

**Universitatea „Dunărea de Jos” Galați**  
**Școala doctorală a Facultății de Științe și Mediu**

# **Metodologii științifice de monitorizare a ecosistemelor acvatice**

**Rezumatul tezei de doctorat**

***Coordonator științific:  
Prof. dr. ing. Lucian P. Georgescu***

***Doctorand:  
Căldăraru Costela Aurelia***

**Galați, 2012**

ROMÂNIA  
MINISTERUL EDUCAȚIEI, CERCETĂRII, TINERETULUI ȘI SPORTULUI  
UNIVERSITATEA DUNĂREA DE JOS DIN GALAȚI

Strada Domnească nr. 47, cod poștal 800008  
Galați, România  
E-mail: rectorat@ugal.ro



Tel.: (+4) 0336-130.109; 0336-130.108; 336-130.104  
Fax: (+4) 0236 - 461.353  
www.ugal.ro

19/12/24-02 2012

C ă t r e

Universitatea "Dunărea de Jos" din Galați vă face cunoscut că în data de 09.03.2012, ora 12.00, în sala SC 02 a Facultății de Științe și Mediu, va avea loc susținerea publică a tezei de doctorat intitulată: "METODOLOGII ȘTIINȚIFICE DE MONITORIZARE A ECOSISTEMELOR ACVATICE", elaborată de domnul/doamna CĂLDĂRARU COSTELA-AURELIA, în vederea conferirii titlului științific de doctor în Domeniul de doctorat - Inginerie industrială.

Comisia de doctorat are următoarea componență :

- Președinte:** Prof.univ.dr.fiz. Luminița MORARU  
Universitatea "Dunărea de Jos" din Galați
- Conducător de doctorat:** Prof.univ.dr.ing. Lucian-Puiu GEORGESCU  
Universitatea "Dunărea de Jos" din Galați
- Referent 1:** Prof.univ.dr.ing. Cristina COSTACHE  
Universitatea POLITEHNICA București
- Referent 2:** Prof.univ.dr. Mircea NICOARĂ  
Universitatea "Alexandru Ioan Cuza" din Iași
- Referent 3:** Prof.univ.dr.fiz. Constantin GHEORGHIES  
Universitatea "Dunărea de Jos" din Galați

Cu această ocazie vă transmitem rezumatul tezei de doctorat și vă invităm să participați la susținerea publică. În cazul în care doriți să faceți eventuale aprecieri sau observații asupra conținutului lucrării, vă rugăm să le transmiteți în scris pe adresa Universității, str. Domnească nr. 47, 800008 - Galați, Fax - 0236 / 461353.

**RECTOR,**  
RECTORAT  
Prof.univ.dr.ing. Julian-Gabriel BÎRSAN

**SECRETAR DOCTORAT,**  
Ing. Luiza AXINTE





### ***Planeta Albastră...***

*Imaginea pământului văzut din spațiu a fost și este încă, o revelație pentru întreaga omenire: planeta noastră e uimitor de frumoasă! Ceea ce face ca Pământul să fie așa frumos văzut din spațiu, este întinderea fenomenală de un albastru intens a oceanului planetar...*

*Apa., această combinație misterioasă dintre un gaz inflamabil și un gaz vital, este una din marile enigme ale lumii noastre, căreia am început să-i înțelegem marea importanță doar în momentul în care am realizat că apa dulce este o resursă epuizabilă.*

*Fie că noi o caracterizăm ca fiind gheață, curcubeu, abur, îngheț, rouă, ploaie de vară, ceață, inundații sau avalanșă, sau ca un râu ori cascadă, apa este specială - apa este ciudată – apa este diferită (Spellman, 2008). Apa și viața – viața și apa, sunt inseparabile...*

## *Mulțumiri.....*

*Înainte de a prezenta rezultatele acestui studiu, aș dori să aduc mulțumiri celor care s-au implicat în finalizarea acestei lucrări, și care m-au sprijinit de-a lungul acestor ani de studii doctorale.*

*Aduc sincere mulțumiri conducătorului de doctorat, domnul Prof. dr. ing. Lucian P. Georgescu, pentru ajutorul acordat în toți acești ani, pentru încrederea, răbdarea, înțelegerea și mai ales pentru sfaturile, explicațiile și sugestiile oferite.*

*Mulțumesc domnului lector dr. Gabriel Murariu pentru ajutorul oferit în realizarea tuturor corelațiilor statistice, care a investit încredere și mai ales mult timp pentru a mă sprijini și susține în acest studiu, și mai ales îi mulțumesc pentru perseverența cu care duce mai departe ideile inițiate în aceasta lucrare.*

*Mulțumesc doamnei conf. dr. Mirela Voiculescu, care m-a inițiat în primele mele demersuri publicistice, oferindu-mi sfaturi care m-au ajutat în toate articolele pe care le-am redactat ulterior și nu în ultimul rând îi mulțumesc pentru susținerea oferită.*

*Mulțumesc domnului prof. Alberto Basset, care mi-a facilitat în perioada mobilității externe accesul la informațiile referitoare la modul de evaluare al ecosistemelor acvatice de tranziție din punct de vedere biologic, observații realizate în cadrul laboratoarelor facultății de ecologie din Lecce, Italia. Le mulțumesc de asemenea tuturor colegilor care au fost alături de mine în acea perioadă: Enrico Barbone, Ilaria Rosati, Franca Sangiorgio.*

*Țin să mulțumesc în mod deosebit familiei mele care m-a susținut în toții anii de studiu, fiind alături de mine și oferindu-mi încredere și sprijin din toate punctele de vedere. Îi mulțumesc sincer pentru sfaturile, informațiile și încurajările oferite în toți acești ani colegului meu de la facultatea de biologie din Iași dr. Gabriel Ionuț Plăvan, care a fost mereu deschis colaborării între cele două facultăți pe care le reprezentăm. Ales mulțumiri colegilor mei de doctorat Alinei Sion (Boșneaga), Carmeliei Dragomir, Cătălinei Topa și lui Vlad Gogoncea, alături de care am parcurs acești ani de studii doctorale.*

*Nu în ultimul rând, țin să mulțumesc întregii echipe de implementare a proiectului SOP HRD/6/1.5/S/15 SIMBAD cofinanțat de ESF of EC, Guvernul român și Universitatea Dunărea de Jos Galați, care a făcut posibilă realizarea acestui studiu prin suportul financiar oferit.*



UNIUNEA EUROPEANĂ



GUVERNUL ROMÂNIEI  
MINISTERUL MUNCII, FAMILIEI ȘI  
PROTECȚIEI SOCIALE  
AMPOSDRU



Fondul Social European  
POS DRU 2007-2013



Instrumente Structurale  
2007-2013



OPSDRU



UNIVERSITATEA  
„DUNĂREA DE JOS”  
DIN GALAȚI



## CUPRINS

### **CAPITOLUL 1 - Situația cunoașterii actuale în domeniu**

1.1. Apa și calitatea mediului .....	1
1.1.1. Ecosistemele acvatice .....	2
1.1.2. Poluarea ecosistemelor acvatice .....	5
1.1.3. Consecințe ale impurificării apelor .....	10
1.2. Directiva cadru apa și noile reglementări europene .....	11
1.2.1. Evaluarea ecologică a ecosistemelor acvatice .....	12
1.2.2. Indicatorii ecologici ai stării de sănătate a apelor.....	15
1.2.3. Nivelurile de clasificare ale indicatorilor ecologici.....	17
1.3. Monitoringul ecosistemelor acvatice .....	19
1.3.1. Monitorizarea parametrilor fizico-chimici .....	19
1.3.2. Monitorizarea biologică – biomonitoringul.....	25
1.4. Efectele variațiilor factorilor abiotici asupra comunităților acvatice.....	29
1.4.1. Tipuri de indici bazați pe macronevertebratele bentonice.....	32
1.4.2. Indicele de calitate fizico-chimic.....	35
1.4.3. Metode statistice numerice – analiza regresiei .....	36

### **CAPITOLUL 2 –Strategie experimentală**

2. Metode experimentale utilizate în studiul ecosistemelor acvatice .....	41
2.1. Descrierea siturilor ecosistemelor monitorizate.....	41
2.1.1. Situl nr.1 - Râul Candelarao (Italia)	
2.1.2. Situl nr.2 - Lagunele: Le Cesine , Sinoe, Leahova (România)	
2.1.3. Situl nr.3 - Salina Margherita di Savoia (Italia)	
2.2. Materiale și metode de lucru.....	47
2.2.1. Monitorizarea calității biologice.....	47
A. Situl de tip 1- Râul	
B. Situl de tip 2 – Ecosistemul acvatic de tranziție (laguna)	
C. Situl de tip 3 – Salina marină	
2.2.2. Monitorizarea calității fizico-chimice .....	53
2.3. Prelucrarea statistică a datelor.....	54
2.3.1. Indicii de calitate fizico-chimici și biologici .....	54
2.3.2. Analiza regresiei .....	54

### **CAPITOLUL 3 – Rezultate experimentale obținute**

3.1. Parametrii biologici și fizico-chimici.....	55
3.1.1. Situl nr.1 - Raul Candelarao.....	57
A. Parametrii biologici	
B. Parametrii fizico-chimici	
3.1.2. Situl nr.2 - Lagunele: Le Cesine, Sinoe, Leahova.....	65
A. Parametrii biologici	
B. Parametrii fizico-chimici	
3.1.3. Situl nr.3 – Salina Margherita di Savoia.....	86
A. Parametrii biologici	
B. Parametrii fizico-chimici	

**CAPITOLUL 4 – Discuții și concluzii**

4.1. Ecosistemele acvatice de ape curgătoare.....	95
4.1.1. Indicii de calitate fizico-chimici și biologici.....	96
4.1.2. Analiza statistică a datelor .....	102
4.2. Ecosistemele acvatice de tranziție.....	133
4.2.1. Indicii de calitate fizico-chimici și biologici.....	133
4.2.2. Analiza statistică a datelor.....	146
4.3. Sistemele acvatice salmastre.....	163
4.3.1. Indicii de calitate fizico-chimici și biologici.....	163
4.3.2. Analiza statistica a datelor .....	170
4.4. Sinteza monitorizării fizico-chimice și biologice .....	179
4.5. Modele matematice obținute .....	189
4.6. Concluzii finale.....	192
5. Bibliografie.....	195
Anexe	

**INTRODUCERE**

În toată istoria omenirii, calitatea și cantitatea apei a fost un factor vital pentru determinarea unei vieți confortabile. Civilizații întregi au dispărut din cauza lipsei de apă. În acest sens, Consiliul Europei stipulează în paragraful 1 faptul că: *“Nu există viață fără apă, apa este un bun indispensabil pentru oameni.”*, iar în paragraful V - *“Apa uzată trebuie să fie returnată mediului ambiant astfel încât să nu afecteze publicul și orice persoană particulară”*.

Plecând de la noile directive ale Uniunii Europene privind calitatea ecosistemelor acvatice, obiectivul principal al acestui studiu este de a contribui la îmbunătățirea metodologiei actuale de evaluare a parametrilor ecologici de calitate (biologici, fizico-chimici, hidrologici) a ecosistemelor acvatice cu scopul de a găsi o interpretare justă a cauzelor și efectelor ce duc la schimbări spațio-temporale ale stării de sănătate a acestora. În acest studiu au fost analizate aspecte, legate de natura relațiilor dintre unele caracteristici ale speciilor taxonomice și variația parametrilor de mediu pe care se presupune ca acestea ar trebui să le indice. Este foarte important ca indicatorii folosiți, să fie puternic și constant corelați (în spațiu și timp), cu variația factorilor de mediu și să răspundă direct la schimbările din mediu.

Ținând cont de particularitățile structurale și fiziologice ale biotei, s-a încercat în această

lucrare să se aducă o contribuție la determinarea unor noi metodologii cu ajutorul cărora se pot stabili criteriile optime de evaluare ce trebuie luate în considerare atunci când se aleg indicatorii ecologici (fizico-chimici și biologici) pentru monitorizarea unui anumit tip de ecosistem acvatic. Aceasta deoarece nu orice bioindicator poate oferi răspunsuri exacte și previzibile la presiunile induse de variațiile factorilor abiotici, în diferite tipuri de ecosisteme acvatice.

De asemenea, interpretarea corectă a valorilor numerice determinate, metodele statistice folosite pentru a determina corelațiile dintre indicii abiotici și biotici, sunt alte variabile esențiale importante luate în considerare în evaluarea stării de sănătate a unui corp de apă. De toate aceste condiții, va depinde gradul de incertitudine pe care îl va deține “diagnosticul” pus ecosistemului acvatic și ulterior, strategia de monitorizare potrivită, în vederea atingerii obiectivelor impuse de către normele în vigoare ale Directivei Europene Cadru Apă pentru protecția corpurilor de apă.

Un alt obiectiv important urmarit in aceasta lucrare este dezvoltarea unui studiu aplicat ecosistemelor acvatice, reușindu-se construirea unor funcții de stare de tip potențial, care să permită obținerea unor ecuații de stare, asemănătoare celor din termodinamică. Ecuațiile de stare sunt obținute în general dintr-un set de expresii care pot fi structurate sub formă matriceală. Pentru atingerea acestui obiectiv, pornindu-se de la măsurători ale parametrilor fizico-chimici și biologici, s-au putut construi modele statistice de tip regresiv pentru a se putea descrie relațiile de dependență dintre mărimile de stare ale sistemului și setul de mărimi fundamentale ales pentru a se construi reprezentarea.

\*\*\*

Teza de doctorat este structurată în două părți principale și cuprinde patru capitole, concluzii generale și bibliografie. Prima parte, a fost dedicată studiului bibliografic iar cea de a doua parte a tezei prezintă contribuțiile personale, fiind realizată în trei capitole, în care este prezentată strategia experimentală cu metodele experimentale utilizate în studiul ecosistemelor acvatice, rezultatele experimentale obținute, precum și discuțiile punctuale pe marginea acestor rezultate.

Lucrarea se încheie cu un capitol dedicat sublinierii concluziilor acestui studiu, evidențierii contribuțiilor științifice și a direcțiilor în care intenționăm să ne îndreptăm cercetările pe viitor.



## I. CAPITOLUL 1

### SITUAȚIA CUNOAȘTERII ACTUALE ÎN DOMENIU

În toată istoria omenirii, calitatea și cantitatea apei a fost un factor vital pentru determinarea unei vieți confortabile. Civilizații întregi au dispărut din cauza lipsei de apă. În acest sens, Consiliul Europei stipulează în paragraful 1 faptul că: *“Nu există viață fără apă, apa este un bun indispensabil pentru oameni.”*, iar în paragraful V - *“Apa uzată trebuie să fie returnată mediului ambiant astfel încât să nu afecteze publicul și orice persoană particulară”*.

În conformitate cu Directiva Cadru a Apei a Uniunii Europene, *starea ecologică* a unui ecosistem acvatic este determinată de componenta vie prezentă, care devine astfel foarte importantă în activitatea de evaluare a corpurilor de apă. Un aspect inovativ adus de DCA, este înțelegerea rolului utilizării diferitelor grupuri de organisme pentru detectarea schimbărilor din ecosistem (Jonson, 2006).

Ecosistemul este definit ca fiind un complex dinamic de plante, animale și comunități de microorganisme și mediul abiotic, interacționând ca o unitate funcțională, oamenii fiind parte integrantă a ecosistemului. De curând, așa numitele *“abordări ecosistemice”* capătă amploare și recunoaștere atât sub aspect științific cât și politic.

Un ecosistem sănătos este definit ca fiind *“stabil și durabil”* și își menține organizarea și autonomia de-a lungul timpului prin rezistența acestuia la stres (Costanza, 1992). Pentru a fi cu adevărat durabil, un ecosistem ar trebui să aibă propriile sale căi de feedback și o anumită reziliență (posibilitatea de a se recupera după dezastră naturale sau perturbații), fără a necesita intrări nete (sau exporturi) din afara sistemului (Burger, 2008).

Un indicator ecologic este o variabilă selectată care ne indică sau ne spune ceva despre condițiile, comportamentul, prezența (sau absența) acestuia. Indicatorii de mediu includ indicii bazați pe parametri fizici și chimici, pe parametri biologici (bioindicatori) și pe percepția calităților estetice ale mediului. Bioindicatorii pot exista la orice nivel de organizare biologic, de la biomarkerii metabolici la măsurătorile pentru ecosistem. În termeni practici, bioindicatorii implică de obicei aspecte caracteristice indivizilor dintr-o specie (nivelurile de contaminanți, starea de sănătate, numărul populațiilor) sau măsurători ale ecosistemului (productivitatea primară, circuitul azotului, diversitatea speciilor) (Burger, 2008).

Monitoringul reprezintă un sistem de observare, evaluare și prognozare a stării mediului ambiant. Modernizarea și dezvoltarea sistemului de monitoring al apelor au ca scop evaluarea coerentă și cuprinzătoare a stării corpurilor de apă și a evoluției acesteia în timp, în vederea stabilirii programelor de măsuri și a eficienței acestora (Olaru, 2010).

Un indicator ecologic este o variabilă selectată care ne indică sau ne spune ceva despre condițiile acestuia, comportamentul sau prezența (sau absența). Indicatorii de mediu includ indicii bazați pe parametri fizici și chimici, pe parametri biologici (bioindicatori) și pe percepția calităților estetice ale mediului. Bioindicatorii pot exista la orice nivel de organizare biologic, de la biomarkerii metabolici la măsurătorile pentru ecosistem. În termeni practici, bioindicatorii implică de obicei aspecte caracteristice indivizilor dintr-o specie (nivelurile de contaminanți, starea de sănătate, numărul populațiilor) sau măsurători ale ecosistemului (productivitatea primară, circuitul azotului, diversitatea speciilor) (Burger, 2008).

Cateva caracteristici importante pentru orice indicator ecologic, au fost prezentate de Spelleberg, 2005. Astfel, aceștia trebuie:

- ✓ Să fie distribuiți pe o arie geografică cât mai largă
- ✓ Să fie suficient de sensibili pentru a surprinde rapid schimbările
- ✓ Să fie capabili să asigure o evaluare continuă a unor variate tipuri de stress
- ✓ Sa fie relativ independenți de mărimea eșantionului prelevat
- ✓ Să poată fi măsurat ușor și eficient din punct de vedere al costului
- ✓ Sa fi capabil să diferențieze stresul natural de cel indus de om

#### 1.4.1. Tipuri de indici bazati pe macronevertebratele bentonice

**Indicii bazați pe valoarea diversității** - necesită de obicei o estimare a numărului total de indivizi precum și stabilirea proporțiilor dintre diferitele grupe taxonomice. Speciile taxonomice trebuie separate, dar nu este întotdeauna nevoie să fie identificate. Cel mai adesea separarea este la nivel de specie, iar în unele cazuri la nivel de gen sau la nivel de familie. O diversitate ridicată, prezența mai multor taxoni cu un anumit de număr indivizi, caracterizează un ecosistem mai sănătos. Diversitatea scăzută este considerată ca o caracteristică a unei biocenoze stresate care tinde să fie instabilă (Cioplan, 2005).

**Indexul Shannon-Wiener**, este bazat pe teoria informației, presupune faptul că indivizii sunt aleși aleatoriu, dintr-o comunitate “nedefinit de mare”, și că toate speciile sunt reprezentate în eșantion. Diversitatea și bogăția speciilor se calculează folosind un logaritm natural.

$$H' = - \sum_i^s (p_i \log p_i)$$

“ $p_i$ ” este proporția indivizilor din fiecare specie

“ $s$ ” este numărul total al speciilor

Pe măsură ce numărul și distribuția taxonilor (diversitate biotică) în cadrul comunității crește, la fel se întâmplă și cu valoarea “ $H$ ”.

**Indexul Pielou evenness**  $J' = H' / \log S$

$H'$  fiind indexul Shannon-Wiener iar  $S$  numărul de specii.

**Indexul Simpson** – este un index de diversitate propus de Simpson, 1949, folosit pentru a descrie probabilitatea ca doi indivizi extrași la întâmplare dintr-o populație să aparțină aceleași specii.

Formula de calcul: 
$$D = \frac{\sum n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)}$$

unde  $n_i$  = numărul de indivizi al speciei  $i$ ,  $N$  = numărul de indivizi ai tuturor speciilor.

Indicele de similitudine are valori în intervalul (0,100) și măsoară gradul de asemănare între două biocenoze. În acest studiu a fost utilizat indicele de similaritate Bray-Curtis, care este un indice cantitativ semimetric, folosit în general pentru estimarea similarității eșantioanelor, și

care poate lua valori cuprinse între 0 și 100. Formula de calcul al acestui indice (Oksanen, 2008):

$$B = \frac{\sum_{i=1}^n |X_{ij} - X_{ik}|}{\sum_{i=1}^n (X_{ij} + X_{ik})}$$

unde: -  $X_{ij}$ ,  $X_{ik}$  – abundența speciei  $i$  în eșantioanele  $j$  și  $k$ ; iar  $n$  – numărul total de specii din eșantioane.

**Indicii bazați pe indicatorul speciilor** – se referă la acele specii ale căror abundență este asociată cu o deteriorare a mediului, comparând toleranța lor cu a altor specii mai puțin rezistente. Într-un fel, posibilitatea de a atribui un anumit grad de poluare unei zone în ceea ce privește speciile prezente a fost evidențiată de un număr de cercetători, în principal în studii de poluare organică (Jorgensen, 2005).

**Mărimea corpului sau spectrul mărimii** (Indexul Distribuției Mărimii, ISD)

Mărimea corpului este una din cele mai importante trăsături ale unui organism, deoarece dezvoltarea individuală este dependentă de schimbările condițiilor de mediu. Mărimea corpului e de obicei ușor de măsurat prin procedurile de intercalibrare, fiind comparabilă în cadrul aceleasi taxa, comunităților și zonelor. Acest tip de index poate sublinia modificările în cadrul comunităților bentonice, deoarece variabilitatea dimensiunii organismelor bentice poate să scadă de-a lungul variațiilor de poluare ( De Roos, 2003).

Din punct de vedere al **toleranței/sensibilității** speciilor de macronevertebrate, o comunitate care conține un număr ridicat de specii cu scor mare de toleranță (10-5) indică un ecosistem sănătos. Dacă dimpotrivă, comunitatea conține un număr mare de specii cu scor mic de toleranță (4-1) atunci aceasta indică un ecosistem degradat.

#### 1.4.2. Indicele de calitate fizico-chimic (WQI)

WQI rezumă numeric mai multe informații de la parametri de calitate a apei într-o singură valoare. Astfel, indexul de calitate a apei folosește o scară de la 0 la 100 ca și rata de calitate a apei, constatându-se până în prezent ca WQI a fost foarte util pentru clasificarea apelor monitorizate (Georgescu, 2011). Pentru determinarea indicelui de calitate al apei din diferite corpuri de apă studiate, se folosește următoarea ecuație:

$$WQI = \sum W_n q_n / \sum W_n$$

WQI este un număr între 0 și 100, care indica calitatea apei;

$q_n$  este scorul de calitate al apei,

$n$  este numărul de parametri utilizați pentru a calcula WQI iar

$W_n$  este factorul de ponderare a parametrului  $n$ , fiind un număr cuprins între 0 și 1.

$q_n$  se calculează după cum urmează:

$$q_n = 100[V_n - V_{io}]/[S_n - V_{io}]$$

unde  $V_n$  reprezintă valoarea estimată a parametrului  $n$  dintr-o stație de prelevare;  $V_{io}$  reprezintă valoarea ideală pentru parametrul  $n$  în apă pură (acesta este 0 pentru toți parametrii, cu excepția pH-ului pentru care este de 7 și oxigen dizolvat pentru care este de 14,6  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ );  $S_n$  reprezintă valoarea standard admisă a parametrului  $n$



Unitatea de greutate, se calculează cu următoarea expresie:

$$WN = k / S_n (3)$$

- unde k este o constantă subiectivă cu o valoare maximă de 1 pentru apa de calitate aparent bună și 0,25 pentru apă aparent foarte poluată.

**Tabelul 1.2.** Valorile indicelui de calitate fizico-chimică al apei (WQI)

<i>Valori ale WQI</i>	<i>Calitatea apei</i>
<b>90-100</b>	<b>Foarte bună</b>
<b>70-90</b>	<b>Bună</b>
<b>50-70</b>	<b>Medie</b>
<b>25-50</b>	<b>Slabă</b>
<b>0-25</b>	<b>Foarte slabă</b>

WQI este un număr între 0 și 100, care indica calitatea apei, conform tabelului 1.2.

### **1.4.3. Metode statistice numerice**

Metodele de analiză statistică sunt metodele bazate pe studiul corelației (legăturii) între diferitele valori măsurate ale sistemului care se cercetează. Acest tip de studiu poate fi realizat folosind metode de analiza multivariate și respectiv univariate.

*Analiza regresiei* este o metodă de cercetare a relației liniare dintre o variabilă (dependentă) măsurată în scală metrică și una sau mai multe variabile (independente) măsurate pe scale metrice sau nemetrice, cu scopul de a explica și previziona variația variabilei dependente. Utilizarea mai multor variabile independente în explicarea unei variabile considerate dependente este cunoscută sub numele de analiza regresiei multiple.

Regresia multiplă este o metoda de predicție a valorilor unei variabile dependente pornind de la valorile mai multor variabile independente. Regresia multiplă se bazează pe corelația multiplă dintre variabilele implicate. Dacă în cazul regresiei simple căutăm o linie care să aproximeze cel mai bine distribuția punctelor de intersecție pentru două variabile, în regresia multiplă căutăm o linie care să aproximeze cel mai bine tendința norului de puncte al unei distribuții cu mai multe variabile simultan.

## **II. CAPITOLUL 2 STRATEGIE EXPERIMENTALĂ**

Metodele experimentale folosite în această lucrare au fost realizate în cadrul Universității “Dunărea de Jos” din Galați, Centrul European de Excelență pentru Mediu, Facultatea de Științe și Mediu, România; Departamentul de Biologie și Științele Mediului, din cadrul Universității din Salento, Lecce, Italia și de asemenea prin colaborarea cu Agenția Regională de Protecția

Mediului Apulia, Bari, Italia.

În vederea realizării obiectivelor propuse a fost întocmit un program de cercetare complex, întins pe durata a trei ani (2008-2011), în care s-a urmărit asigurarea unui grad ridicat de acoperire spațio-temporală cu date, a căror prelucrare și interpretare să conducă la o mai bună înțelegere a corelației dintre parametrii fizico-chimici și biologici, ca principal indicator al stării de sănătate al unui ecosistem acvatic.

De asemenea, în cadrul acestui program, s-a urmărit ulterior construirea unor funcții de stare de tip potențial care să permită obținerea unor ecuații de stare, asemănătoare celor din termodinamică, aceste ecuații obținute fiind exprimate sub forma unui set de expresii care pot fi structurate sub forma matriceală. Pentru atingerea acestui scop, pornindu-se de la măsurători ale parametrilor fizico-chimici și biologici, s-au putut construi modele statistice de tip regresiv pentru a putea descrie relațiile de dependență dintre mărimile de stare ale ecosistemului și setul de mărimi fundamentale ales pentru a se construi reprezentarea.

