova N.A., Raspletina G.F., 1987. Antropogennoe jevtrofirovanie Ladozhskogo ozera.
- Pieczyńska E., 1976. Selected problems of lake littoral ecology. Wyd. Uniwersytetu Warszawskiego.
- Pieczyńska E., 1977. Ekosystemy wodne związane z terenami zurbanizowanymi. Wiad. Ekol. XXIII(4).
- Reakcija vodnyh jekosistem na antropogennoe jevtrofirovanie vodoemov, 1983.
- Rossolimo L.L., 1977. Izmenenie limnicheskich jekosistem pod vozdejstviem antropogennoho faktora. Nauka.
- Rutkowski J., 1982. Dobrobyt – pojęcie oraz próba obrazu empirycznego dla europejskich krajów RWPG. Warszawa, maszynopis.
- Schindler D.W., 1980. The effect with fertilization with phosphorus and nitrogen versus phosphorus alone on eutrophication of experimental lakes. Limnol. Oceanogr. 25.
- Solnceva N.P., 1981. Metodika landshaftno-geohimicheskich issledovanij vlijanija tehnogennyh potokov na sredu. Tehnogennye potoki veshhestva v landshaftah i sostojanie jekosistem. Nauka.
- Stangenberg M., 1936. Szkic limnologiczny na tle stosunków hydrochemicznych Pojezierza Suwalskiego. Rozp. Spraw. Inst. Bad. Lasów.
- Stępczak K., 1987. Ochrona i kształtowanie środowiska. WSiP Warszawa.
- Stravinskaja E.A., 1985. Antropogennoe jevtrofirovanie ozer. Materialy III Vsesojuznogo simpoziuma, Chenogolovka.
- Stravinskaja E.A., Koplán-Diks I.S., 1983. Organicheskoe veshhestvo i biogennye jelementy vo vnutrennih vodoemah. Tez. dokl. IV Vsesojuznogo simpoziuma, Petrozavodsk.
- Svirezhev Ju.M., Krapivin V.F., Tarno A.M., 1982. Matematicheskoe modelirovanie global'nyh biosferynych processov.

- Thomann R.U., Sobel M.J., 1983. Estuarine Water quality management and forecasting ASCE. J. Sanitary DIV, October.
- Thomas E.A., 1973. Phosphorus and eutrophication in Environmental phosphorus Handbook. A Wiley Interscience Publ. J. Wiley & Sons, NY, London, Sydney, Toronto.
- Tojewski P., 1985. System opłat za szczególne korzystanie z wód. Ekspertyza PTE Warszawa.
- Vernichenko A.A., 1985. Nekotorye aspekty monitoringa prirodnyh vod, podverzhennyh antropogennomu jevtrofirovaniju. Sb. materialov III Vsesojuznogo simpoziuma, Chernogolovka.
- Vinberg G.G., 1971. Biologicheskaja produktivnost' ozer raznogo tipa. Bioproduktivnost' ozer Belorussii, Minsk.
- Vidin V.A., 1980. Ocenka urovnja trofnosti po biomasse fitoplanktona. Obshhaja biologija XVI(4).
- Warren C.E., 1974. Biology and Water Pollution Control. W.B. Saunders Company Philadelphia.
- Zadin W.L., 1966. Metody badań hydrobiologicznych.