

Universitatea „Politehnica” din Timișoara
Facultatea de Hidrotehnica

Probleme ale eutrofizării lacurilor de acumulare

Teză de doctorat



Coonducător științific:

Prof. dr. ing. Gheorghe CREȚU

Doctorand :

Ing. Valy Gianina HUSARU

2010

Doresc să mulțumesc tuturor celor care m-au ajutat și mi-au fost alături pe parcursul acestor ani, îndeosebi Prof.univ.dr.ing. Gheorghe Crețu, coordonatorul tezei, comisiei de doctorat, colegilor și părinților mei.

Cuprins

Rezumat.....	5
Abstract.....	6
Cap. 1. Introducere.....	7
1.1 Motivație și date generale.....	7
1.2 Necesitatea problemei.....	8
1.3 Obiective.....	11
Cap. 2. Caracterizarea lacurilor de acumulare.....	12
2.1 Definierea și funcțiile lacurilor de acumulare.....	12
2.2 Parametrii caracteristici ai lacurilor de acumulare.....	13
2.2.1 Curbe caracteristice ale lacurilor de acumulare.....	13
2.2.2 Elemente generale asupra parametrilor caracteristici.....	17
2.3 Indici tehnico – economici caracteristici.....	18
2.4 Rolul și importanța parametrilor de caracterizare calitativă a lacurilor de acumulare.....	21
2.5 Monitorizarea calității apelor de suprafață.....	23
Cap. 3. Eutrofizarea lacurilor.....	27
3.1 Probleme generale privind eutrofizarea.....	27
3.2 Mecanismul procesului de eutrofizare.....	35
3.3 Proiectarea și exploatarea lacurilor de acumulare în vederea întârzierii procesului de eutrofizare și asigurării debitelor de servitute în aval.....	43
Cap. 4. Soluții privind diminuarea efectelor fenomenului de eutrofizare.....	47
4.1 Precizări generale.....	47
4.2 Factori determinanți.....	47
4.3 Probleme de metodologie ale monitorizării și efectele modificării antropice a lacurilor.....	52
Cap. 5. Eutrofizarea lacurilor de acumulare de pe Bârzava Superioară. Lacul Gozna și Secu – studiu de caz.....	60
5.1 Introducere și cadrul natural.....	60
5.1.1 Localizare.....	60
5.1.2 Geologie – geomorfologie.....	61
5.1.3 Hidrologia și hidrografia.....	64
5.1.4 Hidrogeologia.....	67
5.1.5 Clima.....	68
5.2 Condiții neclimatice.....	72
5.2.1 Relieful și structura geologică.....	72
5.2.2 Vegetația și solurile.....	74
5.3 Eutrofizarea lacurilor de pe Bârzava Superioară.....	76
5.3.1. Caracteristici ale lucrărilor hidrotehnice din cadrul sistemului hidroenergetic Bârzava Superioară.....	76

5.3.2 Zone critice sub aspectul poluării apelor de suprafață și a celor subterane. Resurse de apă.....	93
5.3.3 Aspecte fizico-chimice, biologice și geografice ale procesului de eutrofizare.....	99
5.3.4 Studiul depunerilor și a gradului de colmatare în corelare cu eutrofizarea. Prognoza depunerilor.....	109
5.3.5 Modelul propriu.....	115
Alte exemple de lacuri din altă țară.....	132
Cap. 6. Concluzii și perspective. Contribuții personale.....	146
Bibliografie.....	148

Rezumat

Scopurile pentru care au fost înființate marile lacuri de acumulare sunt multiple și în marea majoritate a cazurilor pentru managementul optim al acestor ecosisteme acvatice complexe supravegherea și cunoașterea calității mediului acvatic în ansablul lui, este decisivă. Toate aceste lacuri sunt supuse unor variate forme de impact derivate atât din folosința lor complexă cât mai ales din diversele activități socio-economice din cadrul bazinelor lor hidrografice. Prin urmare aplicarea unor principii ecologice în exploatarea lor, reprezintă o cerință majoră și presupune existența unei baze de date științifice aprofundate.

Regimul hidrologic al apelor de suprafață se făcea din punct de vedere cantitativ și în oarecare măsură calitativ, având în vedere factorii hidraulici, fizici, chimici și geologici. În teză a fost abordat acest regim în complexitatea lui.

În primele capitole din teză am făcut o sinteză a caracterizării lacurilor de acumulare, definiția și funcțiile lor, parametri caracteristici lacurilor de acumulare, indicii, rolul și importanța parametrilor, problemele generale privind eutrofizarea, mecanismul procesului și proiectarea și exploatarea lacurilor de acumulare în vederea întârzierii procesului de eutrofizare.

Am stabilit un model matematic care să permită prognoza pe baza caracteristicilor de eutrofizare, care se bazează pe corelații multiple între concentrațiile de N respectiv P și temperatură, transparență, biomasă și CBO₅.

În teză s-a stabilit corelații între valorile măsurate și cele calculate de N, P și temperatură pentru lacurile Secu, Gozna și Trei Ape determinând efectele defavorabile a lacurilor de acumulare studiate.

În cadrul lacurilor de acumulare, un rol foarte important îl joacă problema colmatării, deoarece, colmatarea lacurilor de acumulare de pe Bârzava Superioară determină reducerea capacității lor utile de atenuare și duratei lor de funcționare, sunt necesare studii și măsuri pentru reducerea intensității acestui proces în legătură cu eutrofizarea.

Abstract

Purposes for which they were created many great lakes are in most cases for optimal management of these complex aquatic ecosystems aquatic environment quality supervision and knowledge in his ansablul is decisive. All these lakes are subject to various forms of impact derived from their use both complex and especially of various socio-economic activities within their catchment. Therefore the application of ecological principles in their operation, is a major requirement and assumes a thorough scientific databases.

Until recently, analysis of the hydrological regime of surface water were made quantitatively and qualitatively to some extent, given the hydraulic factors, physical, chemical and geological. It is clear that the system is dependent on hydrological and ecological factors. There was thus need to study ecological processes and integrating hydrological regime of interdependence between them.

In early chapters the thesis I made a summary of reservoirs characterization, definition and functions of their characteristic parameters reservoirs, hints, role and parameters, the general problems of eutrophication, the mechanism and process design and operation of reservoirs for delay eutrophication process.

Iam established a mathematical model enabling the prediction based on the characteristics of eutrophication, which is based on multiple correlation between concentrations of N and P respectively temperature , transparency , biomass and BOD5.

The sentence was established correlation between measured and calculated values of N, P and temperature for lakes Secu Gozna and Three Waters causing adverse effects of the reservoirs studied.

In reservoirs, play an important role clogging problem, deeoarece, silting of reservoirs on the Upper Bârzava useful reduces their capacity to mitigate and their operating life, and studies are needed measures to reduce the intensity of this process in connection with eutrophication.

Cap. 1 Introducere

1.1 Motivație și date generale

Apa reprezintă elementul primordial în existența vieții, a civilizației umane și pentru orice activitate economică. Necesarul de apă a crescut în mod spectaculos în zilele noastre, în condițiile expansiunii civilizației industriale, odată cu creșterea generală a consumatorilor de energie, de materii prime și de alte resurse naturale.

De regulă cele mai mari cantități de apă sunt solicitate de industrie și agricultură prin sistemele de irigații. Ramuri mari consumatoare de apă sunt metalurgia, chimia, rafinarea petrolului, industria de celuloză, industria alimentară. Apa utilizată de populație ocupă o pondere mult mai mică.

În ultima vreme, în multe state, în special în cele cu potențial economic ridicat și cu mari consumatori de apă, legislația în domeniul apei a devenit tot mai severă, s-au înmulțit măsurile cu caracter economic și administrativ care urmăresc utilizarea rațională a resurselor de apă, reducerea consumurilor în toate sectoarele economiei naționale, reducerea pierderilor în rețeaua de distribuție, și în alte instalații recircularea și folosirea repetată a apei, ca și protecția calității apelor, combaterea poluării mediului acvatic.

La prima vedere, s-ar părea că nu ar trebui să se pună această problemă, întrucât pe planeta noastră apă este din abundență, ea acoperind circa 70% din suprafața globului. Numai că din totalul stocului de apă pe glob, apreciat la circa 1,4 miliarde km^3 , apa dulce, care constituie principala sursă pentru folosințele umane reprezintă doar 40 milioane km^3 , deci sub 3%. În plus, din apa dulce de pe glob peste $\frac{3}{4}$ este depozitată în calotele polare. Practic apa accesibilă folosințelor umane (râuri, lacuri, bălți și depozite subterane) reprezintă sub 1% din stocul existent pe glob.

Spre deosebire de alte resurse naturale, apa are însă capacitatea de a se regenera permanent. Se apreciază totalul precipitațiilor anuale pe glob la circa 500000 km^3 ; din aceasta 390000 km^3 cad pe suprafața oceanelor și mărilor iar 110000 km^3 pe uscat, din acre circa 70000 km^3 se evaporă, iar 40000 km^3 se scurg pe sol alimentând râurile și fluviile, care reprezintă principala sursă pentru folosințele umane. Regimul precipitațiilor în cursul unui an este foarte neuniform ceea ce se face ca cele mai mari cantități de apă să se concentreze în perioadele scurte din an, când se produc și inundații catastrofale în timp pe perioade îndelungate se înregistrează debite modeste, deseori nesatisfăcătoare pentru cerințele tot mai mari de apă.

Ca urmare a creșterii cerințelor de apă, a apărut necesitatea realizării de amenajări hidrotehnice tot mai complexe, în special lacuri de acumulare, pentru reținerea unor volume de apă din perioadele de viituri și redistribuirea lor în perioadele secetoase, cât și transferuri de debit între bazine hidrografice, transportul apei la distanță prin canale, galerii și conducte, etc., lucrări dificile și foarte costisitoare. Din punctul de vedere al balanței calitative ale apei, România este una din țările relativ sărace în resurse de apă, chiar și în aport cu alte țări europene, Europa fiind de altfel una din zonele globului cu cele mai bogate resurse de apă.

Realizarea de lacuri de acumulare are o veche tradiție în România. Din cauza condițiilor istorice în care s-a găsit țara noastră, lucrările realizate până în secolul XX pentru acumularea apei, deși numeroase, erau de proporții modeste. Constituie de asemenea, o tradiție larg răspândită pe teritoriul șării lacurile de acumulare realizate pentru concentrarea căderii în vederea folosirii hidromecanice a potențialului energetic în instalații de tipuri foarte diverse.

Prima jumătate a secolului XX este marcată prin trecerea la realizarea de construcții hidrotehnice de tip modern, bazate pe o concepție științifică – inginerescă. Lucrările executate au servit în primul rând la satisfacerea cerințelor de apă ale unor unități industriale, cum este lacul de acumulare Văliug pe râul Bârzava, care au fost realizate pentru uzinele metalurgice din Reșița.

Lacurile ocupă forme negative de relief (cuvete, depresiuni, cupe sau loji), care sunt umplute cu apă. Noțiunea de lac reprezintă legătura organică care există între cuvetă și masa de apă.

Majoritatea lacurilor de pe suprafața Pământului au masa de apă de origine continentală (rezultată din ploii, zăpezi sau izvoare), deci sunt lacuri care nu au făcut parte din Oceanul Planetar.

Pentru stabilirea gradului de trofie a lacurilor un rol determinant îl are valoarea biomasei maxime a fitoplanctonului în zona fotică, saturația în oxigen și concentrația azotului mineral total.

Datorită valorii mari a biomasei fitoplanctonice toate lacurile sunt hipertrofe . Aceasta se datorează compoziției taxonomice a fitoplanctonului, care în condiții de suprasaturație de oxigen și creștere a temperaturii duce la creșterea valorii biomasei peste limitele admise de Normativul 1146/2002.

Indicatorul cel mai important al stării ecologice al unui lac de acumulare este nivelul de eutrofizare.

Eutrofizarea lacurilor naturale și artificiale este considerată ca fiind problema cea mai cuprinzătoare privind calitatea apei în lume.

Eutrofizarea se referă la o îmbogățire excesivă cu nutrienți a apei, din care decurg schimbări simptomatice cum sunt producțiile excesive de alge și/sau alte plante acvatice, deteriorarea calității apei, probleme de gust și miros, mortalitatea peștilor.

În ciuda eforturilor depuse de oamenii de știință, în vederea clarificării proceselor care conduc la accelerarea ritmului de eutrofizare, și a guvernelor care au investit sume considerabile pentru controlul eutrofizării, calitatea apelor continuă să se deterioreze datorită acestui fenomen, în tot mai multe lacuri naturale și artificiale, râuri, zone de coastă din lume.

În viziunea modernă a abordării strategiilor de studiu sistemice, se consideră ca instrumentele corespunzătoare pentru evaluarea proceselor implicate sunt :

- monitorizarea componentelor biotice și abiotice
- controlul și modelarea fenomenelor.

Monitorizarea evoluției trofice a apelor stagnante din România și prelucrarea informațiilor din domeniu sunt elemente care stau la dispoziția factorilor de decizie pentru elaborarea strategiilor de gospodărire a apelor ; metodologia de urmărire a evoluției trofice a lacurilor trebuie să se armonizeze cu metodologiile zonale și europene.

1.2 Necesitatea problemei

În sensul original, eutrofizarea reprezintă un proces natural de îmbatrânire a unui lac. Acest proces este foarte lent. Eutrofizarea artificială se datorează intervenției omului care, prin activitățile sale (chimizarea agriculturii, defrișarea, creșterea animalelor, urbanizarea, industrializarea) provoacă o încărcare cu elemente nutritive a ecosistemelor acvatice de tip stagnant.

Simptomele tipice pentru eutrofizare artificială sunt, în general, bine cunoscute: apariția înfloririi apei, dezvoltarea luxuriantă a plantelor acvatice superioare, formarea unei pelicule de alge plutitoare, mirosuri neplăcute ale apei, diminuarea transparenței apei, dezoxigenarea apei și la fund urmată de formarea hidrogenului sulfurat, moartea masivă a peștilor.

Eutrofizarea lacurilor se repercutează negativ asupra folosințelor acestora: alimentări cu apă, pescuit, navigație, agrement. Pentru aprecierea curentă și obiectivă a stadiului trofic a unui ecosistem lacustru trebuie să se țină cont de datele specifice privitoare la lac și la bazinul de alimentare.

Aceste date se referă la :

- caracteristici morfometrice ale lacului: lungime, lățime, adâncimi maxime și minime, suprafața, volum, lungimea malurilor ;
- caracteristici hidrologice: variația debitelor și a cantității totale de apă afluentă și efluentă, timp mediu de staționare a apei în lac ;
- date geografice privind amplasarea lacului și bazinului sau de alimentare și altitudine ;
- caracteristici geologice și pedologice generale, în special natura terenului și importanța eroziunii solului ;
- date despre climă: temperaturi medii lunare, maxime și minime, perioada de îngheț, vânturi, evaporație, insolație, variația precipitațiilor ;

-caracteristici ale bazinului: vegetație (păduri și culturi), populație, utilizarea terenului (agricol, industrial, urban), descărcări de ape uzate și impurificări permanente sau accidentale;
-date privind cantitățile de apă utilizate în diferite scopuri, compoziția apelor uzate.

Procesul eutrofizării poate fi accelerat de om prin deversarea în ecosistem a apelor insuficient epurate. În stadiu avansat (lac eutrof sau hipereutrof), eutrofizarea modifică echilibrul ecologic al ecosistemului, generând grave probleme atât sub aspect ecofiziologic cât și din punct de vedere al folosinței apei în scop socio-economic.

Datorită acestui fapt, supravegherea calității apei din lacurile de acumulare se realizează unitar pe țară pentru toate acumulările la care, conform regimului de exploatare, poate interveni fenomenul de eutrofizare. Această supraveghere cuprinde:

– supravegherea vizuală prin aceasta sunt semnalate orice modificari legate de aspectul calitativ al apei (culoare, transparentă, miros, gust, apariția unor pelicule pe suprafața apei, fenomene legate de fondul piscicol, etc.), fiind interzise orice activități în zona de protecție aferentă lacului, care pot dăuna calității apei (depozitare deșeuri, evacuări de reziduuri nocive, etc).

– determinări periodice pe probe de apă recoltările de probe sunt organizate (conform planului anual de analize) în trei campanii/an, cu caracter sezonier (primăvara, vara, toamna), la care se pot adăuga recoltări suplimentare de probe în situații speciale (înfloriri algale, mortalitate piscicolă, poluări accidentale, etc). Analizele biologice și fizico-chimice sunt realizate în laboratoarele de hidrochimie și hidrobiologie ale A.N. „Apele Române”, urmărindu-se în mod curent:

a). indicatori ai regimului de oxigen (O_2 dizolvat, CCO-Mn, CCO-Cr, CBO5);

b). indicatori ai regimului de nutrienți (amoniu, azotiți, azotați, fosfați);

c). indicatori ai producției primare:

– structura calitativă și cantitativă a biocenozei planctonice (fitoplancton, zooplancton);

– biomasa umedă fitoplanctonică ;

d). indicatori fizico-chimici și bacteriologici auxiliari (pH, CO_2 , alcalinitate, Mn, Fe, bacili coliformi totali, etc);

Recoltarea probelor se realizează din afluenți și efluent, iar din lac, în profile și pe paliere de adâncime reprezentative.

Lacurile de acumulare se construiesc pentru satisfacerea necesarului de apă, pentru producerea energiei electrice, transport, pentru lucrări de hidroameliorații ale terenurilor agricole (de exemplu irigații), pentru alimentarea cu apă a centrelor populate și a zonelor industriale. De asemenea acumulările se construiesc cu rol de atenuare a viiturilor, pentru folosințe piscicole, activități sportive, sanitare, etc.

Cerințele de apă ale diverșilor utilizatori pot fi satisfăcute în principal în trei moduri diferite:

- pe baza de declarații inițiale, care constă în indicarea inițială de către beneficiarul de folosințe a anumitor cerințe de apă și în exploatarea lucrării de gospodărire a apelor astfel încât să se acopere aceste cerințe;
- satisfacerea folosințelor la cerere, care constă în exploatarea sistemului de gospodărire a apelor astfel încât să se satisfacă cerințele efective la un anumit moment dat. Exemplu tipic pentru un astfel de sistem funcționând la cerere îl constituie alimentările cu apă ale populației, în care debitele furnizate sunt cele cerute de consumul menajer la un moment dat;
- stisfacerea folosințelor la cerere limită, sistem care încearcă să elimine deficiențele sistemelor la cerere prin limitarea cerințelor de apă la anumite debite minime necesare declarate, impunându-se folosințelor să declare debitele minime necesare în cazul funcționării la întreaga capacitate cu recirculare totală (pentru folosințe industriale), volumele de apă necesare (de exemplu normele de irigare lunare și anuale cu posibilitate de nedepășire de 80%), etc.

Regimuri de exploatare pe bază de declarații inițiale

Regimuri de exploatare pe bază de declarații inițiale, după cum s-a văzut constau în indicarea inițială de către beneficiarul de folosințe a anumitor cerințe de apă și în exploatarea lucrării de gospodărire a apelor astfel încât să se acopere aceste cerințe de apă.

Regimurile de exploatare la cerere

Regimurile de exploatare la cerere sunt similare celor pe baza de declarații inițiale, cu mențiunea că în fiecare din legile respective apare ca aramtru suplimentar cerința de apă instantanee a folosințelor. În toate regiunile de acest tip este necesar să se dispună de sisteme informaționale cu privire la cerințele de apă efective la un moment dat, cu excepția cazurilor în care folosințele prelevă debite direct din acumulare, situație în care prelevările sunt implicit egale cu cerințele efective. Introducând în calcul cerința N , aceasta cuprinde implicit și factorii exteriori care reprezintă unul din elementele care determină variația cerinței.

Regimurile mixte

În afară de cele două regimuri extreme analizate pot fi luate în considerare și regimuri Mixte în care unele folosințe sunt satisfăcute la cerere, iar altele pe baza de declarații inițiale. În general, asemenea regimuri se aplică în situațiile în care există un număr redus de folosințe determinate în cadrul sistemului la care se prevede realizarea sistemului informațional cu privire la cerințe (care condiționează explicarea practică a regimului de exploatare la cerere), și un număr mare de folosințe mici, care influențează exploatarea sistemului în măsură neesențială, la care se poate renunța la sistemul informațional.

În cadrul acțiunilor de asigurare cu apă a folosințelor și de apărare împotriva inundațiilor, lacurile de acumulare joacă un rol deosebit. Un instrument tehnic de asigurare a unei exploatare a acumulărilor de apă în conformitate cu starea celorlalte amenajări hidrotehnice este regulamentul de exploatare al acumulărilor.

În elaborarea regulamentelor de exploatare există două etape distincte:

- în prima perioadă, imediat după punerea în funcțiune a acumulării, în care se fac o serie de restricții impuse de proiectant;
- regulamentul „de regim”, după perioada de punere în funcțiune.

Regulamentul de exploatare aferent fazei de punere în funcțiune se elaborează de proiectantul barajului, în concordanță cu specificul constructiv al fiecărei amenajări. Aceasta are un caracter temporar și în el se reglementează în principal următoarele:

- viteza de umplere și de golire admisibile (cm/zi), astfel încât să nu se producă suprasolicitări ale construcției, a fundației și a versanților până la echilibrarea presiunilor hidrostatice în aceste medii heterogene;
- limitele admisibile ale parametrilor mășurați la aparatura de măsură și control a comportării construcțiilor (AMC), în special cei de permeabilitate și deformabilitate;

Aceste măsuri speciale sunt de mare importanță, deoarece ele se referă la cea mai critică perioadă de conlucrare a construcției cu mediul. Se știe că majoritatea covârșitoare a accidentelor la baraje s-au produs în prima perioadă după punerea în funcțiune. O situație deosebită apare la barajele din materiale locale în cadrul unor viituri periculoase care conduc la umplerea rapidă a acumulării, fără a se putea respecta ritmul cerut de proiectant.

Regulamentul de exploatare „de regim” pentru lacurile de acumulare nepermanente și temporare cuprinde următoarele elemente fundamentale:

- a) date generale asupra amenajării, funcțiuni în cadrul schemei și caracteristici constructive, tehnice și hidrotehnice, însoțite de fișa tehnică a lucrării și de alte anexe cum sunt planuri de situație, secțiuni caracteristice, dimensiuni etc.;
- b) regimuri de funcționare și regului de exploatare în anul mediu, ploios și secetos, raportate la viiturile specifice acestor ani;
- c) exploatarea în condiții de iarnă, la ghețuri;
- d) aparatura de măsură și control (AMC) pentru urmărirea comportării în timp a construcțiilor, a fundației, a versanților și cuvetei lacului, precum și urmărirea comportării albiei în aval de baraj;
- e) lucrări de întreținere curentă și reparații periodice, cu stabilirea operațiilor de făcut, organizarea și dotarea, sarcinile personalului de exploatare în cazul depășirii unor praguri critice sau a unor avarii;

1.3 Obiective

- Identificarea cauzei de eutrofizare a lacurilor;
- Stabilirea corelațiilor de dependență;
- Determinarea metodelor și modelelor de calcul teoretice respectiv evaluarea parametrilor determinanți;
- Verificarea modelelor teoretice în studii de caz.

Cap.2 Caracterizarea lacurilor de acumulare

2.1 Definirea și funcțiile lacurilor de acumulare

Lacurile de acumulare sunt amenajate de gospodărire a apelor realizate prin modificarea nivelului apelor față de cel natural din amplasamentul respectiv și care permit reținerea unui anumit volum de apă în scopul modificării regimului temporal natural al apelor.

Lacurile de acumulare realizează două tipuri de modificări ale condițiilor naturale din cadrul unui bazin hidrografic, și anume:

- modificarea profilului longitudinal al cursurilor de apă
- modificarea regimului debitelor cursurilor de apă

Funcțiunile lacurilor de acumulare se pot împărți în două categorii principale, după modul de intervenție asupra regimului natural care este valorificat. Se poate face astfel distincție între funcțiuni legate de supraînălțarea nivelului apelor și funcțiuni legate de modificarea regimului debitelor.

Deși cele două tipuri de modificări ale situației naturale nu pot fi separate, reținerea unui anumit volum de apă implicând supraînălțarea corespunzătoare a nivelului apei, este posibil ca în diferite situații concrete să i se aloce unui lac de acumulare dat numai funcțiuni făcând parte din una din categoriile de mai sus.

Funcțiuni legate de modificările de nivel al apei

Modificarea nivelului apei poate constitui în sine un scop al realizării unor acumulări, fără a se urmări și modificarea regimului debitelor. Această supraînălțare de nivel poate fi urmărită pentru :

- asigurarea unei anumite cote a nivelului apei pe un curs de apă oarecare, astfel încât să permită captarea apei la o cotă dominantă pentru folosințe, tranzitarea unor debite peste un interfluviu
- realizarea unei căderi concentrate care să fie valorificată în scopuri hidroenergetice sau, eventual, hidromecanice.
- realizarea unei adâncimi minime pe un sector al cursului de apă pentru a îndeplini condițiile impuse în această privință de navigație sau alte folosințe. Această funcțiune este rareori predominantă însă ea poate constitui, în cazul unor amenajări fluviale, o funcțiune de bază a cumulării, cum este cazul la acumulare Porțile de Fier de pe Dunăre.
- realizarea unui luciului de apă pentru folosințele care beneficiază de un asemenea luciul cum sunt piscicultura, agrementul precum și navigația.
- Limitarea vitezei cursului de apă fie pentru a îndeplini condițiile impuse de anumite folosințe, de exemplu navigația, fie pentru a reduce capacitatea de erodare și debitul solid.

Funcțiuni legate de modificările regimului debitelor

Pentru a modifica variația în timp a debitelor unui curs de apă, în anumite perioade lacurile de acumulare se umplu reținând o parte din debitele afluențe, iar în alte perioade se golesc, evacuând peste debitele afluențe o parte din volumul reținut anterior. După cum se urmărește una sau alta din aceste acțiuni, se pot face distincție între următoarele funcțiuni :

- asigurarea unei concordanțe dintre necesarul de apă pe cursul de apă amenajat și regimul debitelor râului. În acest caz, scopul realizării acumulării îl constituie suplimentarea debitelor râului în perioadele de debite insuficiente; acumularea se

menține, în principiu, cât mai plină, pentru a putea acoperi deficitul de apă care ar apărea în perioadele următoare.

- reducerea debitelor de viitură în scopul reducerii pagubelor produse de acestea. În acest caz, acumularea se menține, în principiu, cât mai mult golită, pentru ca să existe un volum disponibil în care să se poată reține eventualele viituri ulterioare.

Clasificarea lacurilor de acumulare după tipul de exploatare impus de funcțiunile lor

În funcție de modul de exploatare cerut de funcțiunile pentru care au fost realizate lacurile de acumulare se poate face următoarea clasificare a acestora :

- acumulări permanente, destinate fie asigurării unui nivel minim al apei, fie satisfacerii folosințelor de apă.
- acumulări nepermanente, destinate atenuării undelor de viitură.
- acumulări mixte care îndeplinesc simultan ambele categorii de funcțiuni.

2.2 Parametri caracteristici ai lacurilor de acumulare

2.2.1 Curbe caracteristice ale lacurilor de acumulare

Principalele elemente tehnice care stau la baza oricăror caracteristici ale lacurilor de acumulare sunt : suprafața luciului de apă al lacului și volumul lacului de acumulare. Aceste elemente au o valoare precizată pentru o cotă dată a nivelului apei în lac.

În acest scop se construiesc curbele caracteristice ale lacurilor de acumulare, dintre care cele mai reprezentative sunt :

- curba de variație a suprafeței lacului funcție de cota nivelului apei în lac;
- curba de variație a volumului lacului funcție de cota nivelului apei în lac.

Curba variației suprafețelor în lac

Variația suprafețelor în lac funcție de cota nivelului apei la baraj este dată de dependența funcțională:

$$S=f(H)$$

S – suprafața lacului

H – cotă (absolute sau relative) a nivelului apei

Studiile efectuate au arătat însă că, în practică, forma curbelor de variație a suprafețelor lacurilor prezintă neregularități mari, utilizarea unor expresii analitice nefiind recomandabilă din cauza abaterilor mari față de valorile măsurate.

Curba variației volumelor în lac (curba de capacitate a lacului)

Variația volumelor în lac funcție de cota nivelului apei la baraj este dată de dependența funcțională unde V este volumul în lac corespunzător unei cote H (absolute sau relative) a nivelului apei în secțiunea barajului.

$$V = f(H)$$

Reprezentarea grafică a acestei dependențe se numește curba variației volumelor în lac funcție de cota nivelului apei în lac sau curba de capacitate a lacului. Această curbă se reprezintă fie în coordonate normale, fie în coordonate dublu logaritmice.

Metoda suprafețelor medii a tranșelor orizontale

Metoda suprafețelor medii a tranșelor orizontale se bazează pe o integrare prin diferențe finite a ecuației:

$$V = \int_0^N S(h) dh$$

unde: h – reprezintă înălțimi raportate la cota talvegului

S – reprezintă suprafața lacului

În acest scop, lacul se împarte într-un număr de N tranșe delimitate prin secțiuni orizontale (sau prin curbele suprafeței libere a apei) la diferite cote ale apei la baraj. Volumul $\Delta V_{i-1,i}$ al tranșei de înălțime $\Delta h_{i-1,i}$ cuprinse între secțiunile i-1 și i se consideră egal cu :

$$\Delta V_{i-1,i} = \frac{S_{i-1} + S_i}{2} * \Delta h_{i-1,i}$$

De unde

$$V = \sum_{i=1}^N \frac{S_{i-1} + S_i}{2} * \Delta h_{i-1,i}$$

Metoda trunchiurilor de piramidă

Metoda trunchiurilor de piramidă pornește de la același procedeu de bază, însă consideră că volumul elementar dintre secțiunile i-1 și i este un trunchi de piramidă. Pentru calculul volumelor cuprinse între secțiuni se vor aplica următoarele relații de calcul :

$$\Delta V_{i-1,i} = \frac{1}{3} (S_{i-1} + S_i + \sqrt{S_{i-1} * S_i}) * \Delta h_{i-1,i}$$

Unde

$$V = \frac{1}{3} \sum_{i=1}^N (S_{i-1} + S_i + \sqrt{S_{i-1} * S_i}) * \Delta h_{i-1,i}$$

Exemplu de calcul [Ion, M., ș.a.2005]

Exemplul de calcul care va fi prezentat în continuare este un exemplu pur teoretic, care vrea să demonstreze felul în care acest calcul poate fi folosit pentru determinarea volumului unui lac.

Date de intrare. Pe planul de situație al zonei unde se dorește să se amplaseze lacul de acumulare se va trasa barajul. După aceasta se vor trasa planurile de aceeași cotă de nivel. Pentru a putea introduce datele de intrare trebuie să efectuăm următoarele operațiuni:

- Se va alege numărul de planuri orizontale pe care dorim să le introducem, inclusiv planul care conține punctul din talveg;
- Se determină cota absolută (mdM) al fiecărui plan în parte;
- Se alege numărul nodurilor din fiecare plan care definesc rețeaua geometrică de elemente triunghiulare;
- Se măsoară coordonatele x, y ale fiecărui nod exprimate în metri în raport cu un sistem de referință cartezian ales arbitrar, ele vor fi introduse secvențial începând cu planul inferior;
- Se determină numărul de elemente triunghiulare din fiecare plan, introduse secvențial;
- Se notează indicii i, j, k, vârfurile fiecărui element triunghiular, introduși secvențial începând cu planul inferior, tablourile N_i, N_j, N_k .

Pentru exemplul nostru de calcul se vor alege patru planuri având cota absolută determinată după cum se arată (fig2.1). Pentru simplificare în acest exemplu de calcul planurile nu vor avea forma naturală a unui lac ci se vor considera de forme dreptunghiulară.

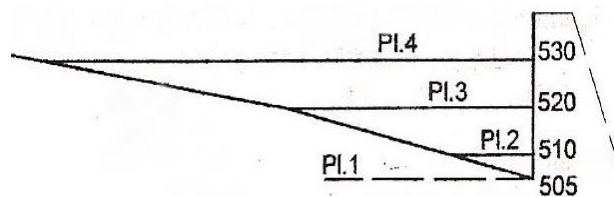


Fig. 2.1 Secțiune transversală prin baraj

Planul 1 va fi considerat chiar la nivelul talvegului (505 mdM) și conține un singur element cu un singur nod.

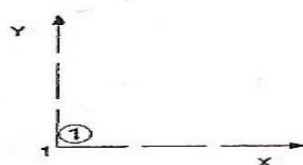


Fig. 2.2 Planul 1

Planul 2 are cota 510 mdM conținând 4 elemnte și 6 noduri.

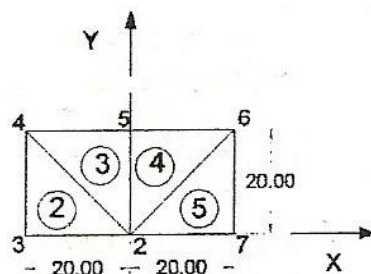


Fig. 2.3 Planul 2

Planul 3 are cota 520 mdM conținând 16 elemente și 15 noduri.

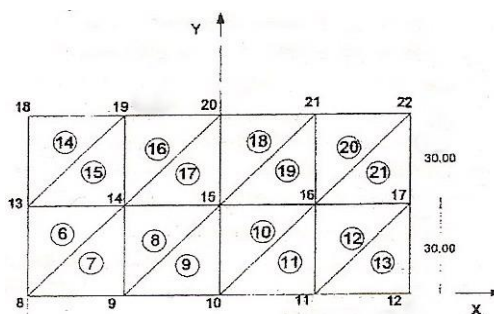


Fig. 2.4 Planul 3

Planul 4 are cota 530 mdM conținând 24 elemente și 20 noduri.

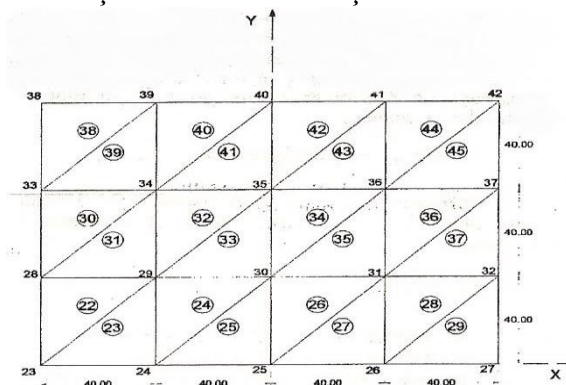


Fig. 2.5 Planul 4

Având planurile cu discretizarea lor se poate trece la introducerea datelor. Pentru a ușura procesul de introducere datele se pot centraliza în tabele. La fel se pot centraliza și elementele cu indicii vârfurilor acestora.

Determinarea suprafeței lacului

Se va determina suprafața lacului pentru fiecare plan de aceeași cotă de nivel în parte. Având suprafața fiecărui plan se va trasa curba de variație a suprafețelor în lac în funcție de înălțime.

Suprafața unui plan se va obține prin însumarea suprafețelor triunghiulare pe care acesta le cuprinde. Suprafața unui element triunghiular este :

$$S_e = \left| \frac{x_1x_2y_3 - x_1x_3y_2 + x_2x_3y_1 - x_3x_1y_2 + x_1x_2y_3 - x_2x_3y_1}{2} \right|$$

$$S_{\text{plan}} = \sum_1^N S_e$$

Determinarea volumului lacului

Se va folosi metoda trunchiurilor de piramidă care consideră că volumul elementar dintre planurile i-1 și i este un trunchi de piramidă :

$$\Delta V_{i-1,i} = \frac{1}{3}(S_{i-1} + S_i + \sqrt{S_{i-1} * S_i}) * \Delta h_{i-1,i}$$

$$V = \sum_{i=1}^N \Delta V_{i-1,i}$$

Studiile efectuate au arătat însă că, în practică, forma curbelor de variație a suprafețelor lacurilor prezintă neregularități mari, utilizarea unor expresii analitice nefiind recomandabilă din cauza abaterilor mari față de valorile măsurate.

Având delimitat conturul suprafeței apei la diferite niveluri ale apei la baraj, (fie pe curba de nivel respectivă dacă oglinda apei se admite orizontală, fie pe curba suprafeței libere a apei dacă s-au efectuat calcule remuu), suprafețele lacului la cotele respective se determină prin planimetrie.

Concluzii. Acest program de calcul reprezintă o alternativă mai rapidă și exactă de calcul al suprafeței și volumului unui lac de acumulare.

2.2.2 Elemente generale asupra parametrilor caracteristici

Lucrările de gospodărire a apelor în general și lacurile de acumulare în particular sunt caracterizate într-o serie de parametri care definesc proporțiilor lor și caracteristicile lor funcționale. În alegerea parametrilor caracteristici se remarcă în prezent o foarte mare neomogenitate.

O primă distincție care trebuie făcută este cea dintre parametrii de gospodărire a apelor care definesc acumularea și funcțiunile ei pe de o parte și parametrii constructivi care nu sunt reprezentativi pentru o asemenea definiție. Caracteristici

Parametrii caracteristici ai lacurilor de acumulare pot fi grupați în două categorii diferite și anume:

- *parametri nemodificabili*, determinați de condițiile naturale ale lucrării și de elementele constructive ale structurilor aferente acumulării ; acești parametri sunt stabiliți în momentul realizării lucrării și asupra lor se poate acționa numai prin modificări aduse părții constructive;
- *parametri modificabili*, determinați de condițiile de exploatare ;

Stabilirea primei categorii de parametri face obiectul unor decizii strategice, legate de promovarea lucrărilor de gospodărire a apelor și, ca atare , constituie parametrii de proiectare trebuie aprobați de organele având competența acestei promovări. Stabilirea celei de a doua categorii de parametri face, în general, obiectul unor decizii operative, de exploatare, și de aceea, stabilirea lor trebuie lăsată la competența organelor de exploatare (eventual la niveluri de decizie diferențiate), în afară de cazul în care se intenționează crearea unor constrângeri de exploatare. Stabilirea parametrilor din categoria a doua încă în momentul promovării lucrărilor poate duce la constrângeri excesiv rigide pentru organele de exploatare, care pot fi altfel lipsite de posibilitatea de optimizare a modului de exploatare a lucrărilor.

Astfel, nivelul retenției normale (sau alt parametru legat de această cotă) poate fi stabilit prin aprobarea lucrării în intenția organului de decizie de a constrânge organul de exploatare să mențină un anumit volum liber sub creasta deversorului, pentru atenuarea undelor de viitură. În mod similar, nivelul minim de exploatare (sau alt parametru legat de această cotă, cum ar fi volumul util) la o acumulare exploatată hidroenergetic poate fi stabilit prin aprobarea lucrării, în intenția organului de decizie de a constrânge organul de exploatare să mențină un nivel minim în lac, corespunzător unei anumite puteri asigurate.

Parametrii nemodificabili au valori fixe, constante în timp. Spre deosebire de aceștia, parametrii modificabili pot avea valori variabile în timp. Această variație poate fi privită în două sensuri :

- valorile parametrilor variază funcție de diferite etape de dezvoltare. Parametrii care țin seama de o asemenea modificare în timp vor fi denumiți *parametri dinamici*.
- valorile parametrilor variază funcție de momentul calendaristic, într-o etapă de dezvoltare dată, ca urmare a modificării funcțiunilor acumulării în diferite perioade din cursul unui an. Parametrii care țin seama de o asemenea modificare în timp vor fi denumiți *parametri variabili*.

Suprafețe caracteristice

Suprafețele lacurilor de acumulare se exprimă în valori absolute cel mai adesea în ha. De obicei, pe curba variației suprafețelor în lac se indică suprafețe caracteristice, corespunzând diferitelor niveluri caracteristice.

Suprafețele lacului sunt, în general, variabile în timp. În urma procesului de colmatare a lacului de acumulare, suprafața lacului la cote joase descrește cu timpul. Invers, în urma proceselor de transformare a malurilor, la cote ridicate există o tendință de creștere a suprafeței lacului până în momentul atingerii unei stări de echilibru. De aceea, este necesar să se precizeze etapa la care se

referă suprafața respectivă. În general se ia în considerare suprafața lacului corepunzând situației inițiale a terenului ; suprafețele astfel determinate trebuie corectate pe parcursul exploatării.

Dintre suprafețele corespunzătoare nivelurilor caracteristice nemodificabile, singura care prezintă interes este *suprafața globală*, corespunzând nivelului coronamentului, reprezentând suprafața maximă care poate fi afectată direct din realizarea acumulării.

În afară de curba variației suprafețelor, pentru acumulările nepermanente sau pentru cele cu tranșe nepermanente importante, este adesea necesară construirea unor curbe de probabilitate ale suprafețelor inundate temporar, peste nivelul retenției normale. În acest scop, se pornește de la nivelurile caracteristice, luându-se în considerare nivelurile maxime extraordinare, corespunzând diferitelor probabilități de depășire. Pe curba suprafețelor funcție de înălțime se determină suprafețele lacului la aceste cote din care se scade, ca o mărime constantă, valoarea suprafeței la nivelul normal de retenție.

La acumulările laterale nepermanente, se cere și punerea în evidență a efectului de apărare parțială a suprafețelor de sub inundații. În acest scop este necesar să se dispună de o analiză a suprafețelor inundabile din acumulare în regim natural (anterior executării acumulării). Se determină apoi suprafețele inundabile în acumulare și se scoate în evidență diferența de inundabilitate a suprafeței lacului de acumulare la diferite probabilități.

2.3 Indici tehnico – economici caracteristici

Indicii caracteristici reprezintă valori relative ale parametrilor lacurilor de acumulare. În majoritatea cazurilor acești indici sunt raportați la unitatea de volum a lacului de acumulare. Principalul rol al acestor indici este de a crea un criteriu de comparare și clasificare a unor lacuri de acumulare de proporții diferite.

Indici tehnici

- a) Coeficientul de acumulare β se definește ca fiind raportul dintre volumul util al lacului de acumulare V_u și stocul mediu anual afluent V :

$$\beta = V_u / V = V_u / 31.56 * 10^6 Q_m$$

unde prin Q_m s-a notat debitul mediu multianual afluent. În situațiile în care debitul controlat de acumulare este suplimentat prin derivații, acest aflux trebuie luat în considerare în calculul coeficientului de acumulare. De asemenea, în determinarea acestui coeficient ar trebui scăzute debitele consumate de folosințele din amonte; această reducere nu este însă introdusă în practica curentă.

Uneori, în lacul volumului util se utilizează volumul brut. Această practică este incorectă, deoarece numai volumul util este efectiv utilizat pentru regularizarea debitelor.

Coeficientul de acumulare constituie un indicator sintetic al tipului de regularizare realizat de lacul de acumulare. Deși stabilirea tipului de regularizare pe baza acestui indicator este legată de mari aproximații, simplitatea lui îl face să fie încă larg utilizat în practică. Pentru caracterizarea orientativă a tipului de regularizare după acest indicator, A. Filotti propune valorile. Tipul de regularizare realizat de un lac de acumulare, funcție de coeficientul de acumulare (tab.2.1):

Tab.2.1

Tipul de regularizare	Coeficientul de acumulare	
	Minim	Maxim
Orară-zilnică	0	0.0006....0.001
Săptămânală	0.0006....0.001	0.003...0.006
Sezonieră	0.003.....0.006	0.05.....0.10
Anulă	0.05.....0.10	0.25.....0.35
Superanuală	0.25.....0.35	1.00.....5.00

b) Coeficientul de acumulare al undelor de vitură β_v se definește ca fiind raportul dintre volumul tranșei nepermanente a lacului de acumulare V_{np} și volumul undei de viitură V_v :

$$\beta_v = V_{np} / V_v$$

Deoarece undele de viitură sunt legate în diferite probabilități de apariție, prezintă interes calculul coeficientului respectiv pentru diferite unde, luându-se în considerare pentru fiecare dintre ele volumul până la nivelul maxim extraordinar cu probabilitatea corespunzătoare. Deoarece nivelul maxim extraordinar corespunzând diferitelor unde de viitură este funcție de forma descărcătorului, compararea coeficienților de acumulare a viiturilor la diferite probabilități poate da indicații importante asupra modului de alcătuire a evacuatorilor de ape mari.

c) Indicele de calitate al acumulării α se definește ca fiind raportul dintre volumul total V_t al lacului de acumulare și volumul W_b al corpului barajului :

$$\alpha = V_t / W_b$$

După acest indice, un amplasament este cu atât mai favorabil cu cât valoarea sa este mai mare.

Indicele de calitate are o valoare orientativă, deoarece el nu include elementele asupra amenajării cuvetei lacului de acumulare care pot fi foarte ridicate. Aplicabilitatea sa este limitată la lacuri de acumulare clasice cu baraje frontale, extinderea la acumulări de șes cu diguri laterale fiind discutabilă. Pentru a ține seama de aceste elemente trebuie utilizați indicii de cost specific. Totuși utilizarea indecelui de calitate se menține în practică, deoarece el permite compararea unor baraje executate în epoci și țări diferite, întru-cât stabilirea pe baze unitare a unui preț specific este imposibilă.

d) Gradul de regularizare γ este definit ca raportul între debitul minim regularizat Q_r asigurat prin exploatarea lacului de acumulare și debitul mediu multianual afluent Q_m :

$$\gamma = Q_r / Q_m$$

Gradul de regularizare poate fi determinat pentru diferite probabilități ale debitului Q_r , putându-se trasa o curbă de variație a coeficientului γ funcție de probabilitate. Este însă de avut în vedere că acest grad de regularizare nu este funcție exclusiv de proporțiile lacului și de regimul hidrologic, ci depinde în mare măsură și de legea adoptată de exploatare a acumulării.

În cazul folosințelor cu consumuri variabile ar putea fi utilizat indicatorul în interpretarea :

$$\gamma = Q_f / Q_m$$

unde Q_f este media multianuală a debitelor variabile aigurate în regimul cerut de folosințe. O asemenea interpretare ridică dificultăți dacă acumularea satisface cerințe de apă pentru folosințe prelevând apa din secțiuni diferite, apa fiind eventual reutilizată.

e) Gradul de atenuare a undelor de viitura este definit ca raportul între debitul maxim defluent Q_{maxd} și debitul maxim afluent Q_{maxa} :

$$\beta_v = Q_{maxa} / Q_{maxd}$$

Acest indicator variază funcție de probabilitatea viiturii considerate, fiind posibilă trasarea unor curbe de variație funcție de această probabilitate.

În cazul acumulărilor cu descărcători controlați, acest indicator depinde de regula adoptată de manevrare a stavelor.

În interpretarea gradului de atenuare trebuie avut în vedere că el reprezintă o capacitate a acumulării și nu efectul real de atenuare realizat de lacul de acumulare. Astfel, la lacurile de acumulare mari, cu regularizare superanuală, numeroase viituri mici vor prinde o parte din volumul util gol și vor fi atenuate sau chiar reținute integral în acest volum; spre deosebire de aceasta, în determinarea gradului de atenuare a undelor se admite că efectul de atenuare se realizează exclusiv în tranșă nepermanentă a lacului.

f) Indicii de utilizare a lacului sunt rapoarte ale unor efecte ale lacului de acumulare specifice diferitelor folosințe, raportate la unitatea de volum. Cei mai frecvenți indici de acest tip sunt:

- puterea asigurată în centralele hidroelectrice din aval, raportată la volumul util al lacului;
- suprafața irigabilă asigurată raportată la volumul util al lacului.

h) Indicii caracterizând implicațiile din cuveta lacului de acumulare reprezintă rapoartele dintre mărimea diferitelor implicații din cuveta, exprimate în mărimi fizice și volumul total al lacului de acumulare. Cei mai uzuali sunt :

- suprafața specifică agricolă sau arabilă scoasă din circuitul productiv raportată la unitatea de volum util (ha/m^3) ;
- numărul specific de locuitori strămutați din cuveta lacului raportată la unitatea de volum util plus nepermanent (loc/m^3) .

Acești indicatori servesc la scoaterea în evidență a amplitudinii implicațiilor economice sau sociale ale realizării lacurilor de acumulare.

Indici economici

Indicii economici sunt rapoarte ale diferitelor mărimi economice care caracterizează acumularea. Ei pot fi împărțiți în două mari categorii :

- costuri specifice
- indici structurali ai costurilor

a) Costurile specifice reprezintă raportul dintre un element al costurilor lacurilor de acumulare și volumul lacului.

Cel mai frecvent indicator în această categorie îl constituie investiția specifică definită ca raportul dintre investiția în acumulare și volumul acumulat. În aplicarea acestui indicator trebuie făcută distincție între :

- investiția specifică globală a acumulării :

$$i_g = \frac{I}{V_u + V_{np}}$$

- investiția specifică a volumului pentru folosințe :

$$i_f = \frac{I_f}{V_u}$$

- investiția specifică a volumului de combatere a inundațiilor :

$$i_v = \frac{I_v}{V_{np}}$$

unde :

I – este investiția totală a acumulării

I_f – cotă parte a investiției în acumulare aferentă folosințelor

I_v – cotă parte a investiției în acumulare aferentă combaterii inundațiilor

Pentru determinarea ultimilor doi indicatori este necesară, în prealabil, repartizarea investițiilor pe beneficiari.

b) Indicii structurali ai costurilor sunt raporate dintre costurile aferente unei anumite părți a lucrărilor și costurilor totale ale acumulării. Ele servesc la determinarea ponderii diferitelor componente.

Din această categorie de indicatori, cel mai frecvent utilizat este raportul dintre investițiile sau costurile amenajării cuvetei și investițiile, respectiv costurile totale ale acumulării. [V. Chiriac, ș.a. – *Lacuri de acumulare*, 1976, pag. 24 – 34]

2.4 Rolul și importanța parametrilor de caracterizare calitativă a lacurilor de acumulare și măsuri de protecție și refacere a calității apelor de suprafață

Lacurile de acumulare au o viață proprie, un oarecare grad de autonomie, diferențiat în funcție de condițiile de mediu în care sunt situate și de componența biocenozelor care le poluează. Constituind ansambluri în cadrul cărora organisme vii și substanțe nevii interacționează pentru a produce un schimb de materii între părțile vii și nevii, lacurile de acumulare formează ecosisteme.

Spre deosebire însă de alte sisteme naturale, al căror studiu este exact pe analiza modificărilor pe care o acțiune sau alta le atrage, lacurile de acumulare reprezintă intervenții brutale în mediul ambiant iar problema analizei lor se pune în special din punctul de vedere al prognozei condițiilor de mediu care se vor crea, a biocenozelor care se dezvoltă și al proceselor calitative care vor avea loc în cadrul unui ecosistem nou.

Influența fiecăruia din elementele mediului asupra vitorului ecosistem este dificil de evaluat. Studiile efectuate până în prezent au permis de cele mai multe ori doar o evaluare calitativă și incompletă a acestor influențe. De aceea, este important ca în studiul lacurilor de acumulare să se urmărească desfășurarea proceselor prin măsurarea unei serii de parametri caracteristici. Acești parametri pot fi grupați în două mari categorii și anume :

- parametrii caracterizând elementele mediului care pun în evidență influențele exercitate asupra sistemului;
- parametrii caracterizând evoluția proceselor calitative în cadrul sistemului.

Din acest punct de vedere, parametrii privind cantitățile de apă care traversează sistemul sau mărimile dependente (volume de apă, suprafețe, niveluri, etc.) și variația acestor mărimi, trebuie considerate de asemenea ca parametri caracterizând elemente ale mediului.

Parametrii caracterizând evoluția proceselor calitative trebuie prognozați înainte de realizarea lacului, studiindu-se influența diferitelor amenajări posibile asupra acestei evoluții.

O asemenea prognoză este de o importanță deosebită deoarece posibilitățile de influențare a desfășurării proceselor este mult mai greoaie și adeseori imposibilă după ce lacul a fost realizat. Studiile de prognoză anterioare realizării lacurilor sunt singurele care au rolul de a evita erori grave. Până în prezent nu s-a acordat parametrilor privind calitatea apelor lacurilor de acumulare un caracter prescriptiv, astfel încât ei să constituie un parametru de proiect al acestora. O asemenea practică este fundamental greșită deoarece poate duce la atingerea unor caracteristici calitative care să facă apa improprie utilizării scopurilor în care a fost executat lacul de acumulare și în orice caz nu duce la obligații privind măsurile de protecție a calității apelor lacului.

Deoarece prognozele privind evoluția unor viitoare lacuri de acumulare nu pot avea decât un caracter aproximativ, după realizarea lor este necesară urmărirea unor parametri, care să permită caracterizarea dinamicii calității apei în lacurile respective. Și în acest caz, principalul lor al cunoșterii acestor parametri nu este cel de descriere a evoluției calității lacului de acumulare, ci cel de a prognoza evoluția viitoare a acestei calități și de a pune în evidență influența diferitelor măsuri care pot fi luate în cursul exploatării asupra calității apelor în scopul adoptării unor reguli de exploatare corelate cu cerințele privind calitatea apei lacului de acumulare.

Creșterea calității apei unui râu o putem obține prin tehnici nestructurale (stoparea poluării, modificări în legislație, standarde, educație, schimbarea regimului de uzinare în hidrocentrale; refacerea zonelor umede etc.) și tehnici structurale: garduri, pază, deflexie curenți, remodelare albă; manipularea vegetației și substanțelor organice etc.

Prevenirea este desigur mai simplă decât tratamentul. Acest principiu este perfect valabil în cazul apelor, fiind important să prevenim poluarea râurilor și lacurilor. Când măsurile preventive au venit prea târziu sau nu au avut efectul scontat, trebuie să recurgem la tratament, care poate fi la ape extrem de costisitor, complicat și totdeauna cu riscuri și efecte secundare nedorite.

Protecția nu se face numai prin evitarea ajungerii în ape a anumitor poluanți, ci și prin menținerea apelor într-o formă cât mai naturală și sănătoasă, cu capacitate intactă de epurare naturală. Numai ca anexă la o politică generală de protecție și promovare a sănătății râurilor și lacurilor sunt eficiente și măsurile specifice dedicate anumitor clase de poluanți, dintre care îi prezentăm pe unii în continuare:

Acidifierea se poate evita prin reducerea emisiilor de oxizi de azot și sulf. Există convenții internaționale în acest sens. Mai puțin s-a făcut pentru reducerea amoniului care apare în mari cantități din cauza agriculturii. Apele acide de mină se neutralizează cu var sau alte alcaline. În caz extrem apele naturale acidifiante, cum sunt lacurile, pot fi tratate cu var („liming”). Astfel Suedia a tratat astfel peste 4000 de lacuri în perioada 1977 – 1987, dar e doar o soluție de moment și cu impact de mediu apreciabil.

Eutrofizarea afectează mai ales lacurile. Se poate combate prin măsuri externe masei de apă vizate și prin măsuri interne. Măsurile externe vizează reducerea aportului de azot și fosfor, prin: reducerea utilizării lor ca fertilizatori agricoli sau în alt scop în zonă; epurarea lor din apele uzate; canalizare inelară în jurul lacurilor ca să nu mai existe deloc deversări; sedimentarea și precipitarea directă a substanțelor nutritive în efluent; înlocuirea fosfaților din detergenți; reîmpăduriri, reducerea zootehnicii intensive etc.

Unde prevenția nu a avut succes trebuie măsuri interne, în lacul în cauză, instituită o „terapie intensivă”, constând în manipulare fizică, chimică și sedimentică sau biologică. Dintre metodele de manipulare fizică amintim *aerarea hipolimnetică* (furtun cu aer comprimat la fundul lacului, uneori continuu timp de ani în șir!), destratificare (asigurarea amestecului apei de fund cu cea de suprafață), eliminarea apei hipolimnice (pomparea afară din lac a apei din adâncime), modificarea regimului de șiroire; Din metodele chimice și sedimentare amintim precipitarea nutrienților in situ; dragarea mълului anoxic de pe fundul lacului sau inactivarea lui; Dintre manipulările biologice amintim cosirea și extragerea vegetației (macrofite) și algelor chiar peștilor; aplicarea de substanțe toxice – ierbicide, algicide, pesticide; manipulări directe ale echilibrului ecologic și lanțului trofic prin introducerea de specii alohtone etc.

Costurile sunt imense, ajungând în Austria de exemplu la 740 milioane USD în perioada 1989 – 1995, când au trebuit tratate 28 de lacuri cu suprafață totală de 960 km², ceea ce înseamnă peste 1 milion USD / km pătrat de lac tratat!

Suspensiile în concentrații ridicate în apă pot fi prevenite prin prevenirea eroziunii, realizabil mult prin rotația culturilor, aratul pe contur, recoltare în fâșii; terasări ale pantelor; menținerea de perdele și centuri forestiere sau evitarea tăierilor pe ras, plantarea de vegetație pe malul amenajărilor hidrotehnice etc.

Apa cu mare turbiditate se poate decanta în lacuri sau râuri cu curgere liniștită, dar produce colmatare; Dragările au și ele mari efecte negative, ceea ce face ca tot prevenția să fie singura cu adevărat fezabilă.

Nitrații în ape pot fi combătuți prin diverse măsuri: Să aibă cine să consume azotul fixat suplimentar în sol de unele legume; să nu se aplice îngrășăminte pe câmp în exces sa în afara perioadei de vegetație; reducerea eroziunii solului.... Plus toate metodele preventive menționate la secțiunea dedicată prevenirii și combaterii eutrofizării. În cazuri extreme se pot folosi metode directe de combatere, printre care precipitare chimică in situ și inhibitori de nitrificare pentru a frâna mineralizarea azotului.

Salinizarea se poate combate prin irigarea eficientă (prin stropitoare circulare sau pe role, sau mult mai bine prin microirigare cu tuburi găurite direct la rădăcina plantelor, evitarea pierderilor pe rețeaua de aducțiune a apei, evitarea canalelor deschise de irigații și a irigării excesive); prin drenaj (astfel ca nivelul freatic să fie la 2-3 metri sub nivelul solului); prin evitarea realizării de lacuri cu oglinda mai sus ca terenul înconjurător, prin depozitarea și injectarea foarte atentă a apelor sărate, prin epurarea celor industriale sărate, stoparea presărării de sare pe șosele. Desalinizarea terenurilor prin spălare cu multă apă nu este o soluție adevărată pe ansamblu deoarece împinge doar problema în altă parte.

2.5 Monitorizarea calității apelor de suprafață

Apa reprezintă o resursă naturală regenerabilă, vulnerabilă și limitată, element indispensabil pentru viața și pentru societate, materie primă pentru activități productive, sursa de energie și cale de transport, factor determinant în menținerea echilibrului ecologic.

Apele fac parte integrantă din patrimoniul public. Protecția, punerea în valoare și dezvoltarea durabilă a resurselor de apă sunt acțiuni de interes general.

Legea Apelor nr.107/25.12.1996 completată și modificată cu Legea nr.310/2004 și Legea nr.112/2006 ; OG nr.1069/18.12.2003 : Metodologia cu privire la desfășurarea activităților specifice de gospodărire a apelor, prevăd :

- conservarea, dezvoltarea și protecția resurselor de apa, precum și asigurarea unei curgeri libere a apelor ;
- protecția împotriva oricărei forme de poluare și de modificare a caracteristicilor resurselor de apă ;
- refacerea calității apelor de suprafață și subterane ;
- protejarea și conservarea ecosistemelor acvatice.

Apele din domeniul public se află în administrarea “Administrației Naționale Apele Române”, în condițiile legii.

Activitatea de gospodărire unitară, rațională și complexă a apelor se organizează și se desfășoară pe Bazine Hidrografice, ca entități geografice indivizibile de gospodărire a resurselor de apă. Gospodărire a apelor trebuie să considere ca un tot unitar apele de suprafață și subterane atât sub aspect cantitativ cât și calitativ, în scopul dezvoltării durabile.

Gestionarea cantitativă și calitativă a apelor, exploatarea lucrărilor de gospodărire a apelor, precum și aplicarea strategiei și politicii naționale în domeniu, se realizează de « Administrația Națională Apele Române », Direcțiile sale Bazinale și Sisteme de Gospodărire a apelor.

În anul 2000, după 4 ani de dezbateri, a fost elaborată Directiva 2000/60/EC a Parlamentului și Consiliului European care cuprinde strategia și politica europeană în domeniul apelor. Scopul acestei Directive este stabilirea unui cadru pentru protecția apelor de suprafață interioare, a apelor tranzitorii, a apelor costiere și subterane.

Directiva Cadru urmărește realizarea obiectivelor politicii europene în domeniul apelor, și anume:

- realizarea unei bune colaborări internaționale;
- integrarea folosințelor de apă la nivel de bazin;
- coordonarea măsurilor de conservare și redresare a ecosistemelor acvatice ;
- realizarea unui sistem unitar de gospodărire a apelor la nivel de bazin hidrografic;
- participarea publicului la luarea deciziilor referitoare la gospodărirea apelor.

În cadrul sistemului stabilit trebuie monitorizați parametrii care sunt indicatori ai stării fiecărui element de calitate important. Pentru selectarea parametrilor pentru elementele biologice de calitate, trebuie identificat nivelul taxonilor corespunzător cerut pentru atingerea nivelului de certitudine și precizie adecvat în clasificarea elementelor de calitate. Estimările nivelului de certitudine și precizie a rezultatelor furnizate prin programele de monitoring trebuie prezentate în schema directoare.

Activitatea de supraveghere a calității apelor se realizează în cadrul S.G.A Caraș-Severin , D.A.Banat la nivel teritorial-județean, prin laboratoarele teritoriale de calitatea apei.

Activitatea Laboratorului S.G.A.Caraș-Severin are ca obiect, supravegherea și controlul calității apelor din Bazinul Hidrografic Nera-Caraș-Timiș prin analize fizico-chimice și biologice, conform programului anual cuprins în “Manualul de Operare a Sistemului de Monitoring” întocmit de Serviciul Gestiunea și Protecția Calității Apelor D.A.Banat.

În acest cadru, în Bazinul Hidrografic Bega-Timiș-Caraș, funcționează următoarele subsisteme de monitoring a calității apelor:

- A) Subsistemul râuri-monitoringul se realizează în:
 - flux lent:-secțiuni de monitoring de supraveghere ;
 - secțiuni de monitoring operațional ;
 - secțiuni de referință ;
 - secțiuni de potabilizare.
- B) Subsistemul lacuri :
 - lacul de acumulare Trei Ape ;
 - lacul de acumulare Gozna ;
 - lacul de acumulare Secu ;
 - lacul de acumulare Valea lui Iovan ;
 - lacul de acumulare Herculane ;
 - Poiana Mărului ;
 - Greoni.
- C) Subsistemul ape subterane :
 - ape subterane freatice ;
 - ape subterane de adâncime ;
 - izvoare.
- D) Subsistemul ape uzate :
 - surse de poluare reprezentative.

Pe lângă cele 4 subsisteme menționate, monitorizarea calității apelor se realizează și prin analiza apelor râurilor care întretaie frontiera româno-sârbă « Acorduri internaționale », și deasemenea prin analiza calității apelor în cazul unor poluări accidentale

Pentru monitoringul mediului, la nivel mondial există □Monitoringul de fond global integrat al poluării mediului□ - IGBM și □Sistemul global de monitoring al mediului□ GEMS. Primul se

ocupă de monitoringul de fond (înainte de intervenția poluării) iar al doilea de monitoringul de impact (după intervenția poluării). Componenta GEMS pentru ape a fost lansată în 1977, cuprinzând peste 300 de stații de monitorizare răspândite în toată lumea. GEMS are norme și monitorizează zeci de parametri de calitate a apei, pentru diverse categorii de apă, inclusiv unii cum sunt clorofila, borul, hidrogenul sulfurat, molibdenul, vanadiul, numeroși compuși organici care nu sunt analizați de rutină în multe țări.

În România funcționează *Sistemul Național global de monitoring al mediului GEMS-RO și Monitoringul Național de fond global integrat al poluării mediului IGBM-RO*, cu subsisteme pentru aer, apă și sol. Pentru apă, există la noi în țară □secțiuni de referință□, dar până în prezent nu sunt puse în funcțiune stații de monitoring de fond, ceea ce îngreunează evaluările impactului.

În cadrul Monitoringului Național al Calității Apelor, se urmărește, prin Compania Națională Apele Române, calitatea apelor de suprafață pe peste 300 de secțiuni de control de ordinul I: 65 de secțiuni în flux informațional rapid (zilnic) iar în flux informațional lent pe peste 250 de secțiuni de ordinul I (analize lunare) și un mare număr de secțiuni de ordinul II. Diferite analize legate de calitatea apelor de suprafață mai fac multe alte instituții. Totalitatea datelor legate de ape constituie Fondul național de date de gospodărire a apelor.

Poluatorii mari sunt obligați să își facă automonitorizare și în plus sunt controlați de Compania Națională „Apele Române”. Acest lucru nu este ușor de făcut. De aceea în alte țări s-au imaginat tot felul de procedee. Unul este de a obliga poluatorul să ia des, chiar de mai multe ori pe zi, probe de apă pe care să le conserve / congeleze și să la păstreze neprelucrate mai multe săptămâni. În caz de nevoie se pot atunci face multe analize retroactiv (nu chiar toate, că unii parametri se modifică) și mai ales poți să le faci specific, stabilind concentrații, evoluții etc. care altfel ar fi imposibil de stabilit deoarece a lua și prelucra exhaustiv așa des probe de apă e economic imposibil. În afară de anchetarea în detaliu a unei (posibile) poluări se pot face și analiza aleator din acel stoc de probe. Astfel poluatorul se simte mult mai supravegheat, altfel poate adesea polua liniștit și falsifica analizele proprii, că nu e greu de aflat când și ce analize face periodic de rutină autoritatea de ape sau de mediu....

Principalele variabile monitorizate pentru supravegherea uzuală a calității apelor curgătoare sunt: calitatea ecologică, acidifierea, nutrienții, pesticidele, metalele grele, poluanți organici, agenți patogeni, condiții hidrologice și interacțiunile fizice. Aceste variabile se selectează în funcție de sursele potențiale de poluare, iar datele calitative se corelează cu cele cantitative.

Monitorizarea calității lacurilor – are în vedere procesele specifice de stratificare, amestecare și circulația elementelor nutritive (azot, fosfor, carbon) și a elementelor activităților specifice (metale grele, pesticide, compuși greu degradabili care, de regulă se acumulează în sedimente).Se urmăresc mai ales doua elemente:

- gradul de trofie
- acumularea de metale grele și micropoluanți organici sedimente

Conform Ordinului MAPM 1146 /2002 pentru aprobarea Normativului privind obiectivele de referință pentru clasificarea calității apelor de suprafață, clasificarea calității apei are în vedere:

- abordarea integrată a evaluării calității apei din punct de vedere chimic, biologic și microbiologic

- coroborarea datelor de calitate a apei cu cele specifice sedimentelor

Normativul stabilește 5 clase de calitate pentru apele de suprafață :

- CLASA I : se impune apelor naturale de referință sau concentrațiilor de fond
 - Alimentarea cu apă potabilă
 - Alimentarea unor procese industriale
 - Alimentarea unităților de creștere a animalelor
 - Alimentarea industriei alimentare
 - Irigarea anumitor culturi
 - Reproducerea și dezvoltarea salmonidelor
 - Ștranduri amenajate și bazine de înot

- CLASA II : se impune apelor utilizate pentru protecția ecosistemelor acvatice
Alimentarea amenajărilor piscicole cu excepția celor salmonicole
Reproducerea și dezvoltarea fondului piscicol din apele de șes
Alimentarea proceselor industriale
Scopuri urbanistice de agrement
- CLASA III-a, a IV- a și a V- a : reflectă ponderea influenței antropice
Alimentarea sistemelor de irigații
Alimentarea industriilor pentru scopuri (www.ape.sibiu.ro)

Categorii și condiții tehnice de calitate pentru apele de suprafață – cursuri de apă în situație naturală sau amenajată, lacuri naturale și lacuri de acumulare

Tab. 2.2 Clasele de calitate (www.legestart.ro/Ordinul-161-2006-aprobarea-Normativului-clasificarea-calitatii-apeilor-suprafata)

Nr. crt	Indicatorul de calitate	U.M.	Clasa de calitate				
			I	II	III	IV	V
C.1. Regimul termic și de acidifiere							
1	pH	Unități pH	6,5-8,5				
C.2. Regimul oxigenului							
1	Oxigen dizolvat	mg O ₂ /l	9	7	5	4	<
2	Saturația oxigenului dizolvat	%					
	-Epilimnion (ape stratificate)		90-110	70-90	50-70	30-50	<30
	-Hipolimnion (ape stratificate)		90-70	70-50	50-30	30-10	<10
	-Ape nestratificate		90-70	70-50	50-30	30-10	<10
3	CBO ₅	mg O ₂ /l	3	5	7	20	>20
4	CCO-Mn	mg O ₂ /l	5	10	20	50	>50
5	CCO-Cr	mg O ₂ /l	10	25	50	125	>125
C.3. Nutrienți							
1	Amoniu (N-NH ₄ ⁺)	mgN/dm ³	0,4	0,8	1,2	3,2	>3,2
2	Azotiti (N-NO ₂)	mgN/dm ³	0,01	0,03	0,06	0,3	>0,3
3	Azotați (N-NO ₃)	mgN/dm ³	1	3	5,6	11,2	>11,2
4	Azot total (N)	mgN/dm ³	1,5	7	12	16	>16
5	Ortofosfați solubili (P-PO ₄ ³⁻)	mgPA	0,1	0,2	0,4	0,9	>0,9
6	Fosfor total (P)	mgP/l	0,15	0,4	0,75	1,2	>1,2
7	Clorofila "a"	μg/dm ³	2,5	50	100	250	>250
C.4. Salinitate							
1	Conductivitate	μS/cm					
2	Reziduu filtrabil uscat la 105°C	mg/dm ³	500	750	1000	1300	>1300
3	Cloruri (Cl ⁻)	mg/dm ³	25	50	250	300	>300
4	Sulfați (SO ₄ ²⁻)	mg/dm ³	60	120	250	300	>300
5	Calciu (Ca ²⁺)	mg/dm ³	50	100	200	300	>300
6	Magneziu (Mg ²⁺)	mg/dm ³	12	50	100	200	>200
7	Sodiu (Na ⁺)	mg/dm ³	2,5	50	100	200	>200
C.5. Poluanți toxici specifici de origine naturală							
1	Crom total (Cr ³⁺ +Cr ⁶⁺)	μg/dm ³	25	50	100	250	>250
2	Cupru (Cu ²⁺)	μg/dm ³	20	30	50	100	>100
3	Zinc (Zn ²⁺)	μg/dm ³	100	200	500	1000	>1000
4	Arsen (As ³⁺)	μg/dm ³	10	20	50	100	>100
5	Bariu (Ba ²⁺)	mg/dm ³	0,05	0,1	0,5	1	>1
6	Seleniu (Se ⁴⁺)	μg/dm ³	1	2	5	10	>10
7	Cobalt (Co ²⁺)	μg/dm ³	10	20	50	100	>100
8	Plumb (Pb ²⁺)	μg/dm ³	5	10	25	50	>50
9	Cadmium (Cd)	μg/dm ³	0,5	1	2	5	>5
10	Fier total (Fe ²⁺ +Fe ³⁺)	mg/dm ³	0,3	0,5	1,0	2	>2
11	Mercur (Hg ²⁺)	μg/dm ³	0,1	0,3	0,5	1	>
12	Mangan total (Mn ²⁺ +Mn ⁷⁺)	mg/dm ³	0,05	0,1	0,3	1	>1
13	Nichel (Ni ²⁺)	μg/dm ³	10	25	50	100	>100
C.6. Alți indicatori chimici relevanți							
1	Fenoli totali (index fenolic)	μg/dm ³	1	5	20	50	>50
2	Detergenți anionici activi	μg/dm ³	100	200	300	500	>500
3	AOX	μg/dm ³	10	50	100	250	>250

În practică se determină doar unii dintre indicatorii chimici specifici, în schimb se mai determină: debitul, temperatura, conductivitatea, duritatea permanentă, duritatea temporară, duritatea totală, număr de germeni totali mezofili (uneori și coliformi fecali și streptococi fecali), diverși indicatori biologici, saprobitatea, încărcarea parazitologică (chiste de Giardia, ouă de geohelminți...) și virusologică (bacteriofagi etc.)

Cap. 3 Eutrofizarea lacurilor

3.1. Probleme generale privind eutrofizarea

Eutrofizarea se definește ca îmbogățirea apei cu substanțe nutritive pentru plante – în primul rând azot și fosfor (ceilalți zeci de compuși necesari dezvoltării fiind foarte rar limitanți) – conducând la o creștere puternică a algelor și macrofitelor („înflorire”) care apoi mor, cu consecințe grave: Scăderea calității apei (culoare, gust, miros, tulburare, scăderea oxigenului, creșterea concentrației de fier, mangan, bioxid de carbon, amoniu, metan, hidrogen sulfurat etc.); corodarea conductelor; afectarea funcțiunilor recreative (turbiditate crescută a apei și miros ce o fac neatractivă, afectarea înotătorilor prin dermatite și conjunctivite de contact cu apa alcalină, risc crescut de diverse boli.

Regimul hidrologic al cursurilor de apă este determinat în mod esențial de următorii factori ecologici :

- potențialul de amortizare al ecosistemelor
- eutrofizarea (cauza, manifestările și combaterea eutrofizării)
- fluxul nutrienților
- efectul stratului vegetal

a) Potențialul de amortizare

Fiecare ecosistem posedă capacitatea inerentă de a amortiza variabilitatea mediului. Această proprietate a fost dezvoltată în timp prin adaptarea evolutivă la schimbările de mediu. Aceste schimbări s-au datorat dinamicii populației de plante și animale, variabilității proceselor climatice și evenimentelor catastrofale precum viiturile și focul.

Ecosistemele sunt caracterizate prin rezistența și reziliența la acțiunea antropogenă și abiotică și sunt menținute în cadrul anumitor valori prin mecanisme homeostatice. Dacă folosirea excesivă sau evenimentele catastrofale depășesc rezistența sau reziliența unui ecosistem, resursele cerute nu pot fi furnizate în continuare. Prin plantarea macrofitelor în lacuri se poate menține un nivel tolerabil de turbiditate la o încărcătură de trei ori mai mare de nutrienți decât în lacurile macrofite.

Prin invazia moluștelor de apă dulce în lac, a crescut filtrația algelor și parte din cantitățile de fosfor au fost blocate, transparența crescând de câteva ori. Prin restaurarea și managementul cotelor de mal, capacitatea de reținere a nutrienților și producția biologică în canalul râului a crescut de câteva ori, reducând transportul nutrienților în aval. Acest lucru a ridicat potențialul de amortizare al respectivului ecosistem. Prin dezvoltarea unei secvențe de habitat al vegetației lacului, eleestelor, și a mlaștinilor denitrificante, între râu și zonele cu folosire intensiv agricolă, se poate realiza o reducere a aportului de azot de până la zece ori.

Precipitațiile și scurgerea acestora poate fi interceptată sau reținută de vegetație la suprafața solurilor, în special în ecosistemele de pădure.

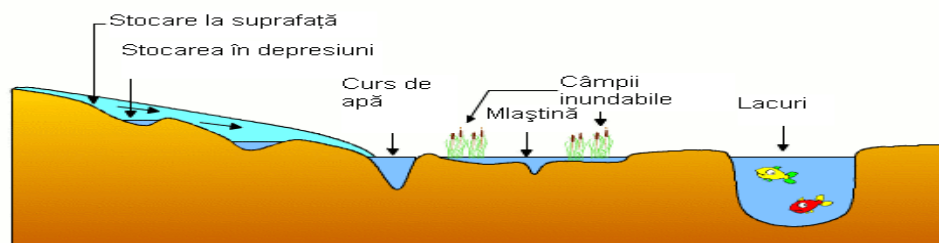


Fig.3.1 Relația dintre un râu sau canal și câmpia inundabilă

În timpul inundațiilor, câmpia inundabilă devine parte integrantă a râului.

În sistemele râului trebuie făcută o diferențiere între albia râului și malurile care deseori prezintă un mozaic de diferite habitate și microhabitate. Este necesară descrierea caracteristicilor hidrologice și hidraulice ale acestor elemente structurale și a tipurilor de biocenoze.

b) Eutrofizarea

În regiunile dezvoltate ale lumii, una din cele mai importante probleme ce a fost rezolvată de ecohidrologie este eutrofizarea. Cele mai vulnerabile sisteme sunt acumulările ce funcționează ca o înmagazinare a nutrienților de-a lungul continuității râului. Cel mai evident s-au observat simptome adverse ale degradării ca înfloririle de alge toxice ce sunt mai puternicotrăvitoare decât stichina.

Pentru a combate procesul de eutrofizare, primul și cel mai important pas ar trebui să fie reducerea fosforului în punctul sursei de poluare din sistemul râului în amonteale acumulării. Al doilea pas este reducerea surselor de poluare nonpunctuale prin restaurarea și managementul ecotonelor uscat-apă în cadrul întregului râu și a bazinului hidrografic al acumulării. A treia fază este direct conectată cu ecohidrologia și ar trebui să controleze procesele hidrologice pentru organizarea optimă a afluenței și a defluenței în și din acumulări. De exemplu intensificarea înfloririi de alge în perioada verii, în unele acumulări depinde de modul eliberării de apă din acumulare la sfârșitul iernii. În continuare ar trebui ca procesele hidrologice să fie folosite pentru reglarea interacțiunilor biotice, de exemplu : controlul nivelului apei în perioada de depunere a icrelor pentru reglarea cascadei trofice în scopul reducerii înfloririlor de alge.

Cauzele reale ale eutrofizării sunt sursele punctiforme (ape uzate menajere, ape reziduale industriale) și sursele difuze de poluare (îngrășăminte organice sau chimice folosite în agricultură, eroziunea solului). La mijlocul anilor 1990, nivelul înregistrat al azotului total a fost de patru ori mai mare, comparativ cu nivelul anilor 1970, în timp ce nivelul fosfaților a rămas aproape la fel față de perioada menționată. Bulgaria, Georgia, România și Rusia, Turcia și Ucraina au contribuit cu 14%, 1%, 27%, 10%, 12%, 6%, din totalul azotului și cu 5%, 1%, 23%, 13%, 20% și 12% din emisiile totale respective de fosfor.

Datorită faptului că efluenții din surse punctiforme sau difuze din unele țări riverane, se varsă în râuri internaționale – de exemplu în Dunăre sau Nipru, s-a calculat că, practic 70% din cantitatea totală de nutrienți provine din țările riverane, față de 30% care provin din țările fără deschidere la mare.

Cantitățile de nutrienți care ajung în apele de suprafață au fost încă prea mari, în ciuda închiderii unui număr mare de instalații și a scăderii producției agricole din Europa Centrală și de Est, ca rezultat al colapsului economic, și în ciuda măsurilor de control al poluării, ca de exemplu epurarea apelor uzate și conversia către detergenți fără fosfați. Un studiu asupra țărilor din bazinul Dunării a arătat că sectorul agrocol este responsabil pentru 50% din emisiile de nutrienți, în timp ce industria și sectorul municipal au fiecare o contribuție de 25%.

Eutrofizarea se produce în multe zone și pe cale naturală, dar de regulă lent, de aceea cel mai corect ca poluare de origine antropică ar trebui să vorbim de eutrofizare accelerată. Ea a devenit o mare problemă în țările dezvoltate, unde se ajunsese ca în 1985, 65% din lacuri să se considere eutrofe (numai 12% în Canada, 28% Africa de Sud, dar 70% în SUA). Suedia avea deja în 1990 la 80% din stațiile de epurare și treapta terțiară pentru eliminarea fosforului. NU sunt bani aruncați, deoarece odată produsă eutrofizarea, costurile de „reparație” sunt enorme. Austria a plătit peste 750 milioane de USD pentru 28 de lacuri, peste 1 milion de USD/km² de lac.

Manifestările : eutrofizarea se produce mai rar în râuri și e mai puțin gravă decât atunci când apare în lacuri, pentru că, dacă în primul caz intervine viteza de curgere a apei, care contribuie la diluția poluantului, în al doilea caz stagnarea apei în cuveta lacustră favorizează procesul în sine.

O apă bogată în nutrienți înseamnă viață intensă dacă există și destulă lumină, oxigen etc. Dacă sunt multe substanțe nutritive se poate ajunge la o dezvoltare explozivă a algelor („înflorirea apelor”) sau altor producători, atrăgând dezvoltarea „în cascadă” a celorlalte categorii de viețuitoare acvatice. Asta înseamnă și creșterea consumului de oxigen (descompunători, producătorii în cursul

noapți, consumatorii primari și secundari). Uneori suprafața apei e complet acoperită de plante, astfel că în masa apei scade mult lumina și deci și fotosinteza, astfel că pe ansamblu nu mai poate produce destul oxigen deși cererea este în creștere prin înmulțirea organismelor. În plus, algele albastre produc toxine.

Astfel se poate ajunge până la moartea peștilor și alte fenomene, îmbogățirea apei cu substanțe nutritive pentru plante – în primul rând azot și fosfor (cei alți zeci de compuși necesari dezvoltării fiind foarte rar limitați) – conducând la o creștere puternică a algelor și macrofitelor („înflorire”), care apoi mor, cu consecințe grave. Unele boli apar mai des odată cu eutrofizarea deoarece ea determină creșterea macrofitelor (plante de apă) ce favorizează creșterea unor organisme ce sunt gazde ale paraziților.

De asemenea, înmulțirea algelor albastre duce la producerea de toxine ce pot otrăvi animalele care se adapă și cresc și nitrații de pot produce methemoglobinie. Uneori plantele acvatică crescute exploziv și excesiv pot bloca navigația pe râuri și lacuri.

Combaterea : eutrofizarea afectează mai ales lacurile. Se poate combate prin măsuri externe masei de apă vizate și prin măsuri interne.

Măsurile externe vizează reducerea aportului de azot și fosfor, prin : reducerea utilizării lor ca fertilizatori agricoli în alt scop în zonă; epurarea lor din apele uzate; canalizare inelară în jurul lacurilor ca să nu mai existe deloc deversări; sedimentarea și precipitarea directă a substanțelor nutritive în efluent; înlocuirea fosfaților din detergenți; reîmpăduriri, reducerea zootehniei intensive, etc.

Unde prevenția nu a avut succes trebuie măsuri interne, în lacul în cauză, instituită o „terapie intensivă”, constând în manipulare fizică, chimică și sedimentică sau biologică.

Dintre metodele de manipulare fizică amintim aerarea hipolimnetică (furtun cu aer comprimat la fundul lacului, uneori continuu timp de ani în șir), destratificare (asigurarea amestecului apei de fund cu cea de suprafață), eliminarea apei hipolimnetice (pomparea afară din lac a apei din adâncime), modificarea regimului de șiroire.

Din metodele chimice și sedimentare amintim precipitarea nutrienților în situ; dragarea malului anoxic de pe fundul lacului sau inactivarea lui.

Dintre manipulările biologice amintim cosirea și extragerea vegetației (macrofite) și algelor chiar și peștilor; aplicarea de substanțe toxice – ierbicide, algicide, pesticide; manipulări directe ale echilibrului ecologic și al lanțului trofic prin introducerea de specii alohtone, etc.

c) *Fluxul nutrienților*

În ceea ce privește influența fluxului nutrienților, aceștia intervin în capacitatea de transport a apei. Astfel hidroconstrucțiile încorporează elemente naturale ale reliefului pentru a funcționa ca și captări pentru cantitățile excesive de nutrienți, transportați mai ales prin viituri. Dacă se combină sistemul râului dat cu zonele de tampon ale ecotonei, care reține nutrienții, se reduce eroziunea și transportul de material erodat în aval, astfel de măsuri îmbunătățind calitatea apei și a mediului acvatic la prețuri scăzute.

Soarta nutrienților este de asemenea puternic afectată de prezența și proprietățile vegetației acvatică (apele cu fitoplancton și macrofite). Vegetația acvatică este cea care stabilizează în cea mai mare măsură nutrienții, împiedicând antrenarea lor. De asemenea vegetația acvatică depinde foarte mult de aprovizionarea cu nutrienți.

Încărcarea cu nutrienți ce ajung în sistemele acvatică depinde în mare măsură de modificările induse de om caracteristicilor natural – hidrologice și ecologice ale captării.

Deși încărcarea cu nutrienți e un factor major ce induce eutrofizarea incipientă a ecosistemelor acvatică, mijloacele de estimare a ratei de producție a lor în bazin sunt inadecvate.

Aceasta este cauzată de cunoașterea insuficientă a modului în care proprietățile structurale ale unităților reliefului și modificărilor induse de om, vor influența procesele de eroziune a apei și procesele asociate (transportului, transformării și spălării nutrienților).

Obiectivele majore ale definirii experimentale a căilor de curgere a apei, sedimentelor, nutrienților și poluanților, implică obținerea și cuantificarea relațiilor cauză – efect dintre afluența naturală a apei, sedimentelor și nutrienților în bazin (precipitații și depuneri atmosferice), în comparație cu afluența de produse artificiale (fertilizanți, îngrășăminte, ape uzate, etc.). În contextul acestei analize trebuie luate în considerare modificările și interferențele induse de om în aceste zone ale reliefului.

Aceste obiective implică ca cererea de apă și încărcarea maxim permeabilă (la nivelul de toleranță al ecosistemului) în nutrienți și poluanți să fie specificată cantitativ.

Implicațiile ulterioare includ urmărirea traiectoriei apei, sedimentelor, nutrienților și poluanților în cadrul bazinului cu luarea în considerare a stratului vegetal, mozaicului ecotonal și alterarea lor (ploturi agricole, așezări urbane și rurale, linii de infrastructură) cu atenție sporită asupra schimbărilor apărute în cursurile de apă.

Starea nutrienților în râuri este influențată de către infiltrațiile de apă subterană și structură biotică a văii râului. Există un schimb permanent de către infiltrațiile de apă subterană și structură biotică a văii râului. Există un schimb permanent de apă între canalul râului și apele subterane. Infiltrațiile de apă subterană din bazin poate modifica temperatura și starea nutrienților în râu, în special în perioada de debite mici, această stare depinde de caracterul văii râului și poate fi redusă considerabil prin mlaștini și păduri.

d) Controlul eutrofizării și al fluxului nutrienților

O metodologie pentru combaterea procesului de eutrofizare la nivelul unui bazin hidrografic trebuie să includă următorii pași:

- primul și cel mai important pas ar trebui să fie aritative fosforului și a compușilor de azot în punctul sursei de poluare din sistemul râului.

- al doilea pas este aritative aritat de poluare nonpunctuale prin restaurarea și managementul zonelor tampon în cadrul întregului râu și a bazinului hidrografic al acumulării.

- al treilea pas este direct conectat cu ecohidrologia și ar trebui să controleze procesele hidrologice pentru organizarea optimă a afluenței și a defluenței în și din acumulări. (De exemplu intensificarea înfloririi de alge în perioada verii, în unele acumulări depinde de modul eliberării de apă din acumulare la sfârșitul iernii).

În ceea ce privește influența nutrienților, aceștia intervin în capacitatea de transport a apei. Astfel hidroconstrucțiile încorporează elemente naturale ale reliefului pentru a functiona ca și captări pentru cantitățile excesive de nutrienți, transportați mai ales în perioada de viituri.

Cum s-a arătat anterior, dacă se combină sistemul râului dat cu zonele tampon ale ecotonei, care reține nutrienții, se reduce eroziunea și transportul de material erodat în aval. Astfel de măsuri îmbunătățesc calitatea apei și a mediului acvatic la prețuri scăzute.

În calculul încărcării afluențe din înregistrările constituenților curgerii și ai calității apei (nutrienți și/sau alți poluanți) trebuie evitate de obicei, cele mai simple metode de calcul în care debitul (Q) și concentrația (C) sunt înmulțite între ele și media rezultată se consideră ca fiind încărcarea anuală. Aceasta se întâmplă deoarece datele debitului sunt de obicei mai frecvente decât datele calității apei și nu se neglijează informațiile în plus în înregistrarea debitului.

Metoda corectă de calcul este: să se multiplice o valoare a concentrației cu volumul total de apă al scurgerii ce corespunde perioadei de timp consumate la luarea a doua mostre de apă (pentru calitatea apei) și să se însumeze aceste încărcări parțiale pentru un an întreg.

Aceasta este încărcarea totală afluentă anuală a unei substanțe calculată ca:

$$L_{anual} = \sum_{i=1}^n C_i \cdot \sum_{j=1}^m Q_j \cdot \Delta T_j \approx \sum_{i=1}^n C_i Q_{(principal \Delta T_i)}$$

unde:

L_{anual} – încărcarea calculată totală anuală a afluenței substanțelor (dimensiune de masă / timp)

C_i – este valoarea i a concentrației calității apei aritavice ta (aritavice de masă/ volum)
 $i=1..n$ n – este numarul de probe de calitate intr-na na

Q_j – este valoarea j a debitului apei inregistrat (volum / timp)

$j=1..m$ – este numarul de citiri a debitului in perioada Δt_i

ΔT_j – este timpul scurs intre cele doua citiri in perioada Δt_i

Δt_i – este perioada de timp dintre doua probe aritavice:

$$\Delta t_i = (T_{i+1} - T_i) / 2 - (T_i - T_{i-1}) / 2$$

unde T_i este timpul probei de calitate i

$Q(\text{princjpal}, \Delta t_i)$ – este debitul princjpal in perioada Δt_i

Principalii nutrienți reținuți într-o zonă umedă sunt orto-fosfații și compușii de amoniu, care apoi sunt transformați prin procesele de nitrificare și denitrificare în azotați și azoțiți.

Pe baza rezultatelor studiilor s-a trasat diagrama pentru rata de descompunere a materiilor organice funcție de temperatură – se observă că rata de descompunere crește cu temperatura la concentrații ridicate de oxigen.

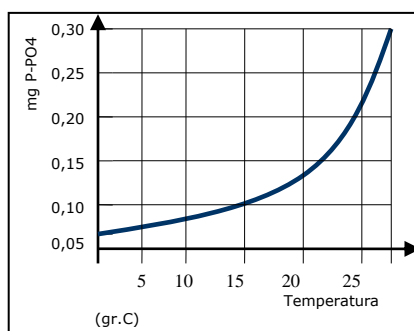


Fig.3.2 Rata de descompunere a ortofosfaților funcție de temperatură

Zonele umede în general nu au sistem de drenaj sau este foarte slab, materiile organice moarte se acumulează.

Mișcarea lentă a apei conduce la condiții anaerobe ale solului, formându-se în timp solurile hidrice pe care se dezvoltă comunități de plante adaptate la aceste condiții.

Tipul de zonă umedă este determinat apoi de regimul climatic și de sursa de apă care o formează. Sursa de apă, calitatea ei și periodicitatea afectează dezvoltarea zonei umede.

Apa subterană de asemenea influențează tipul de plante ce se dezvoltă, ea aducând în general un aport de nutrienți.

Zonele umede din depresiuni sunt alimentate de apa de suprafață și au un aport mai scăzut în nutrienți și un pH mai scăzut, spre deosebire de cele alimentate din straturile subterane.

În ceea ce privește influența nutrienților, aceștia intervin în capacitatea de transport a apei. Astfel hidroconstrucțiile încorporează elemente naturale ale reliefului pentru a funcționa ca și captări pentru cantitățile excesive de nutrienți transportați mai ales în perioada de viituri. Soarta nutrienților este de asemenea puternic afectată de prezența și proprietățile vegetației acvatică (apele cu fitoplancton și macrofite). Vegetația acvatică este cea care stabilizează în cea mai mare măsură nutrienții, împiedicând antrenarea lor. De asemenea vegetația acvatică depinde foarte mult de aprovizionarea cu nutrienți.

Limitarea proceselor de eutrofizare se poate asigura în principal prin reducerea emisiilor punctiforme și difuze de nutrienți dar și prin metode biologice.

Reducerea emisiilor de nutrienți - epurarea avansată a apelor uzate menajere și a celor provenite din zootehnie constituie o primă soluție de limitare a eutrofizării, costurile fiind apropiate de cele aferente treptei secundare (îndepărtare substrat organic). Aceasta înseamnă însă o dublare a costurilor de epurare a apelor uzate, cel puțin raportat la stațiile existente.

O măsură suplimentară o constituie și trecerea la detergenți fără fosfor care poate aduce o reducere cu 50 % a costurilor legate de treapta chimică la stațiile de epurare a apelor orășenești dar ridică mult investițiile pentru substituenți.

Controlul biologic – controlul ecologic are la bază analiza populației piscicole din sistem și utilizarea acesteia ca filtru în consumul fitoplanctonului

Alte măsuri – se practică deja o serie de procese mecanice și chimice in situ pentru îndepărtarea nutrienților dintre care se pot menționa : dragarea nămolurilor de fund din lacurile naturale și artificiale, precipitarea fosfaților cu săruri de aluminiu și fier, etc.

Cel mai important parametru de calitate al apei râurilor și lacurilor este conținutul de oxigen dizolvat, deoarece oxigenul are o importanță vitală pentru ecosistemele acvatice. Astfel, conținutul minim de oxigen din apele potabile trebuie să fie de cel puțin 2 mg/l, în timp ce în lacurile – crescătorii de pește, conținutul în oxigen dizolvat trebuie să fie de 8 – 15 mg/l. De precizat că prin conținutul de oxigen dizolvat se poate estima efectul oxidării reziduurilor asupra apei, respectiv asupra peștilor și a altor organisme, cât și evoluția procesului de autoepurare.

Oxigenul în apă poate avea o proveniență variată. În primul rând, el provine din aerul atmosferic, solubilizându-se în ape; în al doilea rând, în apele bogate în algele verzi, cu turbidități scăzute și expuse la Soare, se dezvoltă o cantitate importantă de oxigen în urma proceselor de fotosinteză. În aceste ape, se găsesc, aproape în toate cazurile oxigen la limita de saturație, în timpul zilei, iar în timpul nopții, cantități foarte mici de oxigen dizolvat în apă, și, în schimb, cantități mari de dioxid de carbon (Tab. 3.1).

Tab. 3.1 Solubilitatea oxigenului în apă la 760 mm Hg

Temperatură (°C)	Cantitate de O ₂ dizolvat (mg/l)	Temperatură (°C)	Cantitate de O ₂ dizolvat (mg/l)
0	14,66	16	9,95
1	14,23	17	9,74
2	13,84	18	9,54
3	13,48	19	9,35
4	13,13	20	9,17
5	12,89	21	8,99
6	12,48	22	8,83
7	12,17	23	8,68
8	11,87	24	8,53
9	11,59	25	8,38
10	11,33	26	8,22
11	11,08	27	8,04
12	10,83	28	7,92
13	10,60	29	7,77
14	10,37	30	7,63
15	10,15		

Gradul de oxigenare al apei este influențat de reaerare (mișcarea apei) de presiunea atmosferică, temperatură (tabelul de mai sus) și de consumul biologic de oxigen. În mică măsură, concentrația de oxigen dizolvat scade cu creșterea salinității.

De menționat că între concentrația de oxigen dizolvat în apele de suprafață (îndeosebi oceane și mări) și atmosferă relația este reciprocă, procesele cu reacție inversă (feed back) jucând un rol decisiv în controlul conținutului de oxigen al atmosferei.

În graficele de mai jos sunt reprezentate variația CBO₅ și Ntotmi în funcție de nutrienți pentru lacurile Gozna și Secu pentru anii 2002,2003,2004 și 2008.

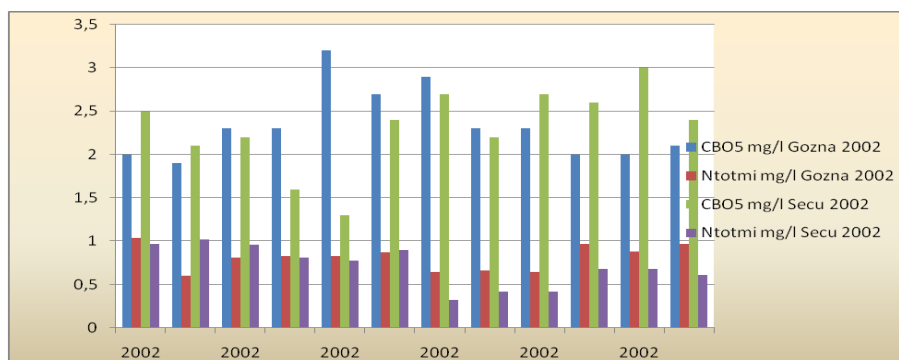


Fig. 3.3 Variația CBO₅ și Ntotmi – Lacul Gozna și Secu anul 2002

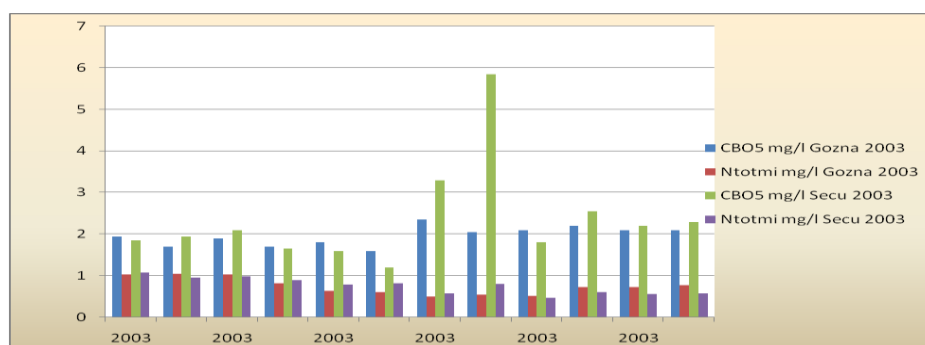


Fig.3.4 Variația CBO₅ și Ntotmi – Lacul Gozna și Secu anul 2003

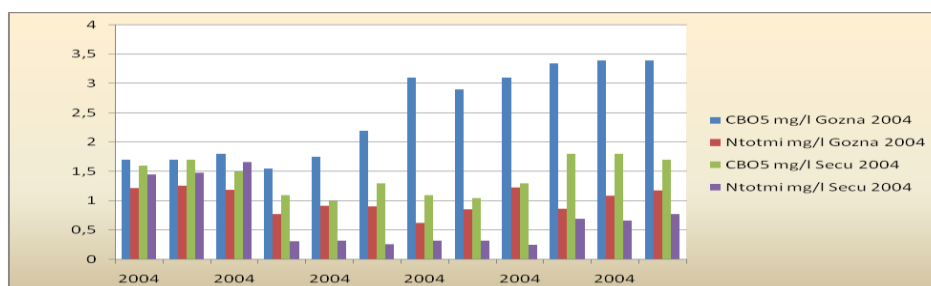


Fig. 3.5 Variația CBO₅ și Ntotmi – Lacul Gozna și Secu anul 2004

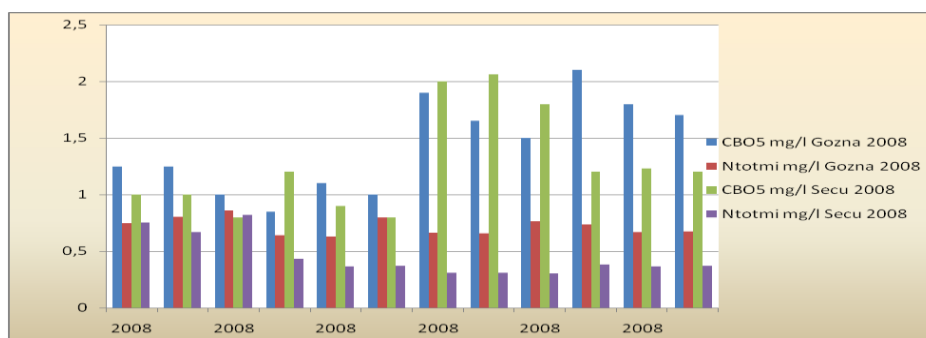


Fig. 3.6 Variația CBO₅ și Ntotmi – Lacul Gozna și Secu anul 2008

e) Efectul acoperirii cu vegetație

Intensitatea și durata viiturilor sunt modificate de caracteristicile biologice ale coridoarelor fluviale, care în schimb sunt modificate de regimul hidrologic.

În prezent există destulă informație cantitativă despre proprietățile structurale și ecologice ale ecotonelor văilor inundabile și despre cum influențează proprietățile ecologice ale coridoarelor fluviale capacitatea de evacuare a undei de viitură pe canalul principal al văii inundabile.

După cum viiturile sunt cele mai periculoase și devastatoare evenimente naturale ce pun în pericol societatea umană și după cum ecosistemele văilor inundabile sunt una din cele mai valoroase resurse genetice și naturale ale bazinelor, una din prioritățile specialiștilor este aceea de a descrie cantitativ interacțiunile, insuficient descrise până acum, între viituri și ecosistemele văilor inundabile.

Transportul și transformarea poluanților sunt mult influențate de regimul și de caracteristicile ecologice ale coridoarelor fluviale.

Procesele de transport dispersive și advective sunt puternic influențate de către proprietățile ecologice ale canalului și a văii inundabile, cunoașterea acestor proprietăți influențează destinația finală (depozitarea) a poluanților.

Gradul de retenție al nutrienților într-o zonă tampon, variază și în funcție de tipul de vegetație.

În figura de mai jos (Fig.3.7) este reprezentat grafic procentul de retenție pentru două tipuri de vegetație: pădure de foioase, respectiv pădure de conifere.

De ex. pentru C- conifere, relațiile sunt:

$$Y_C = Y_H + (I_C - I_H)$$

$$D_C = 12$$

$$Y_{Ci} = Y_C + b \cdot \log(i)$$

I_C-I_H – reprezintă diferența între pădurea de conifere și pădurea de foioase

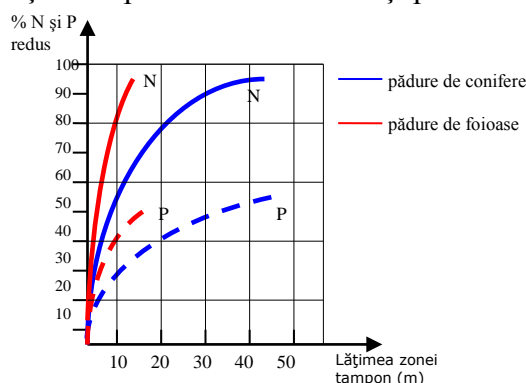


Fig. 3.7 Gradul de retenție al nutrienților într-o zonă tampon funcție de tipul de vegetație

O procedură foarte importantă în bioinginerie este determinarea lăţimii optime a unei zone ecoton.

Cel mai evident efect s-a observat în primii 8 m.

- Pentru lăţimi cuprinse între 8 și 20m, a unei zone acoperite cu iarbă, tufişuri și copaci se poate reduce concentraţia de N cu procente cuprinse între 50 și 98;

- În cazul în care zonele tampon sunt de 50 metri, sunt zone împădurite, s-a constatat o reducere a fosforului cu până la 80%;

- Dacă zona tampon are o lăţime de 16 m și acoperirea este cu trestie, stuf, gradul de reducere este de 30%;

- În zonele în care terenurile agricole acoperă întreaga vale a râului, cantitatea de N transportată prin drenaj în cursul de apă constituie până la 40-50% din cantitatea totală de fertilizatori aplicați.

3.2 Mecanismul procesului de eutrofizare

Eutrofizarea apelor este un proces natural de îmbătrânire datorat îmbogăţirii lor cu substanţe nutritive, care atrage după sine o creştere a productivităţii biologice. În cursul acestui proces se parcurg diferite stadii trofice, definite în funcţie de elementele nutritive disponibile care, la rândul lor, depind de mai mulţi factori. Dacă eutrofizarea provocată de nutrienţii proveniţi din mediul natural primare este cantitatea totală de carbon asimilată de sistem.

Din punctul de vedere al troficităţii se disting următoarele tipuri de lacuri:

- lacuri oligotrofe, în general tinere, caracterizate de predominanţa factorilor fizico – chimici. Din cauza sărăciei în substanţe nutritive, producţia biologică primară este puţin intensă, ca urmare, aceste lacuri prezintă o biomasă redusă, cu o intensitate scăzută a metabolismului, astfel încât deficitul de oxigen înregistrat este neglijabil : sub $0,5 \text{ mg/cm}^2$, lună.
- Lacuri mezotrofe, caracterizate printr-o oarecare îmbogăţire în substanţe nutritive, ceea ce determină o sporire a producţiei biologice și înregistrarea unui deficit de oxigen, relativ redus.
- Lacuri eutrofe, foarte bogate în substanţe nutritive, determinând o dezvoltare biologică rapidă și o creştere a deficitului de oxigen care este apreciabil în special în zonele situate la adâncime mare.

Unii cercetători fac o diferenţiere mai fină, introducând trepte suplimentare de stadii trofice (lacuri ultra oligotrofe, lacuri politrofe). De asemenea, funcţie de acţiunea anumitor factori de mediu, lacurile pot prezenta particularităţi fizico – chimice și biologice care permit definirea anumitor stadii trofice derivate (lacuri distrofe, mixotrofe, etc.).

Aprecierea cantitativă a gradului de troficitate este dificilă. Indicii având importanţa cea mai mare în aprecierea acesteia sunt : regimul oxigenului, transparenţa apei, cantitatea de nutrienţi, organismele indicatoare, biomasa diverselor categorii de biocenoze (în special fitocenoze), productivitatea biologică.

Pe baza unor date comparative asupra mai multor lacuri din Europa, Vollenweidwr a considerat posibilă clasificarea stadiului trofic al lacurilor după concentraţia principalilor nutrienţi din apă. De asemenea, pe baza studiilor efectuate pe lacurile din Japonia, Sakamoto a ajuns la rezultate similare. (*tab. 3.2*).

Tab.3.2 Concentrația principalilor nutrienți corespunzătoare diferitelor stadii trofice

Stadiul trofic	P _{total} (mg/m ³)	N _{anorganic} (mg/m ³)
După Vollenwider :		
- ultraoligotrof	Sub 5	Sub 200
- oligo-mezotrof	5-10	200-400
- mezo-eutrof	10-30	300-650
- eu-politrof	30-100	500-1000
- politrof	Peste 100	Peste 1500
După Sakamoto :		
- oligotrof	2-20	20-200
- mezotrof	10-30	100-700
- eutrof	10-90	500-1300

În graficele de mai jos sunt prezentate variația N și P, cei doi reprezentând parametri după care se clasifică stadiul trofic:

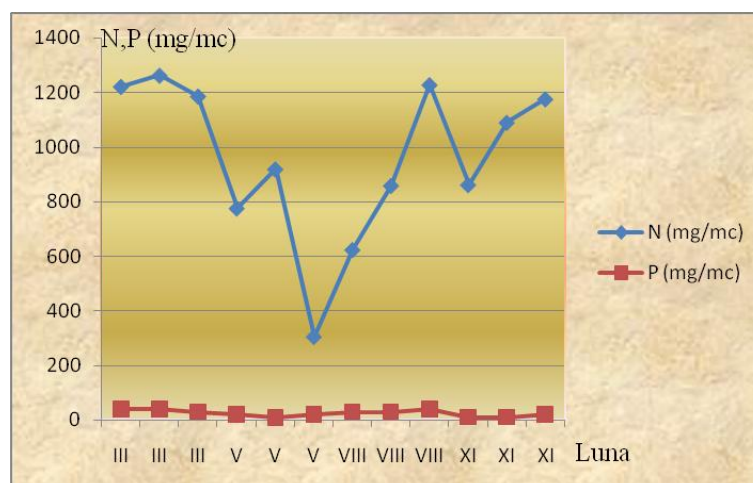


Fig. 3.8 Variația N și P funcție de timp – Lacul Gozna

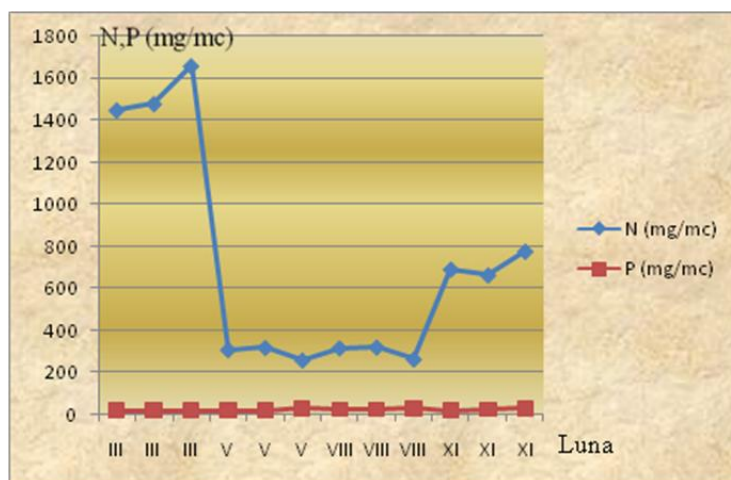


Fig. 3.9 Variația N și P funcție de timp – Lacul Secu

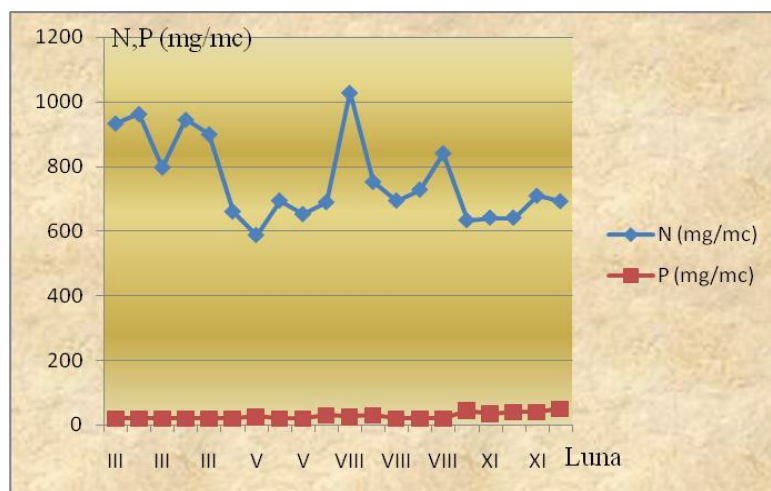


Fig. 3.10 Variația N și P funcție de timp – Lacul Trei Ape

Din cele trei grafice rezultă că variația N este mai mare decât variația P. Valorile maxime pentru Lacul Gozna și Secu se înregistrează în lunile martie, iar la Lacul Trei Ape maximum înregistrându-se în luna august. Din grafice mai rezultă că variația P este uniformă față de variația N care este mai mare.

Indicii privind activitatea conumatorilor au permis stabilirea unor date comparative și chiar propunerea unor clasificări bazate pe biomasa fitoplanctonică maximă în cursul unui an, care, după Ruttner, este o exprimare a fertilității masei de apă. Comparând datele de literatură, Vollenweider propune următoarea corelație dintre stadiul trofic și densitățile maxime fitoplanctonice :

- lacuri ultraoligotrofe, sub $1 \text{ cm}^3/\text{m}^3$;
- lacuri mezotrofe, $3\text{-}5 \text{ cm}^3/\text{m}^3$;
- lacuri intens eutrofe, peste $10 \text{ cm}^3/\text{m}^3$.

Pentru diferitele posibilități de determinare biochimică cantitativă a fitoplactonului a devenit destul de răspândită măsurarea conținutului de clorofilă. Studiind lacurile japoneze, Sakamoto a indicat următoarele limite ale conținutului de clorofilă pentru acuri cu diferite stadii trofice :

- lacuri oligotrofe $0,3\text{-}2,5 \text{ mg}/\text{m}^3$;
- lacuri mezotrofe $1\text{-}15 \text{ mg}/\text{m}^3$;
- lacuri eutrofe $5\text{-}140 \text{ mg}/\text{m}^3$.

Este, de cele mai multe ori, un proces extrem de lent, efectul civilizației umane, cu aportul său de ape uzate provenite din activitatea industrială, din practicarea unei agriculturi intensive și din aglomerările urbane sau rurale, constă în accelerarea accentuată a evoluției stadiilor trofice.

Primele semne de eutrofizare cauzate de civilizație apar din cele mai vechi timpuri, cum se poate constata chiar din afirmațiile biblice care menționează colorația roșie a Nilului. După Hutchinson, eutrofizarea datorată activității umane există încă de vremea românilor.

În principiu, orice lac își începe viața într-un stadiu oligotrof. În cazul lacurilor de acumulare oligotrofia adevărată este rară, în cele mai multe cazuri masele de apă prezentând o serie de caracteristici tipic oligotrofice, dar și altele care s-ar încadra în alte stadii trofice, datorită caracteristicilor cantitative sau calitative ale aflurilor, existenței reziduurilor organice în cuveta lacului etc.

Pe măsura trecerii timpului, lacurile de acumulare evoluează, trecând spre alte stadii trofice. Indicatorii unei eutrofizări incipiente sunt multipli, iar combinarea factorilor depinde în foarte mare măsură de condițiile locale. R. Vollenweider stabilește o serie de indicatori esențiali pentru caracterizarea unei eutrofizări incipiente :

- creșterea din punct de vedere cantitativ a biomasei, fie a macrofitelor și a algelor perifitice în zonele litorale, fie a algelor în regiunile pelagice. Această creștere este

însoțită de o sărăcie a numărului de specii față de cele care caracterizează apele ologotrofe și, în același timp sau mai târziu, de apariția organismelor specifice condițiilor eutrofe.

- modificarea cantitativă a faunei litorale bentice și plactonice precum și apopulațiilor piscicole. La acestea din urmă se poate observa întâi o accentuare a creșterii, dar, pe măsura avansării eutrofizării, modificările devin mai pronunțate, numărul peștilor nobili diminuând în favoare dezvoltării unor specii de calitate inferioară.
- modificarea unor caracteristici fizice sau chimice ale apei, în special diminuarea transparenței și schimbarea culorii acesteia și modificarea regimului oxigenului. Astfel apar maxime și minime ale concentrației de oxigen din straturile metalimnice și se înregistrează o diminuare generală a concentrației în hipolimnion, în special în lunile de vară. De asemenea crește în proporții însemnate concentrația în substanțe nutritive.

Pe măsura avansării procesului de eutrofizare se accentuează întâi acești indicatori, pentru că în continuare să apară modificări calitative profunde, cum sunt :

- dezvoltări exuberante ale vegetației planctonice (înfloriri algale sau înfloriri ale apei) ;
- invazii masive de cyanofite
- dispariția completă a oxigenului în straturile hipolimnice în timpul lunilor de vară ;
- acumularea de cantități considerabile de substanțe nutritive ;
- apariția hidrogenului sulfurat, a amoniacului și metanului ;
- concentrarea și sedimentarea de substanțe organice nemineralizate .

Ca urmare a acestor schimbări de mediu, dispar atât fauna straturilor cât și peștii nobili.

În plan practic, aceste schimbări au grave repercusiuni ca : degradarea condițiilor igienice și estetice ale lacurilor de acumulare, creșterea dificultăților în utilizarea ca ape potabile și industriale (colmatarea prematură a filtrelor, depășirea concentrațiilor admisibile de fier și mangan, apariția de gust și miros etc.), diminuarea valorii piscicole a lucilor de apă etc. Toate aceste schimbări au repercusiuni puternice asupra valorii economice a apelor și ale mediului ambiant.

Dacă eutrofizarea este un proces inevitabil, acest proces poate fi întârziat ; în anumite situații s-a obținut chiar o inversare a tendinței naturale, ajungându-se la îmbunătățiri ale calității apei. Există trei mijloace importante prin care se poate acționa asupra procesului, și anume :

- împiedicarea pătrunderii substanțelor nutritive în lacul de acumulare prin măsuri de protecție
- aerarea artificială a straturilor în care se înregistrează deficit de oxigen ; această măsură izolată nu poate opri procesul, dar poate permite o dezvoltare mai intensă a organismelor care consumă nutrienți, reducând deci acumularea acestora ;
- eliminarea închiderii ciclului trofic la trepte intermediare și poluarea lacului cu specii superioare (în special pești ierbivori) care să consume plactonul pe măsura dezvoltării lui, împiedicând deci depunerea acestuia pe fundul lacului.

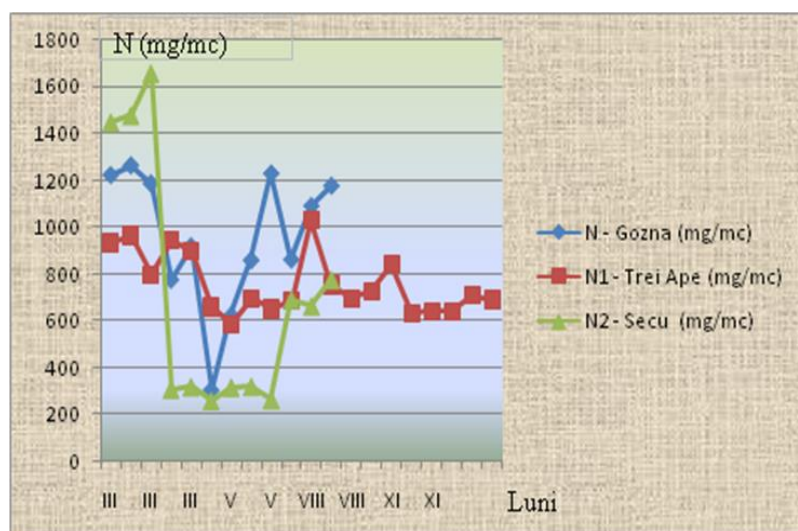


Fig. 3.11 Variația N la cele trei lacuri funcție de timp

Se poate observa că variația N la lacul Secu este cea mai mare față de variația la lacul Gozna și Trei Ape. La lacul Trei Ape variația N este mai continuă față de celelalte două lacuri.

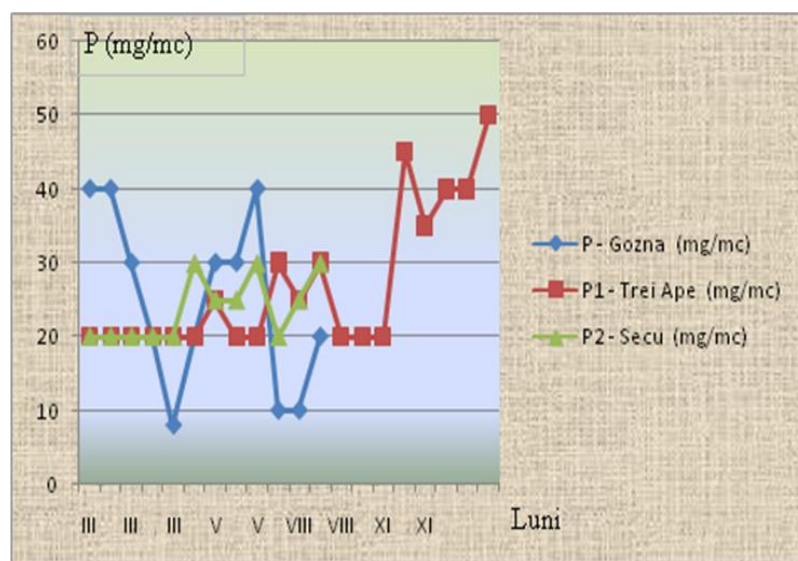


Fig. 3.12 Variația P la cele trei lacuri funcție de timp

Se poate observa că variația P la lacul Gozna este mare față de variația la celelalte două lacuri. La lacul Secu variația P este mai continuă față de celelalte două lacuri.

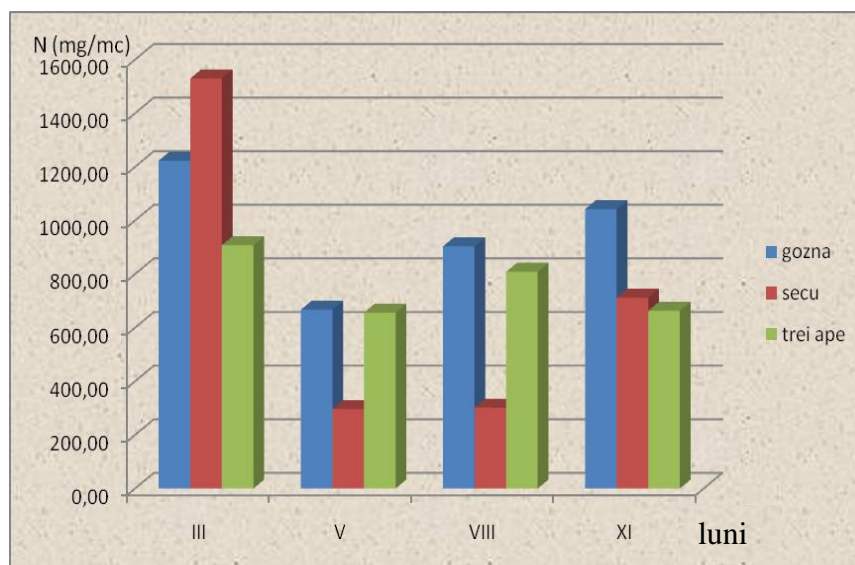


Fig. 3.13 Variația N funcție de timp (mg/mc)

Din grafic rezultă ca maximum de N la cele trei lacuri Gozna, Secu și Trei ape sunt în luna martie.

După clasificarea stadiului trofic făcută de Vollenwinder, în funcție de N avem: lacul Gozna este eupolitrof, iar după Sakamoto este eutrof; lacul Secu este eupolitrof după Vollenwinder, iar după Sakamoto este eutrof; lacul Trei Ape la fel.

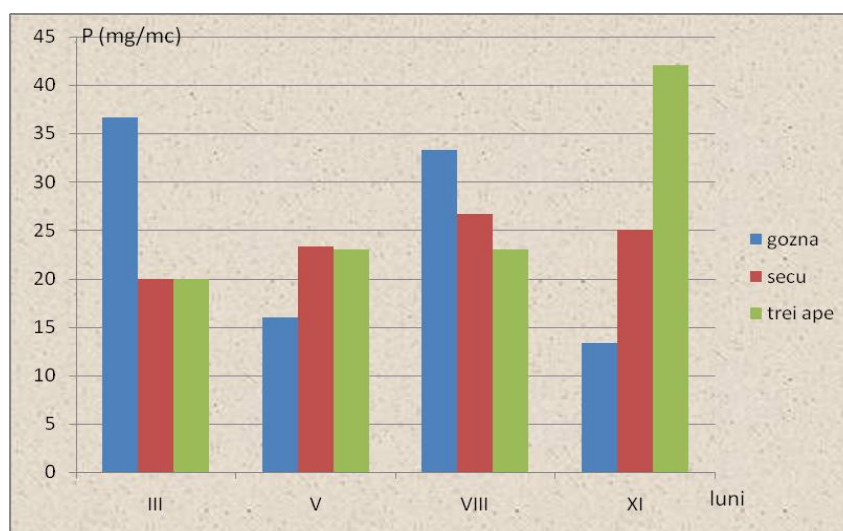


Fig. 3.14 Variația P funcție de timp (mg/mc)

Din grafic rezultă ca maximum de P la lacul Gozna este în luna martie, la lacul Secu maximum înregistrându-se în luna august și la lacul Trei Ape maximum înregistrându-se în luna noiembrie.

După clasificarea stadiului trofic făcută de Vollenwinder, în funcție de P avem: lacul Gozna este mezoeutrof, iar după Sakamoto este mezotrof; lacul Secu este mezoeutrof după Vollenwinder, iar după Sakamoto este mezotrof; lacul Trei Ape la fel.

Caracterizarea globala a calității apei acestor lacuri s-a făcut prin interpretarea rezultatelor analizelor efectuate, în campanii sezoniere, cu referire la încadrarea în categorii de calitate.

Determinarea gradului de trofie a apei lacurilor s-a efectuat prin urmărirea evoluției valorilor următorilor indicatori fizico-chimici și biologici:



- temperatura apei;
- transparența;
- regimul de oxigen;
- regimul de nutrienți;
- evoluția biocenozelor (biomasa fitoplanctonica și gradul de trofie) în funcție de limitele prevazute în standardele în vigoare.

Situația calității globale, încadrarea în categorii de calitate, cât încadrarea în categorii (grade) de troficitate a apei lacurilor, la nivel național s-a făcut prin cumularea rezultatelor obținute pe bazine hidrografice și este prezentată în tabelele 3.3, 3.4 și 3.5

Din analiza datelor prezentate în tabelul 3.5 se constată că:

- din cele 95 de lacuri investigate, 65 (68,42%) s-au încadrat în categoria I de calitate; 14 (14,74%) în categoria a II-a; 13 (13,68%) în categoria a III-a și 3 (3,16%) în categoria D;
- stare bună a lacurilor a fost înregistrată în cadrul bazinelor hidrografice Tisa, Somes, Mures, Bega-Timis, Nera-Cerna și Jiu (categoria I: 100%);
- situație necorespunzătoare a stării lacurilor s-a înregistrat în cadrul bazinelor hidrografice Siret (categoria degradat: 11,1%) și Prut (categoria degradat: 11,11%); în bazinul Litoral s-a evidențiat îmbunătățirea calității apei, înregistrându-se trecerea din categoria degradat în categoria a III-a de calitate.

Situația referitoare la troficitatea apei lacurilor (tabelul 2.8) evidențiază următoarele aspecte globale:

- din cele 95 de lacuri monitorizate, 20 (21,05%) se încadrează în categoria oligotrofe; 20 (21,05%) în categoria oligo-mezotrofe; 33 (34,74%) în categoria mezotrofe; 11 (11,57%) în categoria mezo-eutrofe și 11 (11,57%) în categoria eutrofe.
- indicatorii fizico-chimici și biologici (gradul de saturare în oxigen, nutrienți; azotul mineral total, fosforul total și biomasa fitoplanctonică), în cadrul bazinelor hidrografice Bega-Timis (categoria oligo-mezotrofa: 25%, categoria mezotrofa: 75%) și Ialomita (categoria oligotrofa: 50%, categoria mezotrofa: 16,7%, categoria mezo-eutrofa: 33,33%) au prezentat valori care nu au modificat categoriile de troficitate ale apei lacurilor comparativ cu anii anteriori. În anul 2000, în bazinul Prut (22%) și Dunare (15,38%), numărul de lacuri în care a continuat să se evidențieze fenomenul de eutrofizare, s-a redus comparativ cu anul 1999 (55,6% - bazinul hidrografic Prut și 23,1% - bazinul hidrografic Dunare).
- Analiza valorilor indicatorilor fizico-chimici și biologici a celor 95 de lacuri monitorizate a continuat să prezinte în anul 2000, îmbunătățirea calității acestora, fapt care, s-a evidențiat prin reducerea numărului de lacuri eutrofe, de la 22 în anul 1997, reprezentând 23%, la 20 în anul 1998, reprezentând 21,7%, la 14 în anul 1999, reprezentând 17,7% și la 11 în anul 2000 reprezentând 11,58%. De asemenea îmbunătățirea calității apei s-a evidențiat și prin reducerea numărului de lacuri din categoria mezotrofa și trecerea lor în categoria oligo-mezotrofa în cazul bazinelor hidrografice Nera-Cerna și Jiu (de la 1 lac oligo-mezotrof, 1 lac mezotrof în 1999 la 2 lacuri oligo-mezotrofe în 2000 bazinul hidrografic Nera Cerna; de la 1 lac mezotrof -50% în 1999 la 1 lac oligo-mezotrof în 2000 bazinul hidrografic Jiu).

In anul 2000 s-a inregistrat reducerea numarului de lacuri din categoria oligotrofa de la 33 (reprezentand 31,6%) in 1999 la 20 (reprezentand 21,05%) si cresterea numarului de lacuri oligo-mezotrofe la 20 (reprezentand 21,05%) fata de 9 (reprezentand 9,5%) in anul precedent.

Tab. 3.3 Situatia calitatii globale a apei principalelor lacuri din Romania in anul 2000

Nr. crt.	Nr. crt. bazin hidrografic	Lacul		Cursul de apa pe care este amplasat lacul	Volumul total (milioane m ³)	Folosinta principala	Calitatea apei (categoria)	
		Denumire	Tip				Chimica	Biologica: O: oligotrof M: mezotrof E: eutrof
1. Bazinul hidrografic Tisa								
1	1	Calinesti-Oas	acumulare	Tur	29,0	complexa	I	O-M
2. Bazinul hidrologic Somes								
2	1	Colibita	acumulare	Bistrita	101,2	complexa	I	O-M
3	2	Gilau	acumulare	Somesul Mic	4,2	complexa	I	M
4	3	Strmtori	acumulare	Firiza	16,6	complexa	I	O-M
5	4	Varsolt	acumulare	Crasna	39,9	complexa	I	M
3. Bazinul hidrografic Mures								
6	1	Ighis	acumulare	Inghis	13,4	alimentari cu apa	I	O-M
7	2	Bezid	acumulare	Cusmed	31,0	complexa	I	O
8	3	Petresti	acumulare	Sebes	1,7	energie electrica	I	O
9	4	Nedeiu	acumulare	Sebes	-		I	O
10	5	Teliuc(Cincis)	acumulare	Cerna	41,0	alimentari cu apa	I	O-M
11	6	Hateg	acumulare	Raul Mare	14,5	complexa	I	O
4. Bazinul hidrografic Bega-Timis								
12	1	Surduc	acumulare	Gladna	66,3	complexa	I	M
13	2	Trei Ape	acumulare	Timis	6,3	complexa	I	M
14	3	Gozna	acumulare	Barzava	12,0	complexa	I	M

Tab. 3.4 Încadrarea principalelor lacuri din Romania in categorii de calitate, conform chimismului apei, in anul 2000

Bazinul hidrografic	Nr. total de lacuri	Categorii de calitate							
		I		II		III		D	
		Nr.	%	Nr.	%	Nr.	%	Nr.	%
Tisa	1	1	100,0	-	-	-	-	-	-
Somes	4	4	100,0	-	-	-	-	-	-
Mures	6	6	100,0	-	-	-	-	-	-

Bega-Timis	4	4	100,0	-	-	-	-	-	-
Nera-Cerna	3	3	100,0	-	-	-	-	-	-
Jiu	2	2	100,0	-	-	-	-	-	-
Olt	11	8	72,7	3	27,7	-	-	-	-
Arges	12	10	83,3	2	16,6	-	-	-	-
Ialomita	6	3	50,0	3	50,0	-	-	-	-
Siret	18	14	77,7	2	11,1	-	-	2	11,1
Prut	9	2	22,2	2	11,2	4	44,4	1	11,1
Dunare	13	8	61,6	1	7,7	4	30,7	-	-
Litoral	6	-	-	1	-	5	83,3	-	-
TOTAL	95	65	68,4	14	14,1	13	13,6	3	3,1

Tab. 3.5 Încadrarea principalelor lacuri din Romania pe grade de troficitate, in anul 2000

Bazinul hidrografic	Nr. total de lacuri	Grad de troficitate									
		O		O-M		M		M-E		E	
		Nr.	%	Nr.	%	Nr.	%	Nr.	%	Nr.	%
Tisa	1	-	-	1	100,0	-	-	-	-	-	-
Somes	4	-	-	2	50,0	2	50,0	-	-	-	-
Mures	6	4	66,6	2	33,3	-	-	-	-	-	-
Bega-Timis	4	-	-	1	25,0	3	75,0	-	-	-	-
Nera-Cerna	3	1	33,40	2	66,6	-	-	-	-	-	-
Jiu	2	1	50,0	1	50,0	-	-	-	-	-	-
Olt	11	5	45,40	2	18,18	3	27,27	-	-	1	9,10
Arges	12	5	41,66	3	25,0	4	33,33	-	-	-	-
Ialomita	6	3	50,0	-	-	1	16,7	2	33,33	-	-
Siret	18	1	5,55	5	11,11	9	50,0	-	33,33	3	16,66
Prut	9	-	-	1	11,11	3	33,33	3	33,33	2	22,22
Dunare	13	-	-	-	-	8	61,54	3	23,07	2	15,38
Litoral	6	-	-	-	-	-	-	3	50,0	3	50,0
TOTAL	95	20	21,05	20	21,05	33	34,74	11	11,58	11	11,58

3.3 Proiectarea și exploatarea lacurilor de acumulare în vederea întârzierii procesului de eutrofizare și asigurării debitelor de servitute în aval

Accelerarea proceselor de eutrofizare se datorează atât îmbogățirii cu substanțe nutritive a apei, cât și unor alți factori ca: stagnarea apei, intensitatea și durata iluminării, căldura acumulată, factori de care trebuie să se țină seama în proiectarea și exploatarea lacurilor de acumulare.

În privința debitelor minime necesare în albia râurilor, aval de lucrările hidrotehnice, rolul lor este de a asigura:

- protecția ecosistemelor acvatice și a ecosistemelor limitrofe cursului de apă;
- cerințele de apă ale folosințelor situate în aval;
- alimentarea apelor subterane;
- asigurarea diluției, respectiv protecția calității apelor.

Eutrofizarea lacurilor este un proces al cărui ritm este în general lent, în condițiile naturale de mediu, dar poate fi mult accelerat datorită neglijării unor factori care intervin în acest proces și în special din cauza cantităților sporite de nutrienți pătrunși în ape, ca urmare a activităților umane.

Problemele de deteriorare a calității apei datorită eutrofizării trebuie să fie avute în vedere atât în fazele de proiectare a lacurilor de acumulare, cât și în perioadele de execuției și de exploatare a acestora.

Cunoașterea factorilor determinanți sau favorizanți ai procesului de eutrofizare și atenuarea influenței lor, constituie cel mai eficient mijloc de luptă împotriva acestui fenomen. Astfel, unul din factorii determinanți este lumina, aceasta influențând procesul de fotosinteză. O diminuare a intensității fotosintezei se obține prin amplasarea lacului astfel încât să se reducă pe cât posibil intensitatea iluminării și a căldurii acumulate de masa de apă, prin umbrirea sa de către înălțimile din jur.

Stagnarea apei în lac timp îndelungat mărește pericolul de eutrofizare, apa, în contact cu materia organică degradabilă, pierzându-și oxigenul dizolvat, descompunerile anaerobe ale sedimentelor eliberând materii nutritive. Asigurarea unui debit minim, provenit din hipolimnion, în aval de lacurile de acumulare, favorizează circulația apei în lac. În cazul în care golirile de fund pot asigura numai unor debite mari, este necesar a se prevedea instalații suplimentare pentru tranzitarea în aval a debitelor de servitute. Lacurile cu folosință hidroenergetică, la care priza este amplasată în apropierea fundului, realizează o circulație intensă a apei din hipolimnion, constatându-se o oxigenare satisfăcătoare a apelor de adâncime.

Cercetările din țara noastră au stabilit că stratificarea termică de vară are o durată de 3 – 4 luni, iar alterarea calității apei din hipolimnion apare rareori mai devreme de o lună de la instaurarea stratificării termice. Pentru calcule preliminare ale debitului de împospătare a hipolimnionului se poate lua în considerare un debit care să permită evacuarea a 0,3 – 0,5 din volumul hipolimnionului în perioada de stratificare termică, adică în 3 – 4 luni.

La întârzierea proceselor de eutrofizare poate contribui și executarea unor baraje de preretenție în amonte de alcurile de acumulare (tehnică dezvoltată în special în Germania), în scopul reținerii sedimentelor și implicit a unor părți importante din substanțele nutritive. Barajele de preretenție pot fi emerse sau imerse, după cum crează sau nu, la cozile lacurilor, o cotă de retenție mai ridicată decât cea din lacul principal.

Alte măsuri necesare a fi luate pentru întârzierea proceselor de eutrofizare constau din:

- lucrări de combatere a eroziunii solului în bazinul hidrografic situat amonte de baraj și crearea unei centuri de protecție în jurul lacului, în scopul diminuării pătrunderii substanțelor nutritive din sol;
- aplicarea unor doze strict necesare de îngrășăminte pe terenurile agricole;
- curățirea de vegetație a cuvetei lacului înainte de umplere și nu arderea acesteia, cenușa rezultată fiind o sursă foarte bogată în fosfor.

În vederea limitării aportului de aluviuni venit în lac se recomandă realizarea de lacuri de acumulare laterale în care accesul apei se realizează numai în afara perioadelor de viituri, la ape mari, cursul principal fiind transportatorul debitelor lichide și solide.

Pentru a se putea evacua volume importante de aluviuni se pot prevedea evacuatori de fund, astfel dimensionați, încât la viituri exploatarea lacurilor de acumulare să se realizeze la nivelele din regim natural.

În faza de proiectare este necesară cunoașterea elementelor de calitate a apei și mai ales de prognoză a evoluției acesteia pentru a se putea stabili posibilitățile și condițiile de folosire a apei din amenajarea respectivă, tehnologia de tratare a ei în funcție de cerințele consumatorilor, măsurile concrete care să asigure o întârziere a apariției fenomenului de eutrofizare. O estimare aproximativă a calității apei viitorului lac se poate face cu ajutorul testului biossey care determină impactul poluanților cu conținut de substanțe nutritive asupra producției algale și efectul de regresie a producției în urma scăderii artificiale dirijate a cantităților de nutrienți.

Pentru reducerea cantităților de nutrienți care pătrund în lac prin canalizările de ape uzate, se pot lua unele măsuri, printre care enumerăm:

- interceptarea deversărilor de ape uzate într-o rețea de canalizare, care le va conduce în râu, în aval de acumulare;
- dirijarea apelor uzate într-un bazin hidrografic sau evacuarea lor pe câmpurile de irigare și filtrare;
- epurarea avansată (complementarea) a apelor uzate – denumită uneori treapta terțiară, deși nu este vorba întotdeauna de un stadiu terțiar de tratare.

În cele două trepte ape epurării clasice (treapta mecanică și biologică) se îndepărtează circa 55% din azotul total și circa 40% din fosforul total.

Pentru îndepărtarea în continuare a fosforului, unul din elementele limitative în dezvoltarea vegetației, se folosește în special precipitarea chimică, randamentul atingând 95% în cazul în care agentul precipitant este adăugat după epurarea biologică.

Eliminarea azotului din apele reziduale se bazează în mod curent pe parcurgerea a două etape succesive : nitrificarea (transformarea în bazine de aerare a tuturor formelor de azot în azotați) și denitrificarea anaerobă (bacteriile folosesc nitrații ca sursă de oxigen, eliminându-se azotul gazos). Procentul de eliminare a azotului poate atinge 70%.

În privința reabilitării lacurilor deja eutrofizate trebuie să se țină seama de cantitatea de fosfor existența la un moment dat în volumul de apă, de fosforul care intră și iese din lac, de fosforul stocat în sedimente susceptibil de a fi introdus în apă. În cazul în care prin reducerea aportului de fosfor care pătrunde în lac nu se poate îmbunătăți calitatea apei, sunt necesare tratamente complementare constând din :

- introducerea de substanțe care provoacă precipitarea fosforului (var, săruri de fier sau aluminiu, polielectroliți);
- oxidarea sedimentelor: injectarea de nitrat de calciu sau clorura ferică în sedimente în scopul creerii unor compuși insolubili în apă;
- coborârea nivelului apei în vederea expunerii la aer a sedimentelor;
- spălarea hidraulică a aluviunilor (soluție eficientă în special în cazul acumulărilor relativ mici);
- dragajul: una din metodele cele mai eficiente (are însă un preț de cost ridicat și necesită spații pentru depozitarea sedimentelor dragate);
- utilizarea de algicide: sulfatul de cupru este întrebuințat curent pentru combaterea dezvoltării algelor - poate conduce însă la o perturbare a echilibrului ecologic și la o concentrare a cuprului în organismele acvatice;
- curățirea vegetației acvatice prin metode mecanice;
- introducerea de organisme consumatoare de alge și vegetație acvatică: crustacee, moluște, pești fitofagi etc.;
- acoperirea sedimentelor cu folii de plastic sau cu particule care împiedică schimbul sediment – apă;
- aerarea hipolimnionului care produce atât oxigenare, cât și o destratificare a apei de adâncime.

O metodă de aerare a hipolimnionului constă în insuflarea aerului într-un cilindru așezat aproape de fundul lacului. Aerul, împreună cu apa antrenată, intră în o a doua cameră, prin partea de sus a cilindrului, amestecul fiind apoi refulat prin niște deschideri laterale.

Pentru reducerea consumului de energie, în multe situații aerarea apei se efectuează numai în perioade critice, în special când oxigenul dizolvat de la fundul lacului a scăzut foarte mult.

Aerarea apei și în special a hipolimnionului, combinată și cu alte măsuri, ar putea îmbunătăți situația multor lacuri de acumulare din țară, aflate în stadiul eutrof. În privința monitorizării lacurilor, se propune să se intensifice supravegherea și să se mărească frecvența analizelor, pentru a se putea dispune de datele necesare tratării unor modele de eutrofizare.

Eutrofizarea accelerată, atât a apelor de suprafață, cât și a celor marine a devenit o problemă de mediu, accentuându-se în ultimele trei decade, ca una dintre cele mai relevante cauze antropogene de deteriorare a calității apelor, la nivel mondial.

Termenul de eutrofizare corespunde supraalimentării cu nutrienți (N, P) a apelor, având ca rezultat dezvoltarea algelor și macrofitelor din ecosistemele acvatice. Consecințele directe ale eutrofizării corespund deteriorării calității apelor din punct de vedere al proprietăților organoleptice, scăderii saturației în oxigen dizolvat, a transparenței, a fosforului piscicol cu posibile mortalități piscicole, cât și apariției de efecte toxice asupra omului și a animalelor.

Eutrofizarea lacurilor naturale este un proces natural ca rezultat al faptului că acestea acționează ca rezervoare de nutrienți. Cu toate acestea, raportul dintre intrări și ieșiri de nutrienți în lacuri s-a accentuat în mod deosebit ca rezultat al influenței antropice.

În prezent circa 30-40 % din lacurile naturale și artificiale sunt afectate într-o măsură mai mică sau mai mare de eutrofizare. De menționat ca această statistică nu reflectă însă și volumele de apă sub incidența procesului de eutrofizare, cele mai mari lacuri fiind, relativ, neafectate sub incidența eutrofizării.

Apele de suprafață curgătoare sunt mai puțin afectate de eutrofizare, creșterea productivității bente fiind benefică pentru capacitatea de autoepurare. Cu toate acestea, la viteze mici de deplasare a apei, incidența proceselor de eutrofizare poate fi amplificată (lacuri de acumulare).

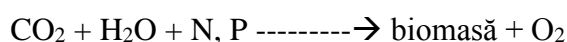
Cauze generatoare

Eutrofizarea constituie un rezultat tipic al debalansării nutrienților la diferite nivele:

- creșterea nivelelor de nutrienți ca rezultat al suprafertilizării în agricultură (atât îngrășăminte minerale, cât și organice) cu efect direct asupra poluării difuze a apelor prin scurgerile nepunctiforme de pe terenurile agricole;
- depășirea capacității de asimilare de către culturi a dozelor de nutrienți aplicate, cât și la nivelul administrării de hrană aditivi bogăți în N și P pentru zootehnie;
- amplificarea proceselor de eroziune a solurilor bogat alimentate cu fertilizanți.

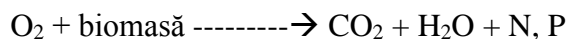
O creștere a producției primare (alge) are ca efect reducerea transparenței apei, ceea ce se răsfrânge negativ asupra unor plante acvatice.

Reducerea transparenței apei la lumină constituie însă doar un prim efect al eutrofizării; consecințele fiind mult mai complexe asupra ciclurilor biochimice. Fotosinteza contribuie la o producție de oxigen dar și la o creștere a pH – ului ca rezultat al cinsumului de dioxid de carbon din apă:



Creșterea biomasei (alge) atinge un palier la momentul unde transparența apei devine un factor limitativ. Pentru ape cu capacitate de tamponare scăzută, pH-ul poate ajunge, în această fază, până la 10,0, creșterea biomasei fiind exponențială.

După câteva săptămâni, în timpul nopții și mai ales în zonele de apă mai adâncă, au loc procese inverse, de compensare a dezvoltării biomasei, când oxigenul dizolvat este consumat pentru mineralizarea celulelor de alge moarte:



La acest ciclu, pH –ul poate scădea la 5,0 iar oxigenul dizolvat sub 1,0 mg/l.

Cap.4 Soluții privind diminuarea efectelor fenomenului de eutrofizare

4.1 Precizări generale

În conformitate cu Legea nr.310 / 2004 , obiectivele protecției apelor și mediului acvatic sunt :

- prevenirea deteriorării tuturor corpurilor de ape de suprafață;
- protecția, îmbunătățirea și refacerea tuturor corpurilor de apă de suprafață în scopul atingerii stării bune a acestora, până la 22 decembrie 2015;
- protecția și îmbunătățirea tuturor corpurilor de apă artificiale sau puternic modificate în scopul realizării unui potențial ecologic bun sau a unei stări chimice bune a acestora, până la data de 22 decembrie 2015 ;
- reducerea progresivă a poluării datorate substanțelor prioritare și încetarea sau eliminarea treptată a evacuărilor și a pierderilor de substanțe prioritar periculoase ;

Condițiile pentru atingerea obiectivelor specificate, pentru lacuri, sunt :

- Elemente de calitate pentru clasificarea stării ecologice a lacurilor
 - a) Elemente biologice:
 - compoziția, abundența și biomasa fitoplanctonului
 - compoziția și abundența altor elemente de floră acvatică
 - compoziția și abundența faunei de nevertebrate bentonice
 - compoziția, abundența și structura pe vârste a faunei piscicole
 - b) Elemente hidromorfologice care sprijină elementele biologice
 - regimul hidrologic:cantitatea și dinamica curgerii apei ;timpul de retenție; legatura cu corpurile de apă subterană
 - condiții morfologice: variația adâncimii lacurilor; cantitatea, structura și substratul patului lacului; structura țărmului lacului.
 - c) Elemente chimice și fizico-chimice care suportă elementele biologice
 - transparența; condiții termice; condiții de oxigenare; salinitate; starea acidifierii; condițiile nutrienților.
 - poluanți specifici: poluarea cu toate substanțele prioritare identificate ca fiind evacuate în corpurile de apă; poluarea cu alte substanțe identificate ca fiind evacuate în cantități importante în corpurile de apă.
- În funcție de valorile elementelor de calitate, starea ecologică aferentă fiecărei categorii de apă se poate clasifica în :-stare foarte bună
- stare bună
 - stare moderată.

4.2 Factori determinanți

O teorie clasică susținea că un lac este o formațiune efemeră la scara erelor geologice, că evoluția lui naturală este din punct de vedere biologic spre eutrofizare iar din punct de vedere hidrografic spre colmatare și dispariție, prin aflusul de sedimente (râuri, vânt, erodarea malurilor) și prin depunere de substanțe organice din « ploaia biologică ».Totuși se constată că într-adevăr lacurile eutrofe, politrofe sau hipertrofe merg rapid spre colmatare, pe când cele oligotrofe nu au depuneri semnificative pe fund de la procesele biologice. Și nu în toate lacurile există aport exogen ridicat de material care să se sedimenteze, astfel că unele lacuri sunt practic nemodificate de milioane de ani.

Factori ce influențează calitatea apelor de suprafață

Calitatea apei este influențată de factori antropici și naturali.

Apele meteorice aduc gaze dizolvate din atmosferă, naturale sau provenite din poluarea aerului, particule de praf, pulberi și particule radioactive, materiale antrenate în cursul șiroirii pe suprafața solului, cum sunt frunze, ierburi și alte materiale vegetale în toate fazele posibile de biodegradare, bacterii, argile, insecticide și erbicide, substanțe organice solubile extrase din vegetația în putrefacție.

Utilizările casnice ale apelor aduc aport de material organic nedegradat, ex.gunoii menajer, grăsimi, material organic parțial degradat cum ar fi materiale fecale trecute parțial sau deloc prin proces de epurare, bacterii inclusiv patogene, virusuri, ouă de viermi, hârtie, plastic, detergenți.

Utilizarea industrială generează un input de materiale organice biodegradabile, solide anorganice, reziduri chimice extrem de diverse, ioni de matele.

Folosințele agricole aduc în apele de suprafață cantități suplimentare de săruri și ion , resturi de îngrășăminte chimice, insecticide și ierbicide, particule de sol, detritus organic.

Utilizările consumptive de apă reduc debitele și implicit măresc concentrațiile de solide dizolvate sau în suspensie.

În lacuri, dacă timpul de rezidență a apei este de peste 1an, majoritatea variațiilor în timp a calității apei au ca și cauză procesele interne, determinate climatic și biologic. În regiunile temperate, biomasa algala atinge de regulă un maxim în mai și eventual un nou maxim la sfârșitul verii. Concordant variază și parametri cum sunt oxigenul dizolvat, nutrienții, pH-ul, calciul și bicarbonatul. În lacurile de acumulare, datorită timpului de rezidență scurt al apei și a variabilității descărcării de debite de apă din lac, evoluțiile sunt mai complexe.

Sedimentele de pe fundul lacurilor sunt un excelent martor al calității apei, înregistrând fidel de-a lungul mileniilor evoluțiile, inclusiv evenimente catastrofice precum inundații excepționale, poluări de la erupții vulcanice.

Pe baza acestor factori se poate modela și înțelege modul de evoluție a concentrației poluanților și altor sunstanțe în ape.

Calitatea apei nu rămâne constantă în timp, ci poate să varieze din cauza multor factori, fie produși de om (factori antropici), fie de origine naturală (dintre care evident la unii are și omul o contribuție).

Factori antropici

Factori antropici de variație spațio-temporală a calității apelor de suprafață sunt în primul rând poluările antropice accidentale, dar și descărcarea discontinuă de ape uzate ce produce variații-șoc de concentrație a poluantului, greu de suportat pentru viețuitoarele acvatice.

Irigațiile determină debite de reîntoarcere (cu încărcare specifică) numai în perioada de irigare a culturii în cauză. Fabricile de conserve de legume de regulă funcționează (și deci poluează) sezonier. Apele fecaloid-menajere neepurate ajung în emisar în cantități crescute la anumite ore, corespunzător programului locuitorilor. Apele uzate industriale adesea se generează în perioadele de activitate a fabricii (cu excepția celor unde se lucrează în 3 schimburi), iar detergenți și alte substanțe se antrenează la sfârșit de schimb sau în pauze când se fac spălări etc.

Factori naturali

Condițiile climatice: Apele din topirea zăpezii sunt noroioase, moi, cu conținut bacterian ridicat. Apele în perioade de secetă sau din zone aride sunt dure și cu conținut mineral înalt, semănând cu apele subterane. Apele la inundații sunt noroioase și adesea au antrenat o multitudine

de compuși diverși. Radiația solară, vânturile, variația de temperatură și ciclul îngheț-dezghet, atacă și sfărâmă rocile dure, generând astfel și particule antrenabile de ape ca suspensii.

Condițiile geografice: Apele de munte, cu curgere rapidă, diferă de cele de șes ca putere de transport, gradient, acoperire a albiei etc. În apropierea mării, vântul aduce cantități importante de săruri ce ajung apoi în ape determinând salinitate crescută.

Condiții geologice: Solurile argiloase produc noroi. Cele organice și mlaștinile produc colorație. Terenurile cultivate dau particule de sol, îngrășăminte, ierbicide și insecticide. Rocile fisurate sau fracturate permit intrarea în apele subterane a bacteriilor, suspensiilor etc. Conținutul mineral depinde de roci, atât cantitativ cât și calitativ. Astfel, capacitatea relativă de dezagregare a apei este de 1 pentru granit, 12 pentru calcar și 80 pentru sare! Prezența activității hidrotermale sau vulcanice poate duce la mari poluări „naturale”, căci unele ape vulcanice au aciditate extremă (lacul Kawah Idjen din insula Java, cu pH 1,5 !). La fel de mari influențe pot avea alunecările de teren, cedarea bruscă a ghețarilor sau domurilor de sare sau alte asemenea evenimente catastrofice naturale ce duc la descărcarea bruscă de ape cu mare conținut salin sau de suspensii.

Vegetația: Vegetația atacă prin rădăcini (mecanic) și prin mecanisme biochimice roca dură, generând astfel și particule antrenabile de ape ca suspensii. În plus produce frunziș și alte resturi vegetale, care cad direct în ape sau sunt antrenate de vânt sau viituri. Vegetația acvatică influențează și ea calitatea apei: Procesele biochimice productive sau de degradative reglează adesea cantitatea de azot și fosfor, pH-ul, carbonații, oxigenul dizolvat și alte substanțe din apă. Acest control este pregnant în lacuri dar poate să se manifeste și în râuri.

Anotimpul: Toamna în ape e antrenat frunziș și alte resturi vegetale, modificându-se culoarea, gustul, conținutul bacterian și cantitatea de carbon organic și azot din ape. Sezonul mai uscat determină creșterea concentrațiilor de săruri. Organismele acvatice se dezvoltă și ele sezonier. Amestecul apei din lacuri se produce sezonier. Inundațiile sunt și ele de regulă sezoniere, la fel și perioadele secetoase, cu debite reduse.

Variația diurnă: Ziua algele din apă produc oxigen, noaptea consumă. Concentrația de oxigen dizolvat prin urmare variază și ea într-o anumită măsură.

Practicile manageriale cu privire la resursele naturale: Terenurile suprapășunate sau denudate sunt susceptibile la eroziune. Pădurile mult mai puțin, dar sunt sursă de detritus organic, ca și mlaștinile.

Variația naturală în spațiu a calității apelor de suprafață

Ca urmare a acestor factori majori și a altora, calitatea apei din râuri este variabilă în spațiu. Diferențele pot fi mari în râurile cu bazin mic, deoarece un singur factor din cei amintiți poate modifica major calitatea apei. La râuri cu bazin de sub 100 km² variațiile diversilor parametri ating adesea magnitudini de mai multe ordine de mărime, pe când în cazul râurilor cu bazin hidrografic mai mare, de peste 100 km², calitatea este mult mai constantă, variațiile fiind de regulă cu maxim un ordin de mărime pentru fiecare parametru chimic. Pe baza ordinii concentrațiilor ionilor majori, putem clasifica apa râurilor în 24 de grupe. Râurile mari însă curg prin regiuni variate din punct de vedere geologic și se produce un amestec al diverselor tipuri de ape, încât nu se mai pot face asemenea diferențieri și avem în final un singur tip de apă. În peste 97% din cazuri apa pe care o varsă râurile în oceane este apă calcico-bicarbonată.

În concluzie, nu orice apă naturală nepoluată antropic este utilizabilă pentru consum uman, neexistând o apă naturală „standard” față de care să le considerăm pe altele ca „poluate natural” deși concepția antropocentristă a făcut să apară și un asemenea termen, relevant numai pentru utilizare apei de către om și nu pentru înțelegerea apei în ansamblu. Oricum, în aproape în toate apele există viață care s-a adaptat condițiilor respective. Nu același lucru se poate spune despre apele cu calități modificate de om.

Variația naturală în timp a calității apelor de suprafață

De asemenea, variația calității apei din cauze naturale poate fi semnificativă și în timp, periodică sau neperiodică, de cauză biotică sau abiotică, internă sau externă acelei mase de apă. Variațiile depind mult de regimul hidrologic al respectivei ape de suprafață și de originea și comportarea fizico-chimico-biologică a diverșilor constituenți.

Pentru râuri, variabilitatea temporală cea mai mare și tipică este cea a debitului. Această variație determină importante variații ale concentrației de ioni și alte substanțe dizolvate transportate. Primul gând ar fi că un debit mai mare duce la concentrații mai mici, prin diluție. În practică lucrurile sunt mult mai complexe, putându-se distinge 7 modele.

Primul model este într-adevăr scăderea concentrației odată cu creșterea debitului, prin diluție, și se verifică de regulă pentru principalii ioni. Un alt doilea model este o creștere limitată a concentrației odată cu creșterea debitului. Acest lucru se întâmplă pentru materiale organice și compușii de azot pe care apele de șiroire îi spală de pe sol și îi duc în râu. Un al treilea model de corelație este o curbă pseudogaussiană, cu un maxim atins la vârful de viitură, prin diluție. Al patrulea model este creșterea exponențială a concentrației suspensiilor și a substanțelor atașate acestora, cum sunt metalele și pesticidele. Al cincilea model este unul de tip buclă, ce apare la inundații, unde maximum de turbiditate este atins înaintea maximumului de debit. Al șaselea model este concentrația cvasiconstantă în ciuda creșterii debitului, și se verifică în caz că apa din râu are proveniență predominant subterană, ca în regiunile carstice, sau dacă alimentarea se face dintr-un lac sau dacă substanțele în cauză au origine atmosferică. Al șaptelea model de evoluție este o comportare neregulată a concentrației, fără clară corelare cu debitul, ce se verifică în cazul aporturilor externe întâmplătoare sau a fenomenelor biologice variabile din apă nelegate de debit ci de alți factori cum e ciclul nictemeral (noapte / zi).

În lacuri, dacă timpul de rezidență a apei este de peste un an, majoritatea variațiilor în timp a calității apei au ca și cauză procesele interne, determinate climatic și biologic. În regiunile temperate, biomasa algală atinge de regulă un maxim în mai și eventual un nou maxim la sfârșitul verii. Concordant variază și parametri cum sunt oxigenul dizolvat, nutrienții, pH-ul, calciul și bicarbonatul. În lacurile de acumulare, datorită timpului de rezidență scurt al apei și a variabilității descărcării de debite de apă din lac, evoluțiile sunt mai complexe.

Sedimentele de pe fundul lacurilor sunt un excelent martor al calității apei, înregistrând fidel de-a lungul mileniilor evoluțiile, inclusiv evenimente catastrofice precum inundații excepționale, poluări de la erupții vulcanice etc.

Pe baza acestor factori se poate modela și înțelege modul de evoluție a concentrației poluanților și altor substanțe în ape, prezentat mai pe larg în capitolul „Poluare apelor de suprafață”.

Influența compoziției naturale a apei asupra folosințelor ei

Apele de suprafață pot avea compoziție variabilă și fără a fi „poluate” de om. Principalele substanțe ce se găsesc în mod natural dizolvate în apă au și influență considerabilă asupra calității ei și a posibilelor folosințe umane, lucru de care trebuie ținut cont înainte de a analiza nivelul și impactul poluanților de origine antropică. Cele mai frecvente substanțe prezente naturale în ape și care influențează calitatea și utilizările posibile sunt:

Silicea (bioxid de siliciu – SiO₂) are concentrații de obicei de la 1 la 30 mg / litru, dar au fost găsite ape și cu 4000 mg / litru! În prezența calciului și magneziului, se depune în boilere și turbine de abur, precipitatul e foarte aderent și crează probleme mari de utilizare a apei. În schimb la ape moi se adaugă silice pentru a preveni corodarea țevilor de fier.

Fierul se găsește de regulă în concentrații de sub 0,5 mg / litru în ape oxigenate, dar la ape subterane urcă des spre 50 mg /l. La ape acide termale, ape de mină și ape uzate industriale s-au găsit concentrații de 6000 mg /litru.... La ape bine aerate la concentrație de peste 0,1 mg / litru

precipită, cauzând turbiditate, ruginire, pătarea hainelor la spălat, modificând gustul și mirosul. Peste 0,2 mg / litru face ca apa să fie improprie majorității folosințelor industriale. Frecvent se practică din aceste motiv deferizarea apei. El nu afectează sănătatea. Frecvent există în organismul uman un deficit. Absorbția intestinală e foarte diferită.

Manganul apare de regulă în concentrații de sub 0,2 mg / litru. Apa subterană și apele de mină conțin uneori peste 10 mg / litru iar apele din lacurile de acumulare care au suferit fenomenul de inversare (turn-over sezonier) pot ajunge la peste 150 mg / litru. La concentrații de peste 0,2 mg / litru, în prezența oxigenului, precipită, cauzând depuneri în rețele de distribuție a apei și filtre. Peste 0,2 mg / litru face ca apa să fie problematică pentru multe folosințe industriale. De aceea se practică uneori demanganizarea apei. Este esențial pentru viață. Omul necesită 1,5 – 5 mg / zi. Nu este toxic.

Calciul ajunge uneori în râuri la 600 mg / litru, dar în ape foarte sărate poate atinge 75000 mg / litru. El nu afectează sănătatea dar prin duritatea crescută poate afecta conductele, spălatul, poate afecta gustul alimentelor de exemplu ceaiul, cafeaua etc.

Magneziul ajunge uneori în unele râuri la mai multe sute mg / litru, în apa mării sunt peste 1000 mg / litru în ape foarte sărate poate atinge 57000 mg / litru. Calciul și magneziul se combină cu bicarbonatul, carbonatul, sulfatul și silicea și se depun ca „piatră” aderentă în boilere, calorifere și alte asemenea. În plus ionii de calciu și magneziu se combină cu acizii grași din săpunuri și reduc puterea de spălare a acestora, fiind necesare cantități mult mai mari de săpun pentru a face clăbuci și a spăla. Magneziul în concentrații mari are efect laxativ, producând diaree de exemplu la cei neobișnuiți cu acea apă. Mulți oameni au deficit de magneziu, dar de obicei din cauza absorbției reduse a lui din cauze interne.

Sodiul este metal alcalin, al 6-lea element chimic ca răspândire pe Terra. Atinge în unele râuri concentrații de 1000 mg / litru, în apa mării 10.000 mg / litru și în ape foarte sărate chiar 25.000 mg / litru. Vântul îl duce din mare până la 100 km în interiorul continentului și poate polua apa subterană. Cantități mari ingerate pot produce hipertensiune arterială. Peste 50 mg / litru în prezență de suspensii produce spumare ce accelerează precipitarea și depunerea de „piatră” în boilere și cazane iar peste 65 mg / litru de sodiu crează probleme în fabricarea gheții.

Potasiul este tot metal alcalin, esențial pentru viață. E de obicei sub 10 mg / litru, atinge însă 100 mg / litru în unele izvoare termale și peste 25.000 mg / litru în ape sărăturoase. Peste 50 mg / litru în prezență de suspensii produce spumare ce accelerează precipitarea și depunerea de „piatră” în boilere și cazane. Excesul e toxic pentru pești.

Carbonatul e de regulă aproape absent în ape de suprafață și sub 10 mg / litru în ape subterane, dar crește în ape care au mult sodiu.

Bicarbonatul e de regulă sub 500 mg / litru dar poate urca la peste 1000 mg / litru în ape cu mult bioxid de carbon. La încălzire, bicarbonatul se transformă în apă, bioxid de carbon și carbonat. Acesta se combină cu calciu și magneziu și formează depuneri calcare în interiorul țevilor, cazanelor etc. creând mari probleme. De aceea, ape cu încărcarea mare de alcaline și bicarbonați sunt improprie multor folosințe industriale.

Sulfații sunt de regulă sub 1000 mg / litru în ape, dar pot ajunge la 200.000 mg / litru în ape salmastre. Sulfații se pot combina cu calciul și precipita ca depuneri aderente în cazane și instalații. Concentrații peste 250 mg / litru nu sunt admise în unele utilizări industriale. Apa cu 500 mg / litru e amară iar la peste 1000 mg / litru catarală (iritantă). Au roluri în organismul animal dar nu sunt esențiali căci pot fi produși intern din alte substanțe. Pot la concentrații mai mari în apa potabilă produce diaree, dar în timp există o anumită obișnuire.

Clorurile au concentrații de obicei sub 10 mg / litru în regiuni nearide, în schimb în apa mării depășește 19300 mg / litru și în unele ape foarte sărate chiar 200.000 mg / litru. La concentrații peste 100 mg / litru gustul apei este sărat. În multe industrii concentrația de cloruri peste 100 mg / litru e inacceptabilă. Apa cu exces de cloruri nici pentru consumul uman nu e adecvată, putând avea efecte nocive asupra sănătății.

Fluorul de regulă nu depășește 01 mg/ litru în ape de suprafață și 10 mg / litru în cele subterane, dar n unele ape foarte sărate atinge 1600 mg/litru. Fluorul în concentrații până la 1,5 mg % litru are efect benefic asupra sănătății umane, la mai mult se produc afecțiuni ale dinților și oaselor.

Nitrații în ape de suprafață nepoluante sunt de obicei sub 1 mg / litru, uneori până la 5 mg / litru. În ape subterane pot atinge 1000 mg / litru. De aceea uneori apele subterane trebuie amestecate cu alte ape pentru a putea fi utilizate. La peste 100 mg / litru apa are gust amar și poate fi dăunătoare sănătății. Poate genera methemoglobinemie la copii.

Solide dizolvate: De regulă nu depășesc 3000 mg / litru la ape de suprafață sau 5000 mg / litru la ape subterane. În regiuni aride sau cu sărături se poate ajunge la 15.000 mg / litru și există ape sărate cu peste 300.000 mg / litru solide solvite. Cantități de peste 500 mg / litru solide dizolvate fac apa improprie consumului uman iar multe industrii necesită apă cu încărcare sub 300 mg/litru.

Influențe indirecte : La multe substanțe, cum sunt de exemplu metalele, esențială nu e doar concentrația (deci cantitatea) ci forma (solvită respectiv legată). Sunt mulți factori ce intervin. Astfel, metalelor le crește solubilitatea și mobilitatea la scăderea pH-ului, creșterea salinității, prezența factorilor de chelare, detergenților sau a proceselor redox. Acidifierea apei mobilizează metalele grele din sedimente și astfel determină în mod secundar o poluare cu metale a apei. În plus, trebuie ținut cont că efectele biologice ale unui anumit compus depind nu doar de concentrația lui în apă, ci și de biodisponibilitatea lui – dacă se absoarbe în organismul viu, dacă există bioacumulare în individ sau acumulare în lanțul alimentar etc. Compușii organici suferă procese de absorbție, evaporare, hidroliză, fotoliză, procese biochimice etc. și deci își modifică concentrația în timp...

4.3 Probleme de metodologie ale monitorizării și efectele modificării antropice a lacurilor

Toate standardele de calitate a apei sunt și vor rămâne un instrument subiectiv și imperfect, din mai multe cauze; abordările cu adevărat științifice sunt blocate de diverse mentalități și deprinderi sociale cum sunt percepția diferită a riscului, punerea pe prim plan a intereselor omului desprinse din ansamblul naturii.

La interpretarea datelor trebuie ținut cont de diverși factori care intervin în planificarea, recoltarea, conservarea, transportul, prelucrarea probelor de apă prelevate pentru analiză. Toate recoltările și analizele se fac teoretic după metode rigurose standardizate, fapt care teoretic ar trebui să asigure o uniformitate și comparabilitate. Totuși, sunt parametri pentru care nu există metode standardizate de analiză, sau pentru care există probleme de aparatură sau rectivi; mai intervin și erori umane, contaminare a probelor de apă. În plus există întotdeauna riscul ca proba recoltată să nu fie reprezentativă, chiar dacă metodologic totul pare în regulă la recoltare. O mare problemă izvorăște din metodologia de prelucrare statistică și interpretare a datelor. Analizele se fac pe probe de apă prelevate periodic pentru că, în actuala concepție valabilă în România și în multe țări, scopul principal este să se monitorizeze apa ca potențial de utilizare pentru diverse folosințe umane și ca nivel de poluare produs de diversele folosințe umane, rezultatele anunțate sunt medii statistice care, dacă nu cunoaștem cum se calculează, pot înșela profund asupra calității apei chiar dacă în sine fiecare probă a fost perfect recoltată și analizată și rezultatele fiecărei analize sunt foarte riguroase.

O altă problemă este aprecierea calității de ansamblu pe baza calității indicate de diverși indicatori. Desigur nu este practic, a avea concluziile numai pe fiecare indicator sau grupă de indicatori în parte, ci trebuie în multe situații concluzii de ansamblu. Pentru că scopul principal al actualului sistem de management al apelor de suprafață este furnizarea de apă brută pentru diverse folosințe umane, și aici metodologiile de calcul utilizate apreciază în ansamblu calitatea și o consideră bună, dacă majoritatea indicatorilor se încadrează în limitele dorite, chiar dacă unii indică ape de calitate redusă sau degradate.

Aprecierile statistice de ansamblu pe baza caracteristicilor fizico-chimice indică ape de calitate I, dar analiza biologică indică doar calitate II sau III. Procesul prin care din cauza calculului statistic, calitatea este supraevaluată și valorile de poluare înaltă nu sunt evidențiate se numește efect de mascare și se aplică în multe țări. De aceea, s-a introdus metoda operatorului minim, conform căreia calitatea de ansamblu este dată de variabila cea mai nefavorabilă. Această metodă este relevantă din punct de vedere ecologic.

Nu se pot studia practic toate caracteristicile. Dacă cele fizice se pot, cele chimice ar putea fi eventual pentru compuși anorganici și unii compuși organici simpli. Dar există o enormă diversitate de compuși organici ce nu vor putea fi vreodată toți izolați, identificați și dozați și se găsesc în ape doar întâmplător, la testări cu aparatură analitică avansată. Cu atât mai mult în domeniul microbiologic și biologic, unde diversitatea enormă de specii face practic imposibilă analiza completă cu identificarea și determinarea abundenței fiecărei specii.

O altă limitare tehnico-economică sau de concepție este alegerea parametrilor în funcție de caracteristicile „obișnuite” ale respectivei ape și a riscurilor potențiale. Nu se pot monitoriza toate posibilele substanțe sau organisme, și atunci se aleg cele „indicator” sau cele mai periculoase care sunt prezente sau se consideră ca putând să apară. De aceea, ar trebui să se cerceteze din timp în timp dacă în apă nu există și componente nedorite care nu se determină de rutină pentru că se presupune că nu există.

Lacuri de acumulare : construirea de baraje pe râuri are și numeroase efecte negative, detaliate:

Probleme generate de acumulările artificiale

Lacurile de acumulare au roluri multiple și sunt percepute ca un element valoros pentru societate. Majoritatea oamenilor însă nu acordă destulă atenție și aspectelor negative.

Stratificația. Lacurile adânci afectează negativ calitatea apei. Apare fenomenul de stratificație: Apa din stratul superior se încălzește și fiind mai ușoară stă la suprafață. Lumina favorizează dezvoltarea algelor care produc oxigen, iar vântul produce curenți care asigură amestecul apei din stratul superficial și deci o bună distribuție a oxigenului dizolvat. În straturile profunde, fără curenți verticali, nu există aport de oxigen, iar în lipsa luminii nici nu se produce. În schimb ajung din straturile superficiale ale lacului substanțe organice ("ploaia biologică") ce coboară lent, în ore sau zile, spre fundul lacului. Viața în aceste straturi adânci este redusă la forme simple cu metabolism anaerob, ceea ce la rândul ei duce la reducerea calității apei. Astfel lacurile adânci se stratifică, putând distinge stratul superficial (*epilimnion*) și unul profund (*hypolimnion*) între care se găsește așa-zisul *metalimnion* numit și *termoclină*.

Acest fenomen nu este foarte grav în zona temperată, deoarece apare fenomenul de "turnover" bazat pe variația sezonieră de temperatură și pe faptul că apa are cea mai mare densitate la 4°C, atât cea mai rece cât și cea mai caldă fiind mai ușoare. Dacă lacul îngheață iarna la suprafață, turnoverul se produce de două ori pe an iar lacul se numește *dimictic*. Dacă nu apare îngheț la suprafață, amestecul e o dată pe an și lacul e numit *monomictic*. Lacurile puțin adânci pot fi *polimictice*, iar cele adânci din zona tropicală sunt *amictice*, adică nu se produce amestec. Distingem și lacuri *mecromictice*, adică cu amestec vertical incomplet.

Mecanismul de turnover este următorul: Apa din epilimnion se răcește toamna treptat și când ajunge să aibă densitate mai mare ca cea din hipolimnion se lasă spre fund și deci apa se amestecă.

Dacă lacul îngheață, apa de la fund se menține la 4°C și nu îngheață, iar stratul superficial e mai rece, sub stratul de gheață. Primăvara, dacă lacul a fost înghețat, după topirea gheții stratul superficial se încălzește și atinge nivelul de densitate maximă, ceea ce produce lăsarea spre fund și deci o a doua amestecare.

Aparent un lac care îngheață, prin cele două turnoveruri, ar fi mai favorabil vieții. În realitate stratul de gheață are și efecte negative, reducând sau anulând aerarea și cantitatea de lumină solară ce pătrunde în lac deci implicit producția de oxigen prin fotosinteză, încât există riscul de apariție a condițiilor anoxice și reducătoare. În lacurile adânci tropicale, unde stratificația e netă și continuă,

nu se produce turnover. Acolo apa de fund e anoxică, încărcată de produși toxici cum e hidrogenul sulfurat, săruri de mangan și fier și alte substanțe ce modifică negativ culoarea, gustul și mirosul apei.

De exemplu marile lacuri din riftul african (Tanganyka, Malawi etc.) sunt lacuri anoxice și cea mai mare parte a apei nu are o calitate bună. În cazul lacurilor de acumulare artificiale, din aceleași motive, adâncimea ridicată este un dezavantaj, din cauza acestui fenomen de stratificație ce afectează negativ calitatea apei. Prin urmare lacurile prea adânci nu sunt de dorit. La acumulări se poate combate stratificația, de exemplu prin amplasarea de prize de apă la înălțimi diferite în baraj, astfel că prizând de la diferite nivele se produce amestec și nu iese apă neoxigenată de fund de lac cum adesea se întâmplă acum când la multe baraje se uzinează și restituie în râu aval de baraj apă prizată la fund și deci cu calitate mai redusă.

Variații de debit Teoretic lacurile de acumulare ar trebui să atenueze viiturile și să asigure un debit mai constant pe râuri, în aval. În practică însă, rolul principal este hidroenergetic și, la lacurile situate pe râuri cu debit mic, uzinarea este numai în perioade scurte, de vârf de consum, în rest curgând pe râu aval doar un minimal debit de servitute (în cazul bun!). Astfel au loc mari fluctuații de debit pe râu, de la un debit minimal în perioadele de nefuncționare a hidrocentralei la debite mari și foarte mari în timpul uzinării apei la capacitate maximă. Aceste extreme oscilații au efecte negative asupra râului, în special asupra vieții acvatice.

Eroziunea în aval. Lacurile de acumulare rețin cea mai mare parte a sedimentelor din ape. În aval de baraj, râul erodează albia dar, nevenind din amonte alt sediment care să "umple" ce se erodează, se produce adâncirea albiei, erodarea malurilor și multe alte consecințe nedorite. Fenomenul e amplificat dacă uzinarea apei din lacul de acumulare se face în salturi, cu creșteri bruște de debit analoge viiturilor. Eroziunea albiei în aval duce la eroziune regresivă pe afluenți în sus iar coborârea nivelului apei din râu duce la coborârea nivelului freatic din zonă, cu consecințe grave pe mari suprafețe.

Colmatarea albiei în aval. Efectul barajelor în aval poate fi și invers: Dacă aval de baraj vin afluenți care aduc mari cantități de aluviuni dar râul principal nu mai asigură debit de transport spre aval al acelor aluviuni, acestea se depun, colmatează albia și îi înalță fundul, ajungându-se la inundații grave și alte consecințe.

Depleția în nutrienți a zonelor din aval. Se știe din vechiul Egipt că fertilitatea solului era dată de mărul adus anual de revărsarea Nilului. Odată cu ridicarea barajului de la Assuan aportul de sediment bogat în nutrienți a scăzut dramatic, ceea ce obligă la folosirea de îngrășăminte artificiale, cu toate consecințele ce decurg de aici. În plus, delta Nilului se erodează iar cantitatea de nutrienți a scăzut semnificativ în apele Mediteranei de sud-est, cu consecințe asupra faunei piscicole. În SUA, râul Colorado ducea în ocean între 125 și 150 de milioane de tone de sedimente anual. După 1930 barajele au făcut treptat ca el să nu mai ducă în ocean nici sediment nici apă!*****

Sărăturarea solului Un lac artificial are oglinda mai sus decât alte ape naturale din zonă, adesea aproape de sau deasupra nivelului unor terenuri vecine. Prin presiunea hidrostatică apa se infiltrează din el în maluri, dizolvă săruri și le împinge spre solul terenurilor vecine, contribuind major la sărăturare, alături de cea prin irigațiile care frecvent se bazează la rândul lor tot pe lacurile artificiale.

Modificarea nivelului freatic Un lac artificial are oglinda mai sus decât alte ape naturale din zonă, ceea ce prin principiile hidrostatice determină ridicarea pânzei freatice din regiune, ceea ce produce înmlăștinire sau sărăturare, afectarea vegetației, siguranței construcțiilor etc.

Scufundarea solului Prin imensa presiune hidrostatică pe de o parte și prin ridicarea nivelului freatic și excavarea de goluri subterane de către infiltrațiile din lacuri etc. se pot produce tasări și scufundări ale solului din zonă.

Cutremure Tot imensa presiune hidrostatică și forțele mari de tracțiune ale barajului asupra zonei de ancorare poate favoriza sau chiar genera în unele zone geologic instabile adevărate cutremure.

Alunecări de teren Alunecări de teren pot fi generate sau favorizate de lacurile de acumulare prin infiltrația apelor și prin presiunea puternică asupra versanților și formațiunilor geologice din zonă.

Modificarea faunei și florei. Apariția unui lac modifică profund flora și fauna zonei. În primul rând cea specifică râului e înlocuită de cea specifică unui lac. Oglinda de apă întinsă și volumul de apă mare atrage păsări de apă și o populație mai mare de pești, dar adesea diversitatea e mai redusă și dacă e un lac adânc apare zona hipolimnică cu puțină viață. Se modifică și lumea insectelor, dar și vegetația de pe maluri. Efectele se simt și la distanță prin modificarea microclimatului. Barajele împiedică migrația peștilor (dar se pot face unele amenajări speciale).

Modificarea microclimatului Apariția unui mare lac de acumulare înseamnă o creștere a umidității atmosferice locale și zonale, a nebulozității, un efect de atenuare a oscilațiilor de temperatură dintre zi și noapte și intersezoniere

Suspensiile în râuri și lacuri. Suspensiile sunt un transportator major de nutrienți și poluanți organici și anorganici. Particulele transportate de râuri nu sunt doar suspensiile clasice ci și particulele târâte / rostogolite pe fundul apei ("bed load"). Suspensiile provin din poluare, dar și din eroziunea naturală (și cea provocată de om!) și din producția endogenă din ape (care provine din alege - până la 20 mg / litru în ape eutrofe - și din precipitarea carbonatului de calciu la ape dure și alcalinitate ridicată...). Activitățile umane cele mai mari generatoare de suspensii sunt arăturile - mai ales pe pantă -, suprapășunatul, despăduririle, exploatarea pădurilor cu drumuri de tractor sau părții de alunecare / târâre în pantă, incendierea vegetației și mai puternic ca toate mineritul la suprafață. Majoritatea suspensiilor nu ajung în ocean ci se depun pe fundul apelor, în lacuri sau în zonele inundate. Suspensiile depind mult de panta râului, de natura geologică a regiunii etc. Apa potabilă nu trebuie să conțină suspensii. Cele organice și anorganice fine sunt greu de îndepărtat și crează probleme: înfundare filtre; gust și miros neplăcut; perturbarea dezinfecției, transportul de toxice, metale grele, poluanți diverși; crește CBO₅-ul. În râuri concentrația de suspensii e foarte variabilă în timp și chiar în cadrul secțiunii pe un râu, ceea ce o face mai greu de monitorizat corect.

Scăderea calității apei (culoare, gust, miros, tulburare, scăderea oxigenului, creșterea concentrației de fier, mangan, bioxid de carbon, amoniu, metan, hidrogen sulfurat etc.); corodarea conductelor; afectarea funcțiunilor recreative (turbiditate crescută a apei și miros ce o fac neatractivă, afectarea înotătorilor prin dermatite și conjunctivite de contact cu apa alcalină, risc crescut de diverse boli ex. schistostomiază, risc boli diareice la înghițirea apei încărcate cu toxice algale); afectarea pisciculturii (mortalitate piscicolă, dezvoltarea speciilor nedorite); alte consecințe diverse: înfundarea filtrelor, țevilor etc. Unele boli apar mai des odată cu eutrofizarea deoarece ea determină creșterea macrofitelor (plante de apă) ce favorizează creșterea unor organisme ce sunt gazde ale paraziților. De asemenea, înmulțirea algelor albastre duce la producere de toxine ce pot otrăvi animalele care se adapă și cresc și nitrații de pot produce methemoglobinemie. Uneori plantele acvatice crescute exploziv și excesiv pot bloca navigația pe râuri și lacuri....

Eutrofizarea se produce mai rar în râuri și e mai puțin gravă ca cea pe lacuri. Eutrofizarea se produce în multe zone și pe cale naturală, dar de regulă lent. de aceea cel mai corect ca poluare de origine antropică ar trebui să vorbim de eutrofizare accelerată. Ea a devenit o mare problemă în țările dezvoltate. unde se ajunsese ca în 1985 65% din lacuri să se considere eutrofe (numai 12% în Canada, 28% Africa de Sud, dar 70% în SUA!). Suedia avea deja în 1990 la 80% din stațiile de epurare și treaptă terțiară pentru eliminarea fosforului. NU sunt bani aruncați, deoarece odată produsă eutrofizarea, costurile de "reparație" sunt enorme. Austria a plătit peste 750 milioane USD pentru 28 de lacuri , peste 1 milion USD / km² lac!

Eutrofizarea se poate reversa (Metode sunt descrise într-un subcapitol ulterior) dar trebuie o mare grijă deoarece fenomenul este foarte complex și în ciuda intenselor cercetări este încă incomplet cunoscut și înțeles de oameni. Se pot face deja predicții, există și formule de calcul. Lupta cu eutrofizarea accelerată a înregistrat succese dar și eșecuri multe. Ea nu se poate rezolva cu măsuri tehnice punctiforme, deoarece e o adevărată boală a civilizației moderne, trebuind abordată

strategic, pe scară largă de spațiu și timp, în toate politicile de dezvoltare urbană, investiții, legislație etc.

Rolul sedimentelor în suspensie în transportul global al elementelor chimice majore de pe versanți în oceanele și mările lumii, prin cursurile de apă, este prezentat în (Tab. 1) [Walling, 1988].

Tab.1 Rolul sedimentelor în suspensie

Element chimic	Transport asociat sedimentelor Transport total (%)	Concentrația (mg/g)
Al	99,87	90,0
Fe	99,8	51,5
Ti	99,6	5,8
Mn	98	1,0
Si	96	281
P	95	1,15
K	86,5	21,0
F	80	0,97
B	60	0,07
N	57	1,2
Mg	56	11,0
Ca	43	24,5
C	34	20,0
Sr	32	0,015
Na	28	7,1
S	13	2,15
Cl	1	0,5
C anorganic	28	10,0
C organic	45	10,0
N organic	68	1,2
P organic	94	0,45
P anorganic	97	0,70

Spălarea substanțelor chimice din sol se poate realiza pe două căi principale : prin infiltrație și prin scurgerea de suprafață. Au fost dezvoltate mai multe modele de studiu a acestui proces, ele se bazează pe ipoteza că concentrația diferitelor substanțe chimice în scurgerea de suprafață descrește de la o valoare inițială, pe măsură ce o cantitate tot mai mare de substanțe sunt îndepărtate din orizonturile superioare de sol prin infiltrație și scurgere.

Flanagan și Foster [Flanagan et al, 1989] au studiat pierderile de azot și fosfor din sol prin scurgerea de suprafață. Studiul s – a bazat pe următoarele ipoteze :

- concentrația nutrienților este constantă pentru o concentrație a sedimentelor dată în scurgerea de suprafață
- concentrația nutrienților este constantă pentru o fracțiune granulometrică a sedimentelor totală
- concentrația nutrienților este constantă pentru o fracțiune granulometrică dată a sedimentelor funcție de finețea particulelor și de conținutul de materie organic.

Eutrofizarea antropogenă a bazinelor acvatice

Printre problemele ecologice ale mediului acvatic un loc important îl ocupă fenomenul de înflorire a bazinelor închise și a apelor marine litorale datorat diferitelor feluri de alge.

Fenomenul apare în urma poluării mediului acvatic cu substanțe biogene.

Substanțele implicate în circuitul biologic suferă schimbări biochimice succesive și, în final, ajung iarăși în mediul acvatic. Apare o analogie cu reacțiile în lanț în care elementele biogene și producții de metabolism participă în calitate de “transportori ai lanțului” metabolismului ecologic. În lipsa acțiunilor antropogene, inițierea procesului în lanț are loc ca urmare a reacțiilor din interiorul bazinelor acvatice.

Începutul desfășurării lanțului metabolic se consideră pătrunderea în mediul acvatic a formelor minerale ale azotului, fosforului sau a substanțelor organice ușor asimilabile. Ca măsură a inițierii naturale a proceselor metabolice din interiorul bazinelor acvatice poate servi mărimea producției primare - cantitatea totală de substanțe organice sintetizate într-o unitate de timp în urma procesului fotosintetic.

“Ruperea” lanțului metabolic are loc prin evacuarea substanțelor organice și a elementelor biogene din bazinele acvatice, prin depozitarea lor în depunerile de fund, în urma prinderii peștelui ș.a.m.d.

În condiții naturale se realizează o mulțime de cicluri metabolice care se intersectează reciproc astfel încât modelul simplificat, prezentat mai sus, servește doar pentru examinarea calitativă a circuitului substanțelor biogene în interiorul bazinului acvatic. Este evident că, în condiții staționare, concentrațiile relative ale “transportorilor” lanțului metabolic Pi (fie formele chimice ale elementelor biogene fie segmente ale lanțului trofic) se apreciază după mărimea constantelor de viteză efective ale proceselor lor de formare și a transformărilor ulterioare.

În condiții naturale, starea staționară (viteze egale de “inițiere” și “rupere”) poate chiar să nu fie obținută fiind funcție de biomasa microalgelor.

Odată cu îmbogățirea mediului acvatic cu biogeni se mărește viteza de rotire a lanțului metabolic și are loc creșterea biomasei totale a organismelor acvatice ceea ce duce la eutrofizarea treptată a bazinului acvatic. Prin “ruperea” lanțului metabolic, în bazinele acvatice închise are loc acumularea depunerilor de fund care servesc drept sursă secundară de elemente biogene.

Eutrofizarea reprezintă un proces natural de evoluție a bazinului acvatic. Din momentul “aparității”, bazinul acvatic trece, în condiții naturale, prin câteva stadii de dezvoltare: ultraoligotrofic, oligotrofic, mezotrofic iar în final bazinul acvatic devine eutrofic și hipereutrofic - are loc “îmbătrânirea” și pieirea bazinului acvatic, transformarea lui în mlaștină. Durata “vieții” bazinelor acvatice, în condiții naturale, este de 10-100 mii ani.

Prin modelul “înlănțuit” a circuitului substanțelor biogene se vor examina urmările poluării antropogene a bazinului acvatic cu elementul P (“transportorul” lanțului). Este evident că dacă viteza de livrare a lui P este mai mică decât viteza de “inițiere” naturală pe seama producției primare inițierea adaosului va mări doar întrucîtva procesul de “îmbătrânire” a bazinului acvatic, ceea ce se va exprima prin mărimea bioproductivității lui. La solicitarea intensă a biogenilor, deopotrivă cu creșterea bioproductivității bazinului acvatic, crește și viteza de acumulare a depunerilor de fund, se schimbă concentrația staționară a transportorilor lanțului metabolic care participă la circuitul substanțelor din interiorul bazinului acvatic și va fi schimbat chiar și caracterul “ruperii lanțului”. Dacă viteza de inițiere antropogenă va depăși producția primară se va produce dezechilibrarea legăturilor ecochimice dintre diferiții componenți ai ecosistemului.

Omul intervine în circuitul fosforului, în sensul creșterii ratei de scurgere a fosforului spre oceane, prin accelerarea proceselor de eroziune datorate restrângerii vegetației naturale, prin utilizarea pe scară largă a fertilizanților fosfatici în agricultură și în urma extinderii detergenților. Circa 5-6 milioane t de fosfor mineral sunt introduse în circuit, prin îngrășămintele minerale obținute din exploatarea rocilor fosfatice. Cantitățile excesive de fosfor ajunse în apa lacurilor (îngrășăminte, ape uzate) contribuie la fenomenul de eutrofizare a apelor.

(<http://www.scribube.com/geografie/ecologie/FUNCTIILE-ECOSISTEMULUI84118.php>)

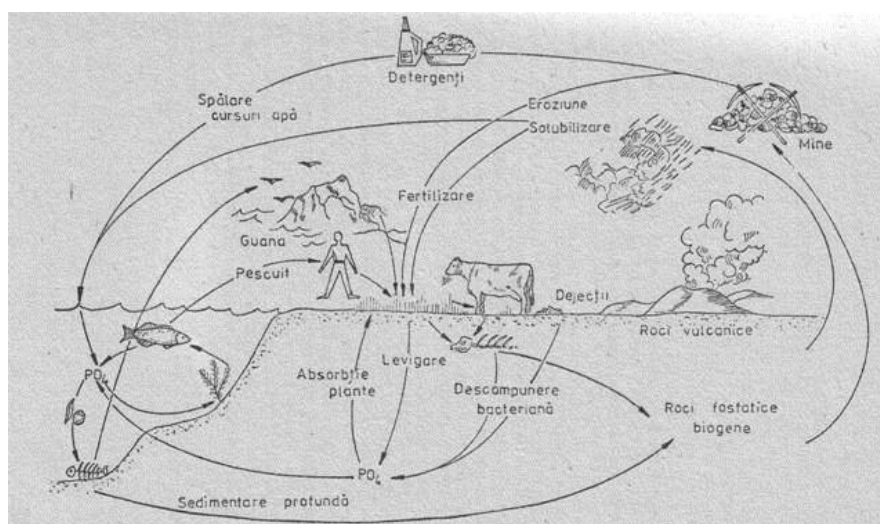


Fig. 4.1 Circuitul fosforului în natură

Sub acțiunea curenților de biogeni din exterior, locul stării dinamice echilibrate va fi luat de starea staționară, mai precis cvasi-staționară, a ecosistemului. Concentrația transportorilor lanțului metabolic va depinde nu atât de procesele din interiorul bazinelor acvatice cât de factorii externi ai solicitării antropogene. Are loc autoaccelerarea eutrofizării bazinului acvatic care poate fi urmată de o explozie de “înflorire” a apelor și de apariția deficitului de oxigen (participant la procesele metabolice). În condițiile eutrofizării antropogene, degradarea ecosistemului bazinului acvatic capătă un caracter progresiv și se produce în decurs de câteva zeci de ani.

Un alt aspect al acțiunii antropogene asupra bazinului acvatic îl reprezintă poluarea mediului acvatic cu substanțe toxice. În acest caz, prin pierderea unuia sau a câtorva segmente a lanțului trofic are loc micșorarea bioprodactivității bazinului acvatic în întregime.

Microorganismele celor mai joase niveluri trofice schimbă cel mai intens substanțe cu mediul exterior. Viteza de eliminare a substanțelor biogene de către microorganisme, ca și viteza de folosire a biogenilor, este proporțională cu biomasa microorganismelor. Ca urmare, în condiții staționare, conținutul de substanțe biogene din mediul acvatic depinde puțin de biomasa microorganismelor. Odată cu creșterea biomasei are loc accelerarea circuitului lui P fără schimbări esențiale ale concentrației staționare. Cu alte cuvinte, în ecosistemul acvatic se produce hemostaza substanțelor biogene, adică se realizează un echilibru fazic în sistemul “substanțe biogene-microorganisme acvatice” (după tipul echilibrului fazic “substanță dizolvată – fază solidă”). Principalele surse de poluare a bazinelor acvatice cu substanțe biogene sunt reprezentate de spălarea îngrășămintelor azotoase și fosforice de pe câmpuri, construcția rezervoarelor de apă fără curățarea corespunzătoare a albiei, aruncarea apelor uzate ș.a.

În afara poluării mediului acvatic cu substanțe biogene, drept factori antropogeni de eutrofizare a bazinelor acvatice mai servesc: micșorarea schimbului de apă, construcțiile digurilor, formarea zonelor de apă stagnantă, poluarea apei. Prin procesul de eutrofizare a bazinului acvatic se înrăutățește starea lui sanitară: se înmulțesc speciile de organisme parazitare, microflora patogenă și virusii, apar cazuri de îmbolnăvire a păsărilor înotătoare, a animalelor și a oamenilor prin intermediul apei, se declanșează boli ca holera, hepatita, febra tifoidă ș.a.

De când hidrologia și ecologia sunt influențate puternic una de cealaltă, la nivelul structurilor biotice este necesar, pentru ambele domenii ale științei, să se depășească piedicile tradiționale și să se înceapă o abordare în care descoperirile din fiecare domeniu contribuie în baza cantitativă de cunoștințe ale celeilalte. Investigațiile numerice ale proprietăților spațiale și funcționale ale structurilor biotice și elementelor hidrologice (mlaștini, văi inundabile, sisteme ale râurilor) vor îmbunătăți potențialul productiv al modelelor hidrologice.

Precipitații mai intense, asociate irigații masive în timpul perioadei de vegetație și creșterii ieșirilor de biomasă vegetală (productivitate sporită datorită creșterii fotosintezei care determină consumuri sporite de fosfor biodisponibil) va determina o serie de consecințe secundare negative multiple (eutrofizarea ape de suprafață, contaminare acvifere, reducerea biodisponibilității) al căror efect final va fi reducerea fixării globale de bioxid de carbon.

(<http://www.scribde.com/geografie/Schimbarile-climatice-si-efect42121.php>)

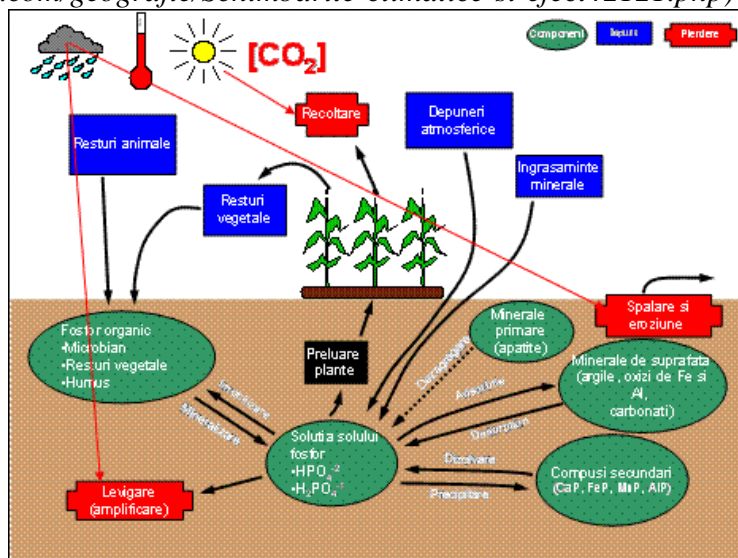


Fig. 4.2 Amplificarea pierderilor de nutrienți (fosfor) sub acțiunea schimbărilor climatice

Cap.5 Eutrofizarea lacurilor de acumulare de pe Bârzava Superioară. Lacul Gozna și Secu – studiu de caz

5.1 Introducere și cadrul natural

Apa și solul sunt factori importanți ai mediului înconjurător, fiind indispensabili vieții. Orice activitate umană necesită consumuri mai mari sau mai mici de apă.

Ecosistemele acvatice și terestre sunt supuse unui lung șir de interacțiuni determinate de activitatea umană, punând în pericol integritatea și determinând declinul alarmant al speciilor componente. Defrișările, mineritul, industrializarea, urbanizarea, culturile agricole, dar și alte activități umane modifică structura habitatelor terestre și acvatice atât cantitativ cât și calitativ.