## **2.1.Descrierea siturilor ecosistemelor monitorizate**

### ***Situl de tip 1 - Râul Candelarao (Italia)***



Raul Candelaro este situat în sudul Italiei (latitudine nordica  $41^{\circ}46'41.78''$ , longitudine estica  $15^{\circ}18'12.20''$ ) într-o zonă cu precipitații reduse și nivel ridicat al apelor subterane, captarea acestor ape în mod excesiv determinând presiuni mari asupra resurselor de apă disponibile, iar această situație tinde să se agraveze sub previziunile schimbărilor climatice din anii următori, și se varsă în marea Adriatică.

### **Situl de tip 2 - ecosistemele de tranziție**

#### **Lagunele: Le Cesine (Italia), Sinoe și Leahova (România)**

Al doilea tip de ecosistem acvatic studiat a fost – ecosistemul de tranziție, care este reprezentat în această lucrare de 3 lagune aflate în arii protejate - Le Cesine (Italia) și Sinoe, Leahova (România). Apele tranzitorii sunt definite ca fiind apele de suprafață localizate în vecinătatea apelor costiere, având caracter parțial salin, consecința a contactului și amestecului între apele dulci care curg dinspre continent și apele marine sarate. Bazinul lagunar Le Cesine, este situat în Puglia (SE Italiei; latitudine nordica  $40^{\circ} 21'05''$ , longitudine estică  $18^{\circ} 23'05''$  ; figura 2.3) și este un ecosistem acvatic compus din mai multe corpuri de apă interconectate (0,9

km<sup>2</sup> suprafața totală). Întreaga zonă este inclusă din anul 1980 în cadrul rezervațiilor naturale.

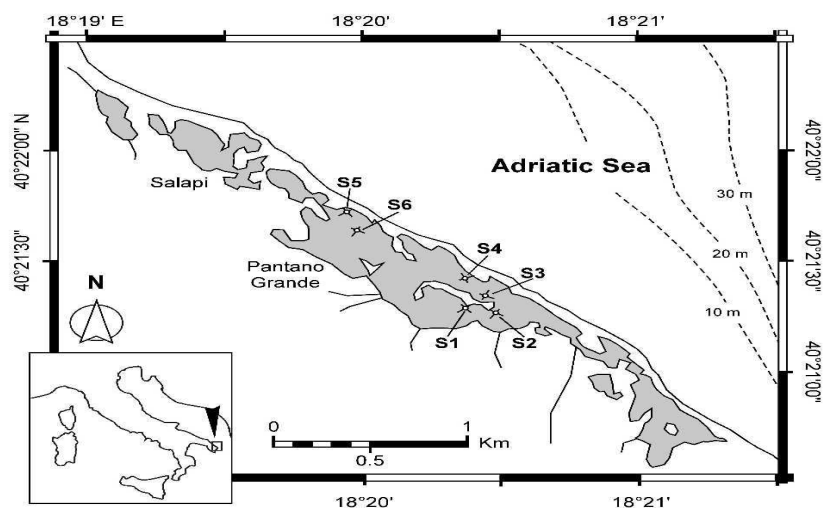


Fig.2.3. Harta sitului Le Cesine



Fig. 2.4. Harta sitului Sinoe si Leahova

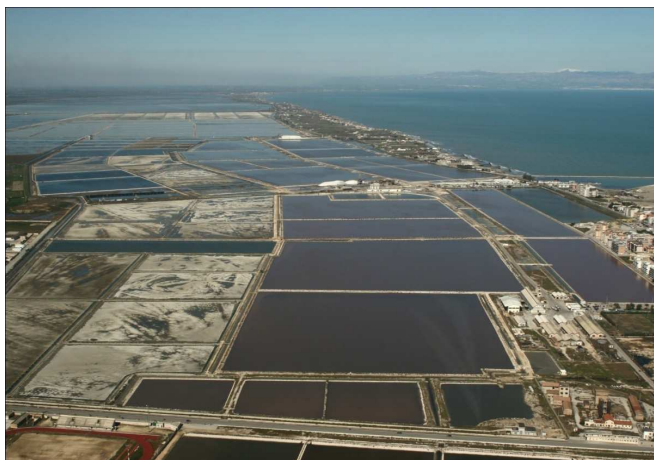
Sistemul lagunar Sinoe, este principalul ecosistem de apă tranzițională din România, acoperind 129.0 km<sup>2</sup> (fig.2.4). Acest ecosistem are două conexiuni permanente: una cu Marea Neagră, și alta cu fluviul Dunărea. Din 1990, laguna face parte din Rezervația Biosferei Delta Dunării (RBDD), ea fiind situata în nord-estul Dobrogei, la sudul Deltei Dunării și pe coasta Mării Negre (44°47' și 45°01' latitudine nordică și 28°30' și 29°08' longitudine estică).

Marea diversitate a acestor ecosisteme acvatice și a vulnerabilității accentuate a acestora în ceea ce privește influența antropică, impune ca managementul acestora și valorificarea lor economică trebuie să aibă ca deziderat major conservarea și protecția biodiversității, cu scopul de a obține un echilibru ecologic.



### **Situl de tip 3 – Salina Margherita di Savoia**

Salina Margherita di Savoia, este cea mai mare salină marină din Italia, fiind clasată în topul salinelor europene din punct de vedere al mărimii și volumului. Margherita di Savoia, este situată în zona Basso Tavoliere din Puglia (Coordonate: 41°24'N 016°04'E), o regiune din sudul Italiei.



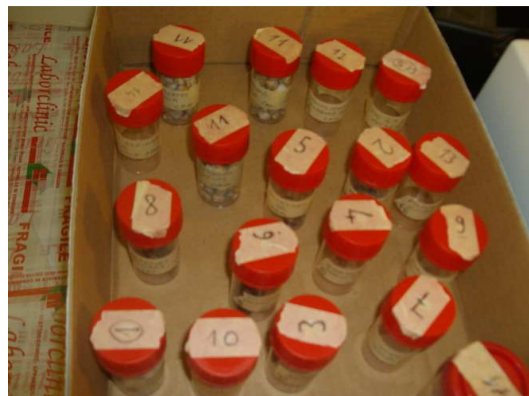
*Fig. 2.5. a, Salina Margherita di Savoia*

Salina se întinde longitudinal, paralel cu coasta Adriaticii, pe o distanță de aproximativ 20 km, cu o lățime maximă de 4 km. Aceasta acoperă o suprafață de aproximativ 4000 de hectare, 3781 ha reprezentând zona protejată; este conectată la Marea Adriatică printr-un canal de 2350 m lungime și aproximativ 4 m adâncime.

### **2.1. Materiale și metode de lucru**

#### **Situl de tip 1 – râul**

În cazul ecosistemului studiat – râul Candelaro, Italia, monitorizat în cadrul proiectului RivFunction, MIRAGE WP4, a fost folosită ca și strategie de biomonitorizare metoda “leaf pack”. Probele au fost colectate în primăvara anului 2010, potrivit protocolului metodei leaf pack, utilizată în special pentru a urmări gradul de descompunere al frunzelor uscate (Dieter, 2010).



*Fig. 2.8. Determinarea taxonilor*

Cele patru site-uri de prelevare au fost fixate în sensul direcției de curgere a râului (lat

41°46'41.78"și long 15°18'12.20") și cu o distanță de aproximativ 1m unul de altul. Fiecarei probe îi corespund 6 replicare pentru fiecare stație, însumând un total de 48 de subeșantioane care au fost colectate după 10 zile și 30 de zile de la începerea experimentului.

Pachetele cu frunze au fost procesate în prima zi după colectare. Fiecare pachet, a fost desfăcut într-o tavă de plastic în care s-a pus apă, iar plasele eliminate. În laborator, macrofauna bentonica a fost sortată de particule organice și anorganice, speciile determinate fiind conservate în alcool 70%, fiecare în flacoane individuale pentru fiecare probă, etichetate și ulterior au fost identificate taxonomic cu ajutorul unui stereomicroscop și cuantificate.

### ***Situl de tip 2 – ecosistemul acvatic de tranziție***

Monitorizarea celor trei ecosisteme de tranziție (*Cesine-Italia, Sinoe și Leahova-România*) a constat în două prelevări sezoniere (toamna și primăvara), în cadrul a trei tipuri de habitat, câte două stații pentru fiecare tip de habitat și cinci esantioane pentru fiecare stație. Macronevertebratele au fost colectate conform standardului, folosind un box-corer de 17x17 cm (pentru o zonă de 0.029 m<sup>2</sup>), fiecare probă prelevată fiind prespălată cu ajutorul unei site cu ochiuri de 0,5 mm și apoi fixate în formol 4%.

În laborator, macro-nevertebratele bentonice colectate au fost separate de restul de particule anorganice și organice și conservate în soluție de formol 4%. Toate nevertebratele au fost ulterior identificate și selectate până la cele mai mici specii posibile existente în probă, apoi măsurată lungimea corpului, iar ulterior s-a determinat masa fiecărui organism.

### ***Situl de tip 3 – salina marină***

În cazul salinei Margherita di Savoia (Italia) planul experimental s-a bazat pe identificarea a 10 stații și 3 replici pentru fiecare stație, prelevările fiind realizate în două sezoane: primăvara și toamna. În fiecare stație, fiecare eșantion a fost prelevat cu ajutorul unui box-corer, cu o suprafață de 0,0289 m<sup>2</sup>, după care toate macronevertebratele prezente în sediment au fost separate și fixate. Ulterior, fiecare eșantion a fost prefiltrat printr-o sită standardizată, cu ochiuri de 0,5 mm pentru a elimina sedimente fine, ulterior probele fiind fixate în formalină 10% și stocate în borcane din material plastic cu capacitate de un litru.

Macronevertebratele au fost apoi identificate taxonomic și măsurate individual, în general, de-a lungul axei sale majore, folosind un sistem de imagine-analiză (precizie ± 0,01 mm) stereomicroscop (Leica MZ12) cu rezoluție variind de la 2,5 la 40X

## ***2.2. Monitorizarea calității fizico-chimice***

Parametrii fizici și chimici mășurați in situ a fost: condițiile termice, condițiile de oxigenare, de salinitate și pH-ul, folosind un sistem de senzori portabil (YSI 556 Incorporated MPS, USA). Pentru înregistrarea OD % este folosit un senzor polarografic, înregistrând valori între 0-500% iar în cazul OD (mg/L) între 0-50 mg/L. Datele prelevate din lagunele Sinoe și Leahova au fost analizate imediat după prelevarea de probe de nevertebrate bentonice, în cadrul Universității din Galați, Centrul European de Excelență pentru Mediu, al Facultății de Științe și de mediu.

## ***2.3. Prelucrarea statistică a datelor***

### ***2.3.1. Indicii WQI și indicii biologici***

Prelucrarea statistică a datelor s-a realizat folosind două tipuri de indici - indicele de calitate fizico-chimică (WQI) și indicii biologici de diversitate. Pentru analiza cluster a fost

utilizat programul PRIMER 5, rezultatul analizei fiind reprezentat grafic sub forma unei dendrograme.

### 2.3.2. Analiza regresiei

În acest studiu, pentru realizarea analizei de regresie a datelor obținute în urma monitorizării ecosistemelor acvatice, s-au folosit programele StatSOFT STATISTICA v.10 și respectiv MATLAB. Analiza rezultatelor obținute a fost realizată în câteva etape. Într-o prima etapă a fost dezvoltată o analiză a corelațiilor, apoi s-a realizat o analiză de tip ANOVA multi-factor (prezentate la paginile 36-40) și în ultima etapă s-au studiat și identificat modelele analitice.

## CAPITOLUL III REZULTATE EXPERIMENTALE OBȚINUTE

Pe durata programului de cercetare s-au monitorizat un număr de 49 de stații, din cadrul a cinci ecosisteme acvatice: râul Candelaro (Italia), lagunele Le Cesine (Italia), Leahova și Sinoe (România). În vederea determinării macronevertebrate acvatice s-au colectat probe de sediment din zona bentală și au fost prelevate probe de apă în vederea determinării parametrilor fizico-chimici.

În acest capitol sunt prezentate rezultatele experimentale obținute (atât parametri fizico-chimici cât și biologici) în cadrul celor trei tipuri de ecosisteme acvatice studiate: ecosistemele acvatice curgătoare (caz de studiu 1 – râul Candelaro, Italia), sistemele acvatice lagunare (caz de studiu 2– lagunele Le Cesine, Italia, Leahova și Sinoe (Romania) și respectiv salina marină (caz de studiu 3– salina Margherita di Savoia (Italia).

### 3.1. Parametri biologici și fizico-chimici

#### 3.1.1. Situl nr. 1 - Râul Candelarao (Italia)

##### A. Parametrii biologici

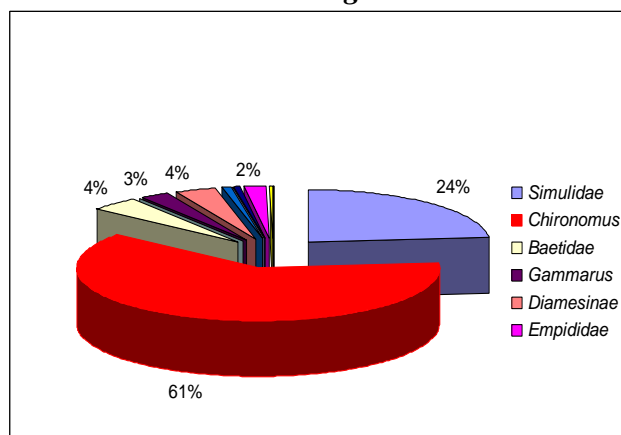


Fig 3.2. Abundența procentuală a speciilor de macronevertebrate

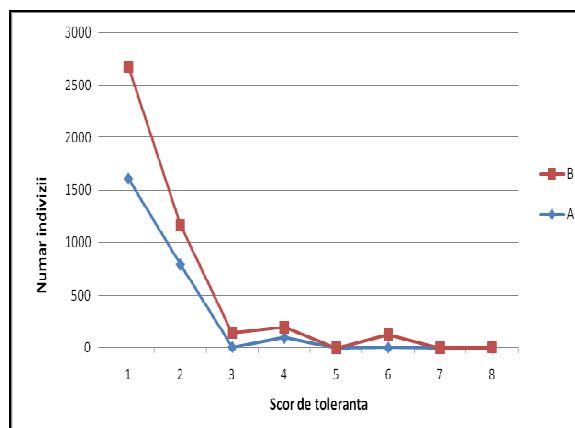


Fig 3.3. Abundența numerică a taxonilor din punctul de vedere al toleranței speciilor

Numărul total de indivizi găsiți în cele 48 eșantioane prelevate a fost 4290, dintre care speciile dominante au fost reprezentate de Chironomidae (61%), Simuliidae (24%), urmate de Baetidae, Diamensidae, Gammarus, specii cunoscute ca fiind tolerante. În figura 3.2 este prezentată abundența speciilor de macronevertebrate care au înregistrat un procent > 1%, speciile reprezentative fiind Chironomidae (61%), Simuliidae (24%), Baetidae și Diamesinae (4%), Gammarus (3%).

Din punct de vedere al scorului de toleranță al speciilor, s-au determinat 3 specii foarte tolerante la poluare, 6 specii tolerante și doar 3 specii sensibile, ceea ce indică un ecosistem destabilizat.

### B. Parametrii fizico-chimici

Conductivitatea a înregistrat valori cuprinse între 954 și 979  $\mu\text{Scm}^{-1}$ , temperatura a avut valori cuprinse în limitele de 9,8°C și 11,91°C, fără a fi înregistrate variații mari la punctele de prelevare, existând doar în cazul primelor stații valori ușor mai mari. pH-ul a înregistrat valori cuprinse între 6,50 și 7,08, valorile ușor mai crescute fiind surprinse la setul de probe B. Oxigenul dizolvat a înregistrat concentrații mai ridicate în cazul primelor patru stații (prelevarea A), unde s-a determinat un maxim de 12,08 mg/l-1, la setul de prelevări B înregistrându-se un minim de 8,96 mg/l-1).

În figura 3.5. sunt raportate concentrațiile fosforului total și fosforul total dizolvat, la fiecare stație și în ambele perioade de prelevare a eșantioanelor. Se observă în cazul stațiilor de prelevare A1, A2, A3 și A4, valori mai ridicate decât în setul de prelevări B. Astfel, primul set de prelevări (A) a înregistrat în cazul concentrațiilor de fosfor total valori cuprinse între 0,61-0,63  $\mu\text{mol/l}$ , spre deosebire de probele din setul B unde au fost înregistrate valori 0,23-0,50  $\mu\text{mol/l}$ . În cazul fosforului total dizolvat, au fost înregistrate concentrații de 0,10-0,23  $\mu\text{mol/l}$  la primul set de prelevări, și 0,06-0,07  $\mu\text{mol/l}$  la setul al doilea de prelevări.

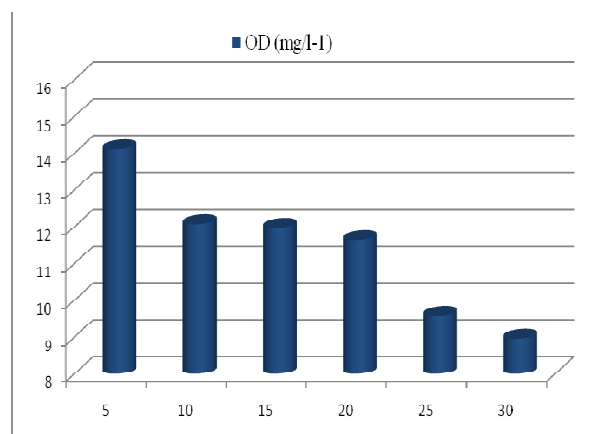


Fig 3.4. Valorile medii ale concentrațiilor de OD, monitorizate în 30 de zile

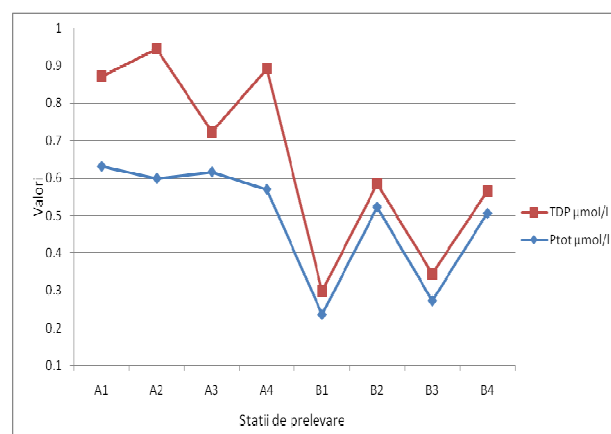


Fig 3.5. Valorile concentrațiilor fosforului total, după 10 zile (A) și respectiv 30 zile (B)

În cazul azotului total se observă o tendință crescătoare a concentrației după 15 zile, fiind înregistrate valori maxime în cel de-al doilea set de eșantioane (784,119  $\mu\text{mol/l}$ ).

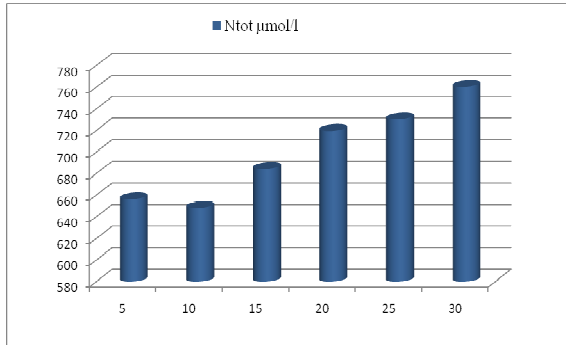


Fig 3.6. Valorile medii ale concentrațiilor de azot total, monitorizate in 30 de zile

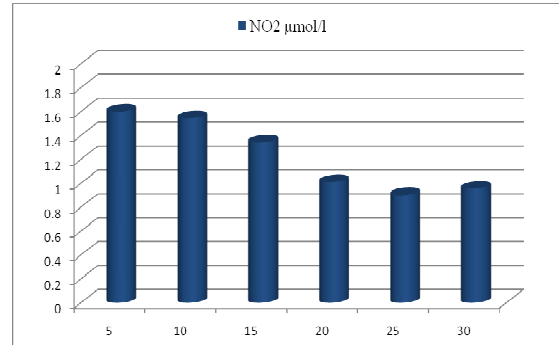


Fig 3.7. Valorile medii ale concentrațiilor de nitrit, monitorizate in 30 de zile

În cazul nitritului au fost înregistrate valori cuprinse între  $0,952\mu\text{mol/l}$  și  $1,544\mu\text{mol/l}$ , observandu-se valori mai ridicate în primul set de prelevări, și cu o tendință de scădere a concentrației după 20 de zile (fig. 3.7). În cazul concentrației de amoniu, valorile se încadrează în limite cuprinse între  $1,5\mu\text{mol/l}$  și  $2,59\mu\text{mol/l}$ , cu o tendință ușor crescătoare după 20 de zile.

### 3.1.2. Situl nr.2 - Lagunele: Le Cesine (Italia), Sinoe și Leahova (Romania)

#### A. Parametrii biologici

Din punct de vedere al diversității taxonomice pentru cele trei lagune, valorile cele mai mari au fost înregistrate în cazul lagunelor de pe teritoriul României: Sinoe și Leahova unde s-au determinat 21 și respectiv 32 specii taxonomice, și un număr de specii mult mai redus în laguna Le Cesine (14 specii). Abundența indivizilor determinați în funcție de tipul habitatului și de anotimp sunt prezentate în tabelele 3.5 și 3.6.

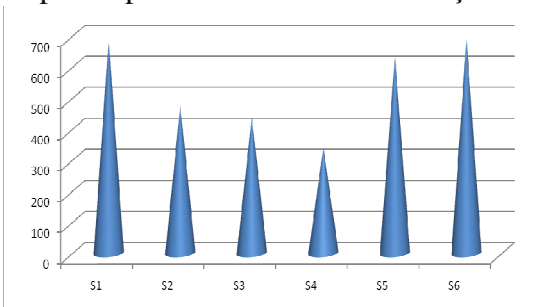


Fig 3.9. Distribuția relativă a indivizilor de-a lungul stațiilor de prelevare în Le Cesine

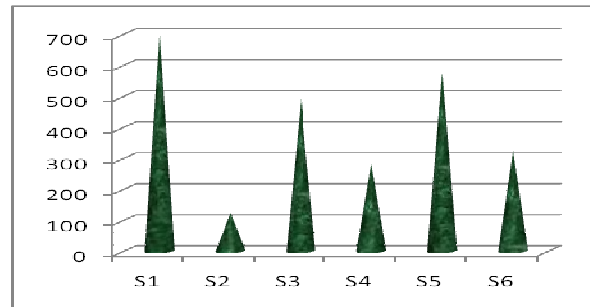


Fig 3.10. Distribuția relativă a indivizilor de-a lungul stațiilor de prelevare în Sinoe

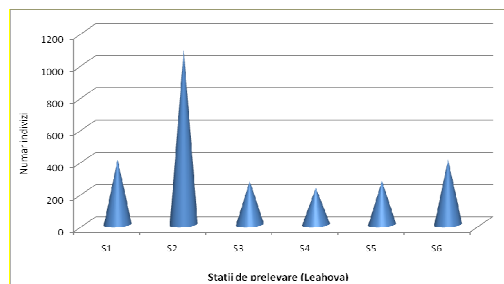


Fig 3.11. Distribuția relativă a indivizilor de-a lungul celor 6 stații de prelevare în Leahova



Numărul de indivizi pentru majoritatea taxonilor din laguna Le Cesine a fost redus (tabelul 3.5.), fiind observată o densitate destul de scăzută în majoritatea stațiilor de prelevare, abundența fiind de asemenea limitată. Taxonii dominanți în Le Cesine au fost *Chironomus plumosus* (62%) și *Gammarus* (14%), în timp ce în cazul lagunelor românești a dominat *Oligochaeta* (62%).

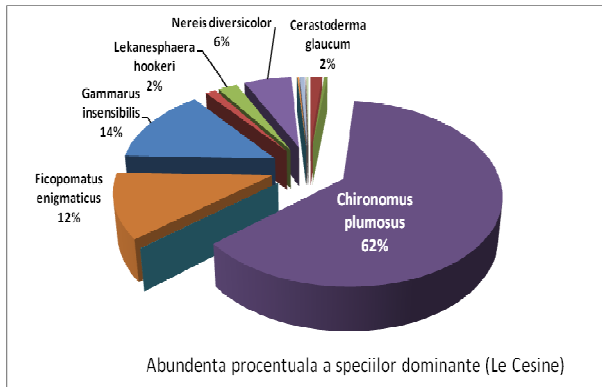


Fig 3.12. Compoziția speciilor de macronevertebrate, care au înregistrat un procent > 2% în laguna Le Cesine

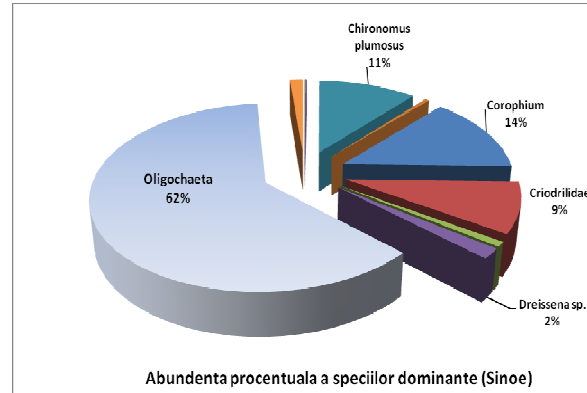


Fig 3.13. Compoziția speciilor de macronevertebrate care au înregistrat un procent > 2% în laguna Sinoe

În figura 3.12. este reprezentată compoziția speciilor de macronevertebrate determinate în laguna Le Cesine, care au înregistrat un procent > 2%, între acestea remarcându-se *Chironomus plumosus* cu 62%, urmată de *Gammarus* 14%, *Ficopomatus enigmaticus* 12%, *Nereis diversicolor* 6%, restul speciilor fiind regăsite în procent de sub 2%.

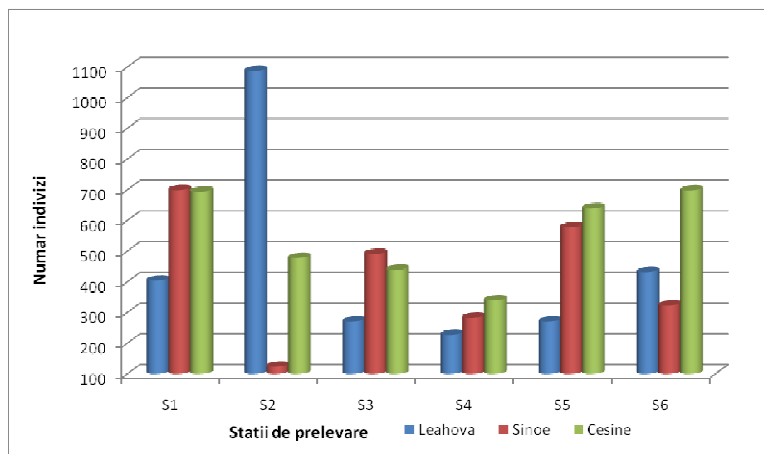


Fig. 3.14. Distribuția comparativă a numărului de indivizi la Cesine, Leahova și Sinoe

În figura 3.13. este prezentată compoziția speciilor de macronevertebrate determinate în laguna Sinoe, care au înregistrat un procent > 2%, remarcându-se specia *Oligochaeta* cu un procent de 62%, urmate de *Corophium* 14%, *Chironomus plumosus* 11%, *Criodrilidae* 9% și *Dreissena* 2%. Speciile tolerante au fost determinate în număr de 5 specii la Cesine, 25 specii la Leahova și respectiv 9 specii la Sinoe (fig. 3.15, 3.16).