Prin poluare se înțelege rezultatul unei acțiuni care produce dereglarea funcționalității normale ca suport și mediu de viață în cadrul diferitelor ecosisteme naturale sau create de om, dereglare manifestată prin degradarea fizică, chimică sau biologică, ori prin apariția unor caracteristici care reflectă deprecierea zonelor afectate.

În județul Caraș-Severin după fluviul Dunărea, cel mai poluat râu este Bârzava, urmat de râurile Caraș și Nera. Principalele surse de poluare ale apei și solului din bazinul hidrografic Bârzava sunt Combinatul Siderurgic Reșița și Întreprinderea Constructoare de Mașini tot din Reșița.(dupa S:G:A: Caraș-Severin)

5.1.1 Localizare

Râul Bârzava izvorăște din Munții Semenic de la altitudinea amonte de 1190 m și aval 77 m, are lungimea cursului de apă de 154 km, cu o pantă medie de 7% și un coeficient de sinuozitate de 1,50.

Suprafața bazinului de recepție este de 1202 km², altitudinea medie fiind de 289 m.

În cursul său superior Bârzava străbate o zonă de roci cristaline în care a săpat o vale adâncă cu aspect de defileu între localitățile Văliug și Reșița. În continuare râul străbate Depresiunea Reșitei și apoi defileul Moniom-Bocșa, zonă în care pantele râului scad treptat, pentru că în sectorul piemontan, dar mai ales cel de câmpie, albia se lărgțește tot mai mult, ajungând în unele zone până la 2-4 km lățime.

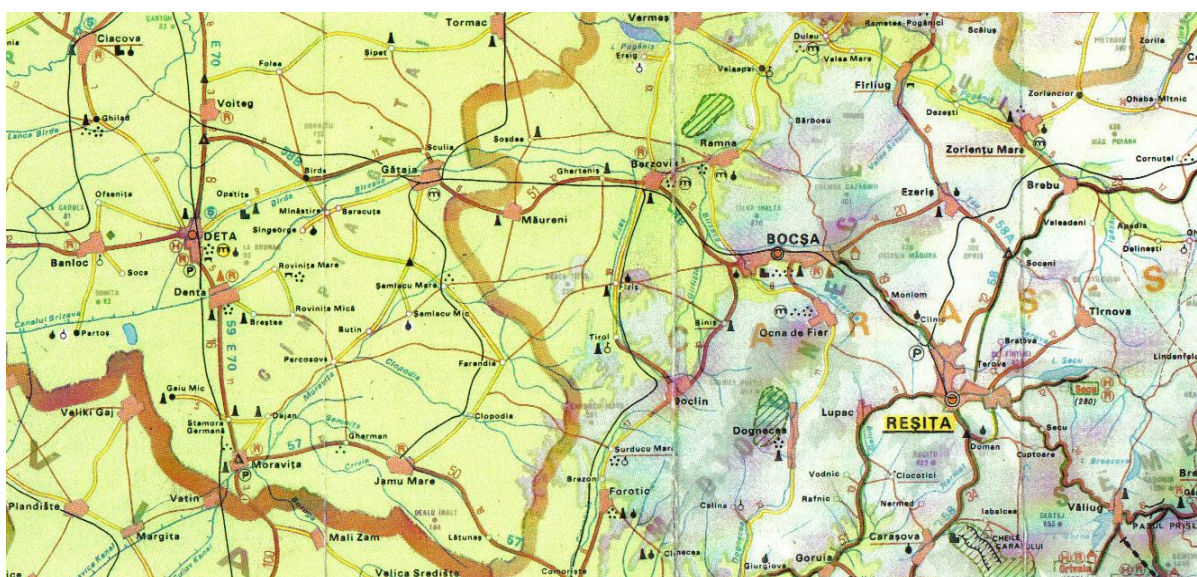


Fig. 5.1 Prezentarea zonei

Bârzava primește afluenți mici: Valea Mare, Valea Doman, Țerova, Fizeș, acesta din urmă curge pe un fost curs al râului principal. Inițial Bârzava curgea spre depresiunea mlaștinilor Alibunar (Serbia), împreună cu afluentul său Moravița, însă prin realizarea sistemului de desecare Terezia, cursurile inferioare ale acestor râuri se îndreaptă spre Timiș

Este afluent al Timișului de gradul II și face parte din bazinul hidrografic Bega-Timiș-Caraș, subbazinul Timiș. Se varsă în Timiș pe teritoriul Iugoslaviei.

Ca și afluenți principali are:

- Moravița, cu o lungime de 14 km și o suprafață de 35 km²;
- Gârliște, cu o lungime de 15 km și o suprafață de 38 km²;
- Vornic, cu o lungime de 13 km și o suprafață de 45 km²;
- Fizeș, (care curge pe un fost curs al râului principal) cu o lungime de 26 km și o suprafață de 74 km². (după S.G.A Caraș-Severin, 2005).

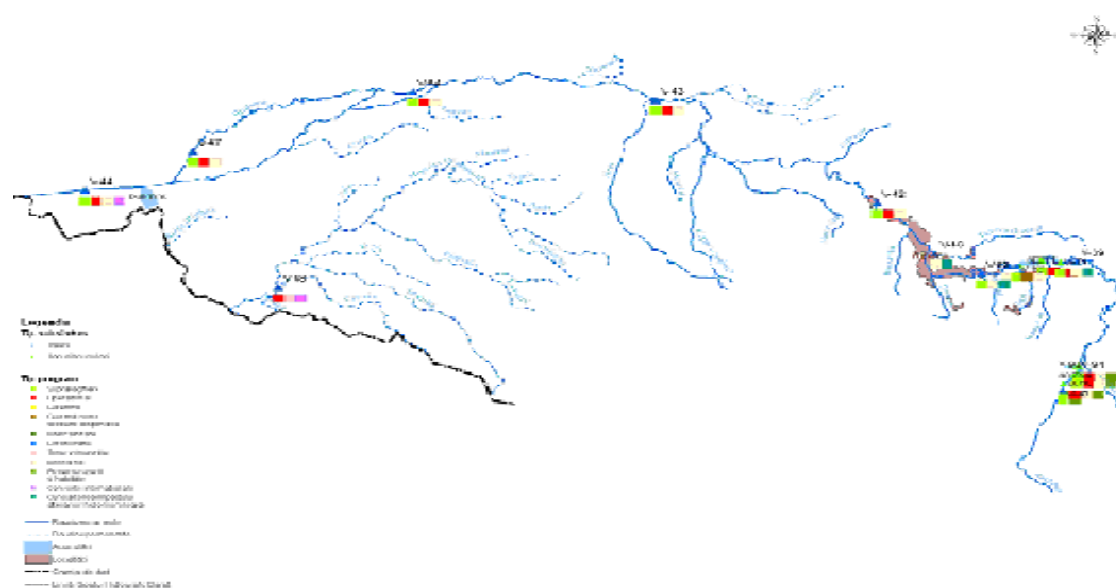


Fig. 5.2 Prezentarea bazinul hidrografic Bârzava

5.1.2. Geologie – geomorfologie

Substratul geologic al bazinului hidrografic Bârzava este alcătuit din roci metamorfice de mezozonă, puțin șistoase, dar cu cristalizare dezvoltată, de natură acidă.

Geneza reliefului este strâns legată de tectonica plăcilor și microplăcilor ce pendulează pe astenosferă, respectiv de placa Africană aflată în contact cu placa Euroasiatică.

Fundamentul vechi al teritoriului este construit din șisturi cristaline și mase eruptive al căror metamorfism, tectonică și punere în loc s-a realizat în timpul cutărilor prealpine; ulterior au fost afectate de cutările alpine.

În timpul orogenezei precambriene au luat naștere majoritatea șisturilor cristaline ale domeniului getic și o parte din cele ale domeniului danubian. Metamorfozate în timpul orogenezei caledoniene, depozitele paleozoice mai noi au fost cutate și afectate de un metamorfism regional de grad scăzut în timpul orogenezei hercinice. Depozitele neozoice se dispun transgresiv pe unitățile tectonice formate anterior în faza austriacă și faza getică, cu paroxism la începutul paleocenului (în urmă cu 70 milioane ani). Ca rezultat al acestei evoluții geotectonice s-au format mai multe unități structurale, dintre care face parte și unitatea Semenice, formată din șisturi cristaline mezometamorfice cu dislocații rupturale oblice la vest de Armeniș și Bucosnița și falii transversale la Brebu și Luncavița - Mehadica.

Rocile metamorfice sunt reprezentate de micașisturi în complex cu diverse minerale, din faciesul amfibolitelor, propriu masivului Semenic. În afară de acestea, pe 10 % din suprafață apar roci eruptive de asemenea acide, de tip granitoid.

Regiunea se remarcă prin trei situații geomorfologice distincte și anume:

- versantul drept al văii Bârzava, de la obârșie până la cracul Sonar, caracterizat prin forme de relief ondulate, uneori frământate, cu pante rezezi în aval și moderate în amonte;
- versantul stâng al aceleiași văi, de la obârșie până la cotul Turcului, reprezentat de forme de relief ondulate și chiar plane, cu pante mai mici;
- obârșia Timișului, fragmentată de o rețea palmată de văi.

Fondul forestier este situat între 390 m altitudine și 1360 m altitudine, altitudinea medie fiind de 850 m.

Altitudinile cuprinse între 390 și 400 m ocupă o suprafață de 4,6 ha, cele între 401 și 600 m ocupă 10% din suprafața, cele între 601 - 800 m ocupă 28%, între 801 - 1000 m 27%, 1001 - 1200 m ocupă 27%, iar altitudinile de 1201 - 1360 m ocupă 8% din suprafața.

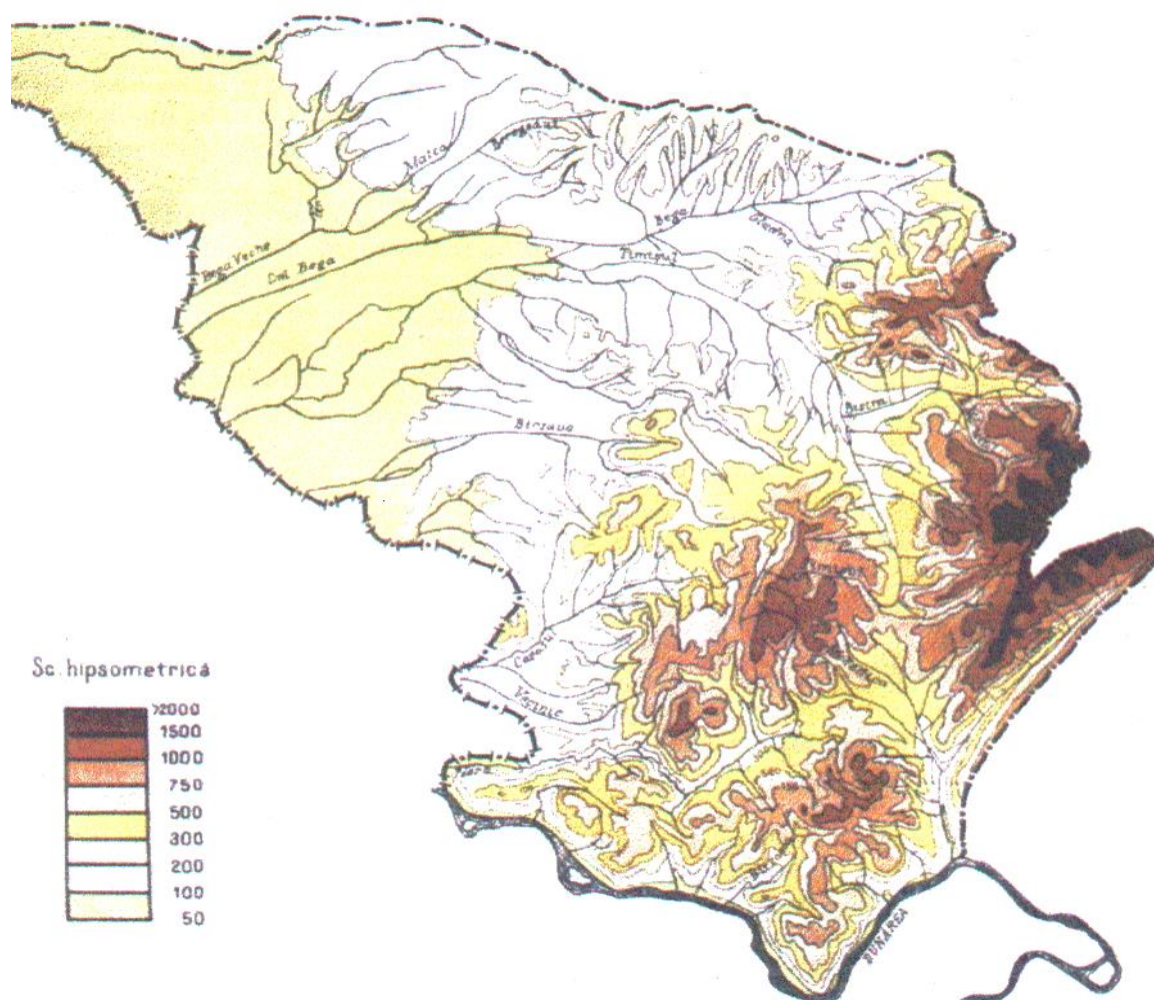


Fig. 5.3 Harta hipsometrică a Banatului

Râul Bârzava își are izvoarele în Munții Semenicului, sub vârful Căpățâna, care culminează în vârful Piatra Goznei, important nod orohidrografic. Relieful coboară la nord de vârful Semenic până spre vârful Nemanul Mare. În această regiune a Munților Semenic Bârzava se adâncește în formațiuni

eruptive de granitoid, iar în cursul sau, până la ieșirea din acești munți străbate șisturi metamorfice ale Domeniului Getic.

Munții Semenic, reprezintă un masiv bine individualizat mărginit de arii depresionare și culoare tectonice, care domină regiunile înconjurătoare. Limita estică urmează în general Culoarul Timișului care îl separă de Munții Țarcu, limita de nord are caracter de tranziție spre Dealul Pogănișului desfășurându-se pe bordura sudică a bazinului sedimentar al Caransebeșului, limita de sud corespunde contactului cu Depresiunea Domașnea - Mehadia și Depresiunea Almăjului, iar cea de vest se desfășoară în general în lungul văilor Miniș și Poneasca până la domeniul carstic a Munților Aninei.

Relieful general al masivului are înfățișarea unei platforme cu suprafețe larg ondulate pe a cărei treaptă cea mai înaltă se conturează vârfurile Semenic (1446m), Piatra Goznei (1447m) și Poiana Nedeii (1437 m) acoperite cu pajiști.

În cea mai mare parte, Semenicul este format din șisturi cristaline intens metamorfozate, la care se adăuga pe suprafețe mai reduse rocile eruptive întâlnite în zona Poneasca și zona înaltă și rocile sedimentare prezente mai cu seamă la periferia masivului.

Semenicul constituie principalul centru orohidrografic al Banatului, din compartimentul său sudic pornesc în toate direcțiile râurile Timiș, Bârzava, Nera, Mehadica.

Râul Bârzava își continuă cursul prin Depresiunea Ezerișului și Depresiunea Reșiței, care se dezvoltă în lungul Văii Bârzavei de la Reșița până aproape de localitatea Moniom, având o formă alungită pe direcția sud-est - nord-vest. În depresiune, Bârzava și-a sculptat o vale largă, cu terase care se strâmtează la traversarea Munților Dognecei, situați în partea de nord-vest a Munților Banatului, având direcția nord-est - sud-vest. Aceștia sunt tăiați în partea centrală de râul Bârzava în sudul căruia se găsesc două culmi paralele separate de Valea Dognecei.

În continuare cursul Bârzavei străbate Câmpia Moraviței și Câmpia Șipotului, și drenează teritoriul județului Timiș.

Câmpia Gătaia sau Bârzava, câmpie înaltă cu depozite fluvio – lacustre, cu depuneri torențiale în bază (pietrișuri, nisipuri, marne) și un strat de argilă predominant smectitică la partea superioară. Sectoarele delimitate sunt: Clopodia – Șemlac, Măureni – Gătaia, Șipet – Tormac și Buziaș - Nițchidorf.

Câmpiile de terase s-au format, de regulă, pe stânga râului Bârzava. Se deosebesc de câmpiile piemontane prin orizontalitatea platourilor, prin natura mai acidă a materialelor parentale, evoluția înaintată a solurilor și accentuate fenomene de hidromorfism stagner.

Câmpiile joase cu depozite aluvio – proluviale sunt constituite din unirea a numeroase conuri de împrăștiere ale râurilor Mureș, Bega, Timiș și Bârzava în perimetrul vechilor delte continentale cuaternare. Se caracterizează printr-o mare neuniformitate a microreliefului și a depozitelor. În general, pe formele grindate s-au identificat depozite fluviatile grosiere remaniate ulterior eolian, iar pe cele depresionare materiale mai fine sau chiar argile.

În morfologia câmpiilor se observă numeroase divagări, meandrări sau zone înmlăștinite, înconjurate de grinduri sau platouri mai înalte, urme ale unor vechi resturi de terase înalte.

Câmpiile joase, cu depozite aluvio – proluviale, din sectorul de luncă comună Timiș – Bega – Bârzava sunt relativ recente, drenate de o serie de râuri cu regim permanent, Bega, Timiș, Pogăniș, Bârzava, Moravița.

Câmpia aluvio-proluvială a Bârzavei este situată pe conul de dejecție al râului Bârzava și coboară de la 100m în est la 83m în vest. Împinse cu putere de Bârzava, depozitele aluvio-proluviale pătrund adânc spre vest, sub forma unor sectoare alungite întrerupte de areale coborâte, urme ale fundului vechiului lac Panonic (ramificațiile estice ale mlaștinilor Palanca și Alibunar). În aceste zone au fost depuse sedimente extrem argiloase, cu fracțiuni mineralogice argiloase de tip smectic, pe care au evoluat soluri cu caracter vertic, utilizate de peste 130 de ani ca orezării (Partoș - Banloc). Spre vest, câmpia este acoperită fragmentar de materiale loessoide intens remaniate fluviatil.

Luncile sunt cele mai recente forme de relief, cu precădere holocene, a căror înfățișare a fost condiționată de modificările survenite în dinamica râurilor, de variații climatice sau de subsidență.

În general, sunt acoperite de materiale grosiere, mai rar fine, pe grosimi din ce în ce mai mari spre vest și cu un procent mai mare sau mai mic de schelet.

Aspectul luncilor diferă în funcție de zona pe care o străbate râul. Lunca râului Bârzava, este mai redusă ca extindere, cu o pantă longitudinală medie de 1-2 m/km și este acoperită predominant de materiale fluviatile grosiere cu un procent mai ridicat de fragmente scheletice.

Pe traseele de vale îngusta, pantele talvegului ating valori medii de circa 22 - 25 m/km. În cursul râului se afla lacurile de acumulare Valiug, (cu o suprafață de 59 ha și un volum de 10,7 mil. m³); Breazova (S=12 ha, V=1,2 mil. m³) și Secu (S=101ha, V=14,4 mil. m³). Aceste lacuri, pe lângă importanța lor hidroenergetică și de alimentare cu apă potabilă a orașului Reșița, constituie și baza de agrement pentru turismul regional.

Un rol esențial în geneza și evoluția cursului Bârzei l-a avut largirea văii sale la Valiug, în cristalinul getic. Marea dezvoltare a teraselor fluviatile și a nivelului de lunca în bazinul de la Văliug, gruparea unor confluente principale pe aliniamente cu poziție perpendiculară în raport cu axa Văii Bârzava, grosimea mare a depozitelor de umplură, sunt dovezi ale rolului deosebit de activ pe care l-a jucat această arie depresionară.

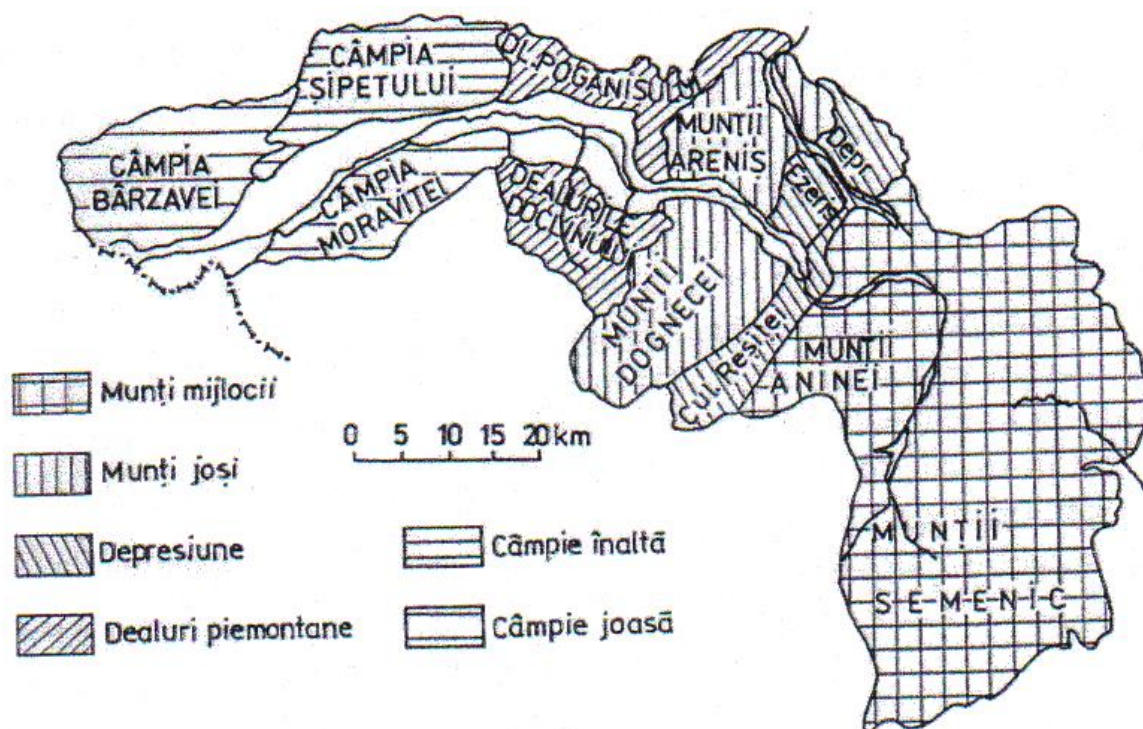


Fig. 5.4 Schița morfografică a Văii Bârzava

5.1.3. Hidrologia și hidrografia

Râul Bârzava de la obârșie și până la Cotul Turcului are ca afluenți pâraiele Bogatu, Breazova, Izvorul Râu, Gozna, Goznița, Bolnovăț, Băile Alibeg, Berzăvița, Beți, Crivaia, Crainicu, Lișcovu și Cozia, ce drenează o suprafață de 30 km², iar prin canalul Bârzava preia din bazinul Nerei superioare apele de pe o suprafață de recepție de aproape 13 km². În cursul său superior Bârzava străbate o zonă de roci cristaline în care a săpat o vale adâncă cu aspect de defileu între localitățile Văliug și Reșița.

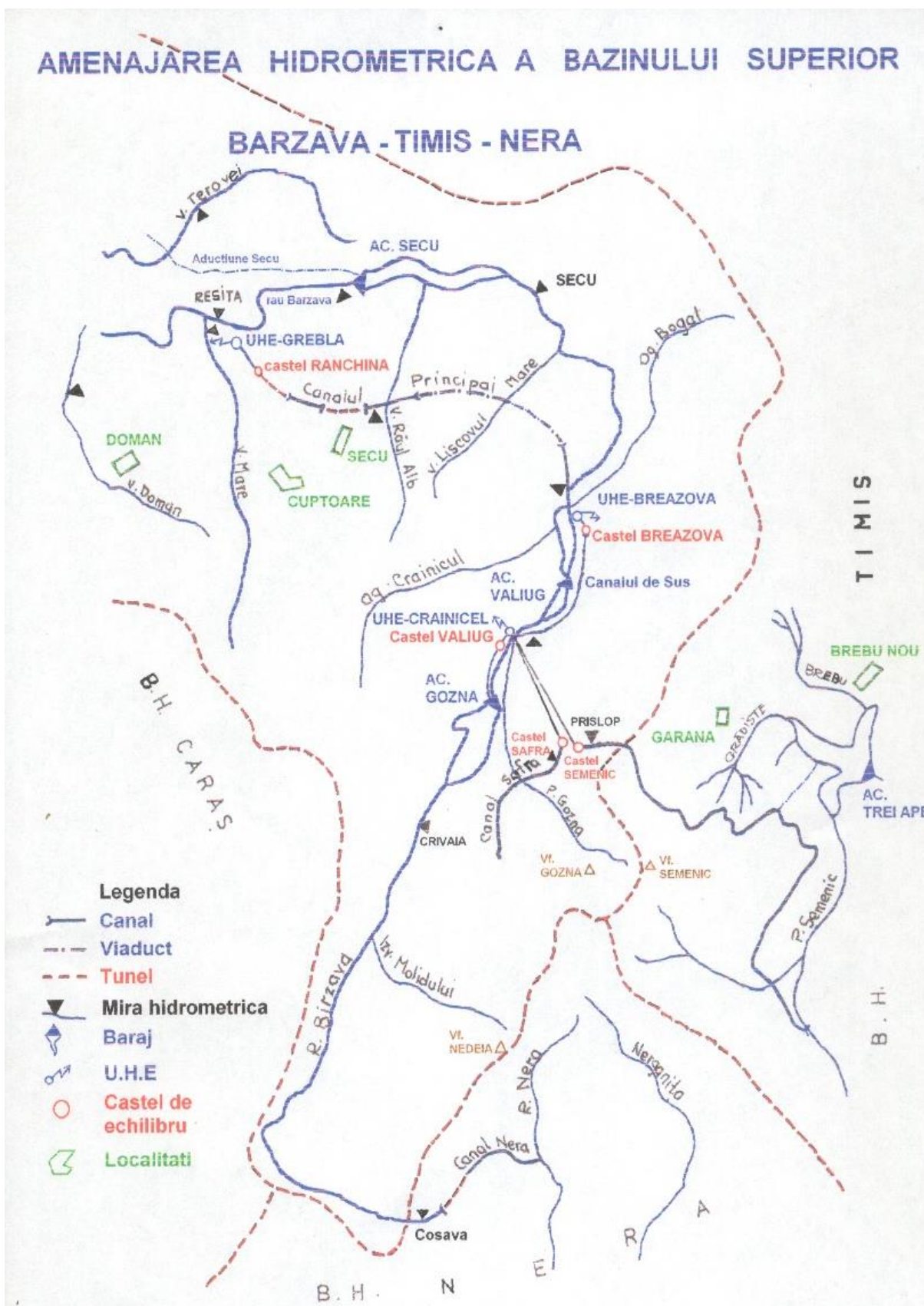


Fig. 5.6 Amenajarea hidrometrică a bazinului

În cursul superior până la ieșirea din zona montană, valea Bârzavei este îngustă cu pante ce depășesc 15 m. În acest sector captează prin canalele Semenice și Zănoaga ape de pe 43 km² din bazinele superioare ale Timișului și Nerei, necesare acumulărilor de la Văliug, Gozna și Secu amenajate, pentru alimentarea cu apă a Reșiței.

Cursul mijlociu al Bârzavei străbate Munții Dognecei și Dealurile Doclinului, având pante de aproximativ 2 m/km sau chiar mai puțin și o albie majoră ce ajunge pe alocuri la 1 km lățime, primește relativ puțini afluenți mici.

Cursul inferior drenează sectorul sudic al Câmpiei Banatului, formând o albie majoră de până la 4 km și o albie minoră divagată cu numeroase meandre. Panta redusă sub 1m/km și caracteristicile menționate ale substratului au favorizat dese inundații și bălțiri ceea ce a făcut necesară rectificarea și îndiguirea văii.

Pe stânga, Bârzava primește pe teritoriul iugoslav râul Moravița ce drenează în România un bazin de cca. 400 km², situat cu precădere în zona de câmpie ce îi poartă numele. Caracteristicile acestui râu sunt aceleași cu ale Bârzavei în bazinul inferior, albia sa a fost de curând îndiguită și suprafețele învecinate completate cu canale de desecare.

5.1. 4. Hidrogeologia

Apele subterane sunt divizate de hidrogeologi în ape descendente și ascendente; cele descendente se pot separa în ape freatice (au debit suficient pentru a fi folosite în alimentările cu apă), ape suprafreatic (acumulate temporar deasupra stratului freatic) și ape captive descendente.

Pentru pedologie, orizontul de apă întâlnit în profil nu are caracter freatic decât arareori, astfel că se folosește termenul de apă pedofreatică prin care se înțelege suprafreaticul și orice strat saturat de apă din sol. Această apă pedofreatică prezintă o deosebită importanță pentru sol și plantă și ea este alimentată din rețeaua hidrografică în mod constant și din precipitații. Ca urmare, lucrările de îmbunătățiri funciare din Banat, care au modificat regimul hidrografic natural au condus la profunde modificări ale regimului hidrogeologic, pentru ca nu există ape subterane care să nu fi trecut prin faza de apă de suprafață (excepție apele juvenile).

În formațiunile piemontane, adâncimea apelor pedofreatice pe interfluvii depășește 10m, iar în lunci în jur de 1-5 m. În câmpiile piemontane, formate prin îngemănarea unor serii de conuri mari de dejecție (Mureș, Timiș, Bega, Bârzava, Caraș) care prin căderea lor naturală determină adâncimea și direcția de curgere se constată o micșorare treptată a adâncimii apelor pedofreatice de la 8-10 m spre 2-5 m în marginea câmpiei și chiar o zonă de efilare în văi sub forma izvoarelor și cu soluri gleice.

În câmpia joasă, de divagare, apele pedofreatice sunt aproape de suprafața terenului (0,5 -3,0 m) și au o scurgere foarte lentă, chiar stagnante, ceea ce determină o încărcare a lor cu săruri provocând salinizarea solurilor.

În Munții Semenice circulația apelor freatice este intensă, iar debitele specifice subterane variază în jur de 2-5 l/s/km².

Râul Bârzava drenează fluxul subteran până la Deta. În sectorul inferior, apele râului cu nivel freatic intra în echilibru sau îl alimentează parțial. Interferența dintre apele freatice și apa râului Bârzava se extind de obicei numai în limitele câmpiei joase, de subsidența și în lunca. În fazele de ape mari, Bârzava alimentează orizontul freatic, mai evident atunci când viiturile se produc într-o perioadă de niveluri coborâte ale suprafeței piezometrice. Pe interfluvii și în special în câmpie, sursa principală (96%) o constituie apa din precipitațiile infiltrate.

Zona de alimentare indirectă a stratului freatic prin deversarea fluxului subteran din părțile mai înalte ale câmpiei, se poate delimita în sectoarele de contact dintre câmpia piemontana și cea joasă, pe următorul aliniament: Liebling - Voiteg - Deta. Pentru acest aliniament se mențin suprafețe cu exces de umiditate. În sectoarele de subsidența apele freatice sunt mai apropiate de suprafața terenului (0,5 - 3 m) și au o scurgere foarte lentă sau stagnează. Regimul lor este puternic influențat de lucrările de îndiguire și desecări. În aceste condiții apar salsodisolurile, iar calitatea apelor se înrăutățește.

Apele de adâncime, cu caracter ascensional sau artezian, sunt răspândite în regiunile sedimentare ale văii Bârzavei. Zona cu ape dulci, carbonatate, dintre izvoarele Bârzavei și localitatea Bocșa coincide cu zona de alimentare a apelor de adâncime. Aceasta zona hidrochimică se întinde și la suprafață, însă are un rol deosebit în îndulcirea orizonturilor de ape de adâncime. Zona montană cu straturi acvifere specifice cumpenelor cu strate cutate, prezintă acumulări locale de ape captive cu o direcție de inclinare generală a orizonturilor acvifere est - vest. Aceste ape de adâncime sunt utilizate îndeosebi pentru alimentarea cu apă potabilă a orașului Bocșa, constituind adevărate lacuri subterane.

Între Bocșa și granița cu Serbia, de-a lungul văii Bârzavei, suprapunându-se raionului depresionar de subsidență mezocainozoică, necutat sau slab cutat, apele de adâncime sunt dulci, carbonatate, sulfurate, alcaline sau sărate.

La nivelul orașului Bocșa, au fost efectuate foraje de adâncime, aparținând de gospodăriile comunale și foraje de adâncime din patrimoniul CNAR - Direcția Apelor Banat, având drept scop aprecierea calității apei în stratul de adâncime. Din măsurători rezultă că toți indicatorii au avut valori ale concentrațiilor mai mici decât limitele admise, conform STAS 1342/91, cu excepția indicatorului amoniac. Astfel, la un foraj de pe raza localității Bocșa, aparținând de gospodăria comună, acesta a avut o valoare de 0,9 mg/l. Față de această situație este necesară monitorizarea calității apei subterane și aplicarea de măsuri pentru reducerea și sistarea poluării.

Apă din primul strat freatic (din fântâni) este folosită pentru băut și nevoi gospodărești de circa 80% din populație, sistemul de alimentare cu apă nefiind destul de dezvoltat pentru a face față consumului rural.

5.1.5. Clima

Din punct de vedere climatic, bazinul hidrografic Bârzava se încadrează în zona climatului temperat continental moderat cu influențe submediteraneene, rezultat al suprapunerii circulației maselor de aer atlantic cu invaziile de aer mediteranean. Acest climat generează caracterul moderat al regimului termic, perioadele de încălzire din timpul iernii, precum și cantități medii multianuale de precipitații relativ ridicate cuprinse între 600-1400 mm/an. Repartiția teritorială a temperaturilor se caracterizează printr-o mare neuniformitate: în zona de câmpie temperaturile medii multianuale sunt cuprinse între 10-11°C, iar în zona montană ajung la -2°C.

În zona montană înaltă (Semenic), climatul se caracterizează prin temperaturi medii anuale ce variază între 0,4°C la stația meteorologică Țarcu (2186 m) și 5,5°C la Semenice (1436 m) și precipitații anuale de 1100 mm la Țarcu și 1210 mm la Semenice, ultimul masiv având pluviozitatea cea mai ridicată din întreaga provincie și constituind în același timp cel mai important nod orohidrologic al acesteia. Precipitațiile se repartizează neuniform cu maxima de peste 100 mm/lună în perioada mai-august.

Regimul termic

Principalii parametri ce caracterizează regimul termic al acestei regiuni sunt redați pe categorii de altitudine, cunoscut fiind faptul că temperatura prezintă o variație apreciabilă în funcție de altitudine.

Au fost folosite datele cuprinse în Atlasul Climatologic al României și datele înregistrate la stațiile meteorologice din Reșița

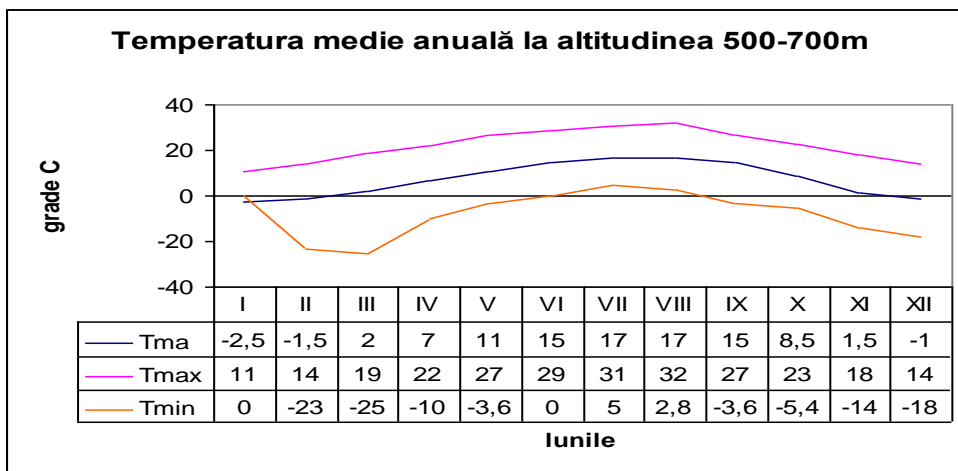


Fig. 5.7 Temperatura medie anuală la altitudinea 500-700m

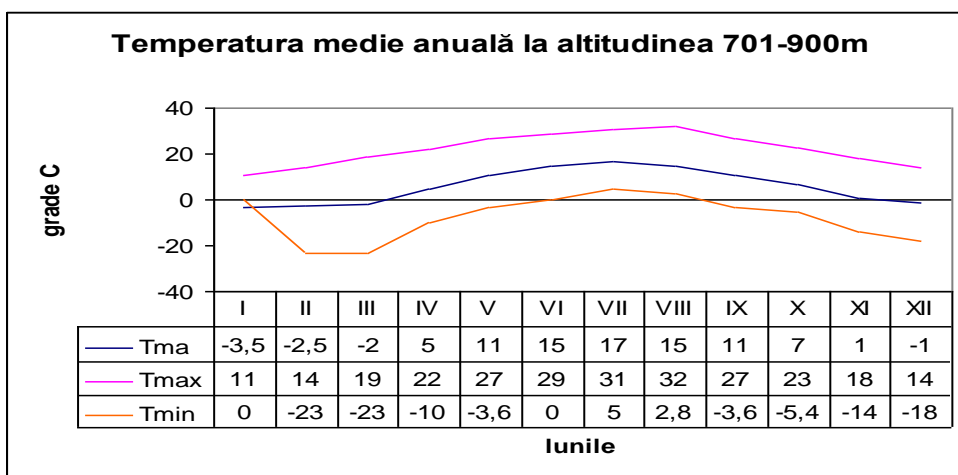


Fig. 5.8 Temperatura medie anuală la altitudinea 701-900m

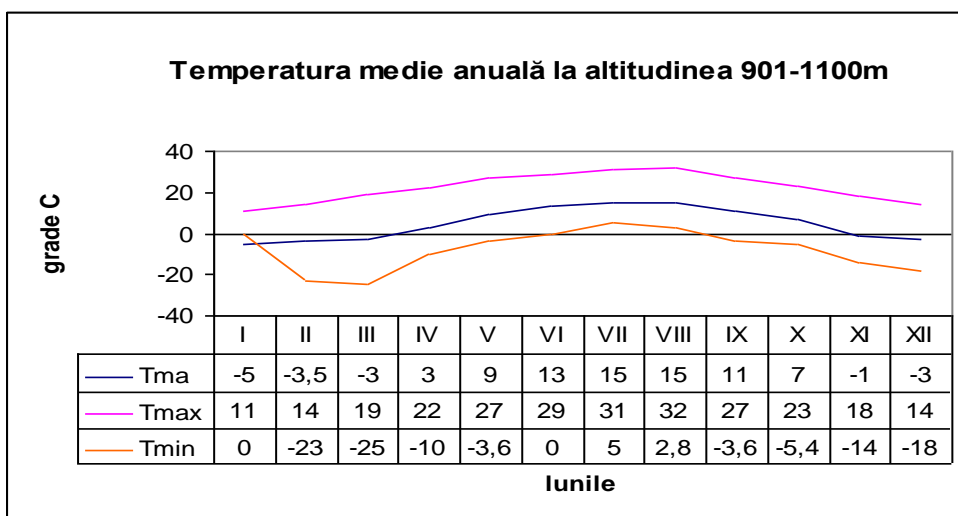


Fig. 5.9 Temperatura medie anuală la altitudinea 901-1100m

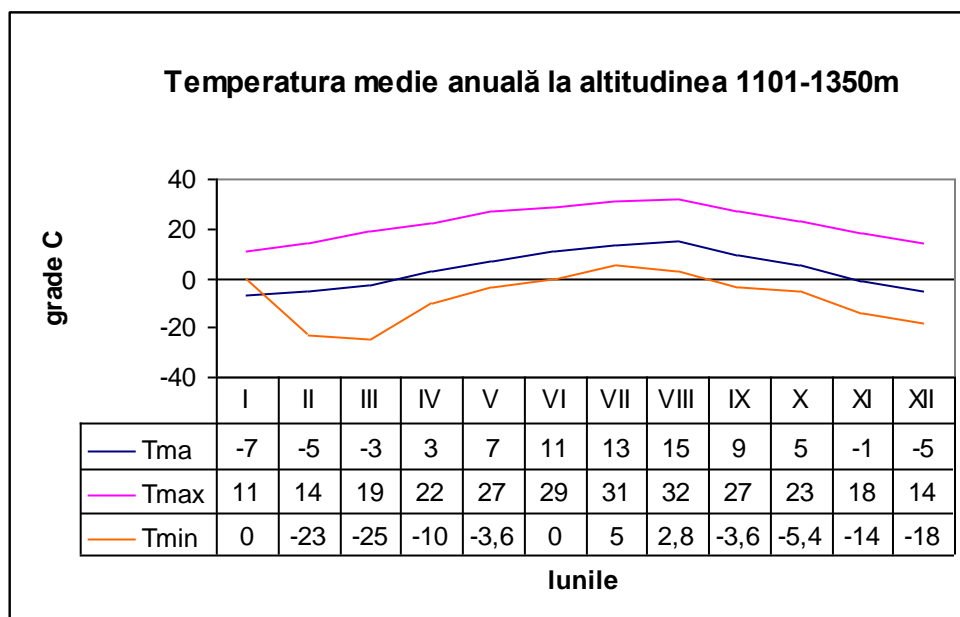


Fig. 5.10 Temperatura medie anuală la altitudinea 500-700m

Valorile folosite în graficele de mai sus au fost înregistrate la stația meteorologică Văliug, situată la 500 m altitudine și la stația meteorologică Semenice, situată la 1400m altitudine.

Din datele prezentate rezulta ca în lunile de vara temperaturile medii sunt în continua creștere, dar totuși sunt mai moderate, de la o luna la alta, comparativ cu lunile de primăvară. Începând cu luna august pentru zonele joase și septembrie pentru regiunile montane, valorile încep să scadă progresiv.

Analizând temperatura pe anotimpuri se constată că iernile sunt relativ aspre în regiunile muntoase înalte (-5°C) și prezintă valori ale temperaturii pozitive în zonele coborâte.

Temperatura medie cea mai scăzută se înregistrează în luna ianuarie, iar cea mai ridicată în iulie și august, rezultând o amplitudine de $19 - 20^{\circ}\text{C}$. De asemenea, s-a constatat că prima zi de îngheț apare în jurul datei de 15 octombrie, iar ultima dispăre în intervalul 10 - 20 aprilie; aceste temperaturi nu au produs vătămări importante la arborete, cu excepția unor gelivuri la pinul strob.

Regimul pluviometric

Analizând cantitățile de precipitații atmosferice, constatăm că ele cresc în raport cu altitudinea, având o medie anuală de 1000 mm la altitudinea de 500m și o medie anuală de 1300mm la altitudini cuprinse între 900 și 1350 m.

Privitor la repartizarea precipitațiilor atmosferice în sezonul cald și în cel rece, se constatăm o creștere în raport cu altitudinea și o diferențiere accentuată între semestrul cald și cel rece.

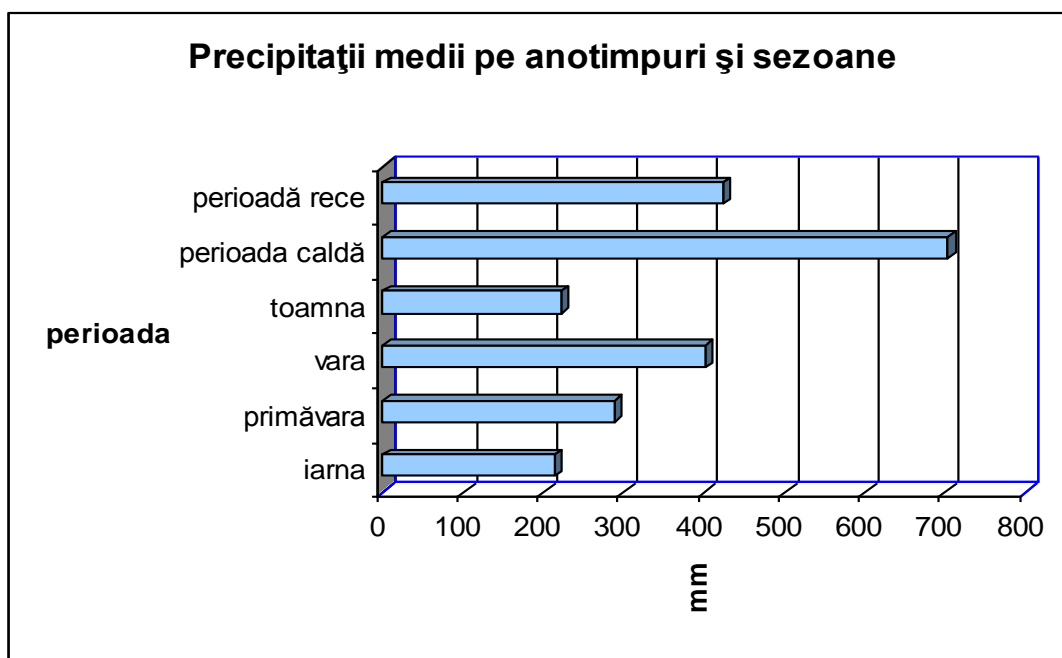


Fig. 5.11 Precipitațiile medii anuale în BH Bârzava

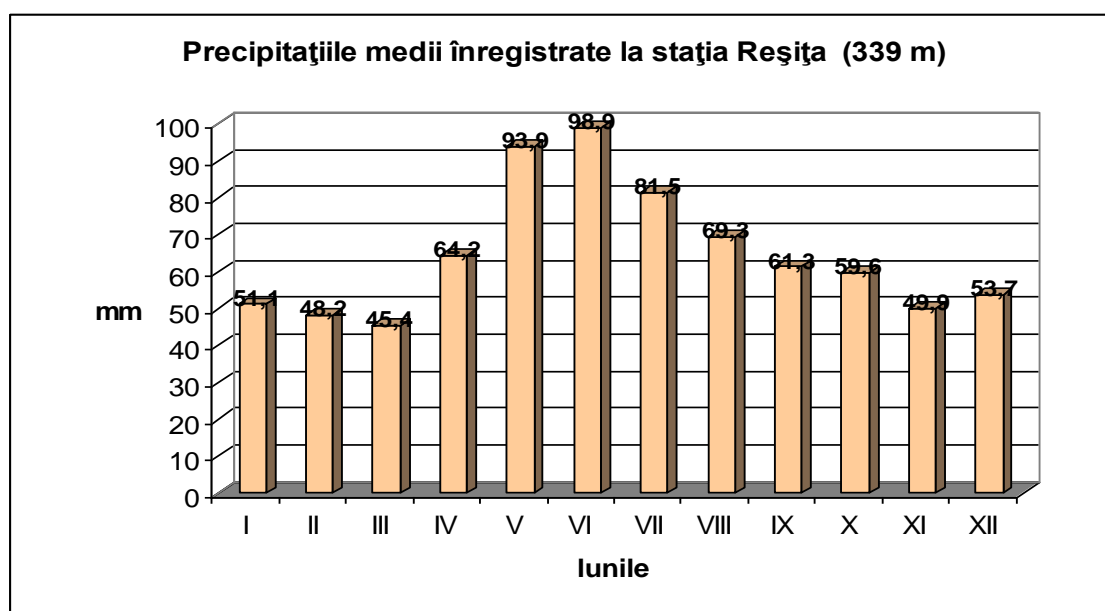


Fig. 5.12 Cantitățile de precipitații medii lunare la stația Reșița (după V. Ghibedea, 1973)

Precipitațiile sunt în general regulate și abundente; chiciura și ploile torențiale nu produc efecte care să dăuneze vegetației forestiere. Numărul mediu anual de zile cu ninsoare este de 40-80 zile la altitudini mai mari de 1000 m și 30-40 zile la altitudini mai mici de 1000m; numărul mediu anual de zile cu sol acoperit de zăpadă crește de asemenea odată cu înălțimea, astfel că valorile sunt cuprinse între 120-160 zile cu strat de zăpadă la altitudini mai mari de 1000m și 80-120 zile la altitudini mai mici de 1000m.

5.2 Condiții neclimatice

5.2.1 Relieful și structura geologică

Banatul se caracterizează printr-o mare fragmentare și diversitate a formelor de relief. Evoluția paleogeografică a început încă în paleozoicul inferior, după care mișcările orogenetice succesive ce au afectat regiunea (Hericinica, kimmerica, laramica, alpina) au dus la înălțări succesive ale uscatului, dar și la apariția unor linii de dislocație, fracturi de ansamblu și de profunzime (în special mișcările alpine), care au determinat o frământare tectonică accentuată a regiunii și la conturarea actualelor forme de relief în care munții au caracter de horst iar văile caracter de graben.

O alta trăsătură importantă a reliefului este așezarea sa în formă de amfiteatru, altitudinea crescând în trepte de la V la E.

Zona montană din estul Banatului și zona de câmpie din vest au cea mai mare extindere, în jur de 40% fiecare, iar zonele depresionare și de dealuri ocupa doar 10% fiecare.

Zona montana: Prezintă două grupe distincte: m-ții Țarcu, Godeanu și Cernei în est și m-ții Banatului și Poiana Ruscăi în centru.

Munții Banatului:

Apartin grupei Carpaților Occidentali și se înalță în zona centrală și de sud a Banatului. Prezintă o mare complexitate litologică și tectonică, astfel că se diferențiază în două compartimente : în sud, m-ții Almajului și în nord m-ții Semenicului despărțiți de depresiunea tectonică a Almajului.

Datorită diferențelor de altitudine, legate de jocul pe verticală al blocurilor, în fiecare compartiment se disting 3 (trei) trepte de relief de la vest la est:

- a) - M-ții Locvei
 - Culoarul Cărbunariilor
 - M-ții Almajului
- b) - M-ții Dognecea- Arenis
 - Culoarul Caraș-Ezeris și m-ții Aninei
 - M-ții Semenicului

În m-ții Cernei existența calcarului a dus la dezvoltarea reliefului carstic: chei, abrupturi structurale, peșteri, etc. Principalele râuri din zonă sunt Timișul, Cerna și Bistra, care prezintă văi înguste și adâncite cu pante foarte mari: 25-70 m/km, pante ale bazinelor hidrografice de 300-400m/km iar rețeaua hidrografică are o densitate medie de 0, 6-0, 8 km/kmp în Țarcu- Godeanu și 0, 4-0, 5km/kmp în m-ții Cernei.

A. Grupa Almajului

Pornind de la vest spre est întâlnim m-ții Locvei, alcătuiți în întregime din șisturi cristaline. Ei au fost antrenați în mișcarea negativă a bazinului Panonic, din care cauză în vest au înălțimi de până la 300-500 m, iar în est până la 500-700 m. Aspectul morfologic este diferit, astfel: în vest de piemont de eroziune, iar în est râurile din zonă fragmentează culmea în numeroase interfluvii scurte, bine împădurite și greu accesibile.

Culoarul Cărbunariilor corespunde sinclinalului Reșița- Moldova-Nouă, în care predomină calcarele și pe care este dezvoltat un relief carstic de platou.

M-ții Almajului, alcătuiți din șisturi cristaline cu intruziuni granitice, foarte dure, iar în zona sa estică, corespunzătoare sinclinalului Sirinia-Presacina, apar calcarele. Masivul este fragmentat în numeroase culmi de râurile din zonă.

B. Grupa Semenicultui

Începe la vest prin munții Dognecei și Arenisului, alcătuiți din șisturi cristaline și intruziuni de roci vulcanice, puternic mineralizate : exploatabilă la Ocna de Fier și Dognecea.

M-ții Arenisului, situați în nord de valea Bârzavei, prezintă caracter de insularitate și sunt alcătuiți aproape exclusiv din roci vulcanice. Sunt puternic fragmentați de râurile din zonă.

M-ții Dognecei, situați la sud de Bârzava, sunt munți josi cu pante domoale, culmi rotunjite și în general puternic fragmentate.

Culoarul Caraș-Ezeris corespunde în mare măsură sinclinalului Reșița- Moldova-Nouă, din care cauza existentă calcarelor dă notă specifică reliefului, aici întâlnindu-se platouri ciuruite de doline și sectoare de chei.

M-ții Aninei, situați la sud de această depresiune și cuprinși între văile râurilor Caraș și Nera, sunt formați din șisturi cristaline și calcare pe care s-a dezvoltat un relief carstic foarte complex: peșteri, râuri subterane, etc. M-ții Aninei prezintă și ei urmele a două suprafețe de netezire: Cârja (800m) și Carașova (600m).

M-ții Semenicultui prezintă caracter de horst, fiind încadrat la sud, est și vest de zone prăbușite tectonic. Ei sunt alcătuiți din șisturi cristaline, granite și calcare. Prezintă trei suprafețe de netezire: Semenicultui (1200-1400m) cu relief perglaciatic dezvoltat, Tomnacica- (800-900m), cuprind zona periferică : vf. Puscasu Mare, Nemenu, Flamanda, etc. Teregova (600-800m).

În zona izvoarelor Timișului, eroziunea diferențiată a creat zona depresionară Garana-Brebu Nou, închisă spre exterior de un defileu al Timișului.

În m-ții Semenicultui-Almaj, rețeaua hidrografică este bogată, având o densitate de 0,6-0,7 km/kmp în Semenicultui și 0,7-0,9 km/kmp în Almaj, râurile având uneori sectoare înguste și adânci cu pante între 15-40 m/km și pante ale bazinelor hidrografice ce depășesc 200 m/km. În zonele calcaroase toate râurile trec prin chei : Caraș, Miniș, Nera.

Depresiuni: Majoritatea sunt depresiuni intramontane, străbătute longitudinal de râuri ca Timiș, Bistra, Belareca, Nera, etc.

Cea mai caracteristică zonă depresionară este cea a Almajului, cuprinsă între m-ții Semenicultui la nord și Almaj la sud. Ea cuprinde două trepte de relief, una joasă cu terase în lungul Nerei, inundabilă și alta înaltă cuprinzând zonele periferice. Depresiunea este ușor asimetrică fiind mai dezvoltată pe flancul sudic.

Depresiunea Caransebeș-Mehadia, are caracter graben, relieful are aspect colinar. Cele două depresiuni sunt separate de pasul Domașnea.

Depresiunile Bistra și Ezeris prezintă de asemenea un relief colinar. Altitudinea medie a depresiunilor este de cca 300 m, dar datorită convergenței afluenților spre colectoarele principale rețeaua hidrografică prezintă densități mari : 0,6-0,7 m/km, cu pante ale râurilor de 5m/km și ale bazinelor hidrografice de cca 50 m/km.

Rocile predominante sunt marnele, argilele și nisipurile, cristalinel și calcarele constituind doar petice periferice. Coeficient de împadurire slab de cca 10%

Zona piemontana: Piemonturile banațene ocupă o fâșie transversală între Mureș și Dunăre în zona centrală a Banatului. Din punct de vedere morfologic sunt dealuri prelungi, travesate de văi largi cu terase. Au altitudini medii între 200-250m și cele maxime de 500m.

Cele mai importante zone sunt:

- Dealurile Bozoviciului, situate la nord de depresiunea Almajului, au aspect de culmi prelungi, fiind alcătuite din roci eruptive și șisturi cristaline.
- Dealurile Oraviței, au caracter piemontan. Sunt alcătuite din șisturi cristaline, gresii și calcare, străpunse de banatite.

- Dealurile Doclinului, reprezintă un piemont de acumulare la limita vestică a m-ților Dognecei.

- Dealurile Sacoș-Zagujeni, alcătuite din roci sedimentare străpunse de șisturi cristaline. În zona de dealuri, rețeaua hidrografică are densități de cca 0,5 km/kmp, panta între 1-5 m/km și pante bazinale de până la 100m/km. Coeficient de împădurire 30%.

Zona de câmpie: Se întinde în NV Banatului, fiind o prelungire a câmpiei Tisei de est. Are altitudini joase 80-100m, urcând în est până la 150 m la racordarea la zona de dealuri. Zona nord-vestică are caracterul unei câmpii de divagare cu văi înmlăștinite și sectoare de dune în general fixate de vegetație. În zona sudică are extindere doar pe văile râurilor de-a lungul cărora pătrunde adânc în zona piemontană aici are mai multe subunități :

- Câmpia Șipotului, cuprinsă între Pogăniș și Bârzava
- Câmpia Moraviței, cuprinsă între Bârzava și dealurile Doclinului
- Câmpia Carașului, dezvoltată pe valea râului și în sud până la dealurile Oraviței.

Rocile predominante sunt pietrișuri, nisipuri, argile. Rețeaua hidrografică este redusă, având o densitate de 0,2-0,4 km/kmp, cu pante ale râurilor de sub 1m/km și pante medii de cca 10m/km. Coeficient de împădurire cca 8%.

5.2.2 Vegetația și solurile

Joaca un rol important în formarea scurgerii maxime prin fenomenele de interceptie, infiltrație și evapotranspirație cât și prin majorarea rugozității, micșorând astfel viteza apei pe versanți din care cauză crește capacitatea de eroziune a apei. Ca urmare a caracteristicilor reliefului și în special datorită dispunerii sale în trepte tot mai înalte de la vest la est, vegetația și solurile prezintă și ele aceste etajare. Datorită condițiilor de climă, expoziția pantelor și influența factorului uman, în cadrul acestei etajări apar unele elemente specifice.

Zona de stepă și silvostepă: Dezvoltată în partea de vest a Banatului, fiind o zonă puternic afectat de activitatea umană de-a lungul timpului prin defrișarea pădurilor și înlocuirea lor și a pajiștilor spontane cu plante de cultură.

Vegetația arborescentă este slab reprezentată prin păduri cu caracter insular, alcătuite mai ales din cer, garnita și mai rar stejar fag și ulm. În luncile râurilor cresc : plop, salcii, anini.

Solurile sunt în general cernoziomuri levigate, cu orizonturile superioare argiloase și grad de eroziune neapreciabil.

Zona pădurilor: Este mult mai extinsă și mai bogată, formând un etaj relativ compact în zonele montane și mai fragmentat în zonele deluroase.

Prezintă la randul ei și o etajare pe altitudine:

- etajul quercineelor se întinde de la nivelul câmpiei până la altitudini de cca. 600m. Pădurile sunt formate din : cer, garnita, tei, stejar pufos, frasin, etc., bine reprezentate în dealurile vestice (Doclin, Oravița) și în jurul localităților Moldova-Nouă, Reșița, Bocșa, Caransebeș. Arbuștii sunt și ei foarte bine reprezentați : alun, soc, lemnul căinesc, paducel etc. Vegetația de parter este bogată în special în specii de primăvara care înfloresc înainte de dezvoltarea fruzelor arborilor, pentru a beneficia de lumină.

- etajul fagatelor cu extindere foarte largă, astfel față de limitele generale: 600-1000m, el coborâ în zona Defileului Dunării până la 52 m, iar în partea superioară urcă până la limita pădurii spre golul Semenicolului la 1435m. Formează păduri compacte împreună cu ulmul de munte, paltinul, iar la limita superioară cu bradul și molidul. Vegetația de parter și arbuștii sunt mai puțin reprezentați : ghiocei, ghiocei bogați, măseaua ciutei și respectiv sangerul.

- etajul coniferelor dezvoltat la altitudini între 1000-1800 m, este mai puțin răspândit. În m-ții Banatului el nu constituie un etaj separat, apărând doar în amestec cu pădurile de fag.

În m-ții Țarcu și Godeanu, apare acest etaj în amestec nesemnificativ cu fagul. Pădurile sunt formate în general din brad și molid dar apar și variații specifice (*Pinus banatica* în zona Băile Herculane).

Vegetația de parter și arbuștii sunt slab reprezentați : ferigi, ciuperci, macrișul iepurelui, etc. În zona pădurilor, cele mai răspândite soluri sunt cele brune de pădure și brune de pădure podzolite, în zona pădurilor de quarcinee, cu grad de eroziune între slab și moderat, iar în zonele mai înalte soluri brune de pădure podzolite, soluri brune acide montane de pădure în diferite grade de podzolire și grad de eroziune neapreciabil.

Zona alpină și subalpină: Este dezvoltată doar la altitudini de peste 1700-1800 m, de la limita superioară a pădurilor în sus, din care cauză este puțin extinsă în Banat, apărând doar în m-ții Țarcu și Godeanu.

Vegetația arbustiferă este slab reprezentată : jneapan, ienupar, tufe de afin, iar cea ierboasă este formată în principal din graminee: paius, roșu, taposica, etc. Solurile cele mai răspândite sunt cele roșii de pădure și rendzinele montane, cu grad de eroziune neapreciabil.

Influențele modificărilor antropogene; O foarte mare influență asupra modificărilor regimului hidrologic al scurgerii maxime o au activitățile umane, dintre care ponderea cea mai mare o au construcțiile hidrotehnice (baraje și lacuri de acumulare, îndiguiuri longitudinale), împăduriri și despăduriri, amenajări hidroameliorative și hidroedilitare. Toate aceste amenajări sunt de fapt intervenții mai mult sau mai puțin brutale în natură, intervenții care modifică total sau parțial regimul hidrologic al râului amenajat. Îndiguiuri și acumulări nepermanente (poldere) : îndiguirile au fost executate pe cursurile mijlocii și inferioare ale tuturor colectorilor principali din zonă, iar polderele au fost amplasate la intrarea în zona de câmpie : Ghertenis pe Bârzava și Varadia pe Caraș.

5.3 Eutrofizarea lacurilor de pe Bârzava Superioară

5.3.1. Caracteristici ale lucrărilor hidrotehnice din cadrul sistemului hidroenergetic Bârzava Superioară

Pe râul Bârzava Superioară s-au executat lacuri de acumulare având ca scop atenuarea viiturilor, alimentarea cu apă pentru potabilizare a municipiului Reșița și furnizare de energie electrică. Rolul lor este deci multiplu și ele sunt percepute ca un element valoros pentru societate.



Fig.5.15 Imagine lac Gozna

Lucrarea de față tratează fenomenul de eutrofizare doar pentru lacurile Secu și Gozna, cu aport principal în alimentarea cu apă a municipiului Reșița.

Ambele sunt lacuri situate în zona temperată, în care apare fenomenul „turnover”, bazat pe variația sezonieră de temperatură și pe faptul că apa are cea mai mare densitate la $+4^{\circ}\text{C}$, atât cea mai rece cât și cea mai caldă fiind mai ușoare. Lacurile îngheață iarna la suprafață, iar „turnover”-ul se produce de două ori pe an. Din acest punct de vedere, sunt „lacuri dimictice”.

Celor două lacuri le este valabilă Legea lui Mitscherlich, ce formulează principiul după care „creșterea biomasei vegetale urmează proporțional creșterea concentrației fiecărui factor de creștere în funcție de intensitatea specifică a acestui factor”.

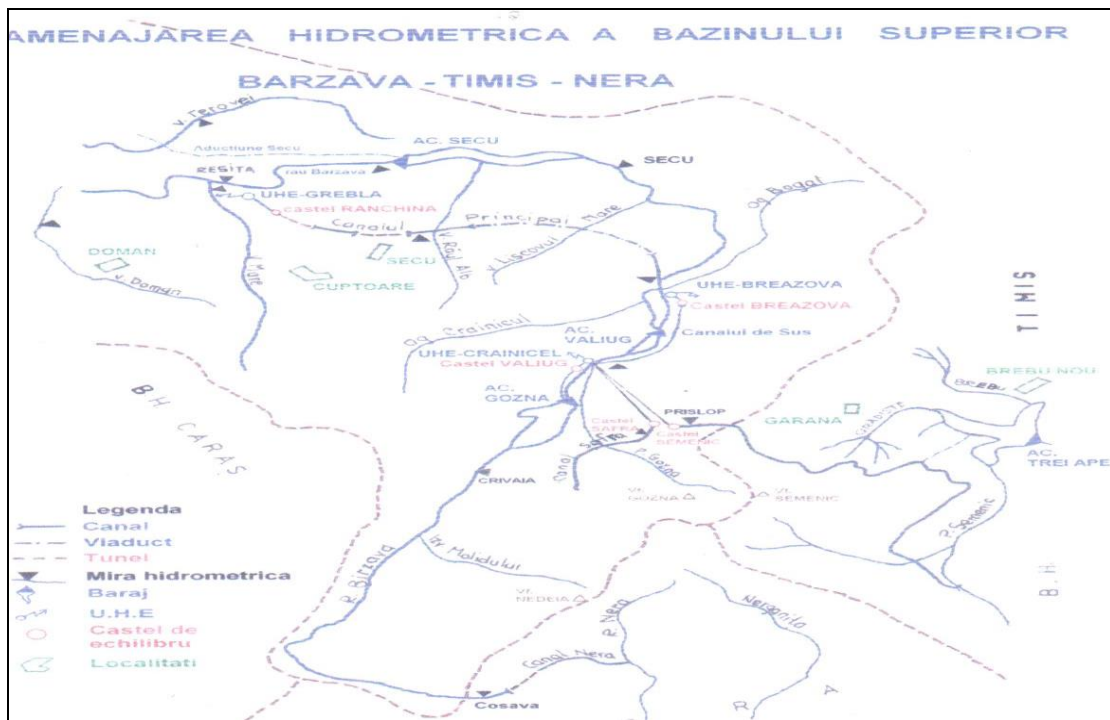


Fig.5.16 Amenajările din BH Bârzava Superioară

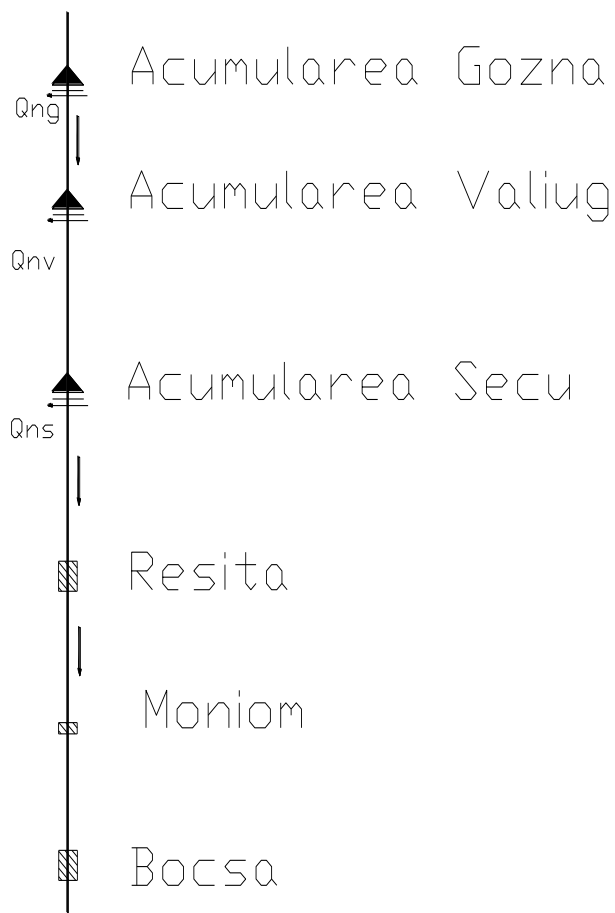


Fig. 5.17 Schema de amenajare actuală a bazinului hidrografic Bârzava

Sistemul hidroenergetic Bârzava Superioară-Timiș-Nera este cel mai vechi sistem hidrotehnic în scop hidroenergetic din țară, începuturile amenajării înregistrându-se la începutul secolului XIX cu o dezvoltare deosebită în ultimii 140 de ani.

Întreaga rețea de amenajări hidrotehnice și dotări hidroenergetice aparțin Combinatului Siderurgic Reșița și sunt reprezentate de:

Acumularea Gozna

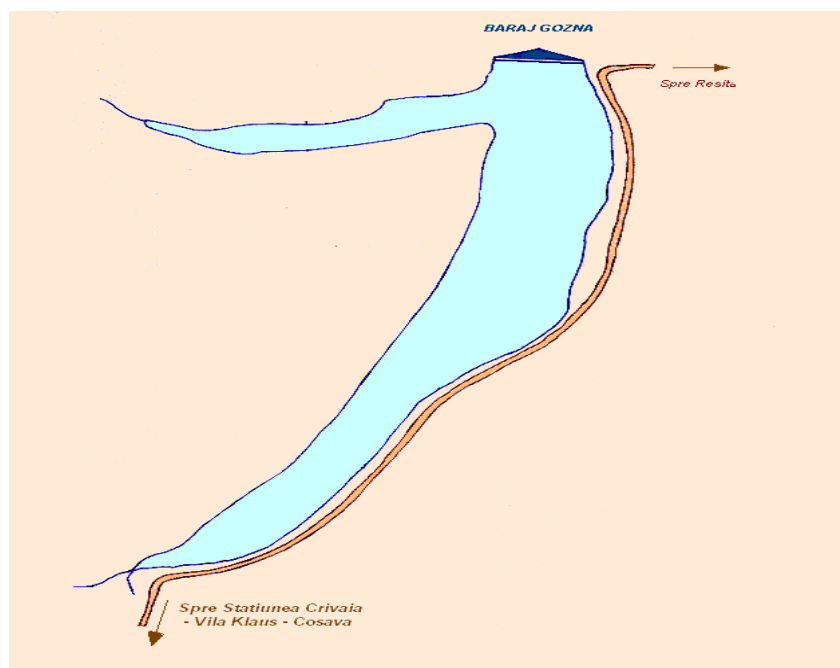


Fig.5.18. Schița generală a acumulării Gozna

Amplasată pe râul Bârzava amonte de comuna Văliug, a fost realizat între anii 1951-1953. Acumularea Gozna se prezintă sub forma unui lac de acumulare cu nivel maxim de retenție la cota 597 md MN cu un bazin de recepție de 80,08 km² din care 14,54 km² în bazinul hidrografic Nera (de unde debitul este captat prin intermediul canalului de coastă Nera).

Caracteristicile acumulării:

$V_{tot}=12\ 053\ 400\ m^3$ (între cotă talveg și cotă coronament)

$V_{brut}=10\ 269\ 000\ m^3$ (între cotă talveg și cotă prag deversor)

$V_{util}=10\ 045\ 000\ m^3$ (între cotă priză de apă și cotă deversor)

$V_{protecție}=500\ 000\ m^3$ (sub nivelul deversorului)

$V_{atenueare\ viit}=2\ 088\ 000\ m^3$ (sub nivelul pragului de admisie al golirii de fund)

Slac=66,02 ha (la cotă coronament)

Slac=59,50 ha (la cota pragului deversor)

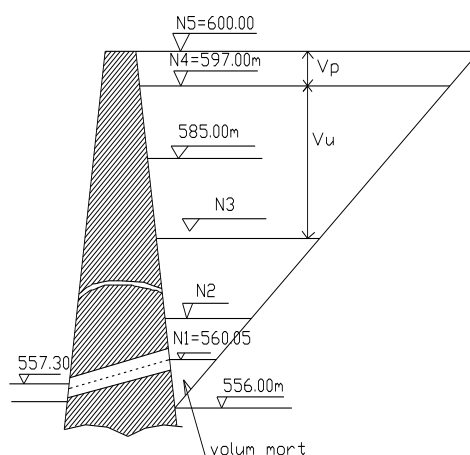


Fig.5.19 Acumularea Gozna

- N1 - nivelul axului golirii de fund
- N2 - nivelul prizei de apă
- N3 – nivelul minim de exploatare
- N4 - nivelul maxim normal de retenție
- N5 - nivel maxim extraordinar

Barajul de greutate este alcătuit din anrocamente cu înălțimea de 47 m (44 + 3 m fundația), lungimea la coronament de 230 m, lățime de 6 m.

Goliri de fund sunt două bucați cu diametrul de 1m (conduțe din oțel sudate) utilizate și pentru spălarea depunerilor și evacuarea unei părți din debitul de viitură. Cota golirii de fund se situează la 557,3 m (prag admisie), axul conductei fiind la 557 m.

Priza de apă se află în corpul barajului, spre versantul stâng, fiind alcătuit din două conducte de oțel cu diametrul de 1,1 m, având $Q_i = 4\text{m}^3/\text{s}$, reunite în aval de casa vanelor într-o conductă cu diametrul de 1,50 m.

Barajul Gozna. Deversorul de ape mari este lateral oblic cu o capacitate de $39\text{m}^3/\text{s}$, nivel liber, prag rectiliniu ($L = 19,6\text{m}$) completat cu o descărcare suplimentară, normal închisă de un stăvilă deversor (deschidere 3,95 m), pragul inferior fiind la cota 395,20 m, apa fiind condusă printr-un canal rapid care traversează coronamentul spre o trambulină. Debitul maxim este de $186\text{m}^3/\text{s}$.

Întregul bazin hidrografic este drenat de o rețea de văi cu caracter permanent și temporar, din care unele sunt active, favorizând transportul de cantități de aluviuni grosiere și deosebit de eterogene din punct de vedere morfoscopic și granulometric.

Fără să se manifeste în profunzime, alunecările de teren se manifestă activ în zonele despădurite, fondul forestier ocupând 80% din suprafața bazinului de recepție.

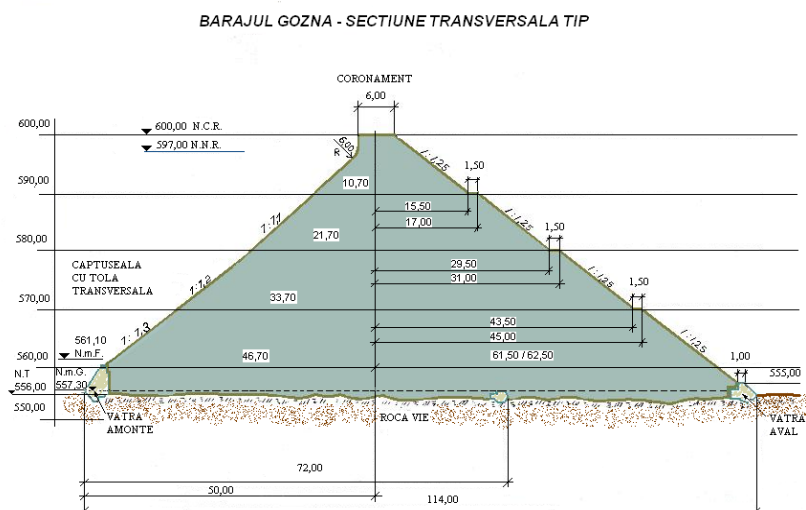


Fig.5.20 Barajul Gozna

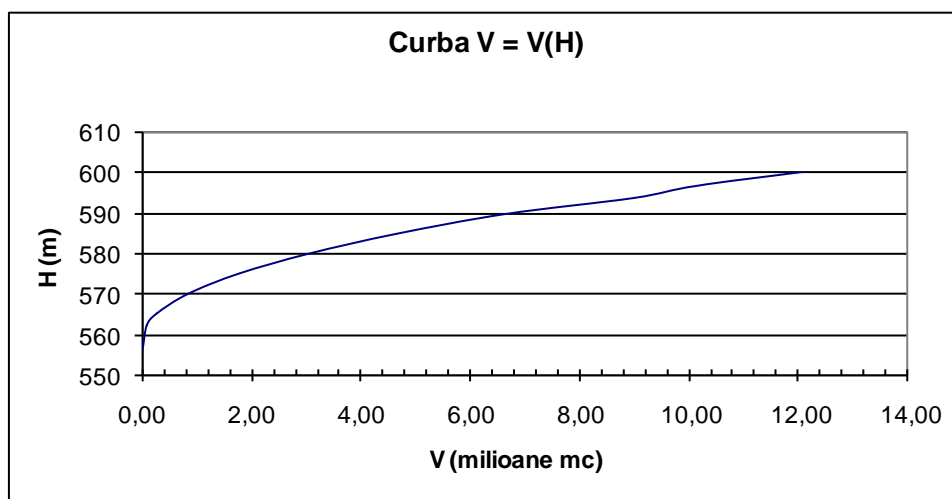


Fig. 5.21 Curba capacității lacului

Caracteristici ale lacului de acumulare Gozna

- realizat în perioada 1947-1952;
- situat la altitudinea de 600 m ;
- tip baraj : construcție de greutate din anrocamente cu mască de etanșare din tolă de oțel;
- înălțime baraj: 44 m între cota talvegului de 556 m și coronament de 600 m;
- lungime coronament: 220 m ;
- tip deversor : lateral cu nivel liber, cu prag rectiliniu;
- cotă deversor: 597 m;
- cotă priză apă: 560,50 m;
- debit maxim al deversorului: 142 mc/s;
- suprafața lacului: 66,02 ha, lac plin până la coronament;
- volum total: 11.997.440 mc, de la talveg la nivelul coronamentului.

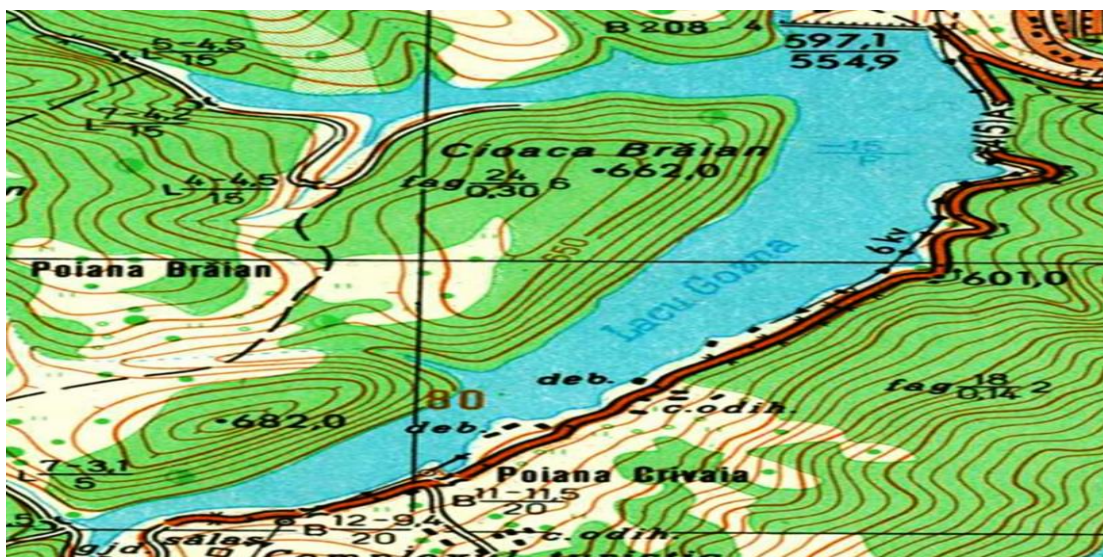


Fig. 5.22 Lacul Gozna

Acumularea Văliug. Amplasată pe râul Bârzava, aval de comuna Văliug, realizează un lac de acumulare cu un nivel maxim de retenție la cota 504,50 mdMN, având un bazin de recepție de 80 km², din care 52,7 km² îi revin acumulării Gozna. Lacul a fost dat în funcțiune în anul 1909.

Caracteristicile acumulării:

$V_{tot} = 1\,206\,000\text{ m}^3$ (fără a ține cont de colmatare, ale cărei efecte nu se cunosc, întrucât nu s-au putut face măsurători)

$V_{brut} = 1\,000\,000\text{ m}^3$

$V_{util} = 985\,000\text{ m}^3$

$V_{atenuare\ viit} = 130\,000\text{ m}^3$

$V_{mort} = 30\,000\text{ m}^3$

$V_{protecție}$ – această acumulare se utilizează la cote mai coborâte decât nivelul deversorului, creându-se astfel implicit și volumul de protecție

Slac = 12,06 ha la cota 505,50

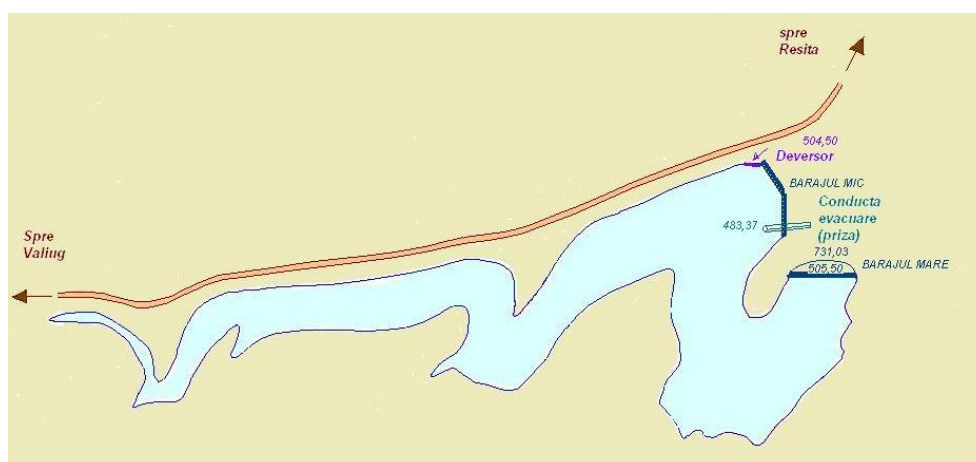


Fig.5.23 Schița generală a acumulării Văliug

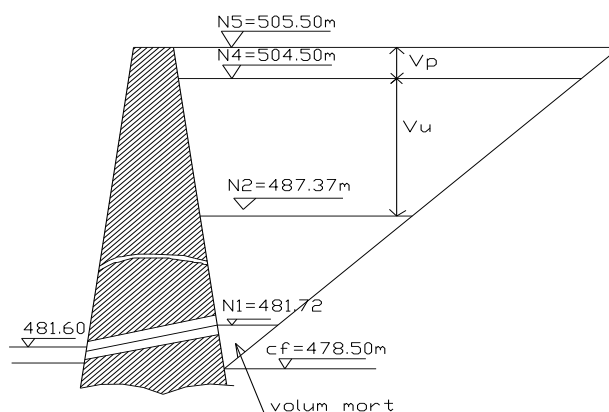


Fig.5.24 Acumularea Văliug

Barajul Văliug. Amenajarea este alcătuită din două baraje, unite între ele de un conglomerat de rocă care se poate asemăna cu o insulă.

Barajul principal cu înălțimea de 27 m, lungimea la coronament de 90,46, lățimea 3m, este un baraj de greutate în arc. Este format din zidărie de piatră brută în mortar de ciment pe pat de fundație din beton, cu mască din beton armat de 8 cm grosime.

Barajul secundar, așezat pe malul stâng, are înălțimea de 12 m și lungimea la coronament de 110,12 m, lățime 1,5 m, fiind de fapt un dig de completare a construcției de greutate în două segmente rectilinii. Acest dig se racordează cu deversorul lateral, care are o lățime de 37,56 m, înălțime de 1,7 m și o capacitate de 87 m³/s.

Priza de apă se află în corpul barajului, fiind formată din două conducte cu diametrul de 600 mm, având un debit de 3,0 m³/s, utilizate ca și goliri de fund, evacuând apa în canalul principal.

Golirea de fund e reprezentată de o conductă cu diametrul de 1,5 m, colmatată complet în zona de admisie, vana fiind blocată.

Nota caracteristică a zonei este imprimată de apariția versanților abrupti, marcați unii de dese surpări, care pe alocuri capătă aspect de chei atunci când însoțesc cursul văilor. Acolo unde interfluviile nu sunt acoperite cu vegetație (care acoperă 70% din suprafața bazinului) sunt prezente alunecări active, inclusiv râpe de desprindere

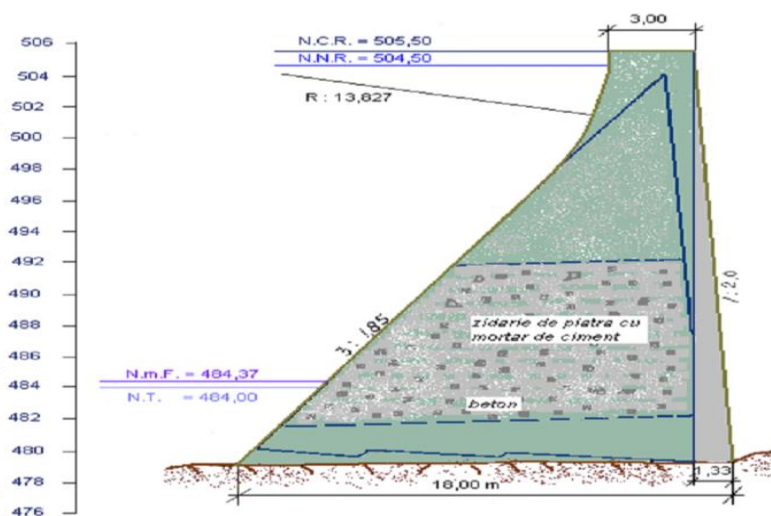


Fig.5.25 Secțiune transversală prin Barajul Mare Văliug

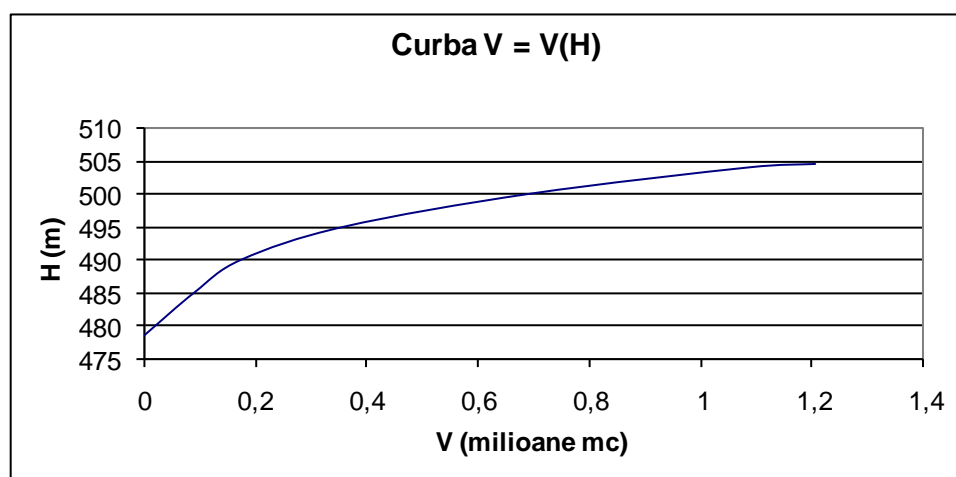


Fig. 5.26 Curba capacității lacului

Acumularea Secu. Este amplasată pe râul Bârzava, la cca 7 km amonte de Reșița, având o suprafață de bazin de 165 km², din care 91,4 km² aparțin acumulărilor Gozna și Văliug, aflați în amonte. Lacul a fost dat în funcțiune în anul 1963.

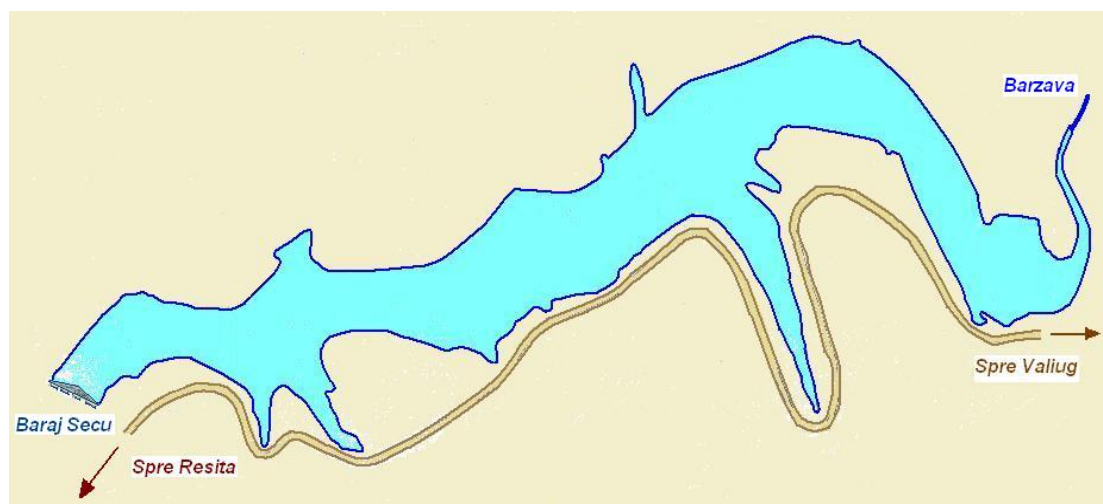


Fig.5.27 Schița generală a acumulării Secu

Ca urmare a amenajărilor respective, practic rămâne o suprafață de 83,1 km², deoarece prin nodul hidrotehnic Breazova există posibilitatea dirijării integrale a debitului pe canalul principal în aval de acumulare, pe albia Bârzavei, caz în care ajung în acumularea Secu.

Caracteristicile acumulării:

$V_{tot} = 11\,236\,000\text{ m}^3$

$V_{brut} = 8\,089\,000\text{ m}^3$

$V_{protecție} = 720\,000\text{ m}^3$

$V_{util} = 7\,961\,000\text{ m}^3$

$V_{atenueare\ viit} = 3\,147\,000\text{ m}^3$

$V_{mort}=20\ 000\ m^3$

Slac = 105,67 ha (la cota coronament)

Slac = 73,02 ha (la cota pragului deversor)

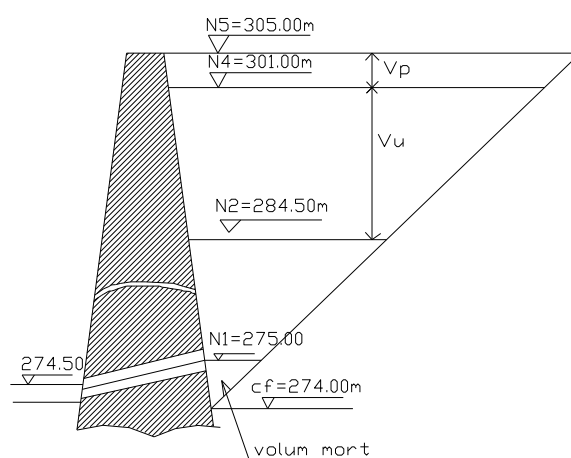


Fig.5.28 Acumularea Secu

Barajul Secu. Barajul este cu contraforți ciupercă de tip Nözli cu 13 pile ciuperci, cu înălțime de 41,00 m (35 + 6 m fundația), lungime la coronament 136 m, lățime 3 m. Este din beton și beton armat B200, B225.

Deversorul este central cu dublă fantă de 2 x 8,50 x 5,70, funcționând cu orificiu înecat la nivele ridicate și evacuând 144 m³/s.

Golirea de fund este plasată la cota 275 m, alcătuită din două conducte cu diametrul de 1 m, prevăzute cu o vană plană și o vană fluture.

Priza de apă este plasată la cota 285 m, fiind reprezentată de o conductă cu diametrul de 0,80 m.

În zona bazinului de recepție se întâlnesc aluviuni și eroziuni regresive, prăbușiri de maluri și extinderi de conuri de dejecție, gradul de împădurire fiind de 85%, reprezentat prin păduri de foioase.

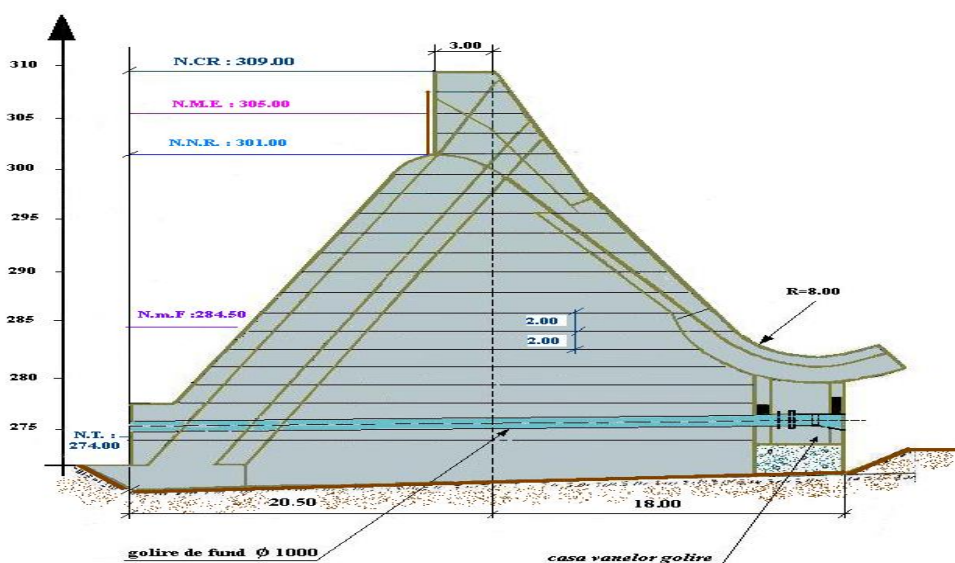


Fig.5.29 Secțiune transversală prin Barajul Secu, plot deversant

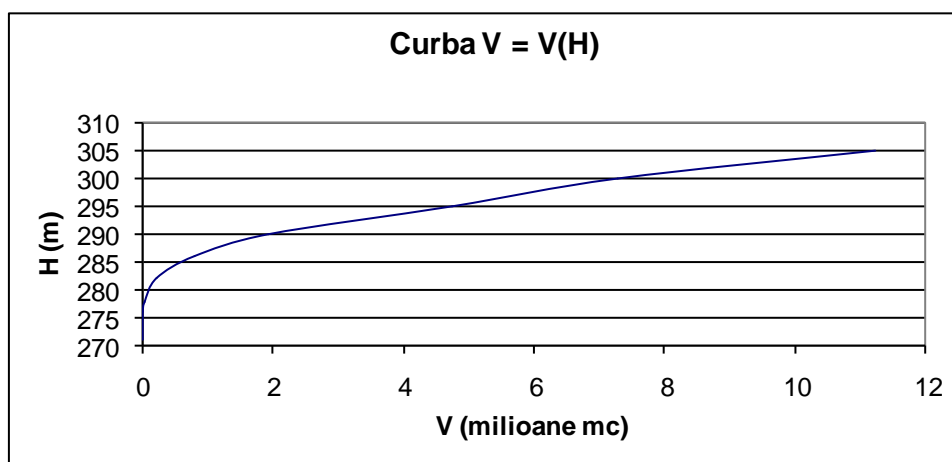


Fig. 5.30 Curba capacității lacului

Caracteristici ale lacului de acumulare Secu

- pus în funcțiune în 1963, la 11 ani după acumularea Gozna;
- este situat la 17 km aval de lacul Gozna ;
- altitudinea zonei este de 280 m ;
- tip baraj: cu contraforți;
- înălțime baraj: 35 m;
- lungime coronament: 136 m ;
- cotă coronament: 309 m;
- cotă deversor: 301m;
- cotă priză apă: 284,5 m;
- cotă golire fund; 275 m;
- tipul deversorului: central cu dublă fantă;
- debit maxim al deversorului: 134 mc/s;
- suprafața lacului: 73,42 ha;
- volumul util: 7.964.000mc;

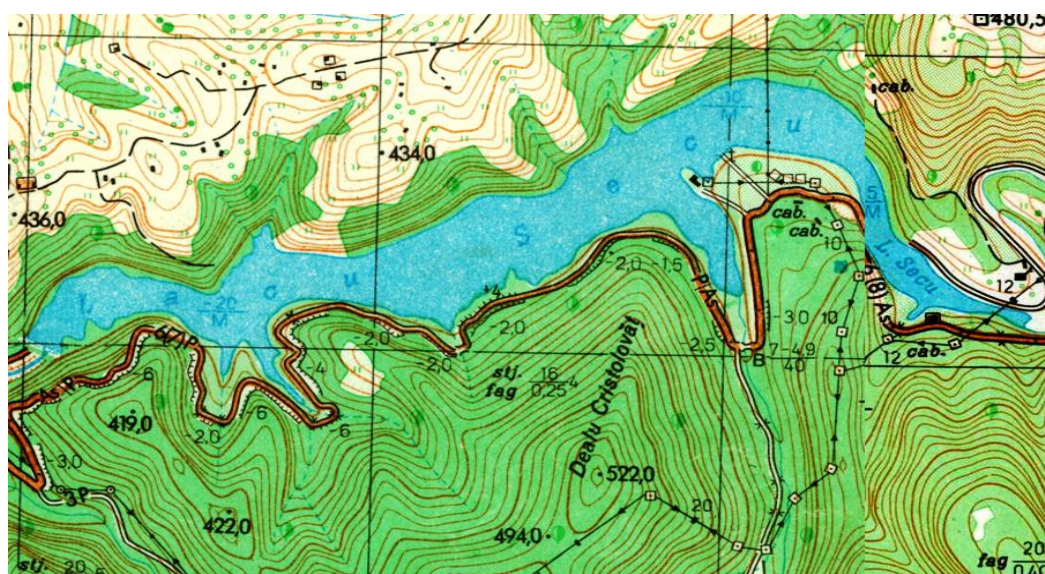


Fig. 5.31 Lacul Secu

Cauzele eutrofizării:

a) *naturale:*

- aportul de sedimente și gradul de colmatare al lacului;
- altitudinea amplasamentului lacului;
- gradul de înclinare al versanților;
- tipul de vegetație care îmbracă versanții;
- mărimea suprafeței lacului;
- gradul de insolație;
- gradul de circulație al apei în lac;

b) *antropice:*

- dezvoltarea amenajărilor turistice în zona lacurilor și care deversează ape uzate în puțuri absorbante;
- amplasarea prizelor de apă într-o poziție relativ distantă față de fundul lacului;
- antrenarea de suspensii de la exploatarea miniere, exploatarea forestiere;

Pentru prima dată eutrofizarea s-a manifestat la lacul de acumulare Secu, pus în funcțiune la 11 ani după lacul Gozna.

Fenomenul de “înflorire” s-a repetat în 1971, 1975, iulie 1977 când au apărut puternice înfloriri cu alga *Microcystis aeruginosa* și diatomeea *Synedra acus*. Filtrele uzinei de tratare Reșița s-au colmatat în cca 4 ore, și s-au blocat datorită existenței în apa brută a organismelor fitoplanctonice mai sus enumerate. Prin numărul lor mare, 50-70 milioane/litru, au creat o peliculă biologică la suprafața nisipului filtrant de cca 3-5 mm formată din crustele silicioase ale diatomeei *Synedra acus*.

Fenomenul, datorită acumulării în timp a nutrienților, se agravează, iar lacul Secu, în 1997 este încadrat global la oligo-mezotrof.

Analizând tabelul, remarcăm că “înflorirea” apei s-a produs în lunile august și septembrie, când temperatura apei a atins 22°C. Recoltările s-au făcut la coada lacului (C), la mijlocul acestuia (M- la diverse adâncimi) și la baraj (B- la diverse adâncimi).

Dezvoltarea algelor, respectiv formarea unei biomase fitoplanctonice, care la coada lacului este de 5,32 mg/l, condiționează fixarea CO₂ în substanța organică, ca atare cantitatea de CO₂ liber se reduce, rezultând o creștere a pH-ului până la valori de 9,4, caracteristice unui mediu alcalin, în condițiile în care bicarbonații (de care este legat CO₂) au valoarea zero. CO₂ liber și cel din bicarbonați a fost consumat de alge în procesul de fotosinteză. Biomasa fitoplanctonică dezvoltă în cadrul aceluiași proces de fotosinteză, O₂, saturația acestuia ajungând la suprafață la valori de 100 mg/l.

În luna septembrie are loc fenomenul de descompunere a masei fitoplanctonice, cu eliberare de azot, creșterea conținutului de bicarbonați și reducerea pH-ului de la valori alcaline spre valoare neutră.

Fenomenul de eutrofizare este influențat și de circulația apei în lac. În lacul Secu, în august 1997, afluența a fost de 3,83 milioane mc și au ieșit din lac 4,76 milioane mc, practic apa a fost înlocuită de 0,8 ori. În luna septembrie afluența a fost de 1,22 milioane mc, față de 1,685 milioane mc, apă ieșită din lac, coeficientul de înlocuire fiind de 0,72%.

O caracteristică importantă în procesul de eutrofizare este și gradul de colmatare al lacurilor. Pentru lacul Secu, s-a făcut un studiu de colmatare pe 10 ani, respectiv perioada 1988-1998, de către IMH, iar în anii următori aceleași profile au fost urmărite de către stația hidrologică a SGA Caraș-Severin. Ritmul anual mediu este de 0,045% respectiv 1,13% din totalul volumului lacului. (tab.5.1).

Tab. 5.1 Colmatarea lacurilor Secu și Gozna

Anul	Procent colmatare (%)		Volum colmatat (mc)	
	Lac Secu	Lac Gozna	Lac Secu	Lac Gozna
1988-1998	3,76	-	409.000	-
1988-1999	-	9,81	-	1,222(mil.mc)
1999	2,17		172.832	-
2000	0,66	0,42	52.645	43.646
2001	- 0,93	- 0,24	- 74.292	- 24.680
2002	- 0,49	0,005	- 38.990	554
2003	0,67	0,09	53.008	9.094
2004	- 0,21	0,02	- 16.381	2.109

La nivelul anului 1998, fenomenul de eutrofizare este surprins tot în lunile a VIII-a și a IX-a. Temperatura este mai ridicată față de anul 1997, respectiv 29°C. Analizele surprind momentul trecerii de la un pH puternic alcalin la unul ușor alcalin prin refacerea rezervei de bicarbonați și existența radicalului CO_3^{2-} , surprins pentru prima dată în analize. Biomasa fitoplanctonică scade și odată cu ea și saturația în oxigen. Specia dominantă dezvoltată în 1998 este tot *Synedra acus*, fapt care a dus la colmatarea filtrelor uzinei de tratare Reșița.

Afluența în lacul Secu, în august 1999 este de 1,09 milioane mc, iar din lac au ieșit 0,634 milioane mc, deci coeficientul de înlocuire a fost de 1,71%. În luna septembrie 1998, afluența a fost de 0,694 milioane mc, iar apa circulantă de 0,717 milioane mc, coeficientul de circulație de 0,89%.

Tab. 5.2 Valori medii ale indicatorilor și stării de eutrofizare pe lacul Gozna, an 2002

Luna de recoltare	Sect	Trans-parenta	tem p.	pH	OD (mg/l)	Sat. O ₂ (%)	CBO ₅ (mg/l)	CCOM n/O ₂ (mg/l)	N _{tot} mi n (mg/l)	P _{tot} (mg/l)	Biomasa fito(mg/l)	Colifor mi nr/dm ³
III	B	2.8	4	7.2	11.2	77	2	1.8	1.04	0.02	11.9	2600
	M	2.6	4	7.12	11	75.9	1.9	1.6	0.6	0.02	11.2	3100
	C	2.5	4	7.06	11.2	79.4	2.3	1.9	0.81	0.03	11.08	2700
VI	B	2.6	11	7.28	9.3	76.2	2.3	3.3	0.83	0.03	12.3	2100
	M	2.5	11	7.34	9.4	77	3.2	3.5	0.83	0.03	11.86	2300
	C	2.3	10	7.72	9.1	72.8	2.7	3.6	0.87	0.02	12.44	2600
VIII	B	2.6	17	7.9	8	74.7	2.9	4.7	0.65	0.03	12.94	2800
	M	2.5	17	7.85	8.1	80	2.3	3.3	0.66	0.03	12.4	2600
	C	2.3	16	8.13	8.1	74.3	2.3	2.8	0.65	0.03	12.77	2900
X	B	3.8	4	6.68	11.2	77	2	2.6	0.97	0.03	10.42	2400
	M	3.6	4	6.72	11.2	77.1	2	2.5	0.88	0.03	10.68	2100
	C	3.5	3	6.71	11.2	75	2.1	2.6	0.97	0.04	11	2500

Tab. 5.3 Valori medii ale indicatorilor și stării de eutrofizare pe lacul Secu, an 2002

Luna de recoltare	Sect.	Trans- parenta	Temp.	pH	OD (mg/l)	Sat. O ₂ (%)	CBO ₅ (mg/l)	CCOMn/ O ₂ (mg/l)	N _{tot} mi n (mg/l)	P _{tot} (mg/l)	Biomasa fito(mg/l)	Coliformi nr/dm ³
III	B	2.5	4	7	11	80.8	2.5	1.9	0.97	0.04	10.4	2000
	M	2.3	4	7.04	10.9	80.1	2.1	2.1	1.02	0.06	11.2	2300
	C	1.9	3	7.03	10.4	78.2	2.2	2	0.96	0.05	10.7	2100
V	B	2.8	14	7.62	9.3	86.9	1.6	2	0.81	0.02	11.3	2200
	M	2.81	14	7.67	9.1	85	1.3	2.1	0.78	0.02	11.4	2000
	C	2.5	15	7.32	8.6	81.9	2.4	2.8	0.9	0.04	11.8	2500
VIII	B	2.6	20	9.09	10.4	111	2.7	3.4	0.32	0.02	13.1	14000
	M	2.5	21	9.08	10.2	111	2.2	3.4	0.42	0.02	12.87	21000
	C	2.3	22	9.03	9.7	107	2.7	3.4	0.42	0.02	15.9	25000
XI	B	3.3	6	7.18	11	85.2	2.6	3	0.68	0.02	11.75	3600
	M	3.1	6	7.16	10.9	84.4	3	3.7	0.68	0.02	10.9	3500
	C	2.3	5	7.08	11	82.9	2.4	2.9	0.61	0.02	12.1	4100

Tab. 5.4 Valori medii ale indicatorilor și stării de eutrofizare pe lacul Gozna, an 2003

Luna de recoltare	Sect.	Trans- parenta	temp.	pH	OD (mg/l)	Sat. O ₂ (%)	CBO ₅ (mg/l)	CCOMn/ O ₂ (mg/l)	N _{tot} mi n (mg/l)	P _{tot} (mg/l)	Biomasa fito(mg/l)	Coliformi nr/dm ³
III	B	2,8	2,5	6,36	11,55	76,35	1,95	2,35	1,03	0,04	10,17	2600
	M	2,6	2,5	6,5	11,6	76,65	1,7	2,15	1,05	0,03	12,12	3100
	C	2,5	2	6,48	11,7	76,2	1,9	2,3	1,04	0,04	11,29	2700
V	B	2,6	13,5	6,83	8,55	74,35	1,7	2,4	0,82	0,02	12,45	1900
	M	2,5	13,5	6,82	8,8	76,45	1,8	2,55	0,64	0,02	11,57	2600
	C	2,8	17	7,05	9,6	89,7	1,6	2,3	0,61	0,02	11,7	2000
VII	B	2,6	14,5	7,85	9,45	83,35	2,35	2,6	0,5	0,03	16,17	43000
	M	2,5	15	7,47	9,3	83,05	2,05	2,45	0,55	0,03	14,05	36000
	C	2,3	19	8,15	9,4	91,3	2,1	2,4	0,52	0,04	18,3	54000
XI	B	3,6	6,5	6,64	10,95	89	2,2	2,95	0,73	0,02	16,55	4800
	M	3,4	6,5	6,63	10,9	88,6	2,1	2,85	0,73	0,03	17,45	4000
	C	3,2	5	6,61	9,7	75,8	2,1	2,8	0,77	0,02	19,7	4800

Tab. 5.5 Valori medii ale indicatorilor și stării de eutrofizare pe lacul Secu, an 2003

Luna de recoltare	Sect.	Trans- parenta	Temp.	pH	OD (mg/l)	Sat. O ₂ (%)	CBO ₅ (mg/l)	CCOMn/ O ₂ (mg/l)	N _{tot} mi n (mg/l)	P _{tot} (mg/l)	Biomasa fito(mg/l)	Coliformi nr/dm ³
III	B	1,1	5	6,8	10,95	77,15	1,85	2,3	1,08	0,01	11	2000
	M	1	2,5	6,7	10,85	76,5	1,95	2,3	0,95	0,01	8,46	2300
	C	0,8	1	6,73	10,8	73	2,1	2,5	0,98	0,01	10,63	2100
V	B	3,1	14	7,23	8,4	78,4	1,65	1,9	0,9	0,03	10,62	2500
	M	3	14	7,2	8,2	76,55	1,6	2,1	0,79	0,03	10,58	2200
	C	2,6	17	7,62	8,2	82	1,2	1,4	0,82	0,02	11,52	2600
VI	B	1,8	21	8,01	8,95	98,25	3,3	3,6	0,57	0,03	17,9	36000
	M	1,7	20,5	7,77	7,35	80	5,85	12,2	0,8	0,06	20,3	54000
	C	1,5	22	8,78	9,5	104	1,8	3	0,47	0,04	23,6	92000
XI	B	2,6	7,5	6,99	10,9	90,9	2,55	3,45	0,6	0,02	17,2	3800
	M	2,4	7,5	6,96	10,75	89,65	2,2	3,4	0,56	0,03	17,7	3900
	C	2,1	6	6,95	11,1	89,1	2,3	3,4	0,57	0,03	18,8	5000

Anul 2004 nu înregistrează valori spectaculoase, ambele lacuri caracterizându-se din punct de vedere al biomasei fitoplanctonice ca lacuri eutrofe, al conținutului de azot mineral total ca mezotrofe, iar al fosforului total ca hipertrofe.

Caracterizare fizico-chimică și biologică din punct de vedere a eutrofizării și al stării trofice a lacului

Lacul Secu - face parte dintr-un sistem complex de acumulări din bazinul superior al râului Bârzava (Gozna, Văliugul Mic, Secu și Trei Ape) și este amplasat la o altitudine de 300 m în Munții Semenicului într-o zonă de păduri de foioase în care predomină fagul.

Lacul prezintă o suprafață totală de 105 ha și un volum total de 15.000.000 m³ din care 8.000.000 m³ volum util.

Adâncimea maximă a lacului este de aproximativ 27 m, priza fiind amplasată la 16,5 m față de nivelul de retenție normal, iar golirea de fund este la 26,5 m.

Lacul Secu a fost dat în exploatare în anul 1963 pentru alimentarea cu apă potabilă a municipiului Reșița și pentru asigurarea cu apă industrială a Combinatului Siderurgic Reșița are rol de combatere a inundațiilor prin reținerea unei tranșe de viitură în acumulare pentru reducerea debitelor de viitură pe Valea Bârzavei la capacitatea de scurgere a albiei regularizate prin orașul Reșița.

Lacul Secu este situat la 9 km amonte de Reșița și este principalul punct de agrement și petrecere a timpului liber de către localnici.

Referitor la caracteristicile fizice ale lacului, menționăm că adâncimea lacului variază în funcție de regimul precipitațiilor iar zona de mijloc a lacului prezintă anumite inversiuni datorită legăturii cu râurile care alimentează lacul.

Conform planului de activitate, pe anul 2004 s-au efectuat 4 campanii de recoltare (III, V, VII, XI,) recoltându-se probe de la baraj, mijloc și coada lacului.

Luând în considerație valorile principalilor parametri fizico-chimici, biologici și bacteriologici s-au constatat următoarele :

- Transparența - măsurată cu discul Secchi variază între 0 - 215 cm în funcție de perioada de prelevare a probelor și nivelul apei din lac.
- pH-ul a înregistrat valori cuprinse între 6,2 - 7,8
- Temperatura a înregistrat valori crescătoare din primăvară până în toamnă 1 - 20°C.
- Regimul oxigenului - pe întreaga perioadă de recoltare a probelor oxigenul dizolvat a înregistrat valori ridicate de la 8,1 -12,5 mg/l iar saturația oxigenului între 79,6 - 104,07.
- Încărcarea organică - exprimată în CCO-Mn a evidențiat pe întreaga perioadă de recoltare a probelor valori cuprinse între 1,49 - 3,39 mg/l.
- Regimul nutrienților exprimat în azot mineral total și fosfor total are valori care variază la azot mineral între 0,12 - 0,56 mg/l iar la fosfor total între 0,09 - 0,14 mg/l caracteristice apelor mezoeutrofe, favorizând, în special în lunile de vară-toamnă, o dezvoltare a microorganismelor acvatice specifice unui ecosistem lacustru încărcat cu substanțe biogene.
- Biomasa fitoplanctonică este cuprinsă între 4,4 -9 mg/l.
- Fitoplanctonul este reprezentat în special de diatomee.
- Zooplanctonul a fost reprezentat în special de rotifere și copepode, forme adulte și juvenile cu rol important în lanțul trofic al lacului.

Din punct de vedere bacteriologic, numărul probabil de bacterii coliforme totale au înregistrat valori scăzute cuprinse între 260 - 470/100 cm³.

În urma analizei indicatorilor urmăriți se poate trage concluzia că din punct de vedere trofic lacul Secu se încadrează în categoria lacurilor mezotrofe.

Tab. 5.6 Valori medii ale indicatorilor și stării de eutrofizare 2004

LACUL DE ACUMULARE SECU
Valori medii ale indicatorilor și stării de eutrofizare

Luna de recoltare	Sect.	Trans-parenta	Temp.	pH	OD (mg/l)	Sat. O ₂ (%)	CBO ₅ (mg/l)	CCOMn/O ₂ (mg/l)	N _{tot} min (mg/l)	P _{tot} (mg/l)	Biomasa fito(mg/l)	Coliformi nr/100 cm ³
III	B	30	1,5	6,45	12,3	84,85	1,6	2,1	1,45	0,02	4,5	260
	M	30	1,5	6,75	12,3	84,55	1,7	2,1	1,48	0,02	4,4	280
	C	25	1	6,73	12,4	83,7	1,5	2,1	1,66	0,02	4,7	320
V	B	140	18	7,62	8,8	89,85	1,1	1,7	0,31	0,02	4,7	330
	M	110	18	7,61	8,5	86,85	1,0	1,6	0,32	0,02	4,4	320
	C	90	20	7,6	8,4	89	1,3	1,8	0,26	0,03	4,82	360
VIII	B	140	18	7,62	8,8	89,3	1,1	1,7	0,3184	0,025	7,9	390
	M	110	18	7,61	8,5	86,85	1,05	1,6	0,322	0,025	7,7	380
	C	90	20	7,6	8,4	89	1,3	1,8	0,265	0,03	9,0	420
XI	B	215	6,5	7,18	9,75	76,5	1,8	3,1	0,693	0,02	4,6	380
	M	210	6,5	7,18	9,55	74,9	1,8	3,15	0,665	0,025	5,1	400
	C	200	6	7,09	9,9	76,7	1,7	3	0,778	0,03	5,2	470

Caracterizare fizico-chimică și biologică din punct de vedere a eutrofizării și al stării trofice a lacului

Lacul Gozna : situat într-o zonă de conifere la o altitudine de 600 m, cu o suprafață de 66 ha și un volum de 10,1 mil,m3.

Lacul a fost realizat în perioada anilor 1947 - 1952. Adâncimea maximă a lacului este de cca 40 m, priza fiind amplasată la 36 m față de nivelul de retenție normală.

Lacul Gozna a fost calculat pentru asigurarea unui debit regularizat de 4 m³/s necesar funcționării unui lanț de hidrocentrale și asigurarea debitului de servitute pe râul Bârzava cât și pentru alimentarea cu apă potabilă și industrială a municipiului Reșița

Lacul s-a menținut timp de 24 ani la caracterul de lac oligotrof cu distribuție ortograda a conținutului de oxigen dizolvat și un conținut relativ redus de materie organică și substanțe nutritive.

Apele trecute prin centralele Crainicel și Breazova își continuă drumul pe valea râului Bârzava acumulându-se pe de o parte în lacul Secu iar restul de debit este derivat prin hidrocentrala Grebla după care este folosit în scop potabil și industrial în municipiul Reșița.

Referitor la influențele antropice menționăm construirea de case de vacanțe în zona lacului care vor influența caracterul lacului.

Conform planului de activitate pe anul 2004 s-au efectuat patru campanii de recoltare în luna III, V, VII, și a XI-a.

Luând în considerație valorile principalilor parametri fizico-chimici, biologici și bacteriologici, s-au constatat următoarele:

- Transparența măsurată cu discul Secchi variază între 0 - 280.
- pH-ul a înregistrat variații între 6,7-8,2.
- Temperatura a înregistrat valori crescătoare din primăvara până în toamnă, 1 - 19°C.
- Regimul oxigenului - pe întreaga perioadă de recoltare a probelor, valoarea oxigenului dizolvat a înregistrat valori între 8, 1 - 12,2 iar saturația oxigenului este cuprinsă între 74,18 - 102, 11 %.

- Încărcarea organică exprimată în CCO-Mn a evidențiat pe întreaga perioadă de recoltare a probelor valori cuprinse între 2 - 5,01 mg/l.
- Regimul nutrienților - exprimat în azot mineral și fosfor total au valori care variază la azot mineral între 0,23 - 0,46 mg/l, iar la fosfor total între 0,06 - 0,17 mg/l.
- Analiza biologică a evidențiat valori cuprinse între 4,4 - 6,7 mg/l.
- Fitoplanctonul este reprezentat în principal de diatomee.
- Zooplanctonul este reprezentat în special de rotifere și copepode, atât forme adulte cât și diferite stadii de metamorfoză.
- Din punct de vedere bacteriologic, numărul probabil de bacterii coliforme totale au înregistrat valori cuprinse între 200 - 2100/100 cm³.

În urma analizei indicatorilor urmăriți se poate trage concluzia că din punct de vedere trofic lacul Gozna se încadrează în categoria lacurilor mezotrofe.

Tab. 5.7 Valori medii ale indicatorilor și stării de eutrofizare 2004

LACUL DE ACUMULARE GOZNA
Valori medii ale indicatorilor și stării de eutrofizare
2004

Luna de recoltare	Sect.	Trans- parenta	temp.	pH	OD (mg/l)	Sat. O ₂ (‰)	CBO ₅ (mg/l)	CCOMn O ₂ (mg/l)	N _{tot} min (mg/l)	P _{tot} (mg/l)	Biomasa fito(mg/l)	Coliformi nr./100 cm ³
III	B	25	1,5	6,78	12,1	77,8	1,7	2,3	1,2215	0,04	4,8	210
	M	22,5	1,5	6,775	12,05	77,5	1,7	2,35	1,2625	0,04	4,6	230
	C	45	1	6,75	12	75,9	1,8	2,4	1,186	0,03	4,8	250
V	B	95	9	7,96	10,7	83,65	1,55	2,05	0,776	0,02	4,4	210
	M	90	9	8,185	10,6	82,85	1,75	2,3	0,919	0,008	4,8	200
	C	180	10	7,7	10,4	83,2	2,2	2,8	0,906	0,02	4,5	240
VIII	B	65	14,5	8,17	8,65	77,5	3,1	3,75	0,624	0,03	5,62	1800
	M	60	15	8,075	8,95	80,65	2,9	3,45	0,859	0,03	5,4	1300
	C	90	18	8,12	8,4	80	3,1	3,7	1,228	0,04	6,1	2100
XI	B	140	9	7,5	10	78,15	3,35	4,45	0,862	0,01	5,62	720
	M	130	9,5	7,32	9,95	77,75	3,4	4,5	1,09	0,01	6,1	810
	C	230	9	7,93	8,9	69,5	3,4	4,4	1,176	0,02	6,7	950

Caracterizare fizico – chimică și biologică din punct de vedere a eutrofizării și al stării trofice a lacului

În anul 1970 s-a construit pe cursul superior al Timișului, lacul de acumulare Trei ape cu o suprafață de 52,612 ha și un volum de 6,340,000 m³.

Punerea în valoare a acumulării Trei ape se face prin pomparea apei în derivația Semenic de unde din lanțul de hidrocentrale ajunge în instalațiile industriale din Reșița.

Râurile care asigură apa lacului Trei Ape sunt : Gradiște, Semenic, Brebu.

În ultimii ani intensificându-se în zona turismului, s-a observat o modificare ușoară a parametrilor fizico – chimici și biologici urmăriți.

Conform planului de activitate, în anul 2004 s-au efectuat 4 campanii de recoltare în lunile : III, VI, VII și XI.

Luând în considerare parametrii fizico – chimici urmăriți se constată:

- Transparența s-a luat cu discul Sechii și variază între 0 – 230.
- Valoarea pH-ului nu are salturi spectaculoase, fiind cuprinse între 6,3 – 7,3.
- Temperatura specifică zonei montane înregistrându-se valori cuprinse între 1 – 18°C.

- Regimului oxigenului – valoarea oxigenului dizolvat este ridicată între 5,1 – 11,2 iar saturația are valori cuprinse între 46,7 – 99,13%.
- Încărcarea organică – exprimată în CCO-Mn a evidențiat pe întreaga perioadă analizată valori scăzute între 2,0 – 7,01 mg/l.
- Concentrația de nutrienți – bugetul nutrienților este unul din cei mai importanți indici de eutrofizare.

În cazul lacului Trei Ape valorile azotului mineral total variază între 0,172 – 0,469 mg/l iar la fosforul total valorile sunt cuprinse între 0,04 – 0,2 mg/l.

Analiza biologică :

- Fitoplanctonul este reprezentat în special de diatomee (Asterionella, Cyimbella, Coconeis, Cyclotella, Fragillaria, Gomphonema), predomină peridinee (Ceratium și Peridinium); Crysophite și Clhlorophyte (Caelastrum, Scenedesmus, Pediastrum). Biomasa fitoplanctonică variază între 4 – 7,35 mg/l.
- Zooplanctonul este bine reprezentat de rotifere și copepode și în număr mic cladocere.

Din punct de vedere bacteriologic numărul probabil de bacterii coliforme total este cuprins între 200 – 960/100 cm³.

Analiza biologică a evidențiat valori mai ridicate la cele trei cozi ale lacului : Brebu, Garana și Semenice, unde se instalează un microclimat și un microhabitat prielnic dezvoltării organismelor planctonice.

Lacul se încadrează în categoria lacurilor mezotrofe.

Tab. 5.8 Valori medii ale indicatorilor și stării de eutrofizare 2004

LACUL DE ACUMULARE TREI APE													
Valori medii ale indicatorilor si starii de eutrofizare													
Luna de recoltare	Sect.	Trans-parenta	Temp.	PH	OD (mg/l)	Sat. O ₂ (%)	CBO ₅ (mg/l)	CCOMn/O ₂ (mg/l)	N _{tot} min (mg/l)	P _{tot} (mg/l)	Biomasa fito(mg/l)	Coliformi nr/100 cm ³	
III Semenice	B	80	1	6,7	10,9	68,5	-	2,25	0,934	0,02	4,2	210	
	M	80	1	6,69	10,8	67,95	-	2,15	0,963	0,02	4,0	200	
	C	150	1	6,82	11,2	70,4	-	2,4	0,797	0,02	4,4	260	
		160	1	6,6	10,9	68,6	-	2	0,945	0,02	4,3	260	
V Semenice	B	210	8	7,03	10,65	80,55	2,3	2,9	0,66	0,02	4,1	960	
	M	100	8,5	7,15	10,65	81,4	2,7	3,25	0,587	0,025	4,0	320	
	C	190	9	7,08	10,7	82,9	2,5	2,9	0,694	0,02	4,2	450	
		190	9	7,33	10,6	82,2	2,4	2,8	0,652	0,02	4,25	330	
VIII Semenice	B	70	14	7,145	7	62,25	3,25	3,85	1,029	0,025	6,85	870	
	M	60	14,5	7,13	7,1	63,5	2,95	3,5	0,752	0,03	6,6	510	
	C	90	17	7,15	8,9	82,5	3	3,5	0,694	0,02	7,35	610	
		100	17	7,22	8,6	79,6	3,1	3,7	0,728	0,02	7	590	
XI Semenice	B	115	3,5	6,295	8,6	57,8	2,4	4,1	0,633	0,045	4,5	450	
	M	110	3,5	6,31	8,45	56,6	4	6,85	0,641	0,035	5,17	420	
	C	220	3	6,29	9,1	60	2,1	3,7	0,641	0,04	5,14	560	
		210	3	6,27	8,3	55	2,1	3,6	0,709	0,04	5,18	540	
Brebui		150	1	6,97	11,1	69,8	-	2,1	0,9	0,02	4,2	290	
		190	9	7,07	10,4	80,6	3	3,4	0,689	0,03	7,2	580	
Brebui		90	18	7,2	9,1	85,8	2,8	3,4	0,841	0,02	4,3	420	
		210	3	6,36	8,6	60	2	3,5	0,692	0,05	5,2	520	

5.3.2 Zone critice sub aspectul poluării apelor de suprafață și a celor subterane. Resursele de apă

Mecanismul economic specific domeniului gospodăririi cantitative și calitative a resurselor de apă include sistemul de contribuții, plăți, bonificații, tarife și penalități ca parte a modului de finanțare a dezvoltării domeniului și de asigurare a funcționării Administrației Naționale "Apele Române".

Apa constituie o resursă naturală cu valoare economică în toate formele sale de utilizare/exploatare. Conservarea, re folosirea și economisirea apei sunt încurajate prin aplicarea de stimuli economici, inclusiv pentru cei ce manifestă o preocupare constantă în protejarea cantității și calității apei, precum și prin aplicarea de penalități celor care risipesc sau poluează resursele de apă. Utilizatorii resurselor de apă plătesc utilizarea acestora Administrației Naționale "Apele Române", în calitate de operator unic al resurselor de apă.

Contribuțiile specifice de gospodărire a apelor sunt diferențiate, în vederea stimulării economice a utilizării durabile a resurselor de apă, pe categorii de surse și grupe de utilizatori și pe substanțele poluante din apele uzate evacuate în resursele de apă.

Resurse de apă teoretice și tehnic utilizabile

Tab. 5.9 Resurse de apă (mii m³)

Județ	Resursa de suprafață		Resursa din subteran	
	Teoretică	Utilizabilă	Teoretică	Utilizabilă
Caraș-Severin	98	177	10	7,5

Teoretic – în regim natural, fără lucrări hidrotehnice (regularizări)

Utilizabil – cuprinde și lucrările hidrotehnice (lacurile)

Realizarea balanței de apă. Captări pe bazine hidrografice în anul 2006 (mii. m³) - realizat



Fig. 5.32 Râul Bârzava

Ape de suprafață. Starea râurilor interioare

Calitatea globală a apei, pe cursurile de apă din județul Caraș-Severin, sub aspectul repartiției pe tronsoane de râu, se prezintă astfel:

Lungimea totală a cursurilor de apă din B.H. BEGA-TIMIS-CARAS, monitorizate în anul 2006, sub aspectul încadrării în clase de calitate, se prezintă astfel:

Tab.5.10 Repartiția pe tronsoane a calității globale a apei

Clasa de calitate	Indicatori			
	fizico -chimici		biologici	
	Km	%	Km	%
I	538	35,54	82	5,28
II	437	28,86	904	58,17
III	452	29,85	546	35,14
IV	87	5,75	22	1,41
V	-	-	-	-
TOTAL	1514	100	1554	100

Râul BÂRZAVA

a) tronsonul izvoare-amonte Reșița

Calitatea apei pe acest tronson a fost bună, la fel ca și starea ecologică.

b) tronsonul amonte Reșița – frontiera

Pe acest tronson se resimte efectul negativ al apelor uzate din zona Reșița (AQUACARAS – Exploatarea Reșița, TMK - fostul CSR, UCMR) zona Bocșa (AQUACARAS - Exploatarea Bocșa, fermele avicole) precum și aportul surselor de poluare difuza. Din aceste motive calitatea apei pe acest tronson a fost moderată, încadrare determinată de indicatorii din grupele regim de oxigen și nutrienți. Starea ecologică a trecut de la foarte bună în amonte până la moderată în zona de frontiera.

Tab. 5.11 Bazinul hidrografic Bega-Timiș-Caraș privind încadrarea secțiunilor de supraveghere în clase de calitate

Nr. crt.	Curs de apă	Secțiunea de supraveghere	Clasa de calitate					Globală
			Regim oxigen	Nutrienți	Salinitate	Poluantți toxici specifici	Alți indicatori chimici relevanți	
1	Pârâul Rece	Am.cf.Hididel	I	I	I	I	I	I
2	Timiș	Sadova	I	I	I	I	I	I
3	Timiș	Av.cf.Potoc	I	I	I	I	I	I
4	Bistra	Am.cf.pârâul Lupului	I	I	I	I	I	I
5	Bistra	Crâșma	I	I	I	I	I	I
6	Bistra	Obreja	I	I	I	I	-	I
7	Bârzava	Crivaia	I	I	I	I	-	I
8	Secul	Am.cf. Bârzava	I	I	I	I	I	I
9	Bârzava	Moniom	III	III	I	I	I	III
10	Bârzava	Loc. Berzovia	III	III	I	I	I	III
11	Caraș	Carașova	II	I	I	I	-	II
12	Nermed	Am.cf.Gelug	I	I	I	I	I	I
13	Gârliște	Am.cf.Caraș	I	I	I	I	-	I
14	Jitin	Am.cf.Caraș	I	I	I	I	-	I
15	Oravița	Am.cf.Lișava	II	II	I	I	-	II
16	Lișava	Am.cf.Caraș	II	II	I	I	-	II
17	Caraș	Vărădia	I	I	I	I	-	I

Tab. 5.12 Tabel comparativ
Privind tendința de evoluție a calității apei din punct de vedere chimic și biologic
B.H. BEGA-TIMIȘ-CARAȘ

Nr. crt.	Cursul de apă	Secțiunea de supraveghere	Calitatea apei					
			Chimic (calitatea globală)			Biologic (index saprob – macrozoobentos)		
			2005	2006	evoluția	2005	2006	evoluția
1	Pârâul Rece	Am.cf.Hididel	I	I	staționar	I	II	înrautățire
2	Timiș	*Teregova	-	-	-	-	II	-
3	Timiș	Sadova	II	I	îmbunătățire	I	II	înrautățire
4	Borlova	*Av.2 km.capt. Caransebeș	-	-	-	-	II	-
5	Sebeș	*Loc. Zervești	-	-	-	-	II	-
6	Timiș	Av.cf.Potoc	II	I	îmbunătățire	I	II	înrautățire
7	Bistra	Av.cf.Pârâul Lupului	II	I	îmbunătățire	I	II	înrautățire
8	Bistra Mărului	Loc Crâșma	II	I	îmbunătățire	I	II	înrautățire
9	Bistra	Obreja	II	I	îmbunătățire	I	II	înrautățire
10	Pogăniș	Brebu	III	-	-	I	II	înrautățire
11	Bârzava	Crivaia	I	I	staționar	I	I	staționar
12	Secul	*Am.cf. Bârzava	-	I	-		II	înrautățire
13	Bârzava	Moniom	III	III	staționar	I	II	înrautățire
14	Bârzava	Loc. Berzovia	III	III	staționar	I	II	înrautățire
15	Caraș	Carașova	I	II	înrautățire	I	II	înrautățire
16	Nermed	Am.cf.Gelug	II	I	îmbunătățire	I	II	înrautățire
17	Gârliște	Am.cf. Caraș	II	I	îmbunătățire	I	II	înrautățire
18	Jitin	Am.cf.Caraș	II	I	îmbunătățire	I	II	înrautățire
19	Oravița	Am.cf.Lișava	III	II	îmbunătățire	I	II	înrautățire
20	Lișava	Am.cf.Caraș	III	II	îmbunătățire	I	II	înrautățire
21	Caraș	Am.cf.Lișava - Vărădia	III	-	-	I	II	înrautățire
22	Ciclova	*Am.loc.Ciclova	-	I	-	-	II	-

Starea lacurilor

În anul 2006, în bazinul Bega-Timiș-Caraș, în județul Caraș-Severin, au fost monitorizate un număr de 5 lacuri:

- BH Timiș- lacul Trei Ape, Poiana Mărului
- BH Bârzava – lacul Gozna, Secu
- BH Caraș – lacul Greoni – ferma piscicola

Prelevările s-au făcut din secțiunile stabilite pentru fiecare lac, respectiv în zona baraj, mijloc, coada și afluenții principali. De asemenea prelevările s-au efectuat în funcție de amplasamentul secțiunii pe mai multe adâncimi. Probele au fost analizate fizico-chimic și biologic.