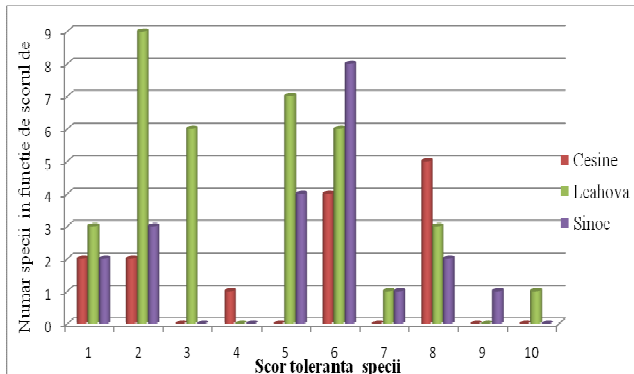


Fig 3.15. Distribuția comparativă a numărului de specii din punct de vedere al toleranței (valori de la 1-10): Cesine, Leahova, Sinoe

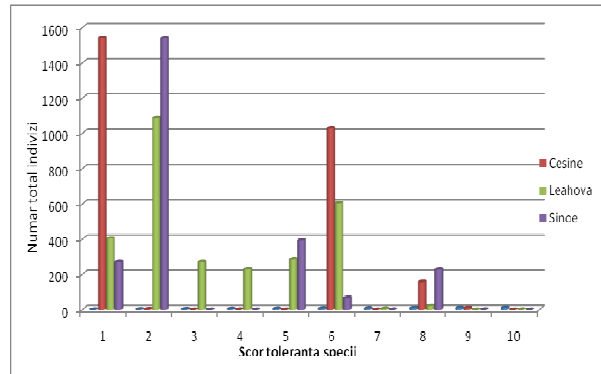


Fig 3.16. Distribuția comparativă a numărului de indivizi din punct de vedere al toleranței (valori de la 1-10): Cesine, Leahova, Sinoe

În cazul celor trei lagune, așa cum se observă în figurile 3.15 și respectiv 3.16, este evidentă prezența unui număr destul de ridicat de specii foarte sensibile și sensibile (9 specii la Cesine, 19 specii la Leahova și respectiv Sinoe cu 16 specii), lagunele din România prezentând o abundență mult mai ridicată a acestor specii, față de Cesine, ceea ce conduce la concluzia unei mai bune stări calitative a ecosistemului.

#### A. Parametrii fizico-chimici

În cele ce urmează sunt reprezentate valorile parametrilor fizico-chimici în cele două perioade de prelevare, în mai (\*) și septembrie (\*\*). În fig. 3.17 sunt prezentate valorile temperaturilor la cele șase stații de prelevare, acestea variind în limitele 13- 21°C, cu valori mai ridicate în cazul primului set de prelevări din luna mai.

În figurile 3.18-3.30 se prezintă variația comparativă a unor parametri fizico-chimici la cele trei ecosisteme acvatice de tranziție observate. Valorile medii ale pH-ului variază între 7,5-9,1, fiind observate creșteri ușoare în primul set de prelevări, în special la Cesine, urmate apoi de valori ușor mai acide în cea de-a doua etapă a prelevării.

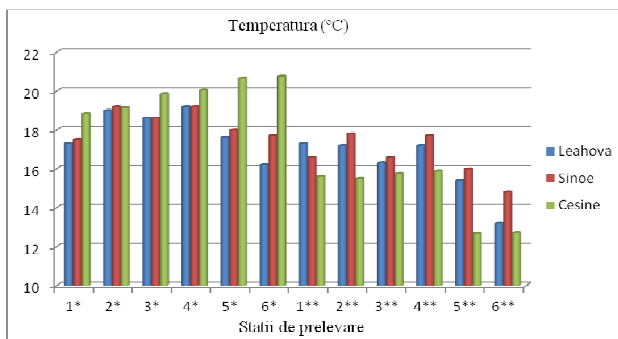


Fig 3.17. Valorile medii ale temperaturii, în cele două sezoane de prelevări mai (\*) și septembrie (\*\*)

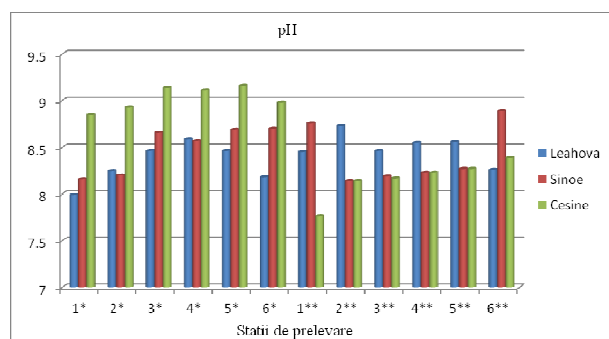


Fig 3.18. Valorile medii ale pH-ului, în cele două sezoane de prelevări mai (\*) și septembrie (\*\*)

Conductivitatea prezintă valori maxime ale concentrației în cadrul lagunei Cesine (fig. 3.19, 3.20) comparativ cu cele două lagune din România, aspect pus pe seama creșterii

concentrațiilor de solide dizolvate în apă, în perioada monitorizării. În cazul solidelor dizolvate (fig. 3.21), se observă o tendință de creștere a concentrației de ioni în prelevările realizate în anotimpul de toamnă, aspect pus pe seama debitului mai bogat din acest sezon.

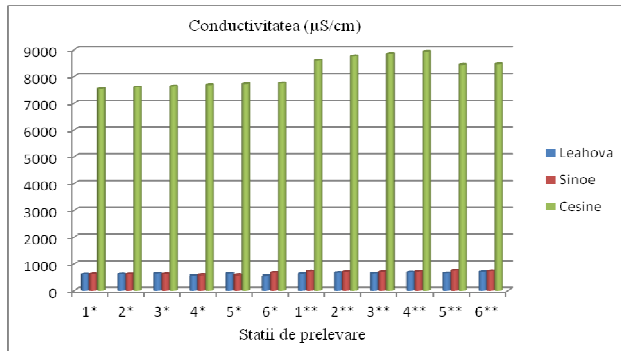


Fig 3.19. Valorile medii ale conductivității, în cele două sezoane de prelevări: mai (\*) și septembrie (\*\*)

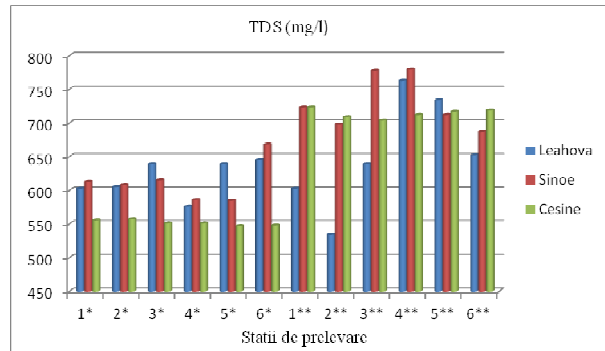


Fig 3.21. Valorile medii ale TSD, în cele două sezoane de prelevări mai (\*) și septembrie (\*\*)

Figura următoare prezintă valorile medii ale salinității comparativ la cele trei lagune, observându-se valor maxime (psu-unități de salinitate) la Cesine, unde au fost determinate concentrații cuprinse între 4,5-6,2 psu, spre deosebire de Leahova și Sinoe, unde valorile sunt cuprinse între 0,1-0,5 psu.

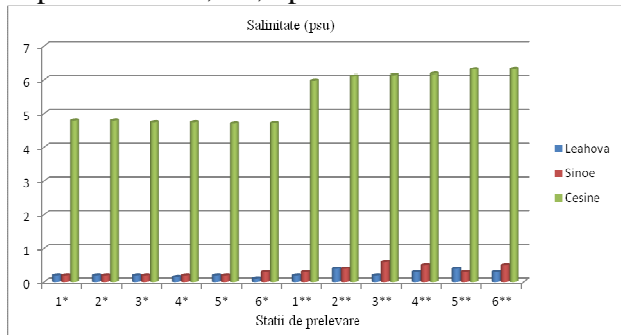


Fig 3.22. Valorile medii ale salinității, în cele două sezoane de prelevări mai (\*) și septembrie (\*\*)

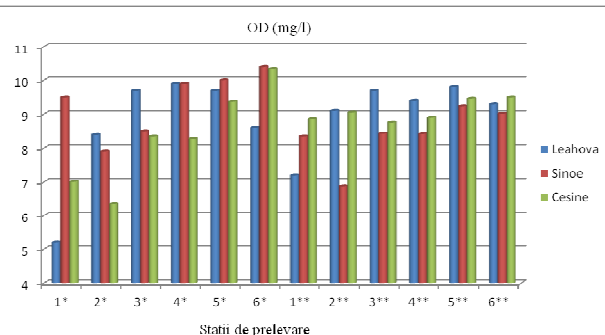


Fig. 3.24. Valorile medii ale OD, în cele două sezoane de prelevări mai (\*) și septembrie (\*\*)

Valorile medii ale concentrației oxigenului dizolvat prezintă variații asemănătoare la cele trei lagune, fiind cuprinse în intervalul 5-10,2mg/l, cu ușoare creșteri la Sinoe și Leahova.

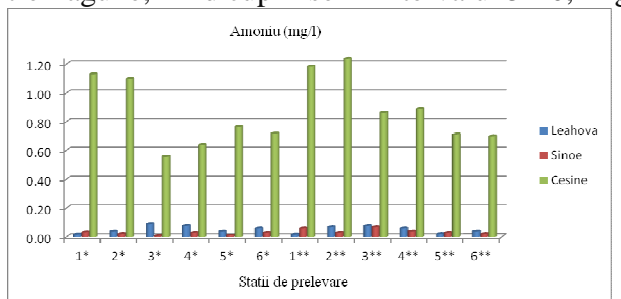


Fig 3.26. Valorile medii ale concentrației de amoniu, în cele două sezoane de prelevări mai (\*) și septembrie (\*\*)

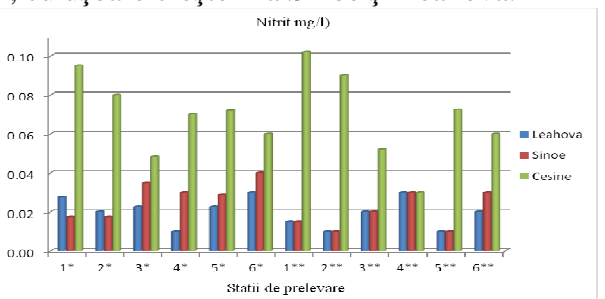


Fig 3.28. Valorile medii ale concentrației nitriților în cele două sezoane de prelevări mai (\*) și sept (\*\*)

Valorile medii ale concentrației de amoniu, prezintă valorile cele mai ridicate la Cesine (0,4-1,21 mg/l), stațiile unde au fost înregistrate cele mai mari concentrații fiind 1 și 2, aspect observat în ambele perioade de prelevare. Valorile medii ale nitritului prezintă și în acest caz concentrații maxime în cazul lagunei Cesine 0,02-0,10 mg/l, valorile cele mai ridicate fiind determinate la stațiile 1 și 2, iar în cazul celor două lagune din România 0,01-0,03 mg/l (fig. 3.28).

### 3.1.3. Situl nr.3 – Salina Margherita di Savoia

#### A.Parametrii biologici

Din punct de vedere a calității biologice, au fost determinate 4543 de macronevertebrate, aparținând unui număr de 20 specii după cum urmează: *Abra segmentum*, *Actiniidae*, *Chironomus salinarius*, *Chironomidae*, *Cerastoderma glaucum*, *Corophium sp.*, *Diamesinae*, *Dytiscidae*, *Gammarus insensibilis*, *Ventrosia ventrosa*, *Isopoda*, *Lekanesphaera hookeri*, *Loripes lacteus*, *Microdeutopus gryllotalpa*, *Mysida*, *Oligochaeta*, *Perinereis cultrifera*, *Pirenella sp.*, *Tipulidae*, *Trichoptera*. Densitatea numerică pentru fiecare taxon este prezentată în tabelul 3.12.

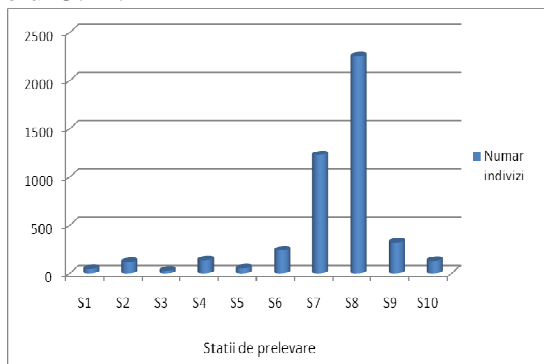


Fig 3.31. Distribuția numerică a speciilor de-a lungul stațiilor

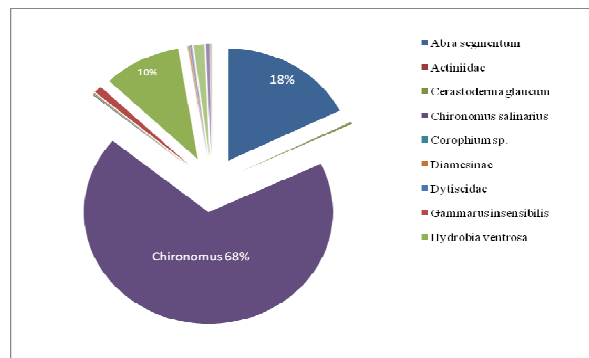


Fig. 3.32. Abundența procentuală a indivizilor din fiecare specie

O primă observație este aceea că specia *Chironomus salinarius* (3074 indivizi) este specia cea mai abundentă din baza de date, fiind distribuită în toate cele cinci niveluri ale gradientului de salinitate. Pot fi observate două stații unde abundența numerică este cea mai mare, prima fiind stația 8 unde numărul de indivizi este de 2252 și stația 7, unde au fost identificați 1227 de indivizi, în cadrul acestor stații, speciile dominante găsite au fost: *Chironomus salinarius* (1648 și respectiv 902 indivizi), *Abra segmentum* (498 și respectiv 280 indivizi) și *Hydrobia ventrosa* (92 și respectiv 35 indivizi).