Acumularea Trei Ape - Caracterizarea fizico-chimica și biologică din punct de vedere al eutrofizării

În anul 1970 s-a construit pe cursul superior al Timișului, lacul de acumulare Trei Ape cu o suprafață de 52.612 ha și un volum de 6.340.000 m³. Punerea în valoare a acumulării Trei Ape se face prin pomparea apei în derivația Semenice de unde din lanțul de hidrocentrale ajunge în instalațiile industriale din Reșița. Râurile care asigură apa lacului Trei Ape sunt: Gradiște, Semenice, Brebu.

Acumularea Gozna - Caracterizarea fizico-chimica și biologică din punct de vedere al eutrofizării

Lacul Gozna este situat într-o zonă de conifere la o altitudine de 600 m, cu o suprafață de 66 ha și un volum de 10,1 mil. m³. Lacul a fost realizat în perioada anilor 1947 - 1952. Adâncimea maximă a lacului este de cca.40 m, priza fiind amplasată la 36 m față de nivelul de retenție normală.

Lacul Gozna a fost calculat pentru asigurarea unui debit regularizat de 4 m³/s necesar funcționării unui lanț de hidrocentrale și asigurarea debitului de servitute pe râul Bârzava cât și pentru alimentarea cu apă potabilă și industrială a municipiului Reșița.

Lacul s-a menținut timp de 24 ani la caracterul de lac oligotrof cu distribuție ortogradă a conținutului de oxigen dizolvat și un conținut relativ redus de materie organică și substanțe nutritive. Apele trecute prin centralele Crainicel și Breazova își continuă drumul pe valea râului Bârzava acumulându-se pe de o parte în lacul Secu iar restul de debit este derivat prin hidrocentrala Grebla după care este folosit în scop potabil și industrial în municipiul Reșița.

Acumularea Secu - Caracterizarea fizico-chimica și biologică din punct de vedere al eutrofizării

Lacul Secu - face parte dintr-un sistem complex de acumulări din bazinul superior al râului Bârzava (Gozna, Văliugul Mic, Secu și Trei Ape) și este amplasat la o altitudine de 300m în Munții Semenicului într-o zonă de păduri de foioase în care predomină fagul.

Lacul prezintă o suprafață totală de 105 ha și un volum total de 15.000.000 m³ din care 8.000.000 m³ volum util.

Adâncimea maximă a lacului este de aproximativ 27 m, priza fiind amplasată la 16,5m față de nivelul de retenție normal, iar golirea de fund este la 26,5 m. Lacul Secu a fost dat în exploatare în anul 1963 pentru alimentarea cu apă potabilă a municipiului Reșița și pentru asigurarea cu apă industrială a SC TMK – Combinatului Siderurgic Reșița, are rol de combatere a inundațiilor prin reținerea unei tranșe de viitură în acumulare pentru reducerea debitelor de viitură pe Valea Bârzavei la capacitatea de scurgere a albiei regularizate prin orașul Reșița.

Lacul Secu este situat la 9 km amonte de Reșița și este principalul punct de agrement și petrecere a timpului liber de către localnici. Referitor la caracteristicile fizice ale lacului, menționăm că adâncimea lacului variază în funcție de regimul precipitațiilor iar zona de mijloc a lacului prezintă anumite inversiuni datorită legăturii cu râurile care alimentează lacul.

Tab. 5.13 Centralizator privind starea trofică – 2006
Bazinul hidrografic Bega-Timiș-Caraș

Nr. crt.	Denumirea Acumulării Cursul de apa	CRITERII (indicatori) PENTRU STABILIREA STĂRII TROFICE				Încadrare globală	Obs.
		Clorofila „a”	Substanțe biogene		Biomasa fitoplanctonică		
			Ntot	Ptot			
1.	Trei Ape r. Timiș	mezotrof	mezotrof	oligotrof	oligotrof	oligotrof	îmbunătățire
2.	Gozna r. Bârzava	oligotrof	oligotrof	oligotrof	oligotrof	oligotrof	îmbunătățire
3.	Poiana Mărului r. Bistra Mărului	eutrof	mezotrof	oligotrof	mezotrof	mezotrof	Staționar
4.	Secu r. Bârzava	oligotrof	oligotrof	oligotrof	oligotrof	oligotrof	îmbunătățire
5.	Greoni r. Caraș	hipertrof	eutrof	hipertrof	eutrof	eutrof	-

Apele subterane. Bazin hidrografic Bega – Timiș - Caraș

Calitatea apelor subterane în anul 2006 în majoritatea forajelor executate în stratul acvifer freatic este în general scăzută înregistrându-se depășiri ale limitei maxime admise (conform prevederilor legii 311/2004) la cel puțin un indicator de caracterizare a calității apei.

Calitatea apelor subterane - a fost urmărită în foraje de ordin I, II și poluare în strat freatic și în foraje de adâncime.

Tab. 5.14 Distribuția forajelor monitorizate în anul 2006– strat freatic

Nr. crt.	Tipul forajului	Număr foraje
1.	- ordin I	5
2.	- ordin II	5
3.	- poluare	4
TOTAL în b.h. Bârzava		14 foraje monitorizate
1.	- ordin I	30
2.	- ordin II	19
3.	- poluare	-
4	- ape minerale-stații experimentale	-
TOTAL în b.h. Timiș		49 foraje monitorizate
1.	- ordin I	4
2.	- ordin II	2
3.	- poluare	-
TOTAL în b.h. Caraș		6 foraje monitorizate

Zonele critice de poluare, cu depășirea de mai multe ori a limitei maxime admise conform prevederilor legii 311/2004 (*pentru modificarea și completarea Legii nr.458/2002 privind calitatea apei potabile*) la: *substanțe organice, amoniu, mangan, fosfați* sunt situate în bazinele hidrografice ale următoarelor cursuri de apă:

BH TIMIȘ:

- pe râul Timiș superior și Bistra în zonele orașelor Caransebeș și Oțelu Roșu cu proveniență a poluării de la gospodării comunale datorită insuficienței rețele de canalizare și a lipsei stațiilor de epurare a apelor menajere precum și a poluării difuze.

BH BÂRZAVA:

- pe râul Bârzava sectorul aval Bocșa - frontieră, cu proveniență a poluării de la complexele zootehnice și a complexelor de creștere a păsărilor (Bocșa), gospodării comunale (Bocșa) și poluare difuză.

BH CARAȘ:

- pe cursul inferior al râului Caraș și afluenții acestora în zona de frontieră, impurificare de la Gospodăria orașenească Oravița, cât și din impurificarea difuză cauzată de activități umane.

În anul 2006, în județul Caraș– Severin, calitatea apelor de suprafață a fost bună și s-a asigurat categoria necesară atât la prizele de alimentare cu apă în scop potabil, cât și la prizele altor categorii de folosință.

Ca zonă pregnant critică sub aspectul calității necorespunzătoare a apei se remarcă cursul de apă Bârzava (sectorul aval pârâul Sodol – Reșița– frontieră) pe o lungime de 110 km care este afectat de apele uzate neepurate și insuficient epurate, descărcate din canalizarea municipiului Reșița și a orașului Bocșa și de apele uzate evacuate de SC COLLINI Bocșa. Se remarcă unele depășiri la indicatorii aferenți grupei nutrienți.

Programul de monitorizare a apei subterane semnaleză depășirile indicatorilor fizico-chimici peste limitele admise.

Tab. 5.15 Situația depășirii concentrațiilor de poluanți admise în mod excepțional conform L 311/2004 Strat acvifer freatic

Denumire indicator	Nr. de ori de depășiri a limitei admise în mod excepțional	Denumire bazin hidrografic - foraj
1	2	3
- azotiți	max. 1,2-1,9	Timiș – Glimboca
	max. 2,7-8,1	Caraș - Vrani
- fier	max. 1,9-174	Timiș – Glimboca, Caransebeș
	max. 1,8-70	Bârzava – Bocșa Română, Partoș
	max. 1,9-2,4	Caraș – Vrani, lam
- Subst. organice	max. 1,2-45	Timiș – Caransebeș, Glimboca,
- mangan	max. 1,4-70,6	Timiș – Glimboca, Caransebeș, C. Daiocoviciu,
	max. 2,0-38,4	Bârzava – Bocșa Română
	max. 5,4-9,3	Caraș – Vrani, Berliște
- amoniu	max. 1,2-18,6	Timiș – Caransebeș, Glimboca, C. Daicoviciu,
	max. 1,4-82,8	Bârzava – Bocșa Română
	max. 2,3-7,9	Caraș – Vrani, Berliște
- fosfați	max. 1,5-3,4	Timiș – Glimboca,
	max. 1,3-2,3	Caraș – Vrani, lam

Tab. 5.16 Calitatea apei în strat acvifer de adâncime

Nr. crt.	Zona	NO3	CCOMn	NH4	PO4
Bazinul hidrografic Bârzava					
1	Ramna F1 AD	-	*	*	-

Calitatea apelor de suprafață. În anul 2006, în județul Caraș – Severin, calitatea apelor a fost bună și s-a asigurat categoria necesară atât la prizele de alimentare cu apă în scop potabil, cât și la prizele altor categorii de folosință.

Calitatea apelor subterane

Bazinul Bega – Timiș – Caraș

Nivelul poluării în forajele executate în stratul acvifer freatic este prezent, înregistrându-se depășiri ale limitei admise (conform prevederilor legii 311/2004) la cel puțin un indicator de caracterizare a calității apei (amoniu și substanțe organice). Zonele critice de poluare, evidențiate și în Harta calității apelor subterane, cu depășirea de mai multe ori a limitei maxime admise conform prevederilor Legii 311/2004 (Legea privind apa potabilă) la: substanțe organice, amoniu, mangan, fosfați sunt situate în bazinele hidrografice ale următoarelor cursuri de apă:

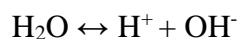
- BH BÂRZAVA - pe râul Bârzava sectorul aval Bocșa - frontiera, cu proveniență a poluării remanente de la complexele zootehnice și a complexelor de creștere a păsărilor (Bocșa), gospodării comunale (Bocșa și Deta) și poluare difuză.
- BH CARAȘ - pe cursul inferior al râului Caraș și afluenții acestora în zona de frontieră, impurificare de la Gospodăria orășenească Oravița, cât și din impurificarea difuză cauzată de activități umane.

5.3.3 Aspecte fizico-chimice, biologice și geografice ale procesului de eutrofizare

Variația pH-ului

- în timpul „înfloririi” lacului, are loc o variație de pH; acesta crește ca valoare până la aproximativ 9, indicând un mediu alcalin, pentru ca spre sfârșitul ciclului să ajungă să scadă la o valoare aproape neutră.

-pH-ul unei soluții este inversul logaritmului în ioni de H⁺, molecula de apă fiind slab ionizată cu ioni de H⁺ și OH⁻:



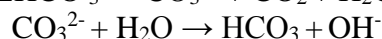
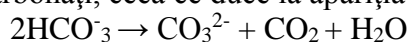
$$\text{pH} = -\log(\text{H}^+)$$

-pH-ul este influențat de temperatură, concentrația de CO₂ liber, H₂CO₃, HCO₃⁻, CO₃²⁻.

Variația CO₂

-CO₂ liber este în general mic ca valoare, el fiind legat în carbonați și bicarbonați; există astfel un echilibru în apă între CO₂ liber și cel din carbonați;

-vara, când fitoplanktonul se dezvoltă masiv, elimină în timpul nopții CO₂ liber, iar ziua, acesta se consumă împreună cu cel din bicarbonați, ceea ce duce la apariția ionilor de OH⁻:



Așezarea geografică a lacurilor

- Secu este amplasat la o altitudine medie de 300 m iar lacul Gozna la 600 m;

- Secu are versanții acoperiți cu păduri de foioase și fag, al căror sol acid favorizează menținerea în soluție a fierului și manganului și pătrunderea prin scurgeri de suprafață sau infiltrații, în lac. Pădurea este prezentă și amonte de lac, consecința fiind antrenarea de frunze, crengi, pe suprafața acestuia, îmbogățind astfel potențialul nutritiv;

- Gozna are versanții înalți și relativ abrupti, acoperiți cu păduri de conifere;

- iluminarea puternică și de lungă durată a lacului Secu, datorată malurilor puțin înalte, favorizează o activitate biologică intensă spre deosebire de lacul Gozna care are malul înalt și o expunere mai mică ca durată;

Aspecte antropice care accelerează procesul de eutrofizare

- exploatarea forestieră din bazinul Bârzava Superioară, produc deșeuri lemnoase care sunt antrenate în lac și se descompun.

- defrișările masive și erodarea solului datorată transportului buștenilor au determinat creșterea cantității de suspensii antrenate în lac, influențând gradul de colmatare, transparența și mărimea zonei fotice;

- amenajări turistice (sat de vacanță cu aproximativ 150 numere de casă și pensiuni turistice), pe versantul drept al lacului Gozna respectiv pensiuni turistice pentru lacul Secu (versantul stâng);

- amplasamentul prizelor de apă la o distanță apreciabilă față de fundul lacurilor (5-10 m), determină o circulație redusă a apei în zona de fund;

- asigurarea unor debite suficiente de alimentare a lacului, care să permită evacuări de fund de ordinul a cel puțin 0,5 mc/s, împiedicând astfel creerea unor deficite accentuate de oxigen în lac; aceasta presupune să se asigure în perioada de vară și toamnă, o evacuare de fund, ori de câte ori este nevoie;

- aplicarea tratamentului biologic. Un astfel de tratament s-a aplicat Lacului Carol în perioada 1997-1999. Tratamentul, cunoscut sub denumirea de ecosinerție, a stopat fenomenul de eutrofizare, a restabilit echilibrul ecologic al lacului, apele lacului au fost aduse la criteriile stabilite prin STAS 4706/1988, nămolul organic sedimentat a fost dizolvat parțial, s-a redus volumul de nămol prin mineralizare, s-au eliminat 5000 mc de nămol sedimentat fără a se folosi metoda mecanică clasică de dragare;

-introducerea printr-un sistem oarecare, a aerului comprimat, la nivelul nămolului depus pe fund;

-aplicare de metode chimice de combatere a vegetației dezvoltate excesiv pe suprafața lacului (este o metodă riscantă și care poate fi aplicată doar în urma unor studii specifice);

-realizarea unei canalizări inelare și a unei stații de epurare pentru colectarea apelor uzate din satul de vacanță situat lângă lacul Gozna;

-stoparea exploatărilor forestiere de pe Bârzava Superioară și amenajarea torenților creați de acestea pe versanții lacurilor;

Concluzii

- primele fenomene de eutrofizare au fost evidențiate într-un interval foarte scurt de la darea în funcțiune a lacurilor;

- eutrofizarea lacurilor Secu și Gozna este un fenomen natural, accelerat însă în mod îngrijorător de factori antropici, cu consecințe nefavorabile asupra calității apei utilizate în scop potabil;

- refacerea echilibrului natural este favorizată de aportul de apă curată și puternic oxigenată al râului de munte, Bârzava;

- se impune modernizarea uzinei de tratare Reșița pentru a face față efectelor negative ale eutrofizării asupra calității apei brute furnizate de cele două acumulări;

- tratarea apei brute prin metode moderne, nepoluante, face parte din strategia regiilor de apă și a direcțiilor de apă;

- decolmatarea periodică a lacurilor de acumulare ar putea diminua efectul eutrofizării;

- creșterea debitelor afluenților în lacul receptor.

Colmatarea lacurilor de acumulare este un proces complex care începe în momentul intrării în funcțiune al lacului și se termină atunci când lacul este scos din funcțiune. Colmatarea lacurilor de acumulare nu este un proces care poate fi oprit complet, se pot lua doar unele măsuri pentru a o controla - măsuri de reducere a scurgerilor solide de pe versanți. Scopul studierii fenomenului de colmatare are ca obiective găsirea unor metode adecvate de prognoză ale colmatării, stabilirea măsurilor de atenuare a colmatării pentru a mări durata de funcționare a acumulărilor.

Se știe că lacurile de acumulare reprezintă o necesitate social - economică; s-a ajuns ca în prezent barajele să controleze cea mai mare parte din scurgerea râurilor globului, iar volumul lacurilor de acumulare să reprezinte aproape jumătate din apa existentă la un moment dat în atmosferă și de mai multe ori volumul apei râurilor lumii, iar suprafața ce o ocupă depășește 1% din aria continentelor.

Sursele aluviunilor depuse într-un lac sunt bazinul de recepție aferent lacului și rețeaua hidrografică aflată în legătură cu lacul. Modul de depunere a aluviunilor într-un lac de acumulare depinde de felul debitului solid: târât sau în suspensie și se datorează reducerii vitezei curentului de apă când ajunge la un lac. Cea mai mare parte a debitului solid târât se depune la coada lacului, formând cu timpul un banc de aluviuni care avansează spre baraj. Debitul solid în suspensie se depune în funcție de modul în care are loc curgerea în lac: curgere sub formă de curenți de densitate (în cazul acumulărilor adânci) sau curgerea prin amestecul total al aflurilor cu volumul de apă dintr-un lac (în cazul acumulărilor cu adâncime mică) În figura 4.1 se prezintă depunerea aluviunilor într-un lac de acumulare în condițiile formării unor curenți de densitate [Giurma, 1997].

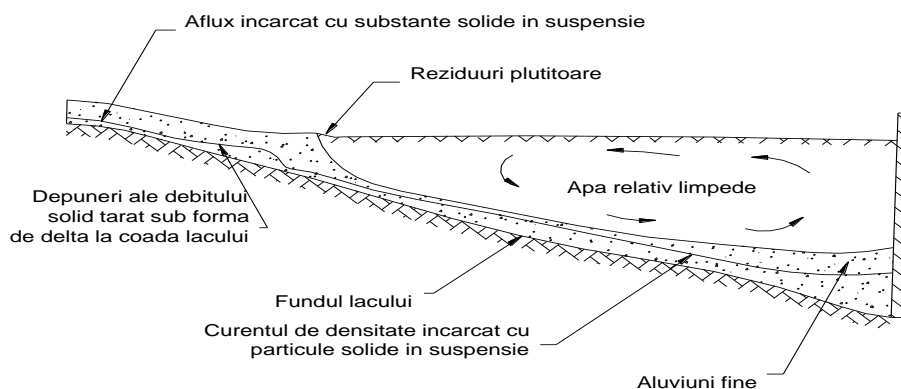


Fig.5.33 Depunerea aluviunilor într-un lac de acumulare în condițiile formării unor curenți de densitate (după Giurma, 1997)

Într-un lac de acumulare se pot distinge mai multe zone de depunere, producându-se și o sortare a aluviunilor [Giurma, 1997](figura 5.34):

- depuneri în zona barajului unde se acumulează aluviunile cu diametrul mai mic de 0,02 mm
- depuneri pe fundul lacului mai mult sau mai puțin uniforme, diametrul particulelor fiind cuprins între 0,02 și 0,05 mm
- depuneri la coada lacului, particulele având diametrul mai mare de 0,03 – 0,05 mm
- depuneri în amonte de lac, în zona de remuu.

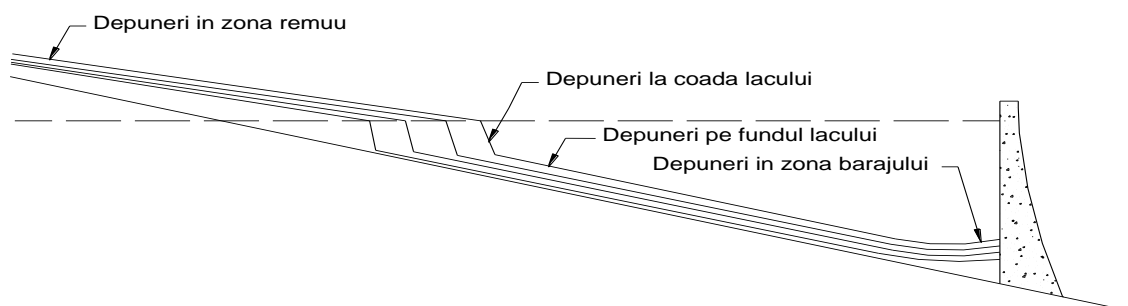


Fig. 5.34 Zone de depunere (după Giurma, 1997)

Indicatorii sintetici ai procesului de colmatare sunt:

- rata colmatării (r), care este definită prin raportul dintre volumul de aluviuni acumulat în lac timp de un an (W_r) și volumul inițial al lacului (V):

$$r = \frac{W_r}{V} \cdot 100 \quad \%$$

în proiectare pentru r (calcul aproximativ) se admit următoarele valori: 0,25 % pentru lacuri mari; 0,5 % pentru lacuri mijlocii și 3,0 % pentru lacurile mici.

- intensitatea colmatării (I_c), care este definit ca raportul dintre volumul inițial al lacului (v) și scurgerea solidă anuală a afluenților (W_a):

$$I_c = \frac{v}{W_a}$$

- durata de colmatare totală a lacului (T_a) care este inversul ratei de colmatare și reprezintă de fapt durata de funcționare al lacului:

$$T_a = \frac{1}{r}$$

- gradul de reținere al aluviunilor (g) care reprezintă raportul dintre aluviunile depuse în lac (W_r) și afluxul de aluviuni (W_s):

$$g = \frac{W_r}{W_s}$$

Determinarea cantitativă a colmatării [Ichim et al, 1986] în acumulări se poate face prin prelucrarea datelor din măsurători efectuate prin: ridicări clasice topo-geodezice, ridicări batimetrice, cu ecosonde, prin metode fotogrametrice sau cu dispozitive electronice.

Metodele de prognoză ale colmatării se diferențiază în: metode globale (sunt cele mai expeditiv, se bazează pe datele sintetice privind scurgerea lichidă și solidă și pe caracteristicile principale ale lacurilor - suprafață, volum, adâncime, lungime), metode semiempirice (care au la bază analiza unor cazuri concrete și stabilirea de relații care se pot aplica și la alte lacuri) și metode bazate pe modele fizice (reconstituirea în laborator a unor situații din teren și cercetarea dinamicii proceselor pe aceste modele) și pe modele matematice (un astfel de model este cel dezvoltat de Giurma și alții în 1985, pe care se bazează programul COLMATFL [Giurma, 1997]).

Pentru calculul volumului de aluviuni există diferite formule de calcul, care se pot aplica în două situații: când există observații directe și când nu există aceste observații. Aceste formule dau doar valori indicative generale.

- Calculul volumului de aluviuni când există măsurători și observații directe se face cu formulele [Mantz et al, 1965; Băloiu, 1967]:

$$W_M = g \cdot \frac{G}{\gamma} \cdot T$$

$$W_a = \frac{\rho \cdot V_0 \cdot T}{1000 \cdot \gamma_a} \cdot g$$

unde: G – greutatea totală a aluviunilor transportate de râul barat, în timpul unui an (t/an); γ – greutatea volumică a stratului aluvionar depus (t/m^3); W_M , W_a – volumul de aluviuni spre sfârșitul perioadei de funcționare a lacului (m^3); ρ – turbiditatea medie anuală (g/m^3); V_0 – volumul scurgerii anuale medii (m^3); T – durata de funcționare al lacului (ani); γ_a - greutatea volumică a aluviunilor (kg/m^3); g – coeficientul de corecție, adică cota parte din volumul scurgerii solide anuale care rămâne în lac.

- Calculul volumului de aluviuni când nu există măsurători și observații directe se poate face prin analogie (cu râurile învecinate, pe care există măsurători și observații [Giurma, 1997], fie cu lacurile de acumulare analoage existente) sau prin aproximare sau formule empirice. În acest caz, se determină volumul anual de aluviuni rezultate de pe 1 km^2 de bazin de recepție W_{al} și apoi se stabilește volumul de colmatare W_a , astfel:

$$W_{al} = \frac{S_a \cdot h}{n \cdot F_{b1}}$$

$$W_a = \frac{S_a \cdot h}{n} \cdot T \cdot g$$

unde: S_a – suprafața lacului la nivelul NNR (m^2); h – grosimea medie a stratului de aluviuni (m); n – numărul de ani în care s-a format stratul de aluviuni; F_{b1} – suprafața bazinului de recepție al lacului (km^2).

Formule empirice mai des folosite sunt formulele Poliakov:

$$W_{al} = \frac{a \cdot j \cdot M_0 \cdot F_b \cdot \beta}{1000 \cdot \gamma_a}$$

$$\rho = 10^4 \cdot \alpha \cdot \sqrt{I} \quad G = 0,01 \cdot V \cdot \alpha \cdot \sqrt{I}$$

unde: W_{al} – volumul de aluviuni care intră în lacul de acumulare în decurs de un an (m^3/an); a – coeficient de eroziune; j – panta văii barate (%); M_0 – debitul specific normal al scurgerii ($l/s.km^2$); F_b – suprafața bazinului de recepție al lacului (km^2); β – numărul de secunde dintr-un an; γ_a - greutatea volumică a aluviunilor (kg/m^3); ρ – turbiditatea medie anuală (g/m^3); α – coeficient cu

valori între 0.5 – 10.0, funcție de caracteristicile solului; I – panta râului în zona de stabilire a debitului solid (%); G – scurgerea solidă (t); V – volumul total de apă scurs în albie în timpul unui an mediu (m³).

La ieșirea din lacurile de acumulare, care funcționează ca niște mari decantoare, curentul de apă are o capacitate sporită de antrenare și de transport aluvionar. Ca urmare, în aval de baraje se produce o eroziune generală a patului albiei râului pe adâncimi de ordinul metrilor și pe lungimi considerabile, până la restabilirea debitului solid corespunzător condițiilor de echilibru dinamic a râului respectiv.

Consecințele colmatărilor lacurilor de acumulare sunt:

- pierderi de volum util
- blocarea intrării prizelor de apă sau a golirilor de fund
- supraînălțări de niveluri
- deformări ale albiilor în aval de lacuri
- alterarea calității apei din acumulări
- provocarea de praf prin eroziunea eoliană a aluviunilor.

Procesul de colmatare este influențat în mare parte de amplasamentul lacului (caracteristicile zonei) și de modul de exploatare și întreținere al lacului. Îndepărtarea aluviunilor depuse în lacuri se poate face prin una din următoarele metode (costisitoare): spălarea aluviunilor prin golirea de fund cu debite aduse din amonte – metoda spaniolă; spălarea aluviunilor prin unde de viitură; dragarea sau excavarea.

În graficele de mai jos sunt reprezentate corelațiile dintre concentrațiile de N și concentrațiile de P în funcție de temperatură:

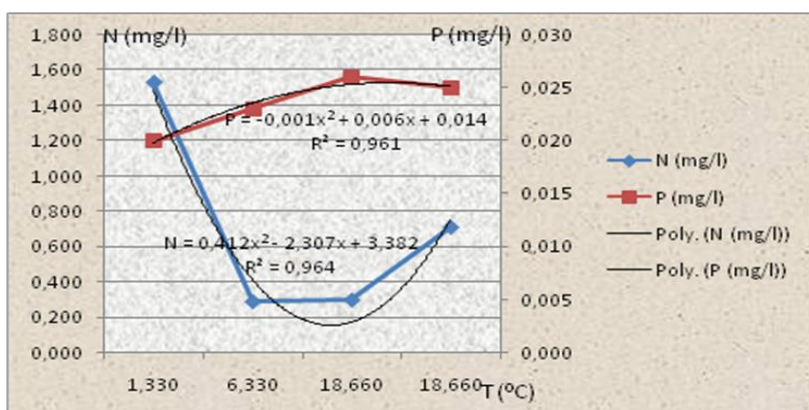


Fig. 5.35 Variația conc. de N și P în funcție de temperatură la Lacul Secu – anul 2004

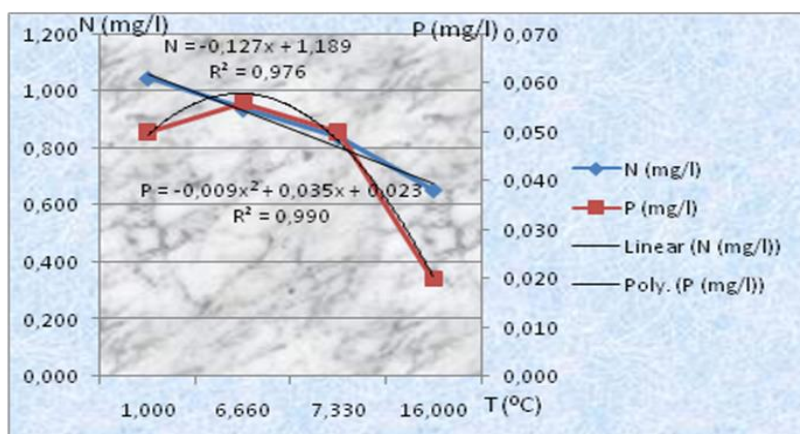


Fig. 5.36 Variația conc. de N și P în funcție de temperatură la Lacul Secu – anul 2005

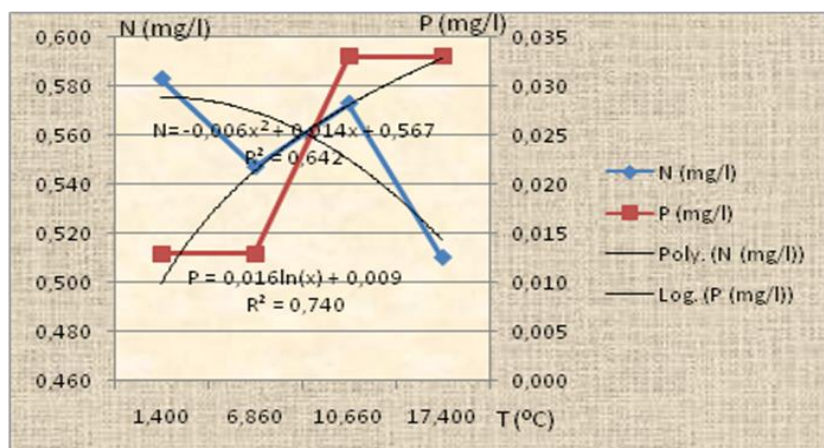


Fig. 5.37 Variația conc. de N și P în funcție de temperatură la Lacul Secu – anul 2006

În cazul lacului Secu se poate observa că nu se poate stabili o corelație foarte bună între concentrația de N, P și temperatură, deoarece coeficientul de corelație R trebuie să aparțină intervalului [0,7 ; 1].

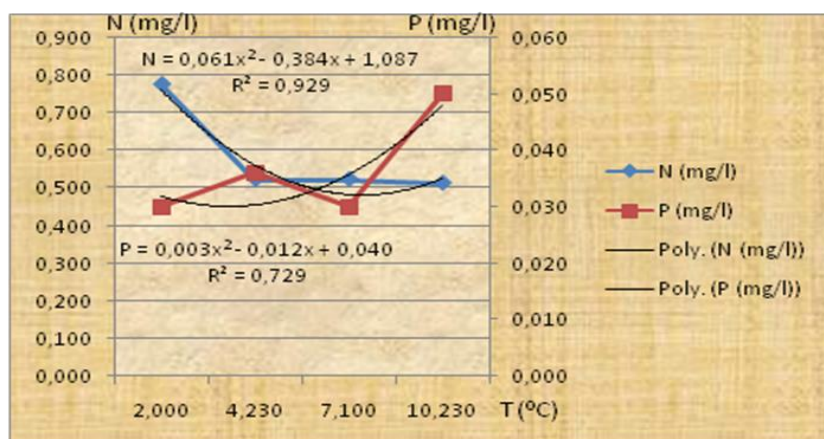


Fig. 5.38 Variația conc. de N și P în funcție de temperatură la Lacul Secu – anul 2007

În cazul lacului Secu poate observa că nu se poate stabili o corelație foarte bună între între concentrația de P și temperatură, deoarece coeficientul de corelație R trebuie să aparțină intervalului [0,7 ; 1].

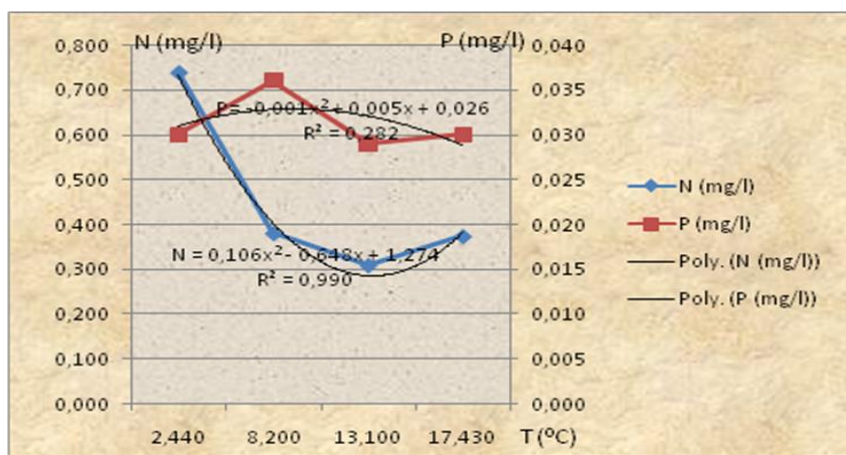


Fig. 5.39 Variația conc. de N și P în funcție de temperatură la Lacul Secu – anul 2008

Concluzie: Se observă că la lacul Secu din cei 5 ani studiați, concentrația de P depășește limitele admise, iar concentrația de N doar în anul 2006 se încadrează în limitele admise.

În cazul lacului Secu (2008) nu se poate stabili o corelație foarte bună între concentrația de N și temperatură, deoarece coeficientul de corelație R trebuie să aparțină intervalului [0,7 ; 1]

Valorile limită pentru concentrațiile de N_t și P_t sunt:

- $N_t = 0,01 - 0,03 \text{ mg/l}$
- $P_t = 0,400 - 0,650 \text{ mg/l}$

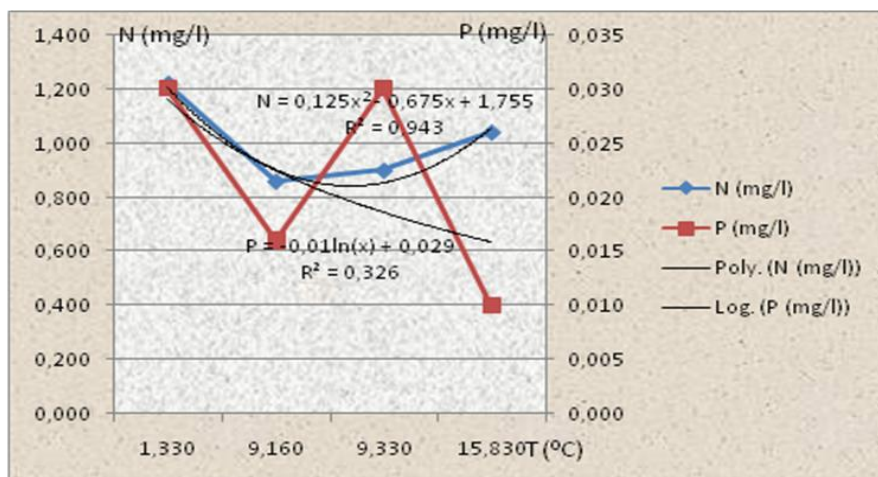


Fig. 5.40 Variația conc. de N și P în funcție de temperatură la Lacul Gozna – anul 2004

În cazul lacului Gozna se poate observa că nu se poate stabili o corelație foarte bună între între concentrația de P și temperatură, deoarece coeficientul de corelație R trebuie să aparțină intervalului [0,7 ; 1].

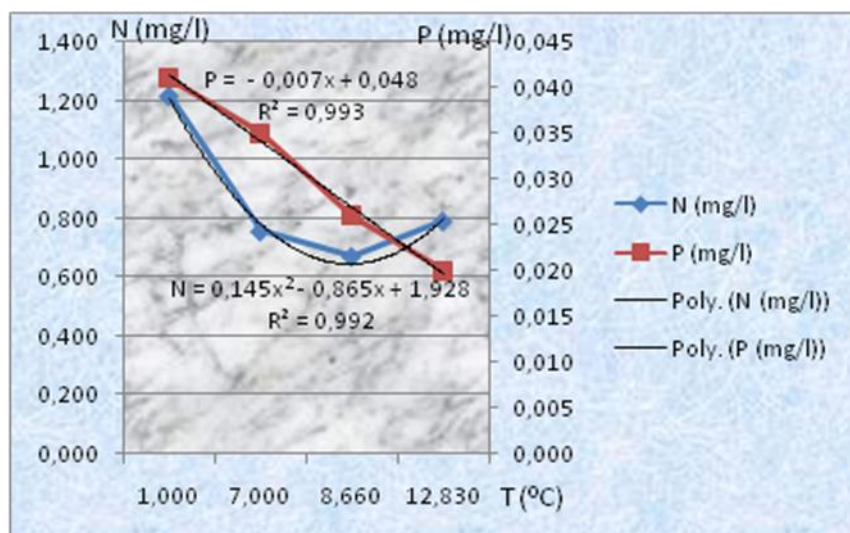


Fig. 5.41 Variația conc. de N și P în funcție de temperatură la Lacul Gozna – anul 2005

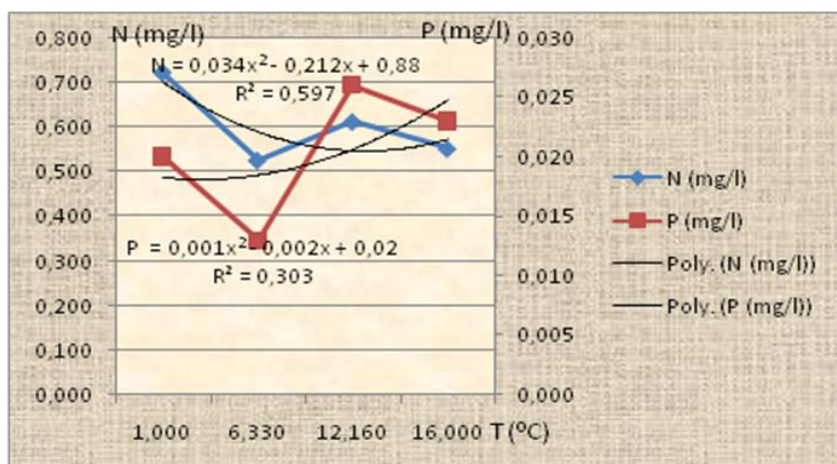


Fig.5.42 Variația conc. de N și P în funcție de temperatură la Lacul Gozna – anul 2006

În cazul lacului Gozna se poate observa că nu se poate stabili o corelație foarte bună între concentrația de N, P și temperatură, deoarece coeficientul de corelație R trebuie să aparțină intervalului [0,7 ; 1].

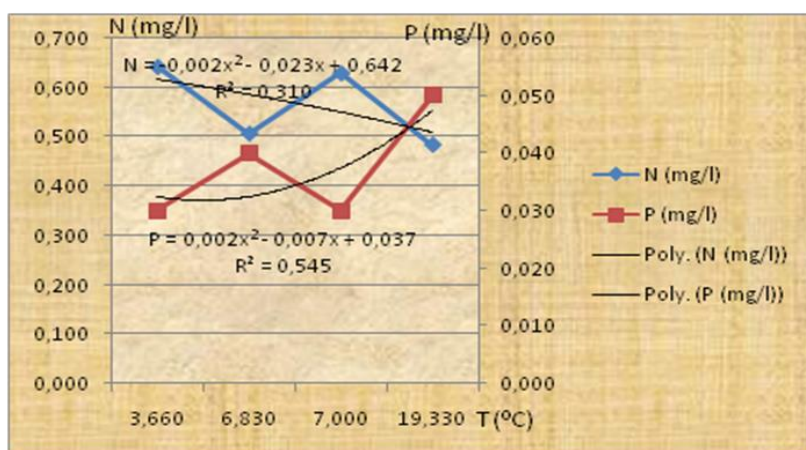


Fig.5.43 Variația conc. de N și P în funcție de temperatură la Lacul Gozna – anul 2007

În cazul lacului Gozna se poate observa că nu se poate stabili o corelație foarte bună între concentrația de N, P și temperatură, deoarece coeficientul de corelație R trebuie să aparțină intervalului [0,7 ; 1].

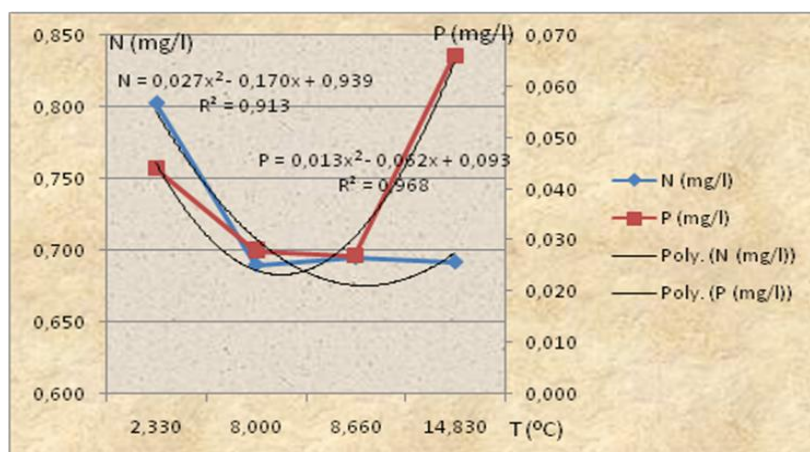


Fig.5.44 Variația conc. de N și P în funcție de temperatură la Lacul Gozna – anul 2008

Concluzie: Se observă că la lacul Gozna din cei 5 ani studiați, concentrația de P depășește limitele admise, iar concentrația de N doar în anul 2006 se încadrează în limitele admise.

Valorile limită pentru concentrațiile de N_t și P_t sunt:

- $N_t = 0,01 - 0,03 \text{ mg/l}$
- $P_t = 0,400 - 0,650 \text{ mg/l}$

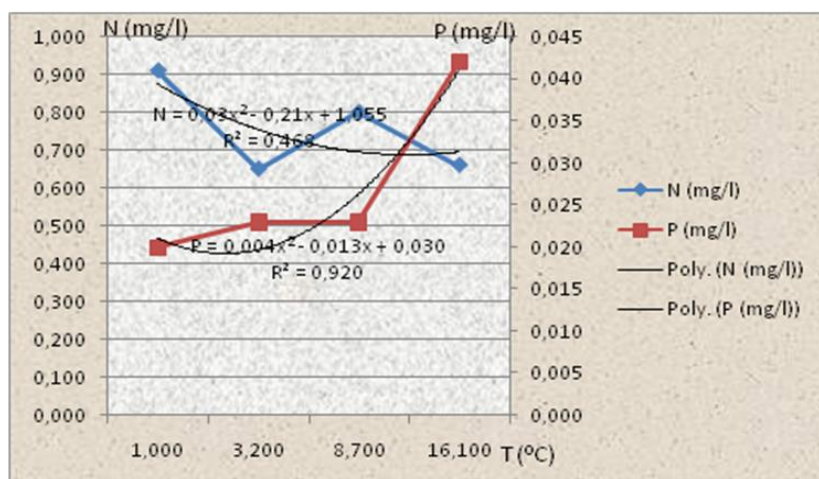


Fig. 5.45 Variația conc. de N și P în funcție de temperatură la Trei Ape – anul 2004

În cazul lacului Trei Ape se poate observa că nu se poate stabili o corelație foarte bună între concentrația de N și temperatură, deoarece coeficientul de corelație R trebuie să aparțină intervalului [0,7 ; 1].

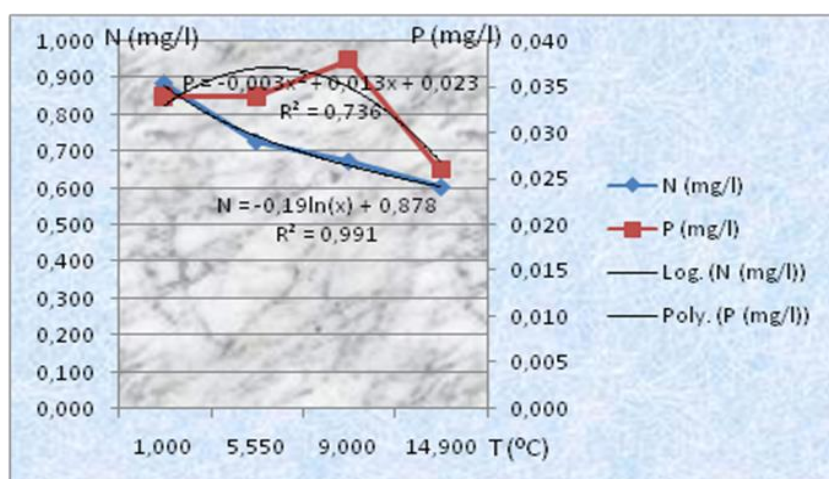


Fig. 5.46 Variația conc. de N și P în funcție de temperatură la Trei Ape – anul 2005

În cazul lacului Trei Ape se poate observa că nu se poate stabili o corelație foarte bună între concentrația de N și temperatură, deoarece coeficientul de corelație R trebuie să aparțină intervalului [0,7 ; 1].

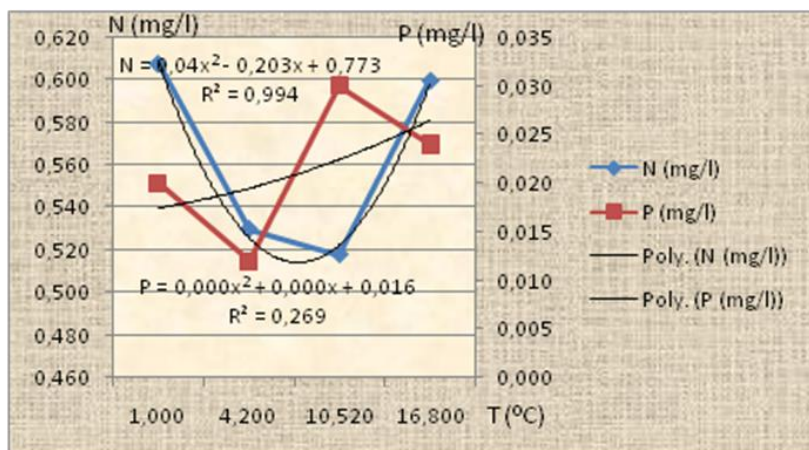


Fig. 5.47 Variația conc. de N și P în funcție de temperatură la Trei Ape – anul 2006

În cazul lacului Trei Ape se poate observa că nu se poate stabili o corelație foarte bună între concentrația de P și temperatură, deoarece coeficientul de corelație R trebuie să aparțină intervalului [0,7 ; 1].

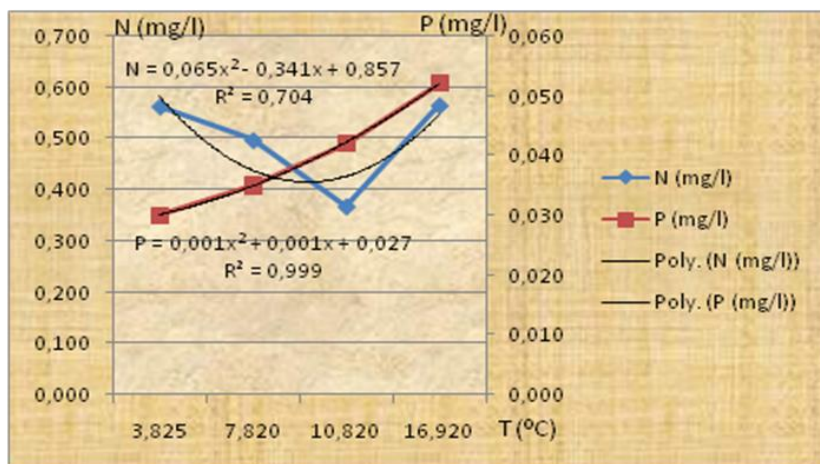


Fig. 5.48 Variația conc. de N și P în funcție de temperatură la Trei Ape – anul 2007

În cazul lacului Trei Ape se poate observa că nu se poate stabili o corelație foarte bună între concentrația de N și temperatură, deoarece coeficientul de corelație R trebuie să aparțină intervalului [0,7 ; 1].

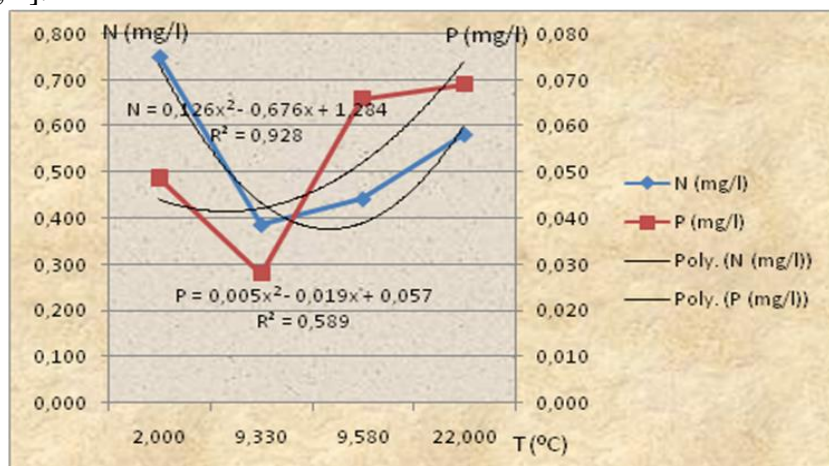


Fig. 5.49 Variația conc. de N și P în funcție de temperatură la Trei Ape – anul 2008

Concluzie: Se observă că la lacul Trei Ape din cei 5 ani studiați, concentrația de P depășește limitele admise, iar concentrația de N doar în anul 2004 se încadrează în limitele admise.

În anul 2008 nu se poate stabili o corelație foarte bună între concentrația de P și temperatură, deoarece coeficientul de corelație R trebuie să aparțină intervalului [0,7 ; 1]

Valorile limită pentru concentrațiile de N_t și P_t sunt:

- $N_t = 0,01 - 0,03$ mg/l
- $P_t = 0,400 - 0,650$ mg/l

Efectele defavorabile asupra sistemului acvatic se manifestă :

- cantitativ (reducerea transparenței apei, formațiuni plutitoare dense, colmatarea filtrelor la captări)
- chimic (modificarea nivelelor de oxigen și dioxid de carbon, a pH – ului, apariția condițiilor anaerobe)
- biologic (modificarea structurii biocenozelor, alterarea gustului și mirosului prin putrefacție și degajarea de gaze, toxicitatea unor specii de alge albastre)

5.3.4. Studiul depunerilor și a gradului de colmatare în corelare cu eutrofizarea. Prognosticul depunerilor

Necesitatea studiului depunerilor

Amenajarea și exploatarea lacurilor de acumulare fără realizarea lucrărilor de conservare și protecție reprezentate de regularizarea cursurilor de apă afluate, combaterea eroziunii solului și păstrarea unui grad ridicat de împădurire, face ca, de-a lungul anilor, debitul solid antrenat la viituri să se depună, diminuând volumul util al lacului.

În afară de scăderea volumului util al lacului, depozitele de colmatare constituie pericole deosebite pentru sectoarele din aval în cazul ruperii accidentale a barajelor. S-a ajuns ca după ani de exploatare volumul mort proiectat al lacurilor a fost depășit.

Neglijarea acestui fenomen al colmatării lacurilor de acumulare prin sedimentare duce atât la pierderi de ordin economic, cât și la riscuri deosebite de ordin social. Se impune o studiere aprofundată în acest domeniu.

Fenomenele de colmatare se prezintă diferențiat în cele trei lacuri, raportat la vechime, condiții fizico-geografice și activitate antropică. S-au realizat determinări batimetrice de IMNH București în 1988, pe baza cărora s-au determinat gradele de colmatare. Pentru perioada 1989 – 2003 s-au determinat ritmurile de colmatare a lacurilor prin metoda profilelor suprapuse, de către Stația Hidrologică Reșița. Aceste rezultate sunt prezentate în cele ce urmează:

Lacul Gozna. A fost dat în exploatare în anul 1953. Inițial volumul acestui lac la cota coronamentului a fost de 12,0534 mil. m³, iar la NMR (597 md M) – cota de deversare a fost de 10,117 mil. m³.

În urma ridicării batimetrice din 1988 au rezultat (tab.5.17) :

Tab. 5.17

Cota [md M]	Volum inițial [mil mc]	Volum 1988 [mil mc]	Volum eroziuni / depuneri [mil mc]	% din volumul inițial
600.00	12,0534	12,3569	-0,5557	2,5
597.00	10,1170	10,2696	-0,5526	1,5
594.00	8,9850	8,4278	0,5572	6,2
590.00	6,6354	6,2381	0,5973	6
585.00	4,6474	4,0725	0,5749	12,4
580.00	3,0379	2,4586	0,5793	19,0

575.00	1,7639	1,2624	0,5013	28,4
570.00	0,8266	0,4832	0,3434	41,5
565.00	0,2613	0,1350	0,1263	48,3
562.00	0,0828	0,0344	0,0484	58,4

Se poate aprecia că în perioada 1953-1988 lacul Gozna s-a colmatat într-un ritm anual de 0,17 %. Volumul mort afectat colmatării de 0,030 mil mc. sub cota golirii de fund a fost mult subdimensionat, cota minimă în lac fiind 569,06 mdM, iar volumul colmatat este de cca 0,717 mil mc.

Pentru perioada 1989 – 2003, prin metoda profilelor suprapuse au rezultat următoarele:

Tab. 5.18 Rezultatul ritmului de colmatare

Nr.crt.	Anul	Ritm de colmatare (%)
1	1989	0,17
2	1990	0,27
3	1991	0,57
4	1992	0,50
5	1993	0,27
6	1994	0,19
7	1995	0,04
8	1996	0,12
9	1997	0,01
10	1998	0,18
11	1999	0,00
12	2000	0,44
13	2001	-0,25
14	2002	0,01
15	2003	0,09
Total		2,47

Procentul mediu de colmatare pentru perioada 1989 – 2003 determinat pe baza profilelor de evidență este de 0,17 %, identic cu cel pentru perioada 1953 – 1988.

În anul 1999, conform „Studiului anual asupra hidrometriei lacului de acumulare Gozna” (Stația hidrologică Reșița, 1999) au rezultat următoarele (tab. 5.19) :

Tab.5.19

Nr.crt.	Cota mdM	Volum inițial 1953 (mil.mc)	Volum în anul 1999 (mil.mc)	ΔV 1999 eroziuni”-,, depuneri”+”	$\Delta V/V$ inițial (%)
1	600	12,053	11,135	0,918	7,62
2	597	10,117	9,355	0,762	7,53
3	594	8,985	7,740	1,245	13,8
4	590	6,635	5,914	0,721	10,9
5	580	3,038	2,693	0,345	11,4
6	570	0,827	0,755	0,072	8,71
7	562	0,083	0,113	-0,030	36,1

Ritmul anual de colmatare este redus, fiind influențat de procentul ridicat de împădurire, respectiv 80 % din suprafața bazinului hidrografic.

Lacul Văliug. Este situat la aproximativ 7 km în aval de barajul Gozna, în anul 1909, având inițial un volum total de 1,206 mil mc la nivelul maxim de retenție de 504.50 mdM.

În urma ridicării batimetrice din 1988 au rezultat (tab. 5.20) :

Tab. 5.20

Cota [md M]	Volum Inițial [mil mc]	Volum 1988 [mil mc]	Volum depuneri [mil mc]	% din volumul inițial
504.50	1,206	0,9177	0,2883	23,9
504.00	1,089	0,855	0,234	21,5
500.00	0,695	0,455	0,240	34,5
495.00	0,360	0,180	0,180	50,0
490.00	0,176	0,055	0,121	68,8
485.00	0,09	0	0,09	100

Ritmul mediu anual de colmatare în perioada 1909-1988 a fost de 0,30 %.

Bazinul hidrografic propriu al acumulării Văliug este caracterizat de alunecări active frecvente, soluri slab degradate cu tendința de accelerare a procesului eroziv care acoperă aproximativ 30% din suprafața totală, restul fiind ocupat de pădure.

Volumul scurgerii medii specifice de aluviuni este de 0,7 t/ha an față de 0,6 t/ha an pentru Gozna (stația hidrometrică Crivaia).

Aportul solid în Văliug în perioada 1909-1988 a fost dificil de determinat datorită prezenței în amonte a lacului Gozna care tranzitează o parte din aluviunile intrate.

Calculul s-au efectuat raportat pentru perioada în regim natural (1909-1952) și regim amenajat (1953-1988).

Cantitatea de aluviuni în suspensie intrată în Văliug în perioada 1909-1952, a fost aproximativ 218 000 t. În aceeași perioadă cantitatea de aluviuni târâte, determinată pe baze indirecte în funcție de diametrul particulelor din albia râului Bârzava, de panta longitudinală, elementele geometrice ale albiei și debitele de apă afluate, a fost de aproximativ 66.000 t. Pentru a doua perioadă, influențată de prezența lacului de acumulare Gozna, cantitatea de aluviuni în suspensie intrată în lacul Văliug a fost aproximativ 129.000 t, transportul aluvionar târât aproximativ 39.000 t provenit numai de pe suprafața aval Gozna, aluviunile târâte formate din particule grosiere au fost reținute integral.

În acest mod a rezultat că pentru întreaga perioadă de 79 ani, în lacul de acumulare Văliug au intrat 452.000 t aluviuni. Considerând că aluviunile târâte au fost reținute integral în lac și ținând seama de volumul depunerilor rezultă că din cantitatea totală de aluviuni în suspensie, în acumulare au rămas mai puțin de 50 % din aluviunile intrate.

Sub influența fluctuațiilor de nivel și a precipitațiilor, malurile înalte ale cuvetei lacurilor furnizează și ele episodice material aluvionar care se depune la baza versantului și se adaugă la volumul total depus.

Și în cazul lacului Văliug se poate aprecia că ritmul anual de colmatare este nesemnificativ, dar că volumul mort rezervat colmării (30 000 mc) a fost subdimensionat.

În 1988 cota minimă în lac a fost de 490,30 mdM față de 478,5 în 1909 (în dreptul barajului) rezultă o depunere în dreptul barajului de 11,8 m.

În dreptul barajului mic rezultă o depunere de numai 2,2 m, adâncimea minimă în 1988 a fost de 495,70 mdM față de 493,50 mdM în 1909. Asta, deoarece în dreptul barajului mic funcționează un canal de evacuare rapid și un deversor lateral cu nivel liber, care favorizează antrenarea particulelor fine ajunse în zona acestui baraj. La barajul mare golirea de fund, prevăzută inițial la cota 481,65 este colmatată și acest baraj funcționează ca stavilă în calea aluviunilor care se depun în cantități mari amonte de aceasta.

Ritmul mediu de colmatare de 0,30 % se consideră valabil și pentru perioada 1989 – prezent, neexistând studii ale Stației hidrologice Reșița pentru această acumulare.

Lacul Secu. Amplasat amonte de municipiul Reșița, a fost dat în exploatare în anul 1963.

Inițial volumul acestui lac la cota 305.00 mdM a fost de 11,236 mil mc, în 1988 s-a ajuns la 11,109 mil mc, care reprezintă un ritm anual de 0,045%, cel mai mic dintre cele trei lacuri.

În urma ridicării batimetrice din 1988 au rezultat (tab. 5.21) :

Tab. 5.21

Cota [md M]	Volum Inițial [mil mc]	Volum 1988 [mil mc]	Volum depuneri [mil mc]	% din Volumul inițial
305.00	11,236	11,109	0,127	1,13
300.00	7,267	7,233	0,104	0,47
295.00	4,730	4,643	0,087	1,84
290.00	1,928	1,823	0,075	5,45
286.00	0,786	0,739	0,047	5,98
282.00	0,209	0,194	0,015	7,18
278.00	0,033	0,027	0,006	18,2
276.00	0,006	0,0016	0,0044	73,3

Pentru perioada 1989 – 2003, prin metoda profilelor suprapuse au rezultat următoarele:

Tab. 5.22 Rezultatul ritmului de colmatare

Nr.crt.	Anul	Ritm de colmatare (%)
1	1989	0,17
2	1990	0,07
3	1991	0,03
4	1992	0,01
5	1993	0,14
6	1994	-0,06
7	1995	-0,27
8	1996	0,21
9	1997	0,26
10	1998	-
11	1999	1,72
12	2000	0,52
13	2001	-0,74
14	2002	-0,39
15	2003	0,53
Total		2,06

Ritmul mediu anual de colmatare rezultat pentru această perioadă este de 0,18 %.

În anul 1998, conform „Studiului anual asupra hidrometriei lacului de acumulare Secu” (Stația hidrologică Reșița, 1998) au rezultat următoarele (tab. 5.23) :

Tab. 5.23

Nr.crt.	Cota mdM	Volum inițial 1988 (mil.mc)	Volum în anul 1998 (mil.mc)	ΔV 1998 eroziuni ^{”-”} , depuneri ^{”+”}	$\Delta V/V$ inițial (%)
1	305	11,109	10,700	0,409	3,68
2	301	7,963	7,565	0,398	5,00
3	296	4,643	4,432	0,211	4,54
4	290	1,823	1,804	0,019	1,04
5	286	0,739	0,721	0,018	2,44
6	280	0,086	0,059	0,027	31,4
7	276	0,0016	0,0005	0,011	68,8

Ritmul anual neînsemnat de colmatare al acestui lac este consecința mai multor factori: aportul mic de aluviuni corelat cu un regim de exploatare adecvat.

Bazinul de recepție al lacului Secu e acoperit în proporție de 85 % cu pădure, care constituie un factor eficace de împiedicare a degradării terenului. S-a determinat că în lacul Secu a intrat o cantitate aproximativă de aluviuni de 202.000 t în perioada 1963-1988 din care 40.000 t aluviuni grosiere. Aluviunile grosiere au fost reținute integral în acumulare și au colmatat treimea superioară a Râului Alb. Datorită fluctuațiilor de nivel, aluviunile fine au fost transportate până la baraj.

Concluzie: procesul de colmatare al celor trei lacuri studiate este un proces lent, care afectează în mică măsură volumele totale, totuși este util ca procesul de colmatare să fie urmărit sistematic prin ridicări batimetrice efectuate o dată la trei ani.

Lacul Gozna

Volumul inițial al acestui lac a fost de 12,0534 mil/m³ în anul dării în funcțiune. În urma ridicării batimetrice din 1988 s-au constatat următoarele:

$$V_{\text{colmatat}} = 0,717 \approx 0,8 \text{ mil m}^3$$

$$V_{\text{util inițial}} = 10\,045\,00 \text{ m}^3$$

$$h_{\text{colmatat}} = 13,06 \text{ m}$$

$$C_{\text{colmatată}} = 569,06 \text{ m}$$

$$\text{ritm anual de colmatare} = 0,17 \%$$

Dacă colmatarea va avea loc în continuare cu același ritm anual de 0,17 % (având în vedere că în perioada 1989 - 2003, ritmul de colmatare este aproximativ același), în anul 2025, vom avea un volum colmatat de:

$$V_C = 0,717 \cdot 10^6 + 37 \cdot \frac{12,0534 \cdot 0,17}{100} \cdot 10^6 = 1,475 \cdot 10^6 \text{ m}^3$$

$$\text{- din curba } V=f(h) \Rightarrow C_{\text{colmatată}} = 573,46 \text{ m}$$

$$\Rightarrow h_{\text{colmatat}} = 17,46 \text{ m}$$

$$\text{- grad de colmatare } 0,17 \cdot 72 = 12,24 \%$$

$$\text{- volumul total se va reduce cu } 1\,475\,336 \text{ m}^3 \text{ față de volumul total inițial}$$

Lacul Văliug

Volumul inițial a fost de 1,206 mil m³ la 504,50 md M, anul dării în funcțiune 1909. În urma ridicării batimetrice din 1988 au rezultat:

$$V_{\text{colmatat}} = 0,288 \text{ mil m}^3 \approx 0,3 \text{ mil m}^3$$

$$V_{\text{util inițial}} = 985\,000 \text{ m}^3$$

$$h_{\text{colmatat}} = 11,8 \text{ m}$$

$$C_{\text{colmatată}} = 490,3 \text{ m}$$

$$\text{ritm anual de colmatare} = 0,30\%$$

În 2025 vom avea un volum colmatat de (dacă colmatarea continuă în același ritm):

$$V_C = 0,288 \cdot 10^6 + 37 \cdot \frac{1,206 \cdot 0,30 \cdot 10^6}{100} = 0,422 \text{ mil m}^3$$

- din curba $V = f(h) \Rightarrow C_{\text{colmatată}} = 496 \text{ m} \Rightarrow h_{\text{colmatat}} = 17,4 \text{ m}$
- grad de colmatare $0,30 \cdot 116 = 34,8 \%$
- volumul total se va reduce cu $419\,688 \text{ m}^3$ față de volumul total inițial

Lacul Secu

Volumul inițial a fost de $11,236 \text{ mil m}^3$ la $305,00 \text{ md M}$.

În urma ridicării batimetice din 1988 au rezultat:

$$\begin{aligned} V_{\text{colmatat}} &= 0,202 \text{ mil m}^3 \\ h_{\text{colmatat}} &= 8,30 \text{ m} \\ C_{\text{colmatat}} &= 282,3 \text{ m} \\ \text{ritm anual de colmatare} &= 0,045\% \\ V_{\text{util inițial}} &= 7\,961\,000 \text{ m}^3 \end{aligned}$$

Anul dării în funcțiune este 1963.

Din studiul realizat în 1998 a rezultat un ritm anual de colmatare de $0,18 \%$ pentru perioada 1989 – 1998, dacă se consideră că acest ritm se păstrează și pe mai departe, atunci peste 37 de ani (în 2025) vom avea un volum colmatat de:

$$V_C = 0,202 \cdot 10^6 + 37 \cdot \frac{11,236 \cdot 0,18}{100} \cdot 10^6 = 0,950 \cdot 10^6 \text{ m}^3$$

- Din curba $V = f(h) \Rightarrow C_{\text{colmatată}} = 286,58 \text{ m} \Rightarrow h_{\text{colmatat}} = 12,58 \text{ m}$
- gradul de colmatare $0,045 \cdot 25 + 0,18 \cdot 37 = 7,78 \%$
- volumul total inițial se va reduce cu $874\,160 \text{ m}^3$ față de volumul total inițial

În concluzie, se poate afirma că continuarea colmatării celor trei lacuri de acumulare va duce la reducerea considerabilă a volumelor utile, ceea ce va afecta posibilitățile de exploatare a lacurilor la parametrii proiectați

Tab. 5.24 Tabel centralizator

Acumulare	Volum inițial total (mil.mc)	Reducere de volum 2025 (mil.mc)	Ritm de colmatare (%)	H depuneri baraj (m)
GOZNA	12,0534	1,475	0,17	17,46
VĂLIUG	1,206	0,419	0,30	17,40
SECU	11,236	0,874 160	0,045; 0,18	12,58

5.3.5 Modelul propriu

Am încercat să deduc un model matematic pentru calculul concentrațiilor de N și P în apa lacurilor studiate, metodă care se bazează pe corelații multiple între concentrațiile de N respectiv P și temperatură (T), transparență (Tr), biomasă (B) și CBO₅. Metoda de realizare a acestor modele este prezentată în cele ce urmează [Drobot, 1997]:

Relația (1) are forma unei corelații neliniare multiple. Parametrii α, b, c, d și e se vor deduce prin metoda celor mai mici pătrate, transformând corelația neliniară într-o corelație liniară multiplă prin logaritmarea relației (1). Metoda pentru concentrația de N, partea teoretică este prezentată mai jos:

$$N = a \cdot T^b \cdot Tr^c \cdot B^d \cdot C^e \quad (1)$$

$$\lg N = \lg a + b \cdot \lg T + c \cdot \lg Tr + d \cdot \lg B + e \cdot \lg C \quad (2)$$

Se fac următoarele notații:

$$y_i^e = \lg N; \alpha = \lg a; x_1 = \lg T; x_2 = \lg Tr; x_3 = \lg B; x_4 = \lg C \quad (3)$$

Se notează:

$$\bar{Y}_{x_1, x_2, x_3, x_4} = \alpha + b \cdot x_1 + c \cdot x_2 + d \cdot x_3 + e \cdot x_4 \quad (4)$$

Aplicând metoda celor mai mici pătrate:

$$F = \sum_{i=1}^n (\bar{Y}_{x_1, x_2, x_3, x_4} - y_i^e)^2 \rightarrow \min im \quad (5)$$

care se realizează pentru:

$$\frac{\partial F}{\partial \alpha} = 0; \quad \frac{\partial F}{\partial b} = 0; \quad \frac{\partial F}{\partial c} = 0; \quad \frac{\partial F}{\partial d} = 0; \quad \frac{\partial F}{\partial e} = 0$$

$$F = \sum_{i=1}^n (\alpha + b \cdot x_1 + c \cdot x_2 + d \cdot x_3 + e \cdot x_4 - \lg N)^2 \rightarrow \min im$$

$$\frac{\partial F}{\partial \alpha} = 0; \Rightarrow \sum_{i=1}^n 2(\alpha + b \cdot x_1 + c \cdot x_2 + d \cdot x_3 + e \cdot x_4 - \lg N) \cdot 1 = 0$$

$$\frac{\partial F}{\partial b} = 0; \Rightarrow \sum_{i=1}^n 2(\alpha + b \cdot x_1 + c \cdot x_2 + d \cdot x_3 + e \cdot x_4 - \lg N) \cdot x_1 = 0$$

$$\frac{\partial F}{\partial c} = 0; \Rightarrow \sum_{i=1}^n 2(\alpha + b \cdot x_1 + c \cdot x_2 + d \cdot x_3 + e \cdot x_4 - \lg N) \cdot x_2 = 0$$

$$\frac{\partial F}{\partial d} = 0; \Rightarrow \sum_{i=1}^n 2(\alpha + b \cdot x_1 + c \cdot x_2 + d \cdot x_3 + e \cdot x_4 - \lg N) \cdot x_3 = 0$$

$$\frac{\partial F}{\partial e} = 0; \Rightarrow \sum_{i=1}^n 2(\alpha + b \cdot x_1 + c \cdot x_2 + d \cdot x_3 + e \cdot x_4 - \lg N) \cdot x_4 = 0$$

rezultă următorul sistem de ecuații din care se vor calcula parametrii α , b , c , d și e :

$$\left\{ \begin{array}{l} n \cdot \alpha + b \sum_{i=1}^n x_1 + c \sum_{i=1}^n x_2 + d \sum_{i=1}^n x_3 + e \sum_{i=1}^n x_4 - \sum_{i=1}^n \lg N = 0 \\ \alpha \sum_{i=1}^n x_1 + b \sum_{i=1}^n x_1^2 + c \sum_{i=1}^n x_1 x_2 + d \sum_{i=1}^n x_1 x_3 + e \sum_{i=1}^n x_1 x_4 - \sum_{i=1}^n x_1 \lg N = 0 \\ \alpha \sum_{i=1}^n x_2 + b \sum_{i=1}^n x_1 x_2 + c \sum_{i=1}^n x_2^2 + d \sum_{i=1}^n x_2 x_3 + e \sum_{i=1}^n x_2 x_4 - \sum_{i=1}^n x_2 \lg N = 0 \\ \alpha \sum_{i=1}^n x_3 + b \sum_{i=1}^n x_1 x_3 + c \sum_{i=1}^n x_2 x_3 + d \sum_{i=1}^n x_3^2 + e \sum_{i=1}^n x_3 x_4 - \sum_{i=1}^n x_3 \lg N = 0 \\ \alpha \sum_{i=1}^n x_4 + b \sum_{i=1}^n x_1 x_4 + c \sum_{i=1}^n x_2 x_4 + d \sum_{i=1}^n x_3 x_4 + e \sum_{i=1}^n x_4^2 - \sum_{i=1}^n x_4 \lg N = 0 \end{array} \right. \quad (6)$$

După modelul teoretic, aplic la datele pe care le am cu măsurătorile adecvate și rezultă valorile pentru N la toate cele trei lacuri studiate în funcție de T , Tr , B și CBO_5 . Având măsurători la cele trei lacuri la baraj, mijloc și coada lacului, așa am calculat și eu sistemul pentru 3 ani(2004,2005,2006), și următorii 2 ani(2007,2008) am făcut verificările. Cu ajutorul programului EQ am putut calcula sistemul cu 5 necunoscute, rulând în program măsurătorile pe care le am și așa mi-au rezultat calcule.

Lacul Secu – baraj N

$$12 \cdot \alpha + 9,51412 \cdot b + 17,71520 \cdot c + 7,01303 \cdot d + 1,92043 \cdot e = -2,34693$$

$$9,51412 \cdot \alpha + 9,71224 \cdot b + 15,02015 \cdot c + 5,81165 \cdot d + 1,49796 \cdot e = -2,49354$$

$$17,71520 \cdot \alpha + 15,02015 \cdot b + 35,98357 \cdot c + 11,38850 \cdot d + 2,80937 \cdot e = -3,20002$$

$$7,01303 \cdot \alpha + 5,81165 \cdot b + 11,38850 \cdot c + 4,32435 \cdot d + 1,10259 \cdot e = -1,42971$$

$$1,92043 \cdot \alpha + 1,49796 \cdot b + 2,80937 \cdot c + 1,10259 \cdot d + 0,39622 \cdot e = -0,30234$$

Introducem datele într-un program numit EQ și \Rightarrow coeficienții α , b , c , d și e

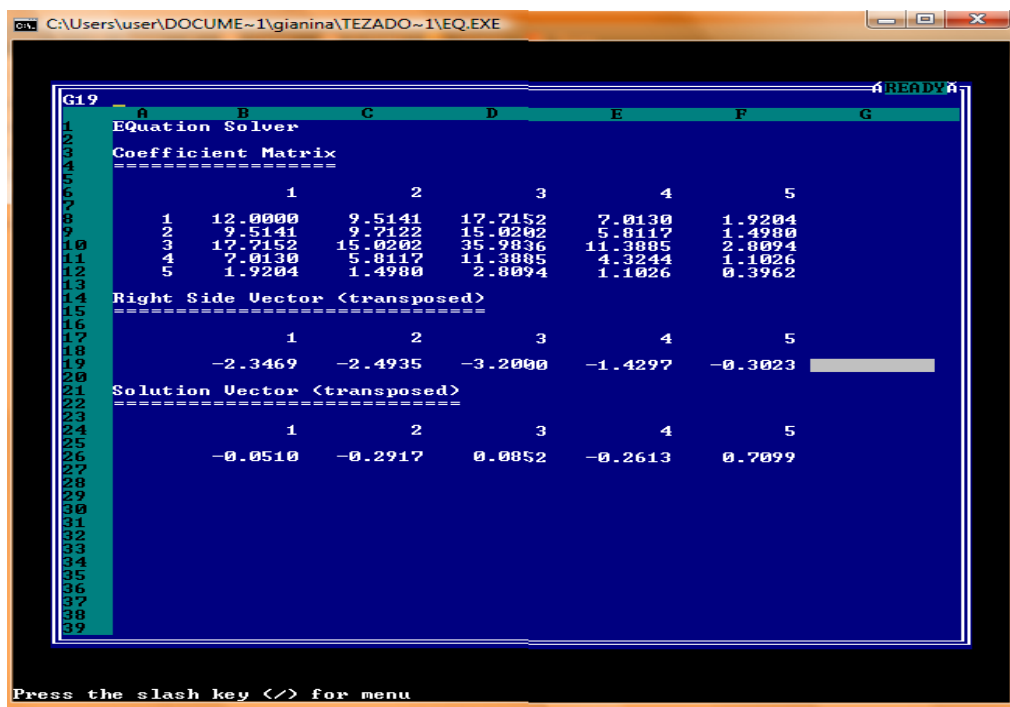
$$\alpha = -0,0510$$

$$b = -0,2917$$

$$c = 0,0852$$

$$d = -0,2613$$

$$e = 0,7099$$



$$\Rightarrow N_{\text{baraj}} = 10^{\alpha} * T^{-0,2917} * Tr^{0,0852} * B^{-0,2613} * C^{0,7099}$$

Lacul Secu – mijloc

$$12*\alpha + 9,67165*b + 17,17038*c + 6,70394*d + 1,93205*e = -2,24288$$

$$9,67165*\alpha + 9,97559*b + 14,74165*c + 5,66930*d + 1,44953*e = -2,43153$$

$$17,17038*\alpha + 14,74165*b + 34,49963*c + 10,93271*d + 2,47136*e = -3,08115$$

$$6,70394*\alpha + 5,66930*b + 10,93271*c + 4,07176*d + 1,03702*e = -1,30868$$

$$1,93205*\alpha + 1,44953*b + 2,47136*c + 1,03702*d + 0,42683*e = -0,26068$$

Introducem datele intr-un program numit EQ și \Rightarrow coeficienții α, b, c, d și e

$$\alpha = -0,1040$$

$$b = -0,2571$$

$$c = 0,0903$$

$$d = -0,2315$$

$$e = 0,7725$$

$$\Rightarrow N_{\text{mijloc}} = 10^{\alpha} * T^{-0,2571} * Tr^{0,0903} * B^{-0,2315} * C^{0,7725}$$

Lacul Secu – coada lacului

$$12*\alpha + 9,55783*b + 16,10287*c + 7,53226*d + 2,06507*e = -2,33298$$

$$9,55783*\alpha + 10,54205*b + 14,30533*c + 6,41807*d + 1,83122*e = -2,69518$$

$$16,10287*\alpha + 14,30533*b + 32,64702*c + 11,22141*d + 2,74855*e = -2,80559$$

$$7,53226*\alpha + 6,41807*b + 11,22141*c + 4,99711*d + 1,31338*e = -1,55305$$

$$2,06507*\alpha + 1,83122*b + 2,74855*c + 1,31338*d + 0,44439*e = -0,38240$$

Introducem datele intr-un program numit EQ și \Rightarrow coeficienții α, b, c, d și e

$$\alpha = -0,0590$$

$$b = -0,3697$$

$$c = 0,1086$$

$$d = -0,2718$$

$$e = 1,0687$$

$$\Rightarrow N_{\text{c.lac}} = 10^{\alpha} * T^{-0,3697} * Tr^{0,1086} * B^{-0,2718} * C^{1,0687}$$

Zonă lac	α	b	c	d	e
Baraj	0,8892	-0,2917	0,0852	-0,2613	0,7099
Mijloc	0,7870	-0,2571	0,0903	-0,2315	0,7725
Coda lacului	0,8729	-0,3697	0,1086	-0,2718	1,0687

Lacul Gozna – baraj

$$12\alpha + 9,00981b + 16,84386c + 6,47275d + 2,82402e = -1,52065$$

$$9,00981\alpha + 8,89341b + 13,99930c + 5,35806d + 2,41082e = -1,51839$$

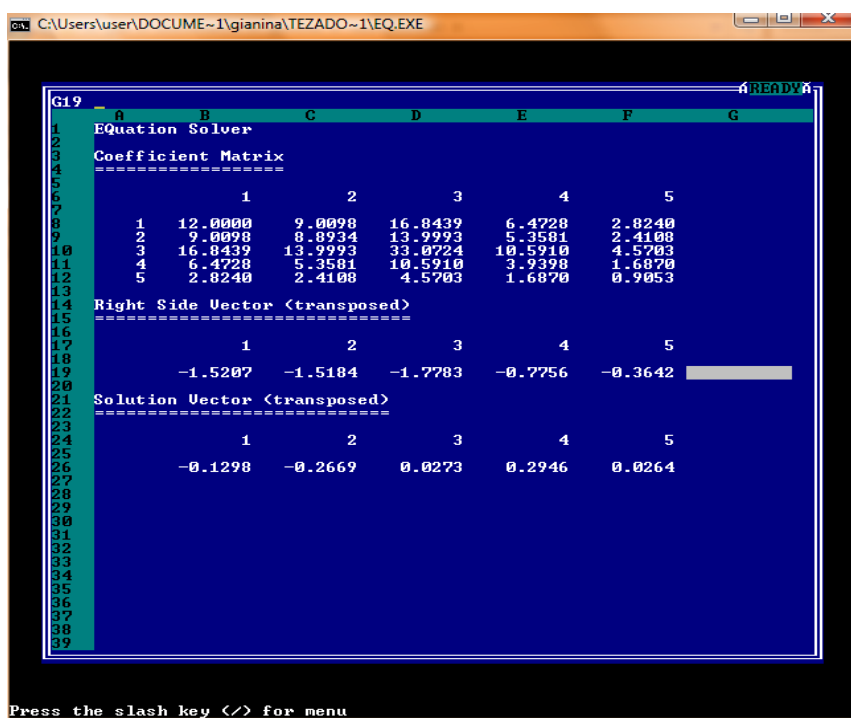
$$16,84386\alpha + 13,99930b + 33,07240c + 10,59099d + 4,57025e = -1,77831$$

$$6,47275\alpha + 5,35806b + 10,59099c + 3,93982d + 1,68700e = -0,77562$$

$$2,82402\alpha + 2,41082b + 4,57025c + 1,68700d + 0,90532e = -0,36422$$

Introducem datele intr-un program numit EQ și \Rightarrow coeficienții α , b, c, d și e

- $\alpha = -0,1298$
- $b = -0,2669$
- $c = 0,0273$
- $d = 0,2946$
- $e = 0,0264$



$$\Rightarrow N_{\text{baraj}} = 10^{\alpha} * T^{-0,2669} * T^{0,0273} * B^{0,2946} * C^{0,0264}$$

Lacul Gozna – mijloc

$$12\alpha + 9,26729b + 16,06254c + 6,67002d + 2,91119e = -1,33343$$

$$9,26729\alpha + 9,35738b + 13,66145c + 5,60444d + 2,54639e = -1,31045$$

$$16,06254\alpha + 13,66145b + 31,61708c + 10,22418d + 4,74742e = -1,01400$$

$$6,67002\alpha + 5,60444b + 10,22418c + 4,04438d + 1,79467e = -0,62220$$

$$2,91119\alpha + 2,54639b + 4,74742c + 1,79467d + 0,95229e = -0,25664$$

Introducem datele intr-un program numit EQ și \Rightarrow coeficienții α , b , c , d și e

$$\alpha = -0,2703$$

$$b = -0,2712$$

$$c = 0,0319$$

$$d = 0,5423$$

$$e = 0,1008$$

$$\Rightarrow N_{\text{mijloc}} = 10^{\alpha} * T^{-0,2712} * T_r^{0,0319} * B^{0,5423} * C^{0,1008}$$

Lacul Gozna – coada lacului

$$12*\alpha + 9,25889*b + 16,62361*c + 7,23781*d + 3,26068*e = -0,83971$$

$$9,25889*\alpha + 9,75729*b + 13,95041*c + 5,96485*d + 2,82610*e = -0,95925$$

$$16,62361*\alpha + 13,95041*b + 34,41194*c + 11,32265*d + 5,65630*e = -0,24345$$

$$7,23781*\alpha + 5,96485*b + 11,32265*c + 4,61218*d + 2,13363*e = -0,40230$$

$$3,26068*\alpha + 2,82610*b + 5,65630*c + 2,13363*d + 1,15554*e = -0,14484$$

Introducem datele intr-un program numit EQ și \Rightarrow coeficienții α , b , c , d și e

$$\alpha = -0,2863$$

$$b = -0,2211$$

$$c = 0,0334$$

$$d = 0,5194$$

$$e = 0,1006$$

$$\Rightarrow N_{\text{c.lac}} = 10^{\alpha} * T^{-0,2211} * T_r^{0,0334} * B^{0,5194} * C^{0,1006}$$

Zonă lac	α	b	c	d	e
Baraj	0,7417	-0,2669	0,0273	0,2946	0,0264
Mijloc	0,5366	-0,2712	0,0319	0,5423	0,1008
Coadă lacului	0,5172	-0,221	0,0334	0,5194	0,1006

Lacul Trei Ape – baraj N

$$12*\alpha + 7,93292*b + 18,34900*c + 6,66008*d + 4,11093*e = -2,44457$$

$$7,93292*\alpha + 7,35167*b + 13,16910*c + 4,84766*d + 3,17935*e = -1,76350$$

$$18,34900*\alpha + 13,16910*b + 38,35012*c + 11,50887*d + 6,08154*e = -2,87810$$

$$6,66008*\alpha + 4,84766*b + 11,50887*c + 4,04166*d + 2,40209*e = -1,24449$$

$$4,11093*\alpha + 3,17935*b + 6,08154*c + 2,40209*d + 1,64281*e = -0,90238$$

Introducem datele intr-un program numit EQ și \Rightarrow coeficienții α , b , c , d și e

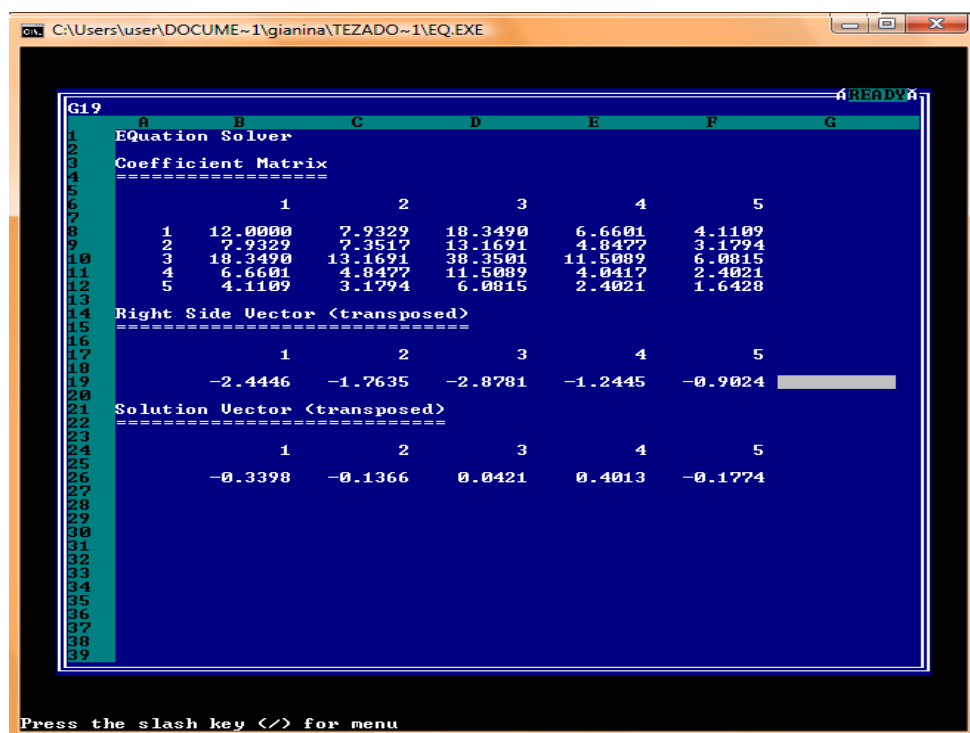
$$\alpha = -0,3398$$

$$b = -0,1366$$

$$c = 0,0421$$

$$d = 0,4013$$

$$e = -0,1774$$



$$\Rightarrow N_{\text{baraj}} = 10^{\alpha} * T^{-0,1366} * T_r^{0,0421} * B^{0,4013} * C^{-0,1774}$$

Lacul Trei Ape – coada lacului

$$12*\alpha + 8,57350*b + 18,30248*c + 7,28440*d + 3,95606*e = -2,44190$$

$$8,57350*\alpha + 8,87458*b + 13,75271*c + 5,67885*d + 3,35034*e = -1,90538$$

$$18,30248*\alpha + 13,75271*b + 39,85201*c + 12,65546*d + 5,98424*e = -2,92227$$

$$7,28440*\alpha + 5,67885*b + 12,65546*c + 4,75799*d + 2,51636*e = -1,42322$$

$$3,95606*\alpha + 3,35034*b + 5,98424*c + 2,51636*d + 1,55433*e = -0,86524$$

Introducem datele intr-un program numit EQ și \Rightarrow coeficienții α , b , c , d și e

$$\alpha = -0,1955$$

$$b = -0,0415$$

$$c = 0,0889$$

$$d = -0,1513$$

$$e = -0,0667$$

$$\Rightarrow N_{\text{coada lacului}} = 10^{\alpha} * T^{-0,0415} * T_r^{0,0889} * B^{-0,1513} * C^{-0,0667}$$

Zonă lac	α	b	c	d	e
Baraj	0,4573	-0,1366	0,0421	0,4013	-0,1774
Coadă lacului	0,6375	-0,0415	0,0889	-0,1513	-0,0667

După rezultatele obținute am făcut verificările și am comparat în grafice valorile măsurate cu cele obținute, și am următoarele rezultate:

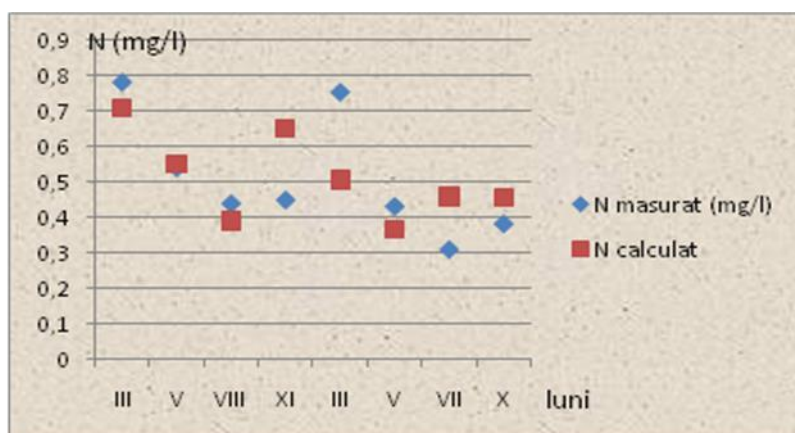


Fig.5.50 Reprezentarea val. N mäs., respectiv N cal. Lacul Secu – baraj

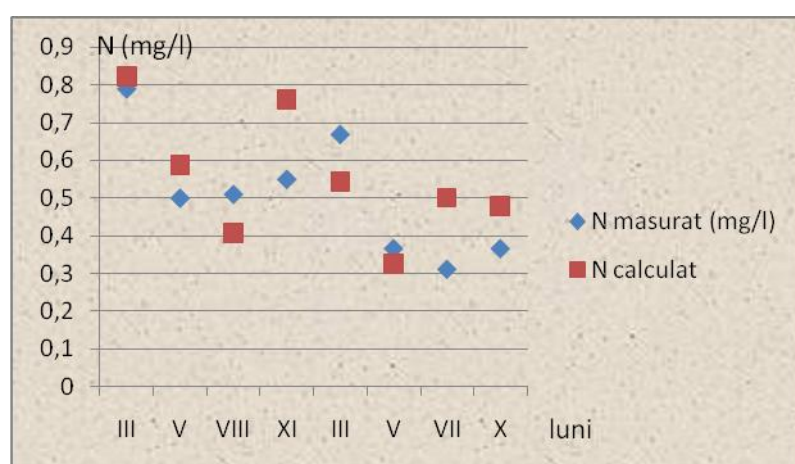


Fig.5.51 Reprezentarea val. N mäs., respectiv N cal Lacul Secu – mijloc

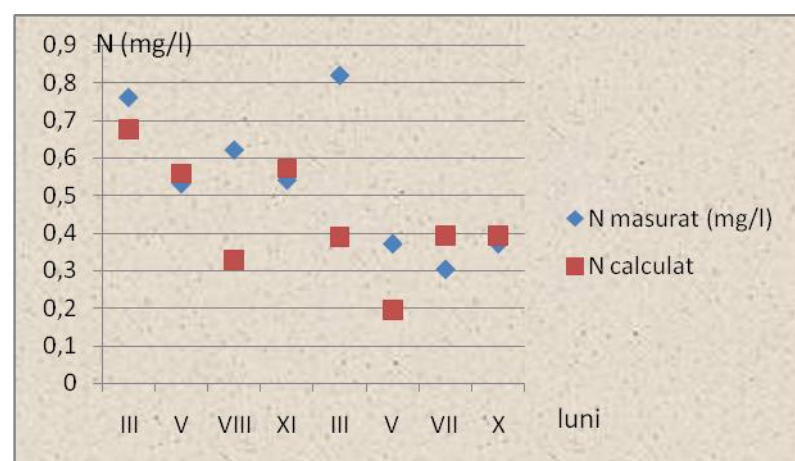


Fig.5.52 Reprezentarea val. N mäs., respectiv N cal Lacul Secu – coada lacului

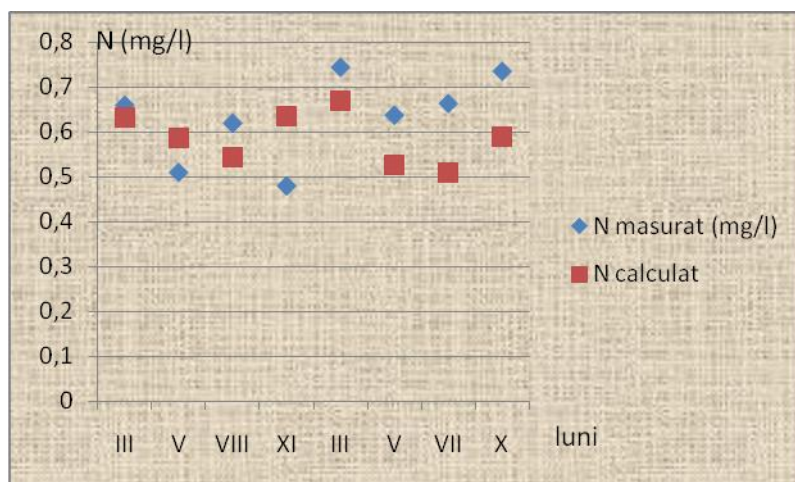


Fig.5.53 Reprezentarea val. N mäs., respectiv N cal Lacul Gozna - baraj

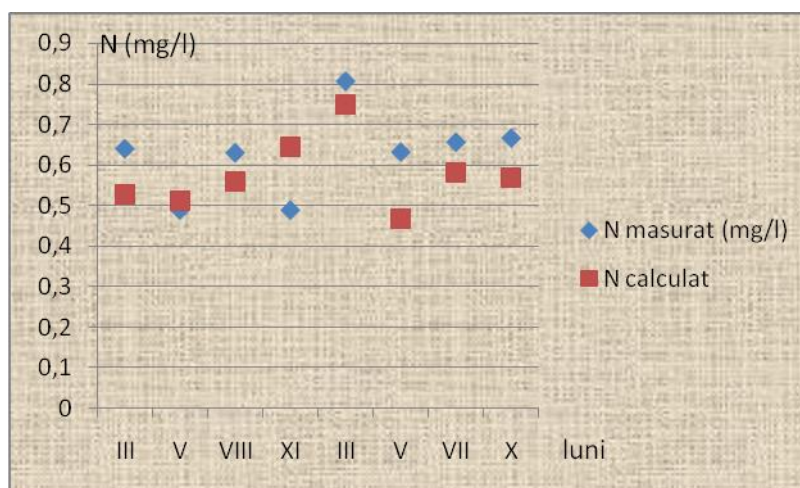


Fig.5.54 Reprezentarea val. N mäs., respectiv N cal Lacul Gozna - Mijloc

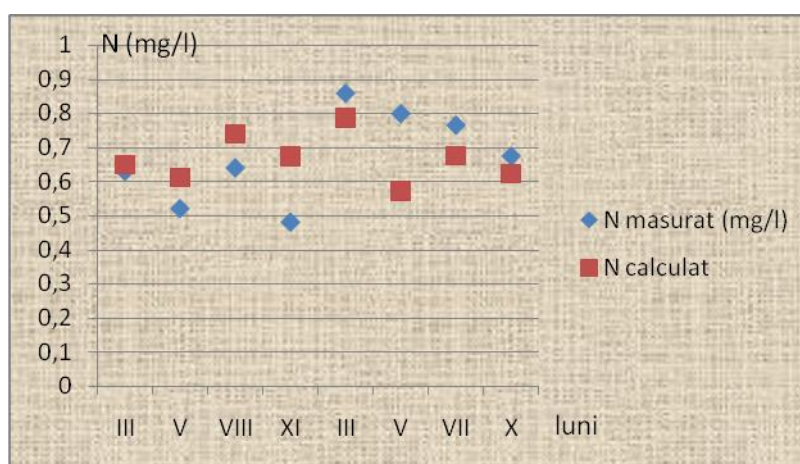


Fig.5.55 Reprezentarea val. N mäs., respectiv N cal Lacul Gozna - coada lacului

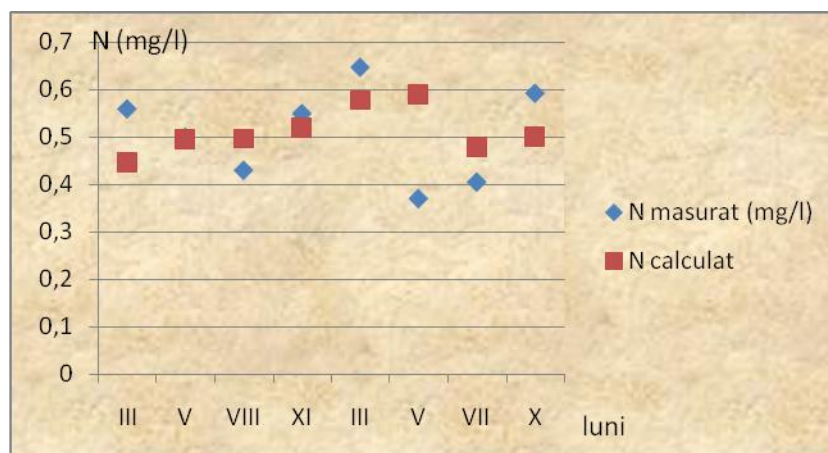


Fig.5.56 Reprezentarea val. N mäs., respectiv N cal Lacul Trei Ape – baraj

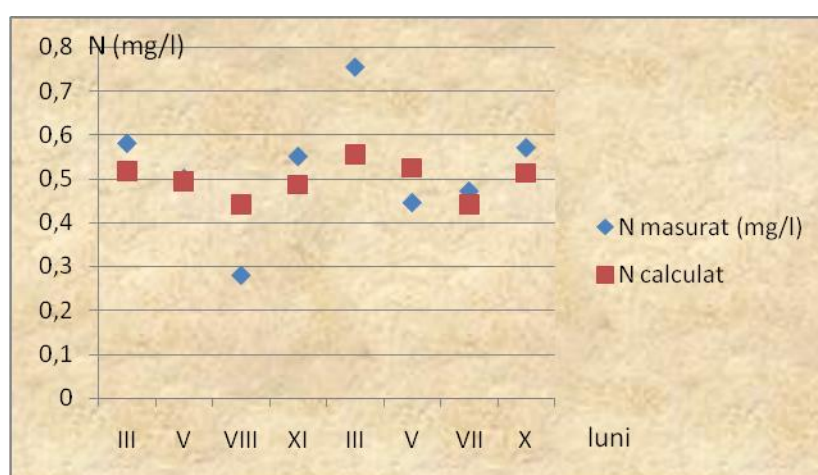


Fig.5.57 Reprezentarea val. N mäs., respectiv N cal Lacul Trei Ape – coada lacului

Concluzie: se poate observa în toate graficele, la toate cele trei lacuri, Secu, Gozna și Trei Ape, făcute la baraj, mijloc și coada lacului, că valorile măsurate cu cele calculate nu sunt foarte mari diferențe între ele. Am calculat eroarea pentru fiecare lac în parte Secu, Gozna și Trei Ape. Admit o eroare de 2,5-3 . Pot apărea erori fie din precizia măsurătorilor, fie din detărminările de calcul.

Relația (1) are forma unei corelații neliniare multiple. Parametrii β, f, g, h și i se vor deduce prin metoda celor mai mici pătrate, transformând corelația neliniară într-o corelație liniară multiplă prin logaritmarela relației (1). Metoda este prezentată în cele ce urmează [Drobot, 1997].

$$P = j \cdot T^f \cdot Tr^g \cdot B^h \cdot C^i \quad (1)$$

$$\lg P = \lg j + f \cdot \lg T + g \cdot \lg Tr + h \cdot \lg B + i \cdot \lg C \quad (2)$$

Se fac următoarele notații:

$$y_i^e = \lg P; \beta = \lg j; x_1 = \lg T; x_2 = \lg Tr; x_3 = \lg B; x_4 = \lg C \quad (3)$$

$$\text{Se notează: } \bar{Y}_{x_1, x_2, x_3, x_4} = \beta + f \cdot x_1 + g \cdot x_2 + h \cdot x_3 + i \cdot x_4 \quad (4)$$

Aplicând metoda celor mai mici pătrate:

$$F = \sum_{i=1}^n (\bar{Y}_{x_1, x_2, x_3} x_4 - y_i^e)^2 \rightarrow \min im \quad (5)$$

care se realizează pentru:

$$\frac{\partial F}{\partial \beta} = 0; \quad \frac{\partial F}{\partial f} = 0; \quad \frac{\partial F}{\partial g} = 0; \quad \frac{\partial F}{\partial h} = 0; \quad \frac{\partial F}{\partial i} = 0$$

$$F = \sum_{i=1}^n (\beta + f \cdot x_1 + g \cdot x_2 + h \cdot x_3 + i \cdot x_4 - \lg P)^2 \rightarrow \min im$$

rezultă următorul sistem de ecuații din care se vor calcula parametrii β , f , g , h și i :

$$\left\{ \begin{array}{l} n \cdot \beta + f \sum_{i=1}^n x_1 + g \sum_{i=1}^n x_2 + h \sum_{i=1}^n x_3 + i \sum_{i=1}^n x_4 - \sum_{i=1}^n \lg P = 0 \\ \beta \sum_{i=1}^n x_1 + f \sum_{i=1}^n x_1^2 + g \sum_{i=1}^n x_1 x_2 + h \sum_{i=1}^n x_1 x_3 + i \sum_{i=1}^n x_1 x_4 - \sum_{i=1}^n x_1 \lg P = 0 \\ \beta \sum_{i=1}^n x_2 + f \sum_{i=1}^n x_1 x_2 + g \sum_{i=1}^n x_2^2 + h \sum_{i=1}^n x_2 x_3 + i \sum_{i=1}^n x_2 x_4 - \sum_{i=1}^n x_2 \lg P = 0 \\ \beta \sum_{i=1}^n x_3 + f \sum_{i=1}^n x_1 x_3 + g \sum_{i=1}^n x_2 x_3 + h \sum_{i=1}^n x_3^2 + i \sum_{i=1}^n x_3 x_4 - \sum_{i=1}^n x_3 \lg P = 0 \\ \beta \sum_{i=1}^n x_4 + f \sum_{i=1}^n x_1 x_4 + g \sum_{i=1}^n x_2 x_4 + h \sum_{i=1}^n x_3 x_4 + i \sum_{i=1}^n x_4^2 - \sum_{i=1}^n x_4 \lg P = 0 \end{array} \right. \quad (6)$$

Lacul Secu – baraj P

$$12 \cdot \beta + 9,51412 \cdot f + 17,71520 \cdot g + 7,01303 \cdot h + 1,92043 \cdot i = -19,14267$$

$$9,51412 \cdot \beta + 9,71224 \cdot f + 15,02015 \cdot g + 5,81165 \cdot h + 1,49796 \cdot i = -15,11371$$

$$17,71520 \cdot \beta + 15,02015 \cdot f + 35,98357 \cdot g + 11,38850 \cdot h + 2,80937 \cdot i = -27,05928$$

$$7,01303 \cdot \beta + 5,81165 \cdot f + 11,38850 \cdot g + 4,32435 \cdot h + 1,10259 \cdot i = -11,07378$$

$$1,92043 \cdot \beta + 1,49796 \cdot f + 2,80937 \cdot g + 1,10259 \cdot h + 0,39622 \cdot i = -2,96172$$

Introducem datele într-un program numit EQ și \Rightarrow coeficienții β, f, g, h și i

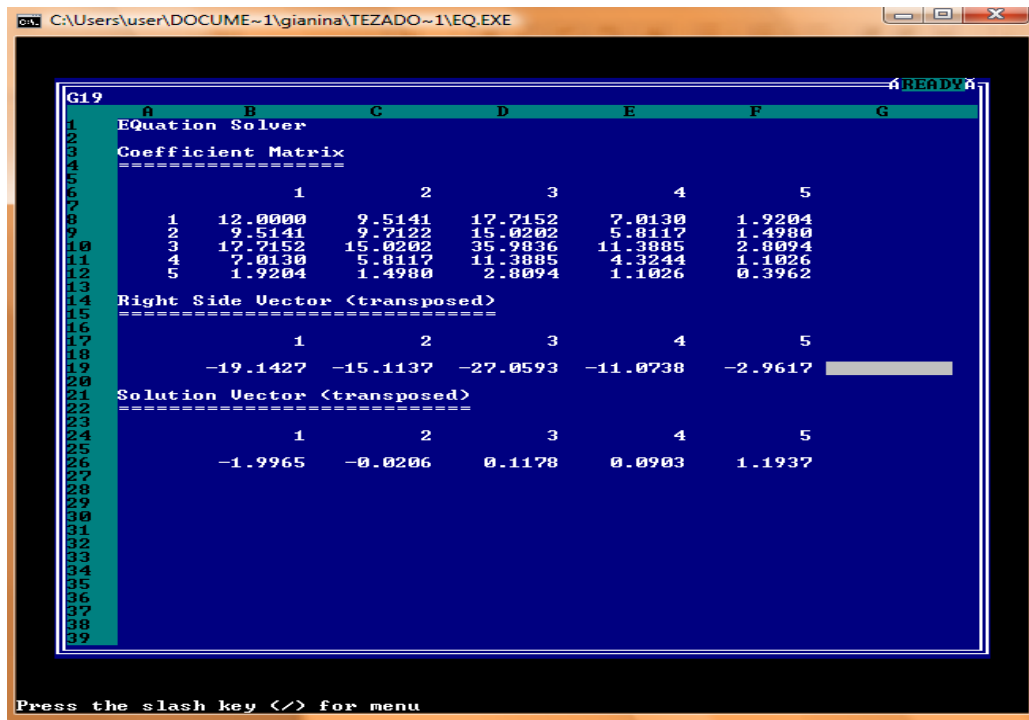
$$\beta = -1,9965$$

$$f = -0,0206$$

$$g = 0,1178$$

$$h = 0,0903$$

$$i = 1,1937$$



$$\Rightarrow P_{\text{baraj}} = 10^{\beta} * T^{-0,0206} * T_r^{0,1178} * B^{0,0903} * C^{1,1937}$$

Lacul Secu – mijloc

$$\begin{aligned} 12*\beta + 9,67165*f + 17,17038*g + 6,70394*h + 1,93205*i &= -18,86967 \\ 9,67165*\beta + 9,97559*f + 14,74165*g + 5,66930*h + 1,44953*i &= -15,03169 \\ 17,17038*\beta + 14,74165*f + 34,49963*g + 10,93271*h + 2,47136*i &= -25,92623 \\ 6,70394*\beta + 5,66930*f + 10,93271*g + 4,07176*h + 1,03702*i &= -10,40251 \\ 1,93205*\beta + 1,44953*f + 2,47136*g + 1,03702*h + 0,42683*i &= -2,99885 \end{aligned}$$

Introducem datele intr-un program numit EQ și \Rightarrow coeficienții β, f, g, h și i

$$\beta = -1,8857$$

$$f = 0,0719$$

$$g = 0,1357$$

$$h = -0,0964$$

$$i = 0,7142$$

$$\Rightarrow P_{\text{mijloc}} = 10^{\beta} * T^{0,0719} * T_r^{0,1357} * B^{-0,0964} * C^{0,7142}$$

Lacul Secu – coada lacului

$$\begin{aligned} 12*\beta + 9,55783*f + 16,10287*g + 7,53226*h + 2,06507*i &= -18,48945 \\ 9,55783*\beta + 10,54205*f + 14,30533*g + 6,41807*h + 1,83122*i &= -14,57971 \\ 16,10287*\beta + 14,30533*f + 32,64702*g + 11,22141*h + 2,74855*i &= -23,92327 \\ 7,53226*\beta + 6,41807*f + 11,22141*g + 4,99711*h + 1,31338*i &= -11,53164 \\ 2,06507*\beta + 1,83122*f + 2,74855*g + 1,31338*h + 0,44439*i &= -3,16514 \end{aligned}$$

Introducem datele intr-un program numit EQ și \Rightarrow coeficienții β, f, g, h și i

$$\beta = -1,6857$$

$$f = -0,0054$$

$$g = 0,0812$$

$$h = 0,0041$$

$$i = 0,2186$$

$$\Rightarrow P_{c.lac} = 10^\beta * T^{-0,0054} * Tr^{0,0812} * B^{0,0041} * C^{0,2186}$$

Zonă lac	β	f	g	h	i
Baraj	0,0101	--0,0206	0,1178	0,0903	1,1937
Mijloc	0,0130	0,0719	0,1357	-0,0964	0,7142
Coadă lacului	0,0206	-0,0054	0,0812	0,0041	0,2186

Lacul Gozna – baraj

$$12*\beta + 9,14305*f + 16,84386*g + 6,47275*h + 2,82402*i = -19,96851$$

$$9,14305*\beta + 9,10626*f + 14,05495*g + 5,43023*h + 2,34508*i = -15,66333$$

$$16,84386*\beta + 14,05495*f + 33,07240*g + 10,59099*h + 4,57025*i = -27,70461$$

$$6,47275*\beta + 5,43023*f + 10,59099*g + 3,93982*h + 1,68700*i = -10,71463$$

$$2,82402*\beta + 2,34508*f + 4,57025*g + 1,68700*h + 0,90532*i = -4,80374$$

Introducem datele intr-un program numit EQ și \Rightarrow coeficienții β, f, g, h și i

$$\beta = -1,6518$$

$$f = -0,3157$$

$$g = 0,0070$$

$$h = 0,6988$$

$$i = -0,6732$$

```

G19
a      b      c      d      e      f      g
1  Equation Solver
2
3  Coefficient Matrix
4  =====
5
6      1      2      3      4      5
7
8      1      12.0000      9.1431      16.8439      6.4728      2.8240
9      2      9.1431      9.1063      14.0550      5.4302      2.3451
10     3      16.8439      14.0550      33.0724      10.5910      4.5703
11     4      6.4728      5.4302      10.5910      3.9398      1.6870
12     5      2.8240      2.3451      4.5703      1.6870      0.9053
13
14  Right Side Vector <transposed>
15  =====
16
17     1      2      3      4      5
18     -19.9685      -15.6633      -27.7046      -10.7146      -4.8037
19
20  Solution Vector <transposed>
21  =====
22
23     1      2      3      4      5
24     -1.6518      -0.3157      0.0070      0.6988      -0.6732
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
Press the slash key </> for menu
  
```

$$\Rightarrow P_{baraj} = 10^\beta * T^{-0,3157} * Tr^{0,0070} * B^{0,6988} * C^{-0,6732}$$

Lacul Gozna – mijloc

$$\begin{aligned}
12\beta + 9,26729f + 16,06254g + 6,67002h + 2,91119i &= -19,72903 \\
9,26729\beta + 9,35738f + 13,66145g + 5,60444h + 2,54639i &= -15,58721 \\
16,06254\beta + 13,66145f + 31,61708g + 10,22418h + 4,74742i &= -26,55599 \\
6,67002\beta + 5,60444f + 10,22418g + 4,04438h + 1,79467i &= -11,03247 \\
2,91119\beta + 2,54639f + 4,74742g + 1,79467h + 0,95229i &= -4,94144
\end{aligned}$$

Introducem datele intr-un program numit EQ și \Rightarrow coeficienții β, f, g, h și i

$$\beta = -1,5411$$

$$f = -0,1243$$

$$g = 0,0351$$

$$h = 0,2410$$

$$i = -0,7743$$

$$\Rightarrow P_{\text{mijloc}} = 10^\beta * T^{-0,1243} * Tr^{0,0351} * B^{0,2410} * C^{-0,7743}$$

Lacul Gozna – coada lacului

$$\begin{aligned}
12\beta + 9,25889f + 16,62361g + 7,23781h + 3,26068i &= -19,08122 \\
9,25889\beta + 9,75729f + 13,95041g + 5,96485h + 2,82610i &= -14,84853 \\
16,62361\beta + 13,95041f + 34,41194g + 11,32265h + 5,65630i &= -26,02153 \\
7,23781\beta + 5,96485f + 11,32265g + 4,61218h + 2,13363i &= -11,43152 \\
3,26068\beta + 2,82610f + 5,65630g + 2,13363h + 1,15554i &= -5,23909
\end{aligned}$$

Introducem datele intr-un program numit EQ și \Rightarrow coeficienții β, f, g, h și i

$$\beta = -1,8472$$

$$f = -0,0932$$

$$g = 0,0228$$

$$h = 0,8029$$

$$i = -0,6877$$

$$\Rightarrow P_{\text{c.lac}} = 10^\beta * T^{-0,0932} * Tr^{0,0228} * B^{0,8029} * C^{-0,6877}$$

Zonă lac	β	f	g	h	i
Baraj	0,0223	-0,3157	0,0070	0,6988	-0,6732
Mijloc	0,0288	-0,1243	0,0351	0,2410	-0,7743
Coada lacului	0,0142	-0,0932	0,0228	0,8029	-0,6877

Lacul Trei Ape – baraj N

$$\begin{aligned}
12\beta + 7,93292f + 18,34900g + 6,66008h + 4,11093i &= -19,23418 \\
7,93292\beta + 7,35167f + 13,16910g + 4,84766h + 3,17935i &= -12,74765 \\
18,34900\beta + 13,16910f + 38,35012g + 11,50887h + 6,08154i &= -28,44997 \\
6,66008\beta + 4,84766f + 11,50887g + 4,04166h + 2,40209i &= -10,59477 \\
4,11093\beta + 3,17935f + 6,08154g + 2,40209h + 1,64281i &= -6,63808
\end{aligned}$$

Introducem datele intr-un program numit EQ și \Rightarrow coeficienții β, f, g, h și i

$$\beta = -1,6797$$

$$f = -0,0663$$

$$g = 0,1422$$

$$h = -0,2970$$

$$i = 0,1987$$

```

C:\Users\user\DOCUME~1\gianina\TEZADO~1\EQ.EXE
G19
a      b      c      d      e      f      g
1  Equation Solver
2
3  Coefficient Matrix
4  =====
5
6          1          2          3          4          5
7
8          1  12.0000  7.9329  18.3490  6.6601  4.1109
9          2  7.9329  7.3517  13.1691  4.8477  3.1794
10         3  18.3490  13.1691  38.3501  11.5089  6.0815
11         4  6.6601  4.8477  11.5089  4.0417  2.4021
12         5  4.1109  3.1794  6.0815  2.4021  1.6428
13
14  Right Side Vector <transposed>
15  =====
16
17          1          2          3          4          5
18
19         -19.2342  -12.7477  -28.4500  -10.5948  -6.6381
20
21  Solution Vector <transposed>
22  =====
23
24          1          2          3          4          5
25
26         -1.6797  -0.0663  0.1422  -0.2970  0.1987
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
Press the slash key </> for menu

```

$$\Rightarrow P_{\text{baraj}} = 10^{\beta} * T^{-0,0663} * T^{0,1422} * B^{-0,2970} * C^{0,1987}$$

Lacul Trei Ape – coada lacului

$$12*\beta + 8,57350*f + 18,30248*g + 7,28440*h + 3,95606*i = -19,25731$$

$$8,57350*\beta + 8,87458*f + 13,75271*g + 5,67885*h + 3,35034*i = -13,64690$$

$$18,30248*\beta + 13,75271*f + 39,85201*g + 12,65546*h + 5,98424*i = -28,87200$$

$$7,28440*\beta + 5,67885*f + 12,65546*g + 4,75799*h + 2,51636*i = -11,61035$$

$$3,95606*\beta + 3,35034*f + 5,98424*g + 2,51636*h + 1,55433*i = -6,38312$$

Introducem datele intr-un program numit EQ și \Rightarrow coeficienții β, f, g, h și i

$$\beta = -1,6865$$

$$f = 0,0724$$

$$g = 0,0007$$

$$h = 0,2731$$

$$i = -0,4149$$

$$\Rightarrow P_{\text{coada lacului}} = 10^{\beta} * T^{0,0724} * T^{0,0007} * B^{0,2731} * C^{-0,4149}$$

Zonă lac	β	f	g	h	i
Baraj	0,0209	-0,0663	0,1422	-0,2970	0,1987
Coada lacului	0,0206	0,0724	0,0007	0,2731	-0,4149

După rezultatele obținute am făcut verificările și am comparat în grafice valorile măsurate cu cele obținute, și am următoarele rezultate:

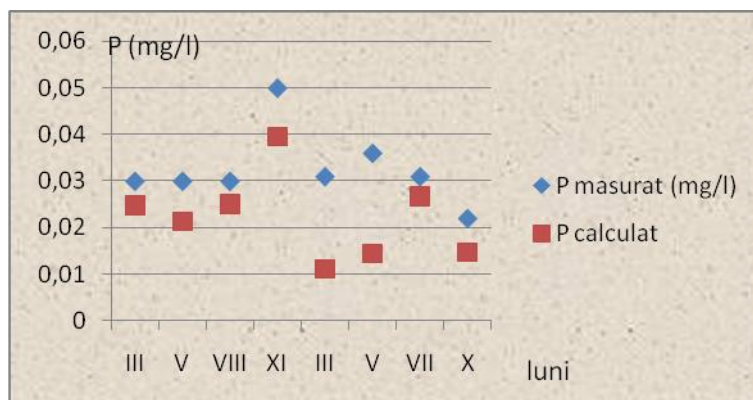


Fig.5.58 Rezentarea val. P mäs., respectiv P cal Lacul Secu – baraj

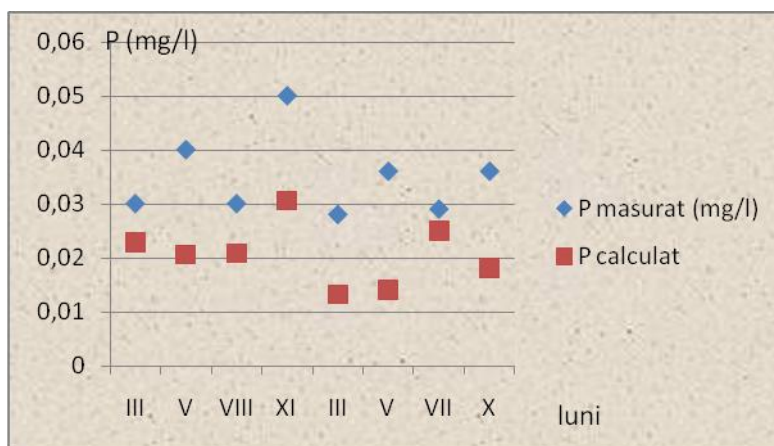


Fig.5.59 Rezentarea val. P mäs., respectiv P cal Lacu Secu – mijloc

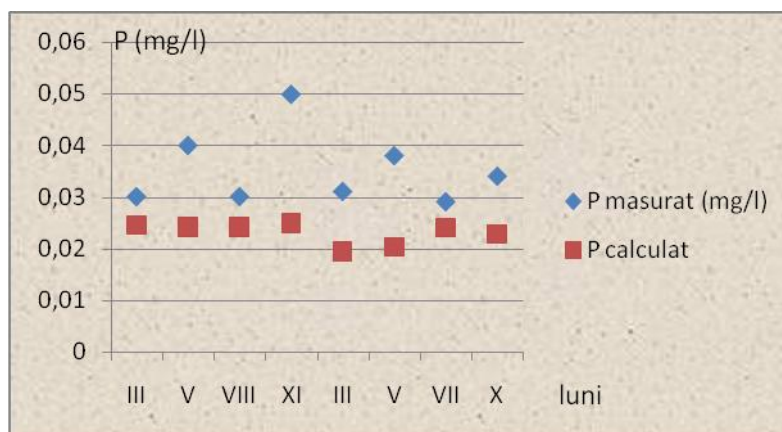


Fig.5.60 Rezentarea val. P mäs., respectiv P cal Lacul Secu – coada lacului

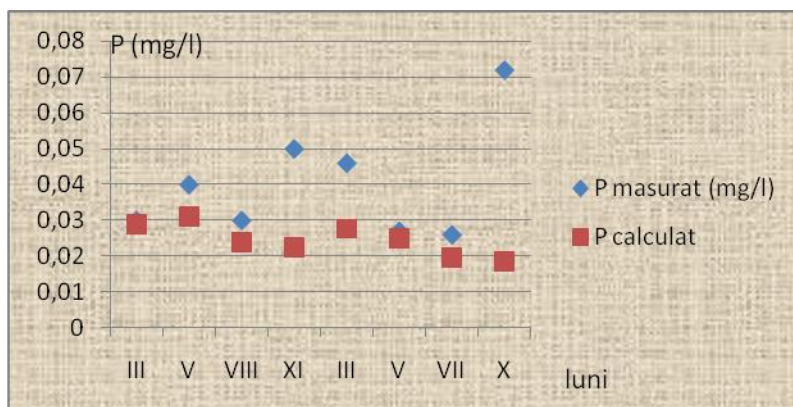


Fig.5.61 Reprezentarea val. P mäs., respectiv P cal Lacul Gozna – baraj

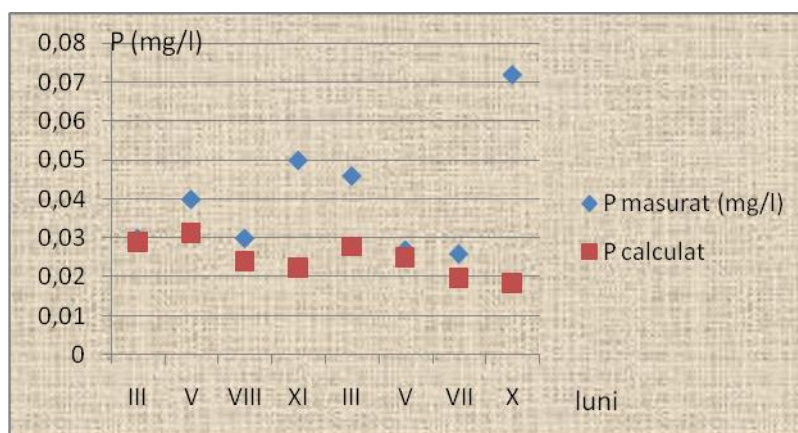


Fig.5.62 Reprezentarea val. P mäs., respectiv P cal Lacul Gozna – mijloc

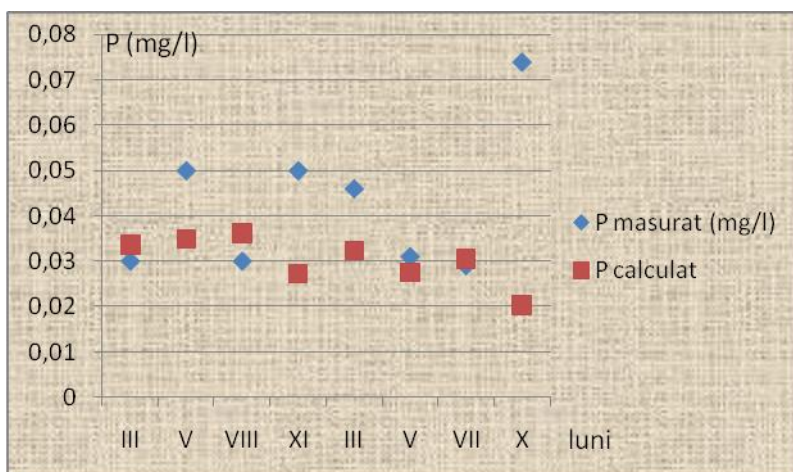


Fig.5.63 Reprezentarea val. P mäs., respectiv P cal Lacul Gozna – coada lacului

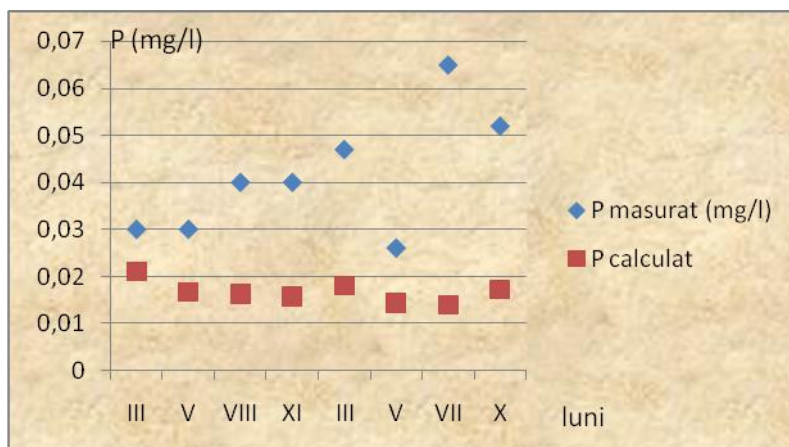


Fig.5.64 Reprezentarea val. P mäs., respectiv P cal Lacul Trei Ape – baraj

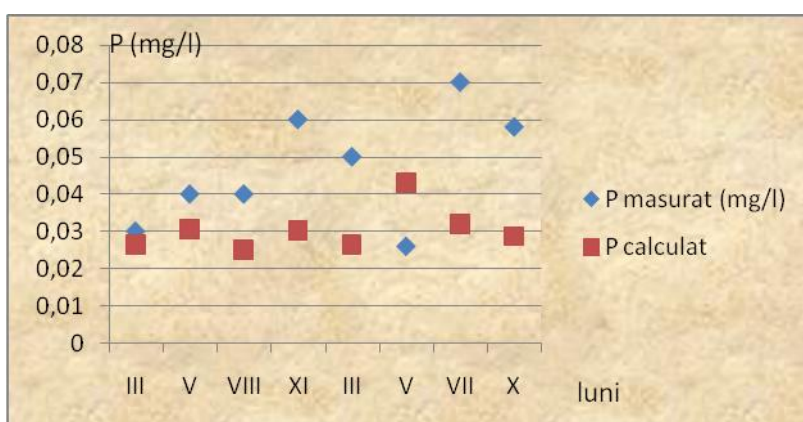


Fig.5.65 Reprezentarea val. P mäs., respectiv P cal Lacul Trei Ape – coada lacului

Concluzie: se poate observa în toate graficele, la toate cele trei lacuri, Secu, Gozna și Trei Ape, făcute la baraj, mijloc și coada lacului, că valorile măsurate cu cele calculate nu sunt foarte mari diferențe între ele. Am calculat eroarea pentru fiecare lac în parte Secu, Gozna și Trei Ape. Admit o eroare de 2,5-3 . Pot apărea erori fie din precizia măsurătorilor, fie din detărminările de calcul.

Alte exemple de lacuri din alte țări

Lacul WOERTHER

Date morfometrice:

altitudinea lacului	439 m de la nivelul mării
suprafața	19,38 km ²
adâncime maxima	85,2 m
adâncime medie	42,1 m
volum	816,32 mil. m ³
împrospătarea/înlocuirea apei-teoretic	10,5 ani
debit MQ(1971 – 1990)	2,46 m ³ /s
bazinul lacului	162,1 km ²

Descriere generală

Având o suprafață de 19,38 km² și o lungime de 16,5 km, lacul Woerther este cel mai mare lac din Kaernten. Adăpostit între dealurile din mijlocul Kaernten-ului, lacul se întinde pe o vale, de-a lungul liniei principale de desecare a râului Drau. Valea prezintă o deformare tectonică, încă din era glaciara. Pe direcția est-vest a albiei lacului, această mișcare a dus la apariția a trei bazine reprezentate prin formarea de insule, peninsule și bancuri de nisip sub apa lacului. Cel mai adânc și cel mai vestic se întinde între Velden și Poertschach (suprafața – 7,9 km², adâncimea maximă – 85,2 m), bazinul mijlociu între Maria Woerth (suprafața – 3,5 km², adâncimea maximă – 39,9 m) și cel estic între Maria Woerth și Klagenfurt (suprafața – 8 km², adâncimea maximă – 73,2 m).

Afluenții lacului Woerther sunt o mulțime de pârâuri mici, care se revarsă, în lac, din toate părțile. Cel mai mare dintre acestea este pârâul Reifnitz cu o viteză de curgere de 0,63 m³/s. Deversorul, Glanfurt, părăsește lacul, pe partea estică și se revarsă peste Glan și Gurk în Drau.