Specia dominantă este reprezentată de *Chironomus salinarius* (68%), urmată de *Abra segmentum* (18%) și *Cerastoderma glaucum* (10%), în timp ce restul speciilor au fost reprezentate într-un procent foarte mic (figura 3.32). La stațiile 9 și 10 se observă cea mai redusă diversitate a speciilor, fiind găsite doar specii de chironomide, aspect care a fost corelat cu o calitate slabă a apei în aceste stații. Speciile care au fost determinate în număr foarte redus au fost următoarele: *Dytiscidae*, *Isopoda* (*Eurydice*), *Lekanesphaera hookeri*, *Mysida* și *Trichoptera* (pupa).

A fost determinat scorul de toleranță al speciilor identificate, cele mai multe specii fiind încadrate în categoria speciilor foarte tolerante la poluare 2-1 și cele din grupa 7-5, ce prezintă o mare toleranță la variațiile factorilor de mediu (figura 3.33 și tabelul 3.13).

### B. Parametrii fizico-chimici

Parametrii fizico-chimici monitorizați la cele 10 stații, au fost: adâncimea, salinitatea, temperatura, TSD, conductivitatea, OD, pH, nutrienții (tabelul 3.18), obținându-se valori ridicate la salinitate, ceea ce este absolut normal dat fiind faptul că ecosistemul studiat este o salină marină. Ulterior au fost realizate corelații între indicatorii biotici și abiotici.

Temperatura înregistrează valori cuprinse între 20-30°C, cu valori ușor superioare în prima lună de toamnă (figura 3.34). Valorile pH-ului variază între 8,1-9 (figura 3.35) fără a înregistra variații mari în cadrul celor două sezoane.

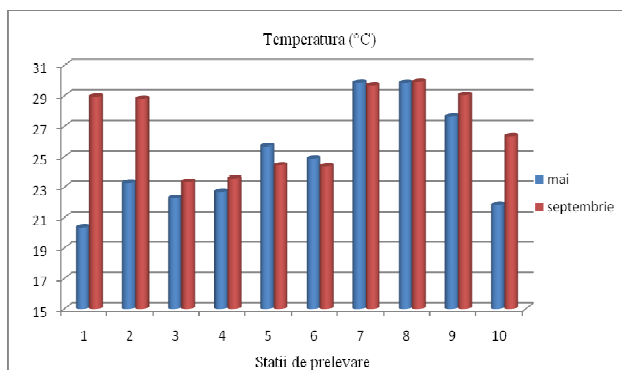


Fig 3.34. Valorile medii ale temperaturii, măsurate în cele două sezoane de prelevări (mai/septembrie)

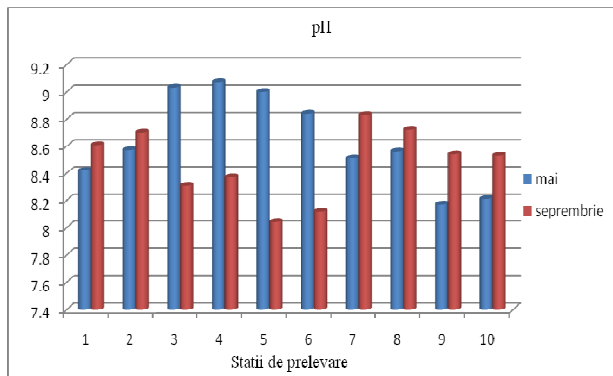


Fig 3.35. Valorile medii ale pH-ului măsurate în cele două sezoane de prelevări (mai/septembrie)

În cazul salinității, se observă o creștere a concentrației valorilor la stațiile 5- 10 , aspect asemănător observat și în cazul conductivității (figurile 3.36 si 3.37), între cele două sezoane existând o variație asemănătoare.

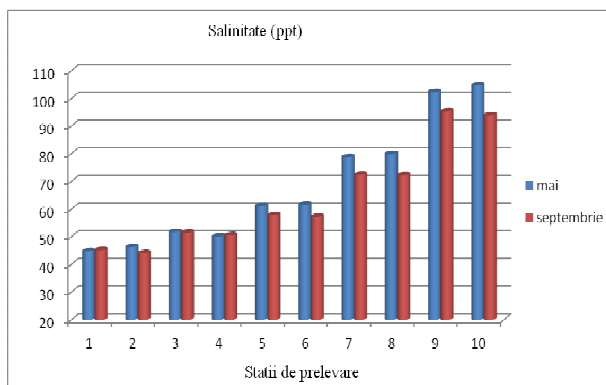


Fig 3.36. Valorile medii ale concentrației salinității, în cele două sezoane de prelevări (mai/septembrie)

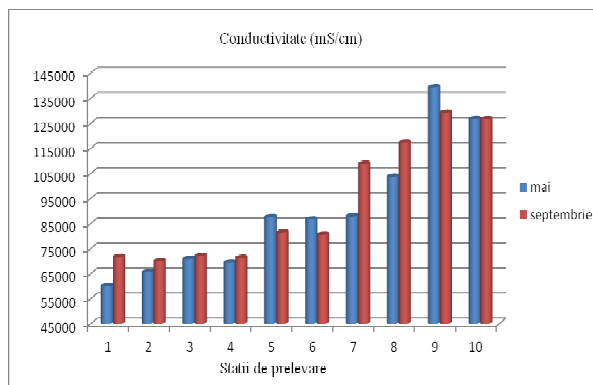


Fig 3.37. Valorile medii ale conductivității, în cele două sezoane de prelevări (mai/septembrie)

Valorile medii ale conductivității măsurate în cele doua sezoane de prelevări, variază între 60053-139365mS/cm, cele mai mari valori fiind înregistrate la statiile 9 și 10, stații aflate în imediata proximitate a mării, aspect pus pe seama aportului ridicat de apă sărată.

Concentrațiile oxigenului dizolvat variază asemănător la cele doua sezoane, excepție facând stațiile 5-6, unde în luna mai sunt înregistrate cele mai mari valori (10,3-9,81 mg/l (fig. 3.38).



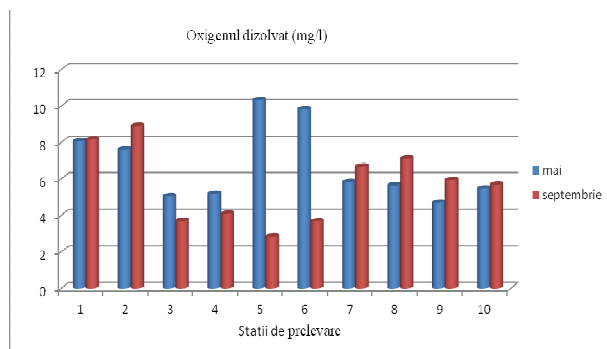


Fig 3.38. Valorile medii ale concentrației OD, în cele două sezoane de prelevări (mai/septembrie)

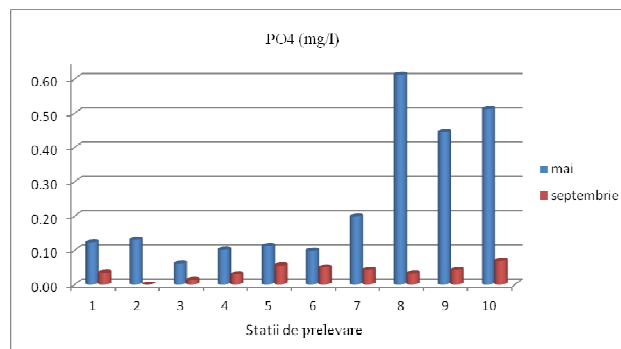


Fig 3.39. Valorile medii ale concentrației fosfaților în cele două sezoane de prelevări (mai/septembrie)

În ceea ce privește concentrațiile nutrienților, valorile înregistrate au o tendință crescătoare la stațiile 5-10, cele mai ridicate concentrații fiind măsurate în primăvară și cele mai scăzute în perioada de toamna.

## CAPITOLUL IV DISCUTII SI CONCLUZII

### Prelucrări statistice, interpretări

În acest capitol este cuprinsă analiza rezultatelor prezentate în capitolul precedent. Concluziile au fost emise după prelucrarea datelor, statistic și grafic utilizând programe precum Microsoft Excel care aparține pachetului de programe Microsoft Office. Pentru realizarea analizei de regresie a datelor obținute în urma monitorizării ecosistemelor acvatice, s-au folosit programele StatSOFT STATISTICA v.10 și respectiv MATLAB. Concluziile și discuțiile sunt prezentate pe subcapitole făcând trimitere directă la ecosistemul acvatic studiat.

### 4.1. Ecosistemele acvatice de apa curgătoare

#### 4.1.1. Indicii de calitate fizico-chimici (WQI) și biologici

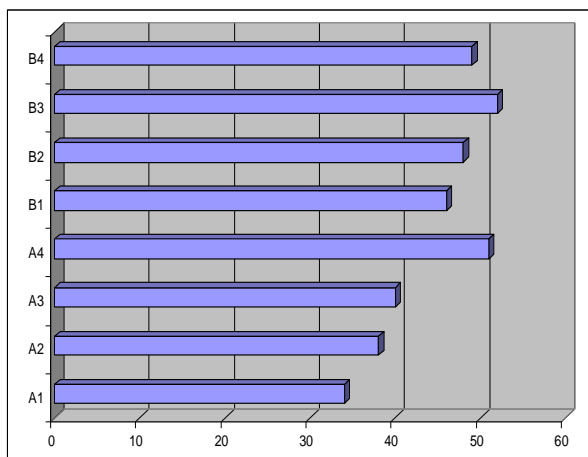


Fig. 4.1. Variația indexului WQI la cele opt stații

Folosindu-se valorile parametrilor fizico-chimici monitorizați, s-a calculat indexul WQI, atât la primul set de prelevări (A) cât și la setul al doilea (B), obținându-se valori ce variaza între 32 și 53 (figura 4.1.)

Se observă în figura 4.2. variația indicilor de diversitate pe stații, fiind obținută o diversitate mai ridicată în cazul siturilor B1, B2 și B3, unde indexul Pielou are o valoare de 0,60 respectiv 0,66, iar în cazul indexului Shannon-Wiener valorile indică la aceleași stații, o diversitate ușor mai ridicată ( $H' = 1,42$  și  $1,39$  și respectiv  $1,28$ ).

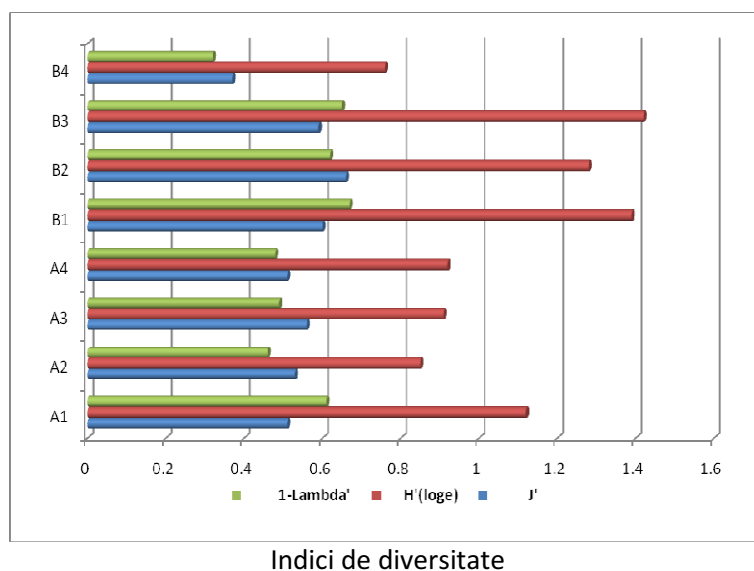


Fig 4.2. Distribuția indicilor de diversitate: 1-Lambda(Simpson),  $H'$  (Shannon),  $J'$  (Pielou)

Analiza similarității (ANOSIM), a fost realizată pentru a detecta diferențele între matricele de similitudine dintre comunitățile bentonice din cadrul stațiilor monitorizate, folosind analiza clusterului ierarhic Bray-Curtis, verificându-se astfel validitatea asemănării dintre probe.

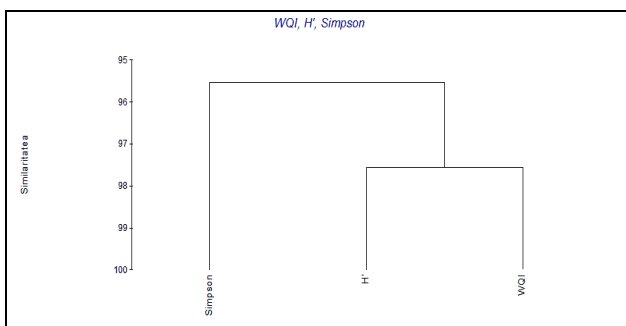


Fig 4.4. Dendograma de similaritate Bray-Curtis dintre indicele WQI și indicii Simpson/Shannon( $H'$ )

Valori maxime au fost obținute în cazul similarității dintre WQI și Shannon, unde a fost înregistrată o similaritate de 98 %, între cei doi indici de diversitate  $H'$  și Simpson câștigând o similaritate de 95% (figura 4.), iar între  $J'$  și  $H'$  95%.

Pentru facilitarea reprezentării grafice s-a procedat la compararea indexului de calitate fizico-chimica a apei WQI și a indicilor biologici de calitate a apei în valori normalizate. Fiecare indice a fost reprezentat prin raportul dintre valoarea punctuală și valoarea maximă a determinărilor pentru fiecare stație în parte.

Se observă existența unei evidente similarități între variația celor două tipuri de indicatori (fizico-chimici și biologici) atât din punct de vedere spațial cât și temporal, ceea ce subliniază importanța folosirii simultane a celor două tipuri de indici ecologici în cazul ecosistemului monitorizat.

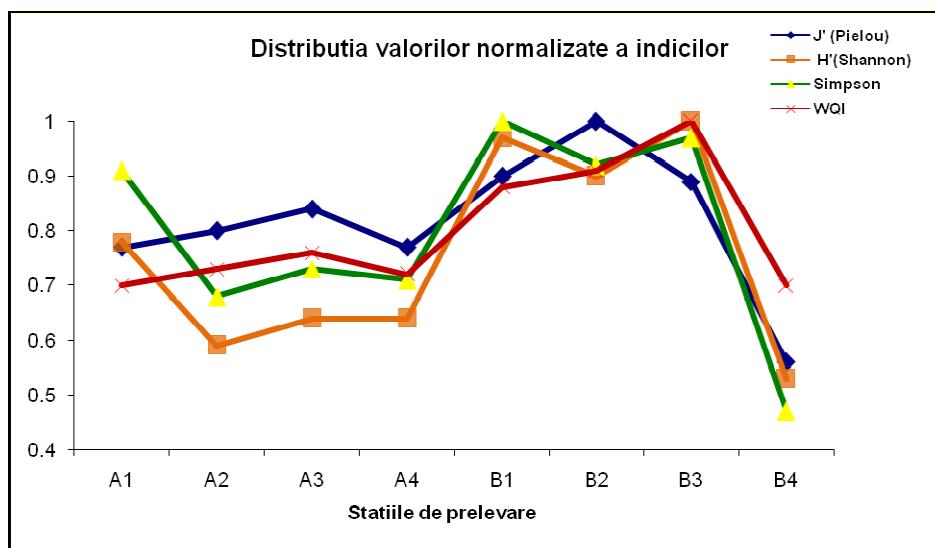


Fig 4.7. Distribuția valorilor normalizate a indicilor WQI, Pielou, Shannon și Simpson

#### 4.1.2. Analiza statistică a datelor

Pentru o imagine mai completă a corelației dintre parametri fizico-chimici și biologici, a fost folosită o metodă statistică de regresie multi-dimensională, fiind incluși în analiză atât parametri biologici cât și parametri fizico-chimici.

De exemplu, pentru dependența dintre numărul de *Chironomidae* și temperatura și pH, rezultatul analizei este reprezentat în fig. 4.13. Pentru fiecare astfel de analiză, se poate realiza o interpretare.

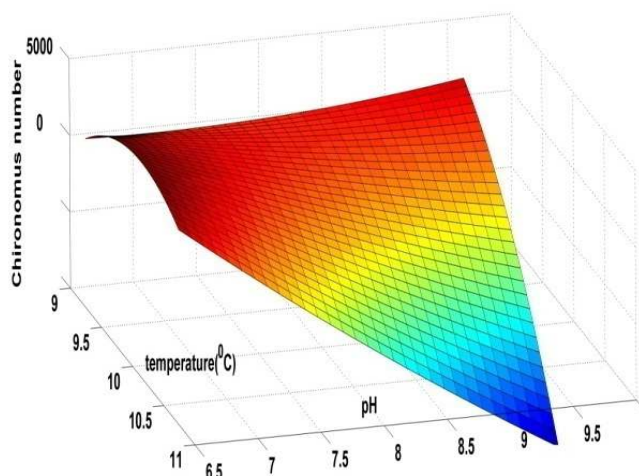


Fig 4.13. Corelația dintre specia *Chironomus*, temperatură și pH

Astfel, pentru rezultatele obținute se observă că în cazul ecosistemului râului Candelaro, pe domeniul de pH 7-9, pentru populația de *Chironomus* un pH mai mic este mult mai favorabil, aspect observat și de Brooks, 2003 care au găsit un coeficient de corelație semnificativ ( $p < 0,05$ )

între densitatea chironomidelor și pH, și, de asemenea cu temperatura apei (Brooks, 2003). Comunitatea chironomidelor este influențată de chimismul apei, în special de pH-ul apei și de concentrația de nutrienți, dar trebuie luate în considerare și alte variabile care pot avea o influență importantă în distribuția acestei specii.

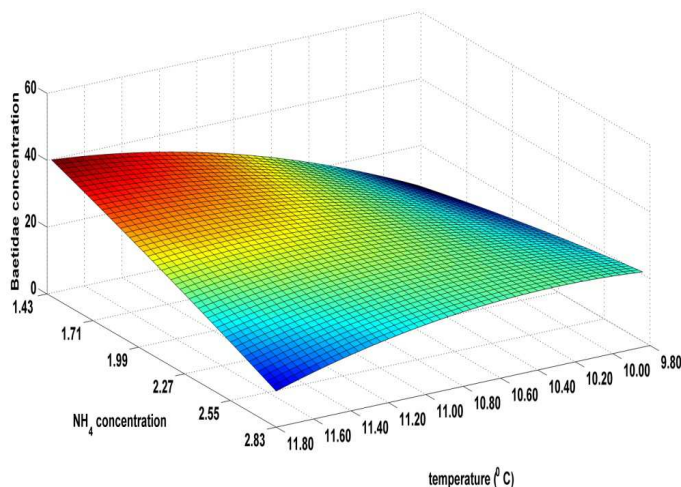


Fig. 4.16. Corelația dintre Baetide, temperatură și amoniu

Se observă faptul că prezența  $\text{NO}_3^-$  ca nutrient de bază favorizează prezența unui număr important de indivizi din speciile tolerante (așa cum sunt Baetidele). În cazul corelației dintre temperatură,  $\text{NO}_3^-$  și numărul Baetidaelor, prin realizarea unei secțiuni prin suprafață, paralel cu axa temperaturii se observă o tendință evidentă de creștere a curbei, cu un maxim în jurul valorii de 10,5-11,0°C. Forma graficului evidențiază faptul că, în jurul acestei valori concentrația de azotați atinge un maxim. Sub această valoare a temperaturii are loc o scădere a concentrației (aspect explicabil prin faptul că unele reacții sunt puternic inhibitate odată cu scăderea temperaturii). Pe de altă parte, forma graficului evidențiază existența unui echilibru dinamic (existența unui mecanism care conduce la micșorarea concentrației acestui compus odată cu creșterea temperaturii peste valoarea indicată în grafic).

Din analiza rezultatelor experimentale rezultă un comportament diferit al speciilor la ponderea amoniului în azotul total prezent.

Tabel nr. 4.15. Influența amoniului asupra speciilor dominante

Specia	Scor de toleranță	Influența $\text{NH}_4^+$
<i>Chironomidae</i>	1	Favorabil
<i>Simulidae</i>	2	Nefavorabil
<i>Baetidae</i>	4	Nefavorabil

S-a observat astfel că, în condițiile unor concentrații ridicate de amoniu, numărul Baetidelor și a Simulidelor scade, iar când concentrația amoniului este în scădere se observă o abundență ridicată a acestor două specii, fapt care subliniază faptul că aceste specii prezintă o toleranță scăzută la concentrațiile mari de amoniu.

Așa cum este subliniat în literatura de specialitate, chiar și excesele minore de nutrienți

pot avea un impact mare asupra biocenozelor unui ecosistem acvatic (Brand, 2002), fapt care justifică importanța monitorizării concentrațiilor de nutrienți din ecosistemele acvatice. Deoarece biodiversitatea comunității bentonice de macronevertebrate reflectă impactul poluanților asupra mediului (Gibson, 2000), iar inputurile de nutrienți proveniți din agricultura afectează funcțiile ecosistemului (Livingston, 2001), se poate afirma faptul că există modificări semnificative în cadrul comunității bentonice din ecosistemul râului Candelaro ca răspuns la presiunea exercitată de nutrienți, aspect asociat și cu numărul mare de specii tolerante determinate la toate stațiile de prelevare.

În cazul corelației dintre Baetidae și concentrația de oxigen dizolvat, se observă o scădere a numărului de exemplare odată cu creșterea concentrației oxigenului dizolvat și o sensibilitate ridicată față de valorile conductivității – odată cu creșterea valorilor conductivității, crește și numărul indivizilor. Acest fapt poate apărea inedit (figura 4. 22.).

Pentru această dependență am obținut câteva modele analitice de tip polinomial de ordin succesiv crescător. În cazul reprezentării grafice se observă existența unei funcții de tip bijectiv de dependență a concentrației oxigenului dizolvat în raport cu temperatura, în intervalul considerat.

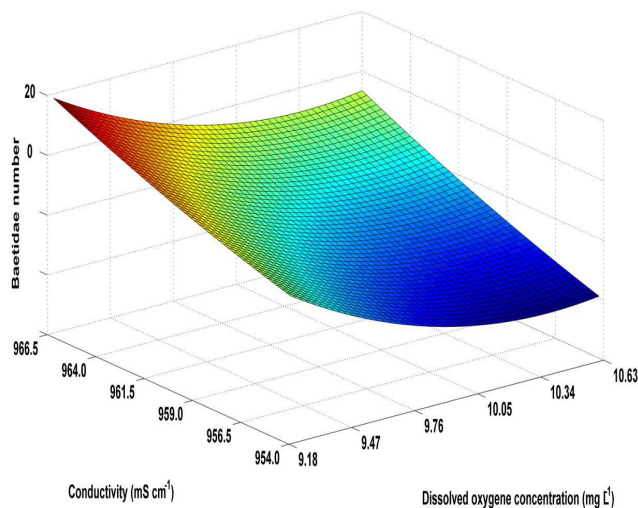


Fig. 4. 22. Corelația Baetidelor față de concentrația OD și conductivitatea

În mod analog, s-a făcut analiza dependenței numărului de chiromidae în funcție de concentrația oxigenului dizolvat și conductivitate. A fost evidentă existența unei zone de maxim în cazul reprezentării în funcție de concentrația oxigenului dizolvat și valoarea conductivității. Acest fapt se poate observa și în cazul analizei modelului matematic în care este reprezentată corelația existentă între variația numărului de Chironomus în funcție de temperatura și conductivitate. Chironomidele au fost considerate cei mai folosiți indicatori pentru condițiile regimului de oxigen din ecosistemele acvatice (Brundin, 1949), acestea arătând o distribuție diferită în funcție de adâncime și regimul de oxigen (Naumann, 1932; Lundbeck, 1936; Thienemann, 1954; Brundin, 1974). Multe specii de chironomide și oligochete sunt tolerante când sunt valori reduse de oxigen dizolvat, astfel încât acestea devin nevertebratele dominante din zona bentala (Rosenberg, 1997).



## 4.2. Ecosisteme acvatice de tranziție

### 4.2.1. Indici de calitate fizico-chimici și biologici

Indexul de calitate fizico chimică WQI a fost calculat pentru fiecare din cele trei lagune (fig. 4.27) valorile obținute fiind situate între 55-65, ceea ce corespunde clasei de calitate medie, toate cele trei ecosisteme tranziționale prezentând o variație asemănătoare a concentrațiilor parametrilor fizico-chimici .

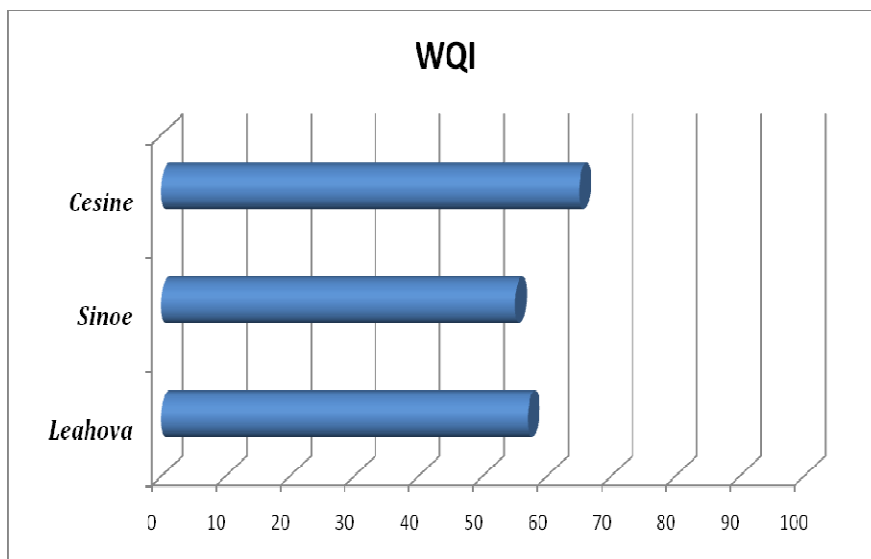


Fig. 4. 27. Variația indexului WQI la cele trei lagune monitorizate

Analiza similarității (ANOSIM), a fost realizată și pentru a detecta procentul de similitudine între comunitățile bentonice din cadrul stațiilor monitorizate, folosind analiza clusterului ierarhic Bray-Curtis, verificându-se astfel validitatea asemănării dintre probe similare gradul de asemănare între esantioane, funcție de sursele de variabilitate temporală (sezoane) și spațială (tipurile de habitat). În cadrul fiecărui ecosistem, similaritatea taxonomică are un nivel mai ridicat la Cesine față de Sinoe (Le Cesine  $59.24 \pm 1.72$ ; Sinoe  $42.70 \pm 2,71$ ), ceea ce subliniază faptul că din punct de vedere al speciilor taxonomice, laguna Sinoe are o bogăție taxonomică superioară (27 specii taxonomice), comparativ cu laguna Cesine unde au fost determinate doar 15 specii taxonomice.

Tehnica cluster prezintă modelul calitativ al variației similarității taxonomice, cu probe din diferite anotimpuri grupate în grupe diferite la Le Cesine, în timp ce la Sinoe, variațiile spațiale între tipurile de habitat par a fi mai relevante decât variație temporală.