Deoarece pe toată lungimea lacului, acesta este protejat împotriva vântului, iar revărsările sunt foarte reduse - întregul lac are, teoretic, nevoie de o perioadă de 10 ani și jumătate pentru a ajunge la o afluență medie de 2,46 m³/s – lacul se supraîncălzește, primăvara, ajungându-se la praguri aspre de temperatură. La mijlocul lacului, Epilimnion pot atinge temperaturi, ce depășesc 25 de grade Celsius, la mal, înregistrându-se valori, chiar, mai ridicate. Până la sfârșitul lunii iulie, lacul depășește 20° Celsius, scăderea temperaturii, urmând, abia, de-a lungul lunii septembrie. Epilimnion ajunge, în timpul lunilor de vară, până în jur de 8 m adâncime, scăderea temperaturii în pragul de transformare, urmând, rapid și permițând diferențierea de temperatură, din vară. Puternicul strat de apă caldă din Epilimnion nu se răcește, nici pe parcursul fenomenelor meteorologice nefavorabile de scurtă durată. Lacul este, în totalitate acoperit de gheata, doar, în iernile foarte geroase, cel mai adesea, înghetând, doar, unele golfuri. Înghețul are loc, de regulă, la mijlocul, până la sfârșitul lunii ianuarie, iar dezghețul, de la începutul, până la mijlocul lui martie, grosimea gheții atingând 30 cm.

Lacul Woerther aparține tipului de circulație meromictic, amestecul corpurilor acvatice, având loc, în perioadele de circulație, doar, până la o adâncime de 50 – 60 m. Corpurile acvatice aflate la adâncimi mai mari stagnează. Cauzele acestui tip de circulație sunt bazinele adânci, revărsările reduse, precum și suprafața, protejată de vânt. Datorită acestei circulații parțiale, apei adânci, îi lipsește oxigenul, este de fapt, în mod natural, lipsită de oxigen. Procesul de descompunere a organismelor moarte sau înecate au condus la stabilirea lipsei oxigenului, în adâncime. Lipsa oxigenului în adâncurile lacului nu depinde, doar, de deversarea apelor industriale, sarcina nevoii de alimentare crescută, în anii 60, atrăgând o creștere a zonelor lipsite de oxigen, de sus în jos.

O particularitate a lacului Woerther este predominarea algei "Sange burgund" (*Oscillatoria rubescens*), fals denumită "alga roșie", în ceea ce privește flora lacului. Aceasta, alături de alte tipuri de alge albastre, se răspândește, în primăvară, printre corpurile acvatice, până la o adâncime de 30 m, fiind sursa de alimentare, la acest nivel superior. Prin încălzirea permanentă, algele se retrag, în adâncime, drept urmare, nivelul superior, ajungând, pe parcursul lunilor de vară, sărac în alimente și alge; împrejurare, care, conduce, în mod proeminent, la calitatea optică a nivelului superior al lacului. De-a lungul lunilor de iarnă, alga « sange burgund » ajunge, din nou, la nivelul superior, ajutată și de circulația celorlalte corpuri acvatice. Se recunoaște ușor după tenta roșiatică a apei. Plutirea la suprafața apei a *Oscillatoriei rubescens*, în lunile de iarnă, nu se datorează sarcinii nevoii de alimentare, ci proceselor de circulație. Abia dezvoltarea intensivă a circulației străine dintre lac și bazinul râului, în anii 60, a dus la o creștere a sarcinii lacului cu ape reziduale »casnice« /proprie și la o înmulțire puternică a algelor plutitoare, atât, în adâncime, cât și la suprafață. Eutrofia atingea punctul culminant, în lunile de vară prin importante floescente acvatice ale algelor »sange burgund«.

În zilele toride, se lasă deasupra lacului o opacitate albicioasă, care dă apei culoarea tipică de turcoaz. Este cauzată de particulele de calcar, care provin din capacitatea de asimilare a algelor și macrofitelor de bicarbonat. Particulele de calcar se instalează la mal și formează bancurile de creta gri deschis. Din acest motiv, însemnate teritorii ale lacului Woerther au fost declarate, ca și ținuturi și rezervații naturale.

Ca și apariție nou și interesantă, în fauna lacului Woerther, amintim scoica, călătoare, care se presupune, că ar fi fost răspândită cu ajutorul ambarcațiunilor sportive (tabelul 2). Cu ajutorul larvelor migratoare, s-a răspândit, rapid și puternic, în tot lacul. În același timp, s-au răspândit repede și lisitele, hrana acestora fiind, tocmai, mai sus menționatele scoici. Păsările cântătoare precum pasărea-colibri-de-stuf, pitulicea-de-trestie, pitulicea-de-mlaștină, pitulicea-de-baltă și pitulicea-de-stuf, cu cuiburile, de demult, în ținuturile de trestie, au fost, din această cauză, de nenumarate ori amenințate, astfel încât centura de trestie s-a retras tot mai mult. Lebada-cu-cocoașa a devenit, tot mai rar, la fel și pescărușul-scafandru, care, de câteva decenii bune, nu a mai clocit ouă, la lacul Woerther. Migrația și înmulțirea rapidă și-au găsit un motiv, aici, pentru că alături de eutrofiere, a apărut o reducere de hrană.

Iarna, se găsesc, pe lacul Woerther, alături de minunatele păsări-de-apă și păsări-în-trecere, precum pescărușul-argintiu, pescărușul-de-furtună și pescărușul-de-baltă. S-a semnalat și prezența crustaceelor (*Astacus astacus*), care se presupune, că ar fi migrat din bălțile, de la sud, de lacul Woerther.

Dezvoltarea limnologică

Concentrația de fosfor

În 1964, la momentul apariției primelor procese puternice de eutrofiere, concentrațiile de fosfor din Epilimnion erau de 29 mg/l. Valoarea semestrială era de 17 mg/l. A urmat o

creștere, în anul 1977, cea mai ridicată valoare a concentrației de fosfor, în Epilimnion, fiind de 35,5 mg/l, iar cu o medie anuală de 25,5 mg/l. O scădere a concentrației a avut loc, în următorii ani, cea mai mică valoare, fiind înregistrată, în 1987, de 6,4 mg/l, iar media anuală, fiind de 10 mg/l (diagrama 5). Între 1988 și 1990, valorile medii anuale au urcat de la 10,7 mg/l, până la 17,4 mg/l. În 1991, a putut fi stabilită o scădere a concentrației de fosfor cu o valoare medie de 11,9 mg/l (cu un maxim de 14,6 mg/l). Scăderea concentrației de fosfor este legată de procesul de reversie al deversării de fosfor în lac, în momentul filtrării apelor industriale, din acest habitat.

Aceeași evoluție, ca și Epilimnion o are și prezentarea valorilor concentrațiilor de fosfor, la 50 m adâncime (diagrama 6). Această zonă se află în partea de jos a Mixolimnion-ului, la granița cu Monimolimnion-ul. Aici se poate observa o aparență creștere a concentrației de fosfor, atât la valorile medii anuale, cât și la cele maxime înregistrate. Astfel, cele mai ridicate valori medii anuale au fost, din 1972 până în 1978, între 53 mg/l și 58 mg/l. Cea mai mare valoare înregistrată a fost, în 1975, de 105 mg/l. În 1988, valoarea medie anuală a fost de 24,4 mg/l, iar cea maximă de 32,5 mg/l.

În anii 1989 și 1990, s-au înregistrat valori crescânde ale concentrației de fosfor, valoarea medie anuală din 1991, fiind, iarași de 23 mg/l, destul de mică pentru o asemenea adâncime.

Scăderea concentrației datorită filtrărilor, a dus și la scăderea concentrației de fosfor, în lacul Woerther. S-au putut observa scăderi ale valorilor totale, atât, în Mixolimnion, între 0 și 50 m (diagrama 7), cât și în Monimolimnion, între 50 m și 84 m adâncime (diagrama 8). În 1973, s-a înregistrat, în Mixolimnion, o concentrație de mijloc de 15,4 t, iar, în 1991, una de 9,7 t. În Monimolimnion valorile de mijloc au scăzut, scăderi pronunțate, instalându-se și aici, ușor.

Ortofosfatul de fosfor

Efectele pozitive ale îndepărtării apelor industriale s-a observat la plantele din Mixolimnion printr-o scădere a ortofosfatului de fosfor (Diagrama 9). În anul 1974, cel mai mare conținut mediu anual de ortofosfat de fosfor era de 18,8 t, cea mai mare valoare, fiind, în acel an, de 33 t. A urmat o scădere rapidă, până în 1974 cu o medie anuală de 2,3 t. Între 1974 și 1991, mediile anuale ale valorilor concentrațiilor de ortofosfat de fosfor au oscilat între 1 și 3,3 t. Valorile măsurătorilor, din 1991, au indicat un conținut de mijloc de ortofosfat de fosfor de 1,4 t, în diferite zone. Media anuală a concentrației de ortofosfat de fosfor avea, la acea vreme, a celei mai ridicate eutrofieri dintre 1966 și 1973, valori între 10 și 29 mg/l, în corpurile acvatice, concentrațiile maxime, fiind de 50 mg/l. Din 1974 poate fi observată o scădere rapidă a concentrației de ortofosfat de fosfor, în 1991, media anuală ajungând la 2,9 mg/l, iar valoarea maximă, la 7,4 mg/l.

Azotatul de amoniu

Concentrațiile de azotat de amoniu, la adâncimea de 50 m, între anii 1967 și 1978, erau ridicate, având valori între 191 și 412 mg/l. Deosebit de ridicate au fost valorile de 1056 mg/l, din 1978. După 1978, se observa scăderi însemnate ale concentrației de azotat de amoniu, la adâncimea de 50 m, mediile anuale ulterioare fiind între 117 și 289 mg/l. Chiar și valorile foarte ridicate, înregistrate, înainte de 1979 au scăzut drastic (diagrama 10).

Oxigenul

Reprezentarea stratificării concentrației de oxigen, la momentul celui mai puternic consum de oxigen, din an este un bun parametru pentru aprecierea reducerii substanțelor organice, din adâncuri (diagrama 11).

S-a demonstrat, că în tipul observațiilor între anii 1930 și 1963, s-au înregistrat valori sub 3 mg/l, la adâncimi mai mari de 40 m. O măsurare permanentă a consumului de oxigen, în adâncuri a avut loc, în anii 1931, 1934 și 1936. Între 1964 și 1973, concentrația de oxigen scade, considerabil, astfel încât limitele scad cu mai puțin de 3 mg/l. Starea cea mai precară a fost atinsă, între 1972 și 1973. În 1972, sub 10 m adâncime, se înregistrau valori ale oxigenului de 3 mg/l, cele de 0 mg/l, fiind înregistrate, la limita de 60 m, adâncime. În 1973, zona neoxigenată se extinde, până la 25 m, adâncimea apei. Între 1974 și 1990, se observa o îmbunătățire a concentrației de oxigen. Limita de oxigen de 3 mg/l scade, în verile târzii, din nou, până la circa 45 m, în 1986, în general. Oscilând, încă, între 15 și 20 m, adâncime. Limita de 0 mg/l a scăzut la adâncimi între 45 și 70 m.

Natriu și clor

Clorul se măsoară din anul 1934, iar natriul, începând cu 1964. Ambii parametri arată creșteri liniare, apropiate ale concentrațiilor (diagramele 12 și 13). Concentrațiile de clor urcă de la 0,95 mg/l, în 1934 până la 8 mg/l, în 1991. Cele de natriu urcă, de la circa 2,5 mg/l, în 1964, până la circa 4,7 mg/l, în 1991. Concentrațiile acestea cresc, mai ales, în timpul inundațiilor, din zonă (valorile permise în apa potabilă sunt de 50,mg/l de natriu și 100 mg/l de clor).

Valorile înregistrate nu au efecte negative asupra bioritmului lacului Woerther. Prejudiciile ecologice ale calității vieții apar, abia de la o concentrație de 9000 mg/l, peștilor de prasilă, oferindu-li-se împotriva bolilor apa cu sare alimentară cu o concentrație de 5000 mg/l. S-a observat, că mărirea concentrațiilor de natriu și clor pot duce la creșterea densității apei.

Fitoplancton

Cum s-a menționat mai sus, alga « sange burgund » (*Oscillatoria rubescens*) este cea mai răspândită algă plutitoare de pe lacul Woerther (tabelul 3). Această algă albastră se retrage prin încălzirea lacului, în zona stratificării saltului de temperatură (de la 8 până la 12 m), astfel încât, de-a lungul verii le stă la dispoziție oaspeților, ca și aliment (diagrama 14).

Biomasa-fitoplancton în coloana de apă, sub un m²

Biomasa-fitoplancton, care, din 1977 e în creștere permanentă, s-a restrâns, după instalarea canalizării circulare, în 1978, 1979. A urcat și în anii următori, până când, în 1984, a atins o medie anuală de 83,9 g/ m², acesta fiind punctul de vârf.

Tot, în acest an, a fost stabilită și valoarea unică, în luna iunie, de 177 g/m², având în compoziție 48 % *Oscillatoria rubescens* și 45 % diatomee.

Abia, în 1985, apare o diminuare a algelor. În 1990, media anuală a biomasei-fitoplancton măsoară 57 mg/m². (tabelul 1 și diagrama 15).

Înmulțirea algelor, cercetată între 1978 și 1984, a avut la bază o hrănire din adâncuri (alimentare internă). Cu un efect eolian mai pronunțat, apele lacului se « mișcau », mai mult, decât, în anii precedenți. Astfel, nutrienții aflați, în adâncurile lacului, bogat în substanțe nutritive, erau, din nou puși în circulație, stând la dispoziția creșterii algelor (diagrama 6).

Apariția de-a lungul anului a biomasei-fitoplancton

Chiar și în sezonul rece, cantitatea de alge, pe lacul Woerther, nu e, deloc, ne semnificativă. O mare parte dintre acestea sunt cianoficeele. Din aprilie, prin creșterea temperaturilor, fitoplanctonul începe, să se dezvolte, mai ales, diatomeele, atingând, în iunie, apogeul producției. Apoi, scade, începând cu iulie, constant, până, în octombrie, în noiembrie, înregistrându-se, cea mai scăzută producție.

Alcătuirea fitoplanctonului

72 % din toată biomasa o reprezintă, anual, în medie, în zonele de cercetare, cianoficeele (de la 61 %, în 1984 și 1988 până la 84 % , în 1973 și 1975). Din acestea 80 de procente au fost înlocuite de *Oscillatoria rubescens*, restul constând în *Anabaena flos aquae*, *Chroococcus* div sp., *Gomphosphaeria lacustris*, *Aphanocapsa delicatissima* și *A. elachista*.

S-a observat, că de la asanarea lacului, numărul de cianoficee din întreaga biomasa s-a redus încet.

Apariția de-a lungul anului a cianoficeelor este aceeași cu cea a întregii biomase, cele mai ridicate valori, atingându-se, în iunie și iulie.

Cele mai ridicate valori ale *Oscillatoriei*, care se înregistrează, anual, în luni anume și la o anumită adâncime, oferă cea mai bună imagine despre starea calitativă a lacului. Diagrama 17 arată că parametrii *Oscillatoria*, erau, până, în 1975, în urcare, urmând, apoi scăderi. Abia, din 1987, scade drastic, din 1990, urmând, iarași, o creștere ușoară.

Cea de-a doua componentă a biomasei o reprezintă Diatomeele (14 % din întreaga biomasă). Apar pe corpuri acvatice de la 0, la 20 m, în proporție de 22 % (1976), iar în epilimnion, de 30 % (1976). Înlocuitorii au fost *Cylotella* sp., *Stephanodiscus alpinus*, *Fragilaria crotonensis*, *Tabellaria fenestrata* și *Synedra acus*.

Diatomeele se dezvoltă cel mai mult din aprilie, până în iunie (*Tabellaria fenestrata*, *Synedra acus*, *Centriche Formen*) și în noiembrie (*Fragilaria crotonensis*).

Dinoficeele apar doar, în epilimnion cu mai mult de 10 procente din apariții (până la 38 %, în 1970). Ca cele mai des întâlnite sunt : *Ceratium hirundinella*, *Peridinium willei*, *P. cinctum*, *P. inconspicuum*, *Gymnodinium helveticum*, *G. uberrimum*. Dinoficeele se găsesc, din iunie, până în septembrie, mai pronunțat, în iulie, în plankton.

Cloroficeele (*Pseudosphaerocystis lacustris*, *Planktosphaeria gelatinosa*, *Willea irregularis*) dețin, abia, din 1977, mai mult de 10 % din biomasă (26 %, în 1986). Cele mai multe apar, în iunie și iulie.

Criptoficeele au reprezentat din 1983, până în 1985, în 1988 și 1990 mai mult de 10 % din biomasă, din epilimnion (19 %, în 1985). Înlocuitorii au fost *Cryptomonas* div. Sp., *Rhodomonas lacustris* și *R. lens*. Au fost de găsit în plankton, pe tot parcursul anului, mai ales, în aprilie. Și crisoficeele (*Uroglana* sp., *Dinobryon* sp.) au apărut, doar în epilimnion. Între 1987 și 1988 au constituit 23 % din biomasă, în mai fiind cele mai multe. Ca un rezumat, apariția biomasei, în lacul Woerther are loc, consecutiv, astfel :

Pe lângă *Oscillatoria rubescens*, apar, în aprilie diatomeele și criptoficeele, în mai, apar coloniile *Uroglana*, în plankton și în iunie, când apare cea mai multă biomasă sunt înlocuite de cloroficee. Din iunie, se mai dezvoltă și alte cianoficee, precum *Anabena flos aquae* și *Gomphosphaeria lacustris* și dinoficee (*Ceratium hirundinella*, *Gymnodinium helveticum*). Din iulie, până în octombrie, biomasa scade continuu, dar cunoaște, în noiembrie, prin apariția diatomeelor (*Fragilaria crotonensis*) o mica creștere.

Măsuri igienico-sanitare

Primele măsuri igienico-sanitare au fost luate prin construirea unui canal pentru apă contaminată, în zona Velden, proiect inițiat, în 1964. Apele reziduale casnice și industriale trec prin 2 sisteme de canalizare :

Primăria Velden, din 1988

Direcția Apelor Velden, Stația de Purificare a lacului Woerther-Vest :

Aici, în partea de vest a lacului Woerther, se găsesc, de la vremea respectivă, până în prezent cele mai puține locuri de baie, pe malul Nordic și cele mai înguste zone de locuit peste sistemele de canalizare. Sistemul ales este un sistem de triere/separare pur/curat. Apele reziduale sunt îndreptate de pe malul de sud și cel de vest cu ajutorul unor conducte pe uscat, de pe malul nordic cu 2 conducte prin apă, până la stația de pompare, de pe malul vestic, de unde printr-o diferență de înălțime de cica 60 m, sunt îndreptate spre sud, în Drau. Curățirea are loc printr-un sistem de purificare mecanic (pus în funcțiune, în 1967), în ținutul St. Egyden.

Direcția apelor are în plan instalarea unui sistem de purificare biologică, ale cărei conducte, să se îndepărteze de zona locuibilă, atingându-se zona nordică , Kerschdorf-Koestenberg și cea vestică, Gerneinde-Wernberg. Zona de vest a lacului Woerther are în administrare și lacul Seiser (deocamdată, doar malul estic).

Direcția Apelor Lacul Woerther de Est alături de toate comunele membre – stația de purificare Klagenfurt :

Din 1965, primăriile de pe lângă lacul Woerther, Klagenfurt, Krumpendorf, Poertschach și Maria Woerth, care au format, în 1974 comuna Techelsberg, iar, în 1978, comuna Schiefing, se ocupă de administrarea malurilor lacului. Direcției Lacul Woerther de est îi aparțin și comunele Moosburg cu iazul Moosburger și Keutschach cu lacurile Hafner, Keutschacher, Bassgeigen și Rauschel. Sistemul de canalizare este un sistem de triere cu colectorul principal pe malul nordic, format din conducte, atât pe uscat, cât și în apă și 2 bazine colectoare asemănătoare, pe malul sudic, ale căror ape reziduale sunt pompate prin conducte prin Maria Woerth și Reifnitz, până la colectorul principal, pe malul nordic.

Apele reziduale adunate sunt purificate cu ajutorul sistemului mecanico-biologic Klagenfurt (300.000EGW, punere în funcțiune, în 1967,) și deversate în Glan, la sud-est de Klagenfurt. Pentru puțin timp (între 1969 și 1973), în zona Maria Woerth, s-a dat în funcțiune un sistem de purificare, care ducea apa curățată, la o adâncime de 30 m, în lac.

În zona de est a lacului Woerther – pe malul sudic, între Sekirn și Maiernigg – malurile le constituie rocile. Și pe malul nordic, în comuna Techselberg (Vorfluter, Toeschlingbach, Muehlbach), zona locuibilă din vest e prevăzută cu sisteme de canalizare.

Aprecieri finale

Lacul Woerther și-a atins punctul culminant de eutrofiere, la începutul anilor 70. După deversarea apelor reziduale casnice, în afara malurilor lacului, s-a observat o imediată îmbunătățire a situației igienice. Din perspectiva limnologică, s-a observat o dezvoltare rapidă a epilimnion-ului, care a dezvoltat o îmbunătățire a calității optice, printr-o scădere a concentrației de fosfor și a biomasei de alge, în timpul verii. În adâncurile lacului Woerther, găsim o diminuare a substanțelor nutritive, precum și o scădere a consumului de oxigen,

diminuarea continuă a eutrofierii, având loc, în adâncuri, datorită timpului necesar pentru reînnoirea apei.

Din 1964 se semnalează creșterea concentrațiilor de natriu și clor. Cu toate acestea sunt reduse și ne semnificative pentru calitatea vieții, dar sunt ținute, totuși sub observație, pentru că circulația, mișcările apei lacului poate avea o influență și asupra acestora.

Chiar dacă valorile perspectivei în adâncime, de dinainte de eutrofiere s-ar putea, să nu mai fie atinse, lacul Woerther are valori limnologice bune, precum și o bună calitate a apei de scaldat. Aceasta arată valori scăzute, ca de exemplu, de fosfor (10mg/l până la 17 mg/l) în epilimnion, în producția redusă de alge plutitoare sau a bunei calități optice (perspectiva în adâncime până la 8 m).

În adâncuri rămân importante de observat diminuarea continua a concentrațiilor de substanțe nutritive, precum și a proceselor consumului de oxigen.

Lacul KEUTSCHACHER

Date morfometrice:

altitudinea lacului	506m, de la nivelul mării
suprafața	1,327 km ²
adâncimea maximă	15,6 m
adâncimea medie	10,6 m
volumul	14 mil. m ³
împrospătarea/înlocuirea apei – teoretic	0,8 ani?/la opt luni
debit MQ(1977 – 1982)	0,56 m ³ /s
bazinul lacului	28,4 km ²

Descriere generală

Având o suprafață de 1,3 km², lacul Keutschacher este unul din cele șase mari lacuri din Kaernten. Se întinde, paralel cu valea sudică a lacului Woerther. Este îngrădit, în sud de Satnitz, iar, în nord, de dealuri.

Cel mai mare canal de alimentare vine din zona Schiefing, traversează lacul Hafner și după un segment de curgere de 800 m, se varsă, în lacul Keutschacher. Din partea, de la est de lacul Keutschacher, cât și din zona Satnitz, pârauri mici se scurg, în lac. Deversorul lacului Keutschacher se varsă, în lacul Woerther, ca și pâraul Reifnitz. Debitul mediu al apei la revărsare este de 628 l/s (deversările medii între 1977 și 1990). Reprezentarea 92 arată, că valorilor deversărilor medii anuale au scăzut.

Valea lacului Keutschacher este una tectonică, formându-se ca o ramură a ghețarului Drautal. Teritoriul din jurul lacului Keutschacher (inclusiv, lacul Hafner), este format din 54% păduri, 30 % suprafețe agricole, 6 % ape și câte 5 % zone de agrement, precum și colonii pentru tratament balnear (Schulz 19897). O mare parte a zonelor din jur și a malurilor sunt rezervații naturale.

Pe malul sudic, se află locuri de camping (capacitate – 3000 de locuri), precum și locuri de scăldat private. Pe malul nordic, sunt foarte multe case private. Întâlnim, în mare parte și o centură de trestii. Dezvoltarea macrofitelor se poate observa în micșorarea nutrienților din lac și a algelor plutitoare, precum și în îmbunătățirea calității optice a lacului, oferindu-le, astfel, mai multă lumină pentru asimilarea plantelor acvatice, de pe fundul lacului. Macrofitele sunt un semn al aplicării metodelor igienico-sanitare, precum și un indicator prețios al standardului de calitate a lacului.

Pe lacul Keutschacher, s-au făcut multe investigații limnologice. Programul « Procese de autopurificare și sedimentare în rețeaua de lacuri Hafner-Keutschacher-Woerther » (OEP I) a fost încheiat, în anul 1982 (Polzer, 1983). Între 1983 și 1986 se pune în aplicare proiectul « Încărcare hidrologică prin precipitații și pagube difuze în rețeaua de lacuri Kaerntner » (OEP II), (Honsig-Erlenburg, 1986). Ne mai stau la dispoziție și două dizertații despre lacul Keutschacher.

După primele rapoarte despre apariția scoicii călătoare (*Dreissena polymorpha*), în apele lacului Woerther (Sampl si Mildner 1973, 1977 ; Sampl 1976), în 1980, se semnalează prezența acesteia și în apele lacului Keutschacher. Pentru că cei mai în vârstă indivizi ai speciei aveau deja, 5 ani, aceasta trebuie, că a fost contaminată cu o boala, înainte de 1975.

Suprafața lacului, atinge, pe timp de vară temperaturi ale apei ridicate (peste 25⁰ Celsius, la mijlocul apei și chiar, mai mult, la mal). În toamnă, are loc o răcire drastică. Lacul

Keutschacher e de natură holomictica, cunoscând două faze de circulație, primavara și respectiv, toamna. Iarna, din ianuarie, până în martie, deasupra lacului se formează o pojghiță de gheață uniformă, care se transformă, îndreptățit, în loc pentru patinat. O particularitate a morfometriei lacului ar fi lipsa de adâncime, de la mijloc unde se găsesc urmele unui sat construit pe piloți, atestat, din Epoca de Piatră Timpurie, până în Evul Mediu.

Dezvoltarea limnologică

Concentrația de fosfor

Valorile medii ale concentrației de fosfor din epilimnion au fost reduse pentru lacul Keutschacher. Valorile medii anuale ale concentrației se arătau, în 1979 ridicate cu creșteri de la 7 mg/l până la 14 mg/l. Cele mai mari valori ale concentrației s-au înregistrat, în 1979, de 48,8 mg/l. La doi ani, după începerea construirii canalului, a avut loc o scădere considerabilă, valorile, fiind sub 10 mg/l, în 1991, media anuală fiind de 7,2 mg/l. S-au mai înregistrat și valori izolate, precum, 10 mg/l, în 1980, 11,7 mg/l, în 1982 și 10,9 mg/l, în 1990. Cantitatea exagerat de mare de alge, din 1988 nu a permis înregistrarea valorilor concentrației de fosfor (diagrama 93).

Lămuririle asupra trofigrad-ului permit dezvoltarea concentrațiilor de fosfor. Între 1971 și 1980, concentrațiile ajung de la 20 mg/l la 26 mg/l. Eutrofierea era semnalată, mai ales, în urcarea valorilor de vârf, care au ajuns, în 1980, la 53 mg/l și 48 mg/l, în 1983. Apoi, s-au văzut, deja efectele măsurilor igienico-sanitare aplicate, concentrația de fosfor fiind scăzută, cu o medie anuală de 8,6 mg/l și o valoare maximă sub 30 mg/l.

Concentrația totală de fosfor a arătat o creștere importantă de la o medie anuală de 158 kg, în 1971, la 231 kg, în 1979, când s-a înregistrat valoarea unică cea mai ridicată de 631 kg. În 1982 media anuală a fost, din nou ridicată, de 199 kg, iar valoarea maximă de 433 kg. Până în anul 1987, au urmat scăderi importante, media anuală fiind de 102 kg. Până în 1990, mediile anuale urcă, din nou, până la 173 kg, valoare unică maxim înregistrată fiind de 236 kg. În 1991, media anuală a fost de 106 kg, în acest an, fiind înregistrată, cea mai scăzută concentrație de fosfor, de 71 kg.

Ortofosfatul de fosfor

Cele mai ridicate valori ale concentrației de ortofosfat de fosfor din epilimnion ale lacului Keutschacher au fost măsurate, în 1971 și 1972, de 6 mg/l. Datorită eutrofierii în creștere, valorile au scăzut, ajungând, între 1977 și 1979, la cele mai mici valori medii anuale de 0,8 mg/l, în timp ce concentrațiile de fosfor erau în creștere. Acest fenomen a fost pus și pe seama numărului mare de alge, care consumau mult ortofosfat de fosfor din apă pentru dezvoltarea lor.

Cel mai mare procent de fosfor se regăsea, la acea vreme, în alge. După punerea în funcțiune a sistemelor de canalizare, concentrațiile de ortofosfat de fosfor s-au aflat în scădere, actualmente fiind de 1 ,mg/l (diagrama 96).

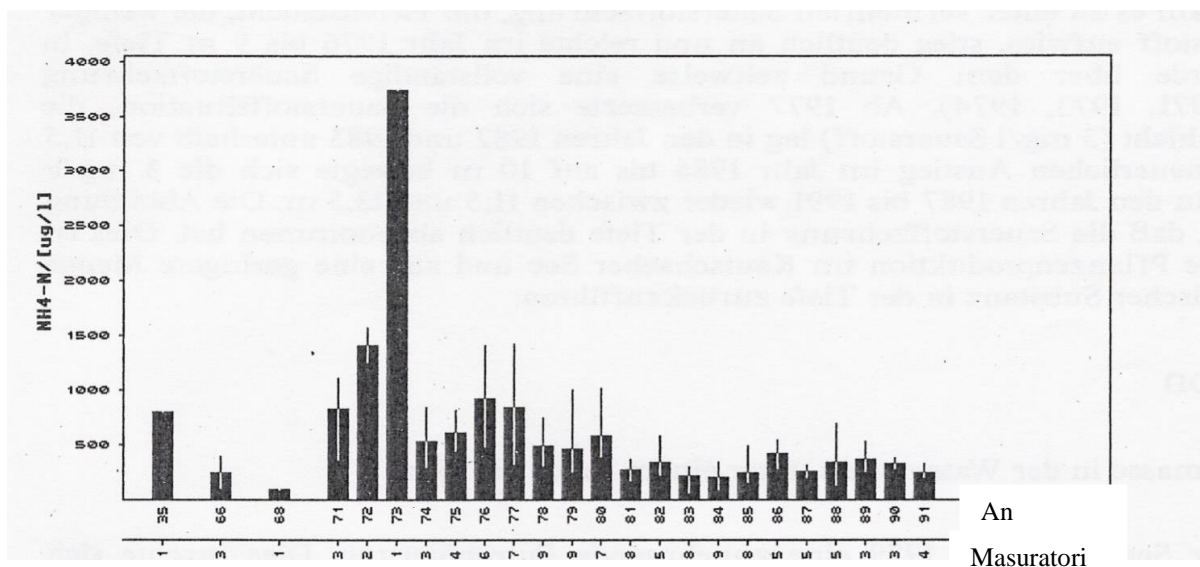
Azotatul de amoniu

Creșterile și descreșterile de producție de la lacul Keutschacher se pot ușor vedea în concentrațiile de azotat de amoniu, în legătură strânsă cu măsurile proceselor de descompunere (diagrama 97). O creștere puternică a valorii medii anuale a concentrației de azotat de amoniu este de observat, până în anul 1973. Valoarea calculată a fost de 3750 mg/l.

Între 1974 și 1991, valorile au oscilat între 203 mg/l, în 1984 și 920 mg/l, în 1976. Per ansamblu, s-a observat o scădere a concentrațiilor, media anuală, din 1991, fiind de 254 mg/l. Aceasta demonstrează faptul, că descompunerea substanțelor organice, în adâncurile lacului, pe baza măsurilor sanitare abordate, era mai redusă.

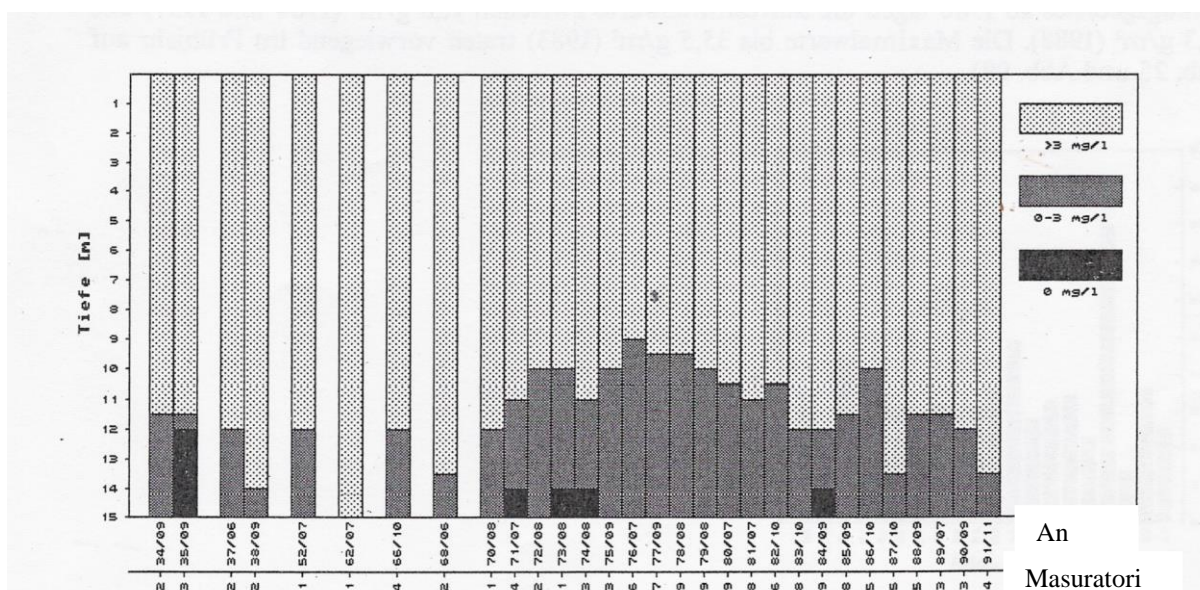
În epilimnion, concentrațiile de azotat de amoniu prezentau oscilații puternice, cea mai mare valoare medie anuală înregistrată, fiind, în 1973 de 234 mg/l, valorile ridicate, menținându-se, până în 1977, când media anuală a fost de 141 mg/l.

Până în 1983 valorile s-au situat preponderent peste 100 μg/l, iar în anii 1984 și 1985 valorile au scăzut la 72 respectiv 79 μg/l. Valori ridicate ale concentrațiilor s-au înregistrat în anul 1986 10 μg/l, 1987 133 μg/l, și 1991 145 μg/l.



Lacul Keutschacher Concentrația azotului din amoniu la o adâncime de 14m, valorile medii anuale, maxime și minime

Oxigenul



Lacul Keutschacher Stratificarea concentrațiilor de oxigen în perioadele de maximă consum de oxigen (m)

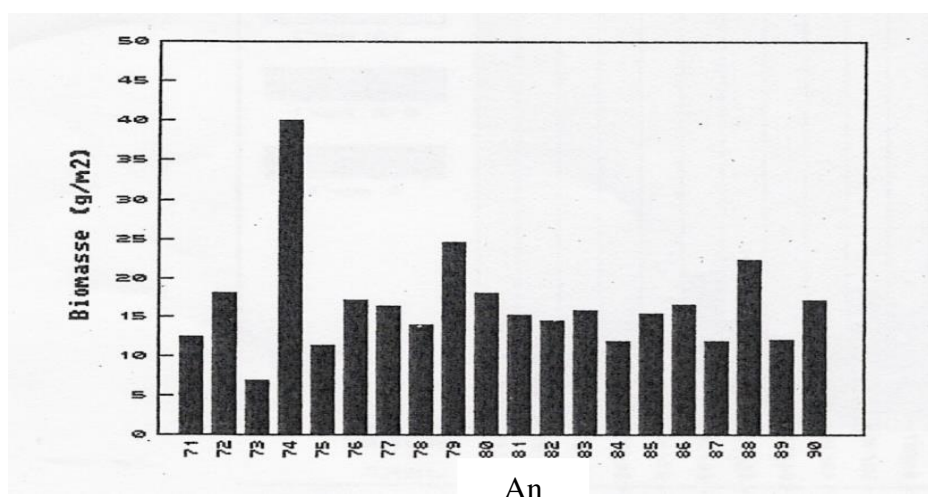
În lacul Keutschacher s-a observat deja înainte de al Doilea Război Mondial un consum sporit de oxigen, (nt. scădere a concentrației de oxigen), la sfârșitul verii, (nt verilor). Până 1970 s-a putut pune în evidență o zonă cu o concentrație mai mică de 3mg/l oxigen, la sfârșitul verilor, la o adâncime mai mare de 12m. În ani cu producție mică, (nt de plante acvatice), straturile sărace în oxigen se situau sub 14m (1938) și 13.5m (1968). Începând cu 1971 s-a înregistrat o creștere a consumului de oxigen. Astfel adâncimea sub care concentrația de oxigen era mai redusă de 3mg/l s-a micșorat considerabil, iar în anul 1976 a ajuns la 9m (adâncime). În această perioadă s-au putut pune în evidență perioade cu un consum complet al oxigenului la fundul lacului, (1971, 1973, 1974). Începând cu anul 1977 caracteristica oxigenului s-a îmbunătățit, stratul sărac în oxigen, (3mg/l), situându-se în anii 1982 și 1983 sub adâncimea de 11.5m. În 1986 adâncimea s-a ridicat la 10m ca în anii 1987 până 1991 să oscileze între 11.5 și 13.5m. Din figura 98 reiese că consumul de oxigen, la adâncimi mari, a scăzut vertiginos. Acesta se datorează unei producții reduse de plante în lac și a unei cantități reduse de substanțe organice biodegradabile situate la adâncime.

Fitoplanctonul

(nt **Fitoplanctonul** este planctonul format din plante acvatice inferioare)

Biomasa fitoplanctonului într-o coloană de apă sub un m² cuprinsă între 0 și 15m adâncime.

Lacul Keutschacher a înregistrat până în 1979 o eutrofizare progresivă. Acest aspect s-a putut observa prin producția ridicată de alge, în special Cyanophyceae (*Oscillatoria rubescens*). Media anuală cea mai ridicată s-a înregistrat în 1974 cu 40g/m². În acest an s-a determinat și valoarea individuală cea mai ridicată, anume 62.5g/m², la data de 1 iulie. Această cantitate s-a compus 77% din Cyanophyceae și 13% din Diatomee. După reabilitarea, (asanarea), bazinului de recepție, începând cu 1980, valoarea medie anuală s-a situat între 11.8g/m², (1984 și 1987) și 22.3g/m², (1988). Valorile maxime de până la 35.5mg/m², (1983), s-au înregistrat în deosebi primăvara, (tabela 25 și figura 99).



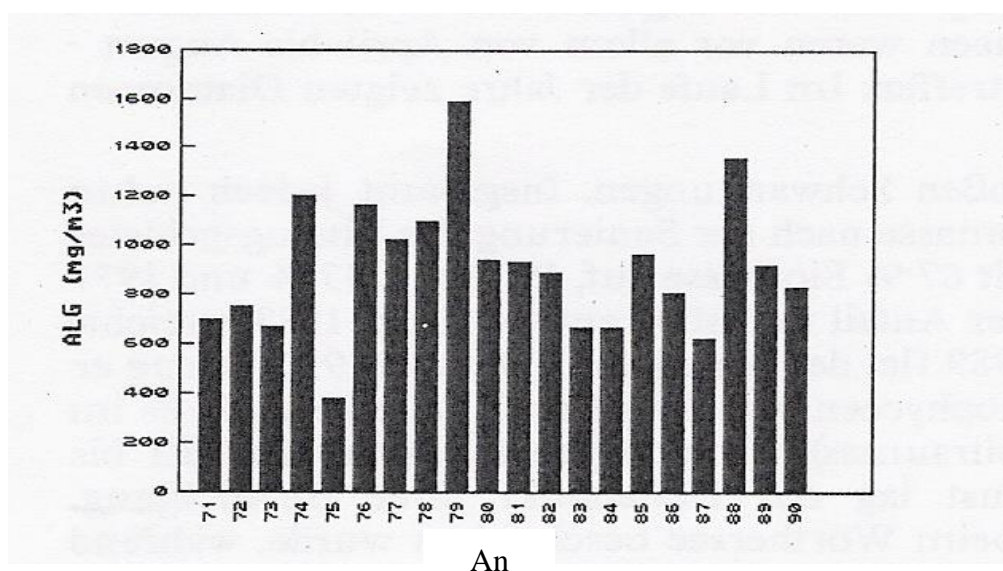
Lacul Keutschacher, biomasa de fitoplancton într-o coloană de apă sub un m² cuprinsă între 0 și 15m adâncime, valori medii anuale (g/m²)

Evoluția anuală a biomasei de fitoplancton

Începând cu luna aprilie s-a înregistrat o intensă creștere a algelor, creștere care a atins un vârf în luna iunie, (Diatomee, Chrysophyceae). Un alt vârf, mai scăzut, s-a atins în luna august, dat de Cyanophyceae și Dinophyceae, (*Ceratium hirundinella*). În continuare, până în luna decembrie, s-a înregistrat o scădere a biomasei.

Biomasa algelor din epilimnion

(nt. în limnologie, prin „**epilimnion**” se înțelege un strat de apă de la suprafața lacurilor, cu temperatura foarte variabilă de la un sezon la altul, bine luminat și, spre deosebire de hipolimnion, bogat în oxigen. Între cele două straturi se află un strat intermediar, denumit *metalimnion*.)



Lacul Keutschacher, valoarea medie a biomasei fitoplanctonului în epilimnion, valori medii anuale (mg/m³)

Cea mai ridicată valoare medie anuală în epilimnion s-a înregistrat în 1979 cu 1590mg/m³. Cea mai ridicată valoare individuală s-a înregistrat în anul anterior, în luna iunie, cu 2765mg/m³. Biomasa era compusă din 59% Diatomee (*Cyclotella* sp.) și 28% Dinophyceae. Începând cu anul 1980 mediile anuale se situau sub 1000mg/m³, (618mg/m³ până 961mg/m³), cu excepția anului 1988, în care valoare medie a atins 1350mg/m³, (tabelul 26 și figura 100).

Structura fitoplanktonului

În lacul Keutschacher predominau Diatomeele. Ele formează, în corpul de apă situat între 0 și 15m până la 54% din biomasă, (1976), iar în epilimnion 55%, (1976). Reprezentative au fost *Cyclotella* sp., *Asterionella formosa* și *Synedra acus* ang., care s-a evidențiat numai în anii 1971 și 1974. Diatomeele s-au întâlnit în plankton din aprilie până în august, în mod deosebit însă în lunile mai și iunie. În decursul anilor tendința de evoluție a diatomeelor a fost descendentă.

Variații mari au înregistrat Cyanophyceele. Per global însă, aportul lor la biomasă totală a fost într-o continuă scădere, odată cu asanarea bazinului de recepție. 1972 aportul Cyanophyceelor la biomasă a fost de 67%, în 1974 de 45% și 1979 de 24%. 1980 cantitatea lor a crescut din nou, înregistrând 44%. 1983 a scăzut la 27%, 1985 a fost de 32%, 1988 de 16%, ca în 1989 să scadă la 6%, iar 1990 să crească din nou la 16%. Cel mai important

reprezentant al Cyanophyceelor a fost *Oscillatoria rubescens*, (71% media anuală în toată perioada analizată). Cyanophyceele s-au evidențiat din iulie până în octombrie, înregistrând un vârf în august. Asemeni situație descrise pentru lacul Wörther, *Oscillatoria rubescens* s-a dezvoltat, pe durata anotimpului cald, la o adâncime de 8m.

Dinophyceele formează, în coloana de apă cuprinsă între 0 și 15m, până la 22% din biomasă (1979), iar în epilimnion până la 51%, (1972). Cele mai importante forme fiind *Gymnodinium* div. sp., *Peridinium* div. sp., și *Ceratium hirundinella*. Dinophyceele și-au început evoluția în iunie și au atins un maxim în august și octombrie.

Chrysophyceele, *Uroglena* sp., și *Dinobryon* div. sp. au contribuit cu maximum 34% la formarea biomasei, (32% în epilimnion în anul 1989). Au fost prezente tot anul, chiar și sub gheață, cu o creștere accentuată în iunie. Începând cu 1979 s-au dezvoltat mai multe Chrysophyceee decât în faza de eutrofizare.

Chlorophyceele și *Chlamydomonas* div. sp. au apărut numai în câțiva ani cu un aport mai mare de 10%: 1971 (*Chlorella* sp.), 1978 și din 1984 până 1988, (1987 până la 18%, iar în epilimnion 26%). S-au dezvoltat în plancton din iunie până în decembrie.

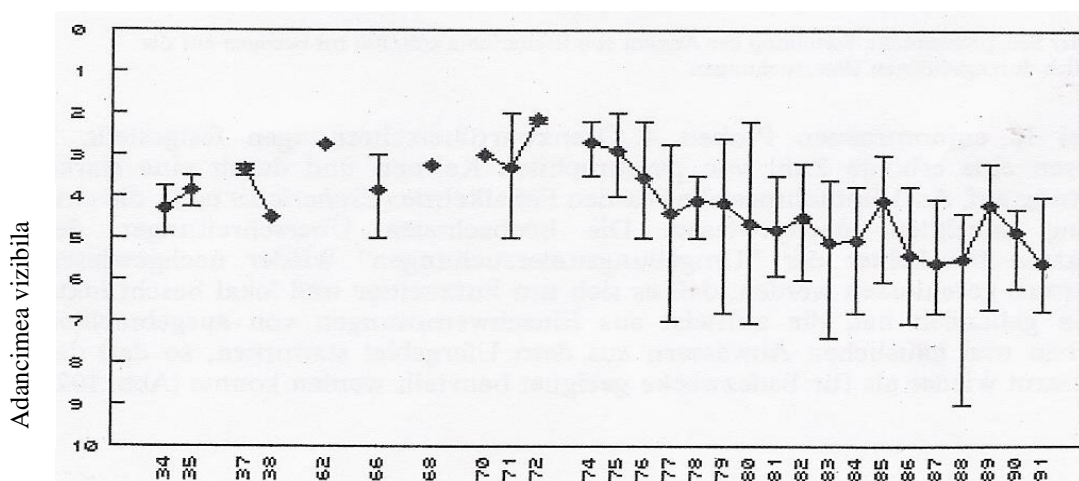
Cryptophyceee nu au apărut cu un aport mai mare de 10% decât în 1988, prezenta lor a fost sesizată, cu mici variații, pe toată durata anului.

În rezumat, succesiunea în cadrul unui an a formațiunilor din fitoplancton din lacul Keutschacher se prezintă astfel:

Au dominat Diatomeele. Începând cu luna aprilie s-au dezvoltat speciile de *Cyclotella*, care împreună cu Chrysophyceele au avut un vârf de evoluție în primăvară. Începând cu luna iulie a apărut, la adâncimi mai mari, *Oscillatoria rubescens*, iar în epilimnion diferitele specii de Dinophyceee. Începând cu luna septembrie, biomasa, care acum conține și Chlorophyceee, scade treptat. Sub gheață mai pot fi întâlnite Chrysophyceee.

Adâncimea vizibilă

În lacul Keutschacher adâncimea vizibilă a scăzut începând din 1934, (cu o medie anuală de 4.35m), până 1972, (cu o medie anuală de 2.2m). A urmat o îmbunătățire rapidă până în anul 1977, (cu o medie anuală de 4.43m). În continuare valorile au oscilat foarte mult, totuși calitatea optică s-a îmbunătățit, valoarea cea mai ridicată, de 9m, a fost înregistrată în anul 1988. Valoarea medie din anul 1991 a fost de 5.5m. Aceste valori au fost considerabil mai bune decât cele măsurate înainte de al doilea război mondial, (figura 101).



Lacul Keutschacher, adâncimea vizibilă, media anuală, minimum și maximum Adâncimea vizibilă în (m)

Aprecieri finale

Lacul Keutschacher prezintă o creștere a concentrației de substanțe nutritive, dezvoltarea algelor fiind deosebit de intensă în anii 1974 și 1979. În urma începerii lucrărilor la canal din anul 1978, sa constatat începând cu 1980, o diminuare a concentrație de fosfor total și a biomasei formată din alge, în domeniul superficial, și o reducere a consumului de oxigen și a concentrație de fosfor total în adâncime. Concentrația de ortofosfați s-a diminuat simțitor deja din anul 1973, iar concentrația de azot din amoniu, deasupra fundului lacului, din 1974.

Recent, 1989 până 1991, sau înregistrat în mod repetat creșteri ale concentrație de fosfor total și înmulțiri ale algelor în suspensie.

Adâncimea vizibilă s-a diminuat considerabil până în anul 1972, scăzând până la 2.2m. O îmbunătățire accelerată a adâncimii vizibile s-a constatat până 1978, adică înaintea realizării sistemului de canalizare. De atunci „adâncimile vizibile”, (adică cât de adânc poți vedea în apă - nt), și sunt la momentul de față mai bune decât în anii 30. Cea mai mare adâncime vizibilă determinată a fost de 9m (1988), iar media anuală cea mai ridicată de 5.7m, (1991). Producția crescută de alge din ultimii ani nu a dus la o turbiditate mai mare a apei, deoarece s-au dezvoltat specii de alge de dimensiuni mari.

Starea „limnologică”, (nu știu ce înseamnă), a lacului Keutschacher a fost în 1991, declarată ca fiind foarte bună, cu o concentrație a fosforului în „epilimnion”, (iarăși nu știu ce înseamnă), de 7.2 $\mu\text{g/l}$ și o adâncimi vizibile de până la 6.8m. Calitatea apei pentru îmbăiere, (scăldat), (nt *) a fost de asemenea considerată ca fiind deosebită.

În ultimii ani s-au dezvoltat accentuat „macrofite” supra- și subacvatice. Este vorba aici de plante superioare, care înfloresc, cum ar fi *Wasserknöterich*, (*Polygonum amphibium*), *Froschlaichkräuter*, (?), *Tausendblatt*, (*Myriophyllum*), *Seerosen*, (*Nymphaea*), *Teichrosen*, (*Nuphar*). Culturile sunt mici și limitate zonal. Motivul dezvoltării macrofitelor se datorează unei pătrunderi mai profunde a luminii, ceea ce a dus ca și plante superioare să se poată dezvolta la adâncimi mai mari.

Astfel, nutrienții prezenți în corpurile de apă pot fi consumați. Plantele de apă își pot acoperii necesarul de nutrienți însă și din sol. Macrofitele sunt de asemenea capabile să filtreze mecanic încărcările din apă care generează turbiditate, (materii solide - nt).

Astfel ele contribuie la procesul de autoepurare al apei din lac cât și la o limpezire mecanică a corpului de apă. De asemenea macrofitele fixează nutrienți pentru o perioadă mult mai lungă decât algele, (acestea având o viață mai scurtă). Ele structurează habitatul și sunt determinante pentru dezvoltarea culturilor de pește.

Cap 6. Concluzii și perspective. Contribuții personale

- Cuantificarea fenomenelor pe baza analizei calitative prin elaborarea în continuare a unor modele teoretice de calcul a permis o apreciere a evoluției ecosistemelor pentru un management ecologic durabil al resurselor de apă și adoptarea de soluții la unele probleme sugerate în teză.
- S-a urmărit evoluția apei lacurilor atât în timp, cât și pe adâncime. Pentru aprecierea stadiului trofic al lacurilor s-au analizat valorile indicatorilor specifici ai procesului de eutrofizare: azotul mineral total și fosforul total, saturația în oxigen, biomasa fitoplanctonică și capacitatea de mineralizare aerobă, alături de organismele indicatoare fito- și zoo- planctonice. S-a făcut compararea valorilor obținute cu limitele prevăzute de legislația în vigoare pentru încadrarea lacurilor în unul din stadiile trofice prevăzute.
- creșterea a concentrațiilor de azot în lacuri duce adesea la scăderea nivelului de oxigen (hipoxie) sau chiar la lipsa totală a oxigenului (anoxie) datorită descompunerii vegetației de alge. Unele din efectele eutrofizării includ nivele scăzute de oxigen dizolvat, creșterea de vegetații de alge dăunătoare precum „valuri roșii” și „valuri brune”, și creșterea necontrolată de Pfiesteria, vizibilitate redusă și dezechilibrarea altor ecosisteme.
- Să prezintă diverse variante de schematizare spațială a corpurilor de apă, de la curgeri bidimensionale plane, la curgeri unidimensionale pe albiile naturale și canale, dar și incinte acvatice de tip lac tranzitat de un curs de apă sau sisteme închise.
- Necesitatea studierii fenomenului de eutrofizare a lacurilor de acumulare, stabilirea unor colective multidisciplinare (chimiști, hidrologi, biologi).
- Se impune în perspectivă elaborarea unui model de evaluare a impactului eutrofizării asupra mediului. Modelul de evaluare se bazează pe enumerarea și estimarea cantitativă (economică) a efectelor directe asupra mediului (apă, aer, sol, subsol, peisaj, patrimoniu, populație), identificarea și estimarea cantitativă a efectelor indirecte posibile și estimarea calitativă a efectelor. În cazul unor studii de impact în care se pune problema analizei eficienței unor variante de amenajare pentru diferite soluții de reducere a efectelor acțiunilor, se poate estima eficiența fiecărei astfel de variante

- Sunt ilustrate procese implicând participarea și evoluția materiei vii din ecosistemul acvatic (descompunerea materiei organice în corelație cu dezvoltarea populațiilor bacteriene și consumul lor de oxigen; interacțiunea nutrienți fitoplancton – zooplancton, etc.).
- În urma analizei procesului de eutrofizare care sunt valabile în general s-a făcut identificarea măsurilor posibile de reducere a efectelor eutrofizării și a procesului de eutrofizare pentru bazinul hidrografic Bârzava Superioară;
- Sistematizarea bazei de date privind caracteristicile parametrilor de eutrofizare a lacurilor de acumulare de pe Bârzava Superioară pe o perioadă de mai mulți ani;
- Elaborarea unui model de calcul al N și P în funcție de parametri T, Tr, Biomasă și CBO₅ pentru lacurile studiate;
- Elaborarea unui model de prognoză pe baza caracteristicilor de eutrofizare a lacurilor de acumulare din Bârzava Superioară;
- Stabilirea unor corelații între valorile măsurate/calulate N, P și temperatură pentru lacurile Secu, Gozna și Trei Ape;
- Determinarea erorilor de calcul admise între valorile măsurate și cele calculate pe baza modelului de calcul;
- Stabilirea unui model complex de prognoză a colmatării lacurilor de acumulare corelat cu eutrofizarea;
- Evoluția eutrofizării în timp putând desprinde identificarea efectelor eutrofizării asupra calității apei din lacurile de acumulare de pe Bârzava Superioară.
- în perspectivă completarea bazei de date cu măsurători privind curenții de mișcare pe verticală și orizontală a apei în lacuri, care să permită studiul influenței acestor mișcări asupra eutrofizării lacurilor de acumulare.

Bibliografie:

1. Andreea Cristina Șerban, - 2001, Modelarea seriilor temporale, Editura H*G*A, București
2. Aurel, Varduca – 1997, Hidrochimie și poluarea chimică a apelor, Editura H*G*A, București
3. Bădăluță Minda C., Crețu Gh. – 2010, Bazele gospodăririi apelor, Editura Orizonturi Universitare, Timișoara
4. Bădăluță Minda C., Mocanu F., Crețu Gh. – 2007, Ecohydrological forecast in assessing the environmental vulnerability, XXIV IUGG General Assembly, Perugia, Italia
5. Beilicci Erika Beata Maria, Beilicci Robert Florin – 2009, Scurgerea solidă în bazine hidrografice, Editura Politehnică Timișoara
6. Bica I., - 2002, Protecția mediului, politici și instrumente, Editura H*G*A, București
7. Bojin, T., - 2004, Contribuții la studiul și implementarea instrumentelor în gospodărirea apelor, teză de doctorat, Universitatea Politehnică, Timișoara
8. Crețu, Gh. – 1980, Hidrologie I+II, Editura Politehnică Timișoara
9. Crețu, Gh – 1980, Optimizarea sistemelor de gospodărirea apelor, Editura Facla, București
10. Chiriac, V. Filotti, A., Teodorescu, I. – 1976, Lacuri de acumulare, Editura Ceres, București
11. Diaconu, S. – 1998, Cursuri de apă, amenajare, impact, reabilitare, Editura H*G*A., București

12. Diaconu, C., Șerban, P., - 1994, Sinteze și regionalizări hidrologice, Editura Tehnică, București
13. Drobot, R. – 1997, Bazele statistice ale hidrologiei, Editura Didactică și Pedagogică, București
14. Drobot, R., Șerban, P. – 1999, Aplicații în hidrologie și gospodărirea apelor, Editura H*G*A, București
15. Frisk, T., Bilaletdin, A. – 2001, An integrated model system for the management of lakes and their catchments : case study of Lake Langelmavesi, Finland, IAHS Publication nr. 272, Integrated Water Resources Management (pag. 99-106)
16. Gălie, A., - 2006, Impactul schimbărilor climatice asupra resurselor de apă și a sistemelor de gospodărirea apelor, Editura Tipored, București
17. Giurma, I. – 1997, Colmatarea lacurilor de acumulare, Editura H*G*A București
18. Giurma, I., - 2000, Sisteme de gospodărirea apelor, Editura Cerami, Iași
19. Giurma I., Crăciun I, Giurma C.R. –2006, Elements regarding the planning, management and quantifying impact of storage lakes, Proceedings „Preventing and fighting Hydrological disaster,
20. Husaru V. G. – 2007, Eutrofizarea lacurilor de acumulare , Workshop Managementul integrat al apei, Ediția 3, Universitatea Politehnica din Timișoara, Facultatea de Hidrotehnică
21. Husaru V. G. - 2008, General studies upon the barrier lakes, Conference Balwois, in Ohrid, Republic of Macedonia
22. Husaru V. G. – 2008, Issues linked to the eutrophication of storage lakes, Conference Danubian Countries, Bled, Slovenia
23. Husaru V. G. – 2009, Determinarea suprafeței și volumului unui lac”, Workshop Dezvoltare durabilă a resurselor de apă, Universitatea Politehnica din Timișoara, Facultatea de Hidrotehnică

24. Husaru V. G. – 2008, Solving the nutrient pollution problems in the hydrographical basin Bistrita, 60 ani de învățământ hidrotehnic la Timișoara, Universitatea Politehnică din Timișoara, Facultatea de Hidrotehnică
25. Husaru V. G. – 2007, Water integrated monitoring seen as an advertisement in case of incidental pollution, Conferința internațională Monitorizarea Dezastrelor și poluării, Iași, România
26. Husaru G., Aldescu C. - 2010, The eutrofication proceses study after the floods occurrence in Banat Hydrographic Area, ISI conference: The 6th WSEAS International Conference on Energy, Environment, Ecosystems And Sustainable Development (EEESD'10), Timișoara, România
27. Ichim, I., Bătucă, D., Rădoane, M. – 1989, Morfologia și dinamica albiilor de râuri, Editura Tehnică, București
28. Ionel Haidu, - 1997, Analiza seriilor de timp, Editura H*G*A, București
29. Manoliu, M., Ionescu, C. – 1998, Dezvoltare durabilă și protecția mediului, Editura H*G*A, București
30. Mateescu, C., - 1961, Hidraulică, Editura Didactică și Pedagogică, București
31. Michael I., ș.a, - 2005, Determinarea suprafeței volumului unui lac cu ajutorul unui program de calcul, Buletinul Științific al Universității „Politehnică” Timișoara
32. Mirel I., – 2007, Protecția resurselor de apă, curs postuniversitar „Managementul integrat al apei” Fac. de Hidrotehnică
33. Mocanu Flaminia, – 2007, Contribuții la modelarea ecohidrologică a unor sisteme acvatice, Teză de doctorat, Editura Politehnică Timișoara

34. Mocanu Flaminia, – 2005, Câteva modele de funcționare ecologică/hidrologică a cursurilor de apă, Simpozionul Dezvoltare durabilă a resurselor de apă, Ziua mondială a apei
35. Nagy, C., Șerban, P., ș.a, - 2005, Raportul 2004 Planul de management ap spațiului hidrografic Banat, Direcția Apelor Banat, Timișoara
36. Oprișan, E., Tecuci, I., - 2007, Managementul integrat al resurselor de apă, INHGA
37. Oyebande, L. - 2001, Streamflow regime change and ecological response in the Lake Chad basin in Nigeria, IAHS Publication nr. 266 „Hydro-ecology: Linking Hydrology and Acquatic Ecology, (pag.101-112)
38. Popa, R. – 1998, Modelarea calității apei din râuri, Editura H*G*A, București
39. Popescu, M.B., Lascu, Gh., - 1994, Aplicarea instrumentelor economice în domeniul gospodăririi apelor în România, Apele Române RA
40. Rojanschi, V., Bran, F., Diaconu, G., - 1997, Protecția și ingineria mediului, Editura Economică, București
41. Roșu, C., Crețu, Gh., - 2003, E-hidrologie, HYDRAM, Lausanne
42. Roșu, C. ,– 1999, Gospodărirea apelor, Editura Orizonturi Timișoara
43. Roșu C., Crețu Gh. – 1998, Inundații accidentale”, Editura H*G*A, București
44. Sampl Hans, - 1992, Veröffentlichungen, Editura Klagenfurt
45. Sorin Ciulca, - 2006, Metodologii de experimentare în agricultură și biologie, Editura Agroprint, Timișoara
46. Șerban, A.C., – 2001, Modelarea seriilor temporale. Noțiuni teoretice și aplicații de hidrologie, Ed. H*G*A* București

47. Șerban, P., – 1995, Modele hidrologice deterministe, Ed. Didactică și Pedagogică București, Program TEMPUS Sciences de l'eau et environnement
48. Șerban, P., Gălie, A., - 2006, Managementul apelor, Editura Tipored, București
49. Stănescu, V., Corbuș, C., Șimota, M., - 1999, Modelarea impactului schimbărilor climatice asupra resurselor de apă, ”, Editura H*G*A, București
50. Teodorescu, I., Filotti, A., Chiriac, V., ș.a, - 1973, Gospodărirea apelor, Editura Ceres, București
51. Vladimirescu, I., - 1984, Bazele hidrologiei tehnice, Editura Tehnică, București
52. 2006, Monitorul oficial al României, partea I
53. 1995, Legea protecției mediului, nr.137 , Directiva Cadru 2000/60/CE
54. HG 100/2002, Aprobă normele de calitate pe care trebuie să le îndeplinească apele de suprafață utilizate pentru potabilizare și normativul privind metodele de măsurare și frecvență de prelevare și analiză a probelor din apele de suprafață destinate producerii de apă potabilă
55. HG 118/2002, Aprobă Programul de acțiune pentru reducerea polării mediului acvatic și a apelor subterane cauzată de evacuarea unor substanțe periculoase
56. HG 964/2000, Aprobă Planul de acțiune pentru protecția apelor împotriva poluării cu nitrați proveniți din surse agricole
57. 44/2004, ORDIN pentru aprobarea Regulamentului privind realizarea monitoringului calității apelor pentru substanțe prioritare/prioritar periculoase
58. L 310/2004, Modifică și completează Legea Apelor (L 107/1996)
59. 1999, Ecohidrologie – Workshop, Timișoara

60. 296/2005, Ordin al MMGA pentru aprobarea Programului cadru de acțiune tehnic pentru elaborarea programelor de acțiune în zone vulnerabile la poluarea cu nitrați din surse agricole
 61. 100/2002, Hotărâre de Guvern privind normele de calitate care trebuie să le îndeplinească apele de suprafață utilizate pentru potabilizare NTPA-013, NTPA-014
 62. 1146/2002, Ordin al M.A.P.M. privind normele de clasificare a calității apelor de suprafață
 63. 1049/2002, Ordin al M.A.P.M. privind planul de măsuri cu privire la reducerea riscului de poluare a apelor subterane
 64. 834/1996, Ordin al M.A.P.M. privind aprobarea regulamentului – cadru de exploatare a barajelor, lacurilor de acumulare și prizelor pentru alimentări cu apă cu sau fără baraje
 65. STAS 4273-83, Încadrarea în clasa de importanță
 66. STAS 1343/0-89, Determinarea cantităților de apă de alimentare, prescripții generale
- *****[http:// www. cceg. ro](http://www.cceg.ro)
- *****[http:// www. unesco.org](http://www.unesco.org)
- *****[http:// www. freewebs. com](http://www.freewebs.com)
- *****[http:// www. greenaged. org](http://www.greenaged.org)
- *****[http:// www. cs. ro/consiliul_județean](http://www.cs.ro/consiliul_județean)
- *****[http:// www.mmediu.ro](http://www.mmediu.ro)
- *****[http:// www.rowater.ro](http://www.rowater.ro)
- *****<http://floodsite.net>
- *****[http:// www.icpdr.org](http://www.icpdr.org)
- *****[http:// www. enviroment – agency.gov.uk](http://www.environment-agency.gov.uk)