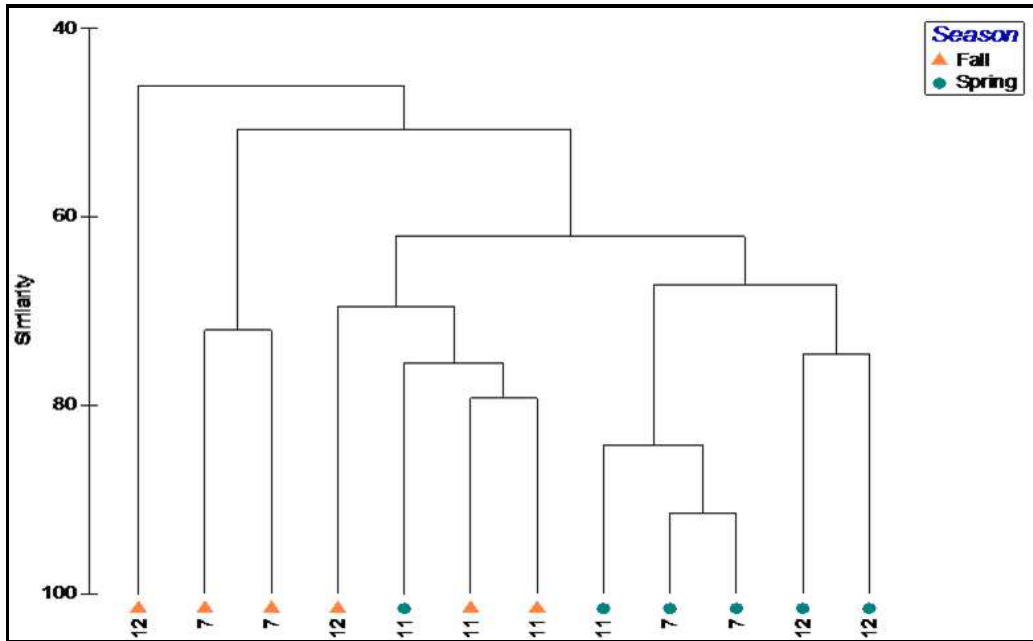


Fig. 4.29. Similaritatea Bray-Curtis a macronevertebratelor în Cesine, funcție de sursele de variabilitate temporală (sezoane) și spațială (tipurile de habitat)

S-au calculat de asemenea indicii de calitate biologică:  $H'$  (Shannon-Wiener index),  $J'$  (Pielou evenness index),  $1-\Lambda$  (Simpson index), obținându-se valorile reprezentate grafic în figurile 4.31, 4.32, 4.33.

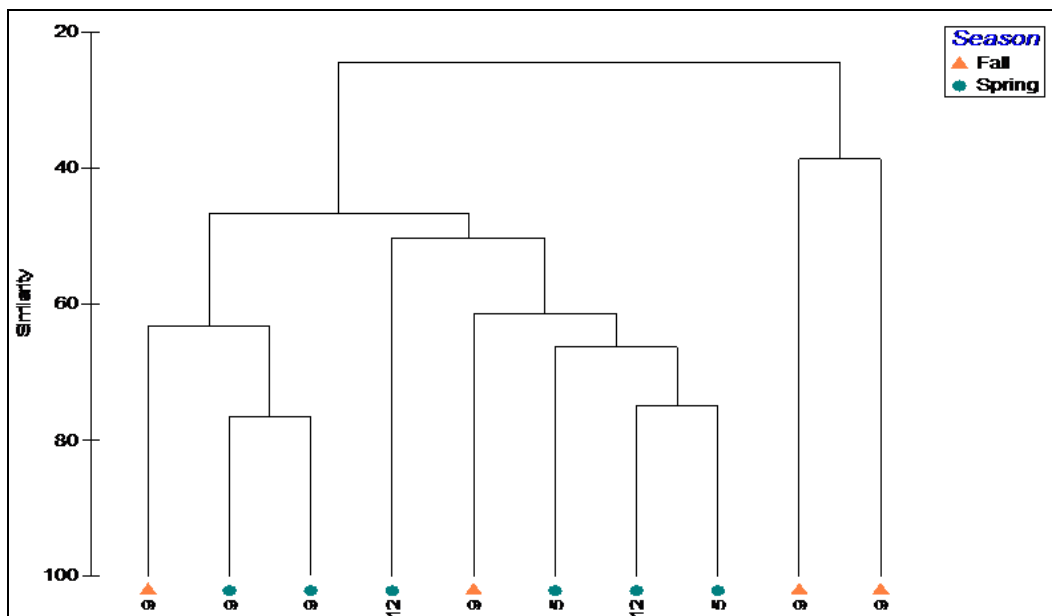


Fig 4.30. Similaritatea Bray-Curtis a macronevertebratelor în Sinoe, funcție de sursele de variabilitate temporală (sezoane) și spațială (tipurile de habitat)

Se observă în figura 4.31 variația indicilor de diversitate la cele 6 stații în Cesine, observând-se o diversitate mai ridicată în cazul stațiilor 3,5 și 6, cu un maxim la stația 5, și o slabă biodiversitate la stațiile 1 și 4, existând o distribuție similară a celor trei indici de diversitate. În cazul lagunei Sinoe, a fost obținută o diversitate maximă la stațiile 2, 3 și 4, cu o scădere ușoară la stațiile 1, 5 și 6 (figura 4.32). Și în cazul lagunei Sinoe se observă o distribuție similară a celor trei indici de diversitate la cele 6 stații de prelevare.

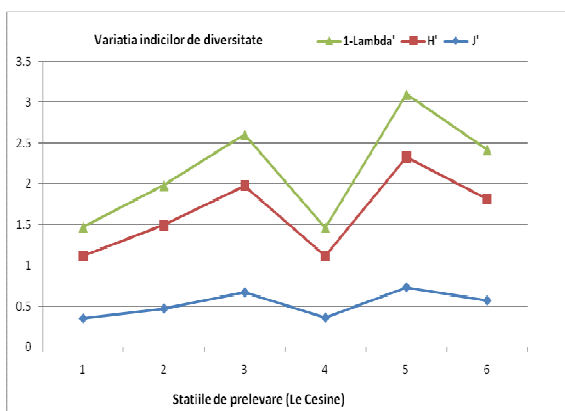


Fig.4.31. Variația indicilor de diversitate la cele 6 stații de prelevare în laguna Cesine

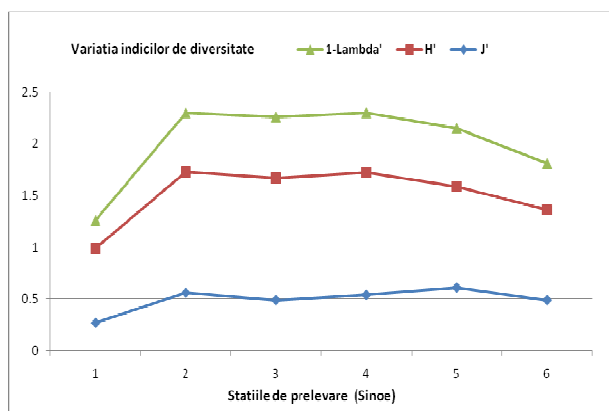


Fig. 4.32. Variația indicilor de diversitate la cele 6 stații de prelevare în laguna Sinoe

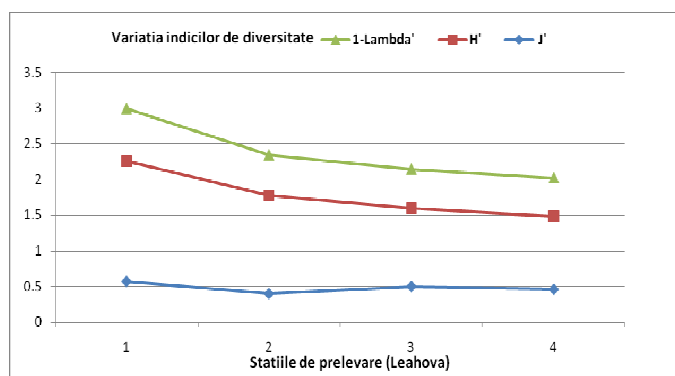


Fig. 4. 33. Variația indicilor de diversitate de-a lungul celor 6 stații de prelevare în laguna Leahova

Pentru facilitarea reprezentării grafice s-a procedat la compararea indexului de calitate fizico-chimică a apei WQI și a indicilor biologici de calitate a apei în valori normalizate. Fiecare indice a fost reprezentat prin raportul dintre valoarea punctuală și valoarea maximă a determinărilor pentru fiecare stație în parte.

În figura 4. 38 este reprezentată distribuția valorilor normalizate a indicilor WQI, Pielou, Shannon și Simpson la cele 6 stații de prelevare din laguna Cesine. În cadrul celor 6 stații de prelevare se observă că valorile cele mai bune ale calității apei au fost obținute la stațiile S3 și S5, iar calitatea cea mai slabă fiind înregistrată la stația S1 și S4.

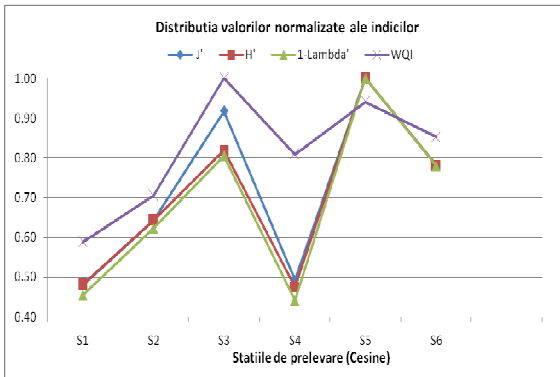


Fig. 4.38. Distribuția valorilor normalizate a indicilor WQI, Pielou, Shannon și Simpson la cele 6 stații de prelevare (Cesine)

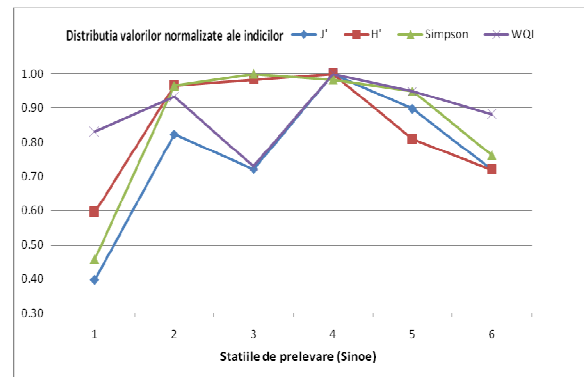


Fig. 4.41. Distribuția valorilor normalizate a indicilor WQI, Pielou, Shannon și Simpson la cele 6 stații de prelevare (Sinoe)

Se observă o variație similară a celor două tipuri de indici – atât a celor de calitate fizico-chimică a apei cât și biologică, fiind vizibilă o corelație maximă între indexul WQI și indicele de diversitate Pielou.

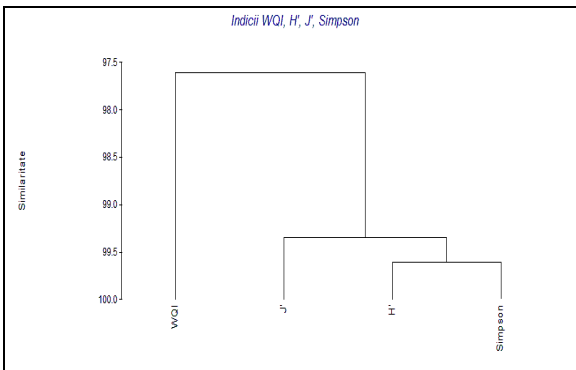


Fig.4.36. Dendograma de similaritate Bray-Curtis dintre indicele WQI și indicii Simpson, H', J' (Cesine)

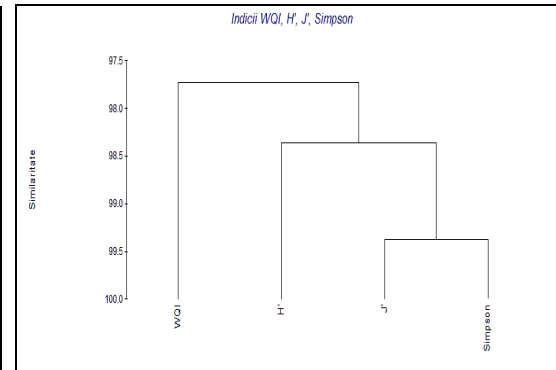


Fig.4.37. Dendograma de similaritate Bray-Curtis dintre indicele WQI și indicii Simpson, H', J' (Sinoe)

Valorile normalizate ale indicilor WQI, Pielou, Shannon și Simpson (Sinoe) prezintă o similaritate maximă de peste 97,6 % între indicele WQI și indicii de diversitate. Se observă existența unei corelații importante între variația celor două tipuri de indicatori (fizico-chimici și biologici) atât din punct de vedere spațial cât și temporal, ceea ce subliniază importanța folosirii simultane a celor două tipuri de indici ecologici în cazul celor trei sisteme lagunare monitorizate.

Este important de subliniat aspectul incertitudinilor care afectează monitoringul apelor de tranziție. Sursele de incertitudine observate au fost: localizarea geografică, inegalitatea tipurilor de habitat și a sezonelor; și de asemenea, s-a observat existența unei incertitudini intrinseci în evaluarea proprietăților structurale ale nevertebratelor bentonice. Metricii folosiți au fost: Shannon ( $H'$ ), Margalef ( $d$ ), numărul estimat de specii ( $ES$ ) într-un subgrup de indivizi selectați aleator (de exemplu ( $ES(50)$ )) (Hurlbert, 1971; Rosenberg, 2004); și de asemenea, au fost folosiți parametrii descriptivi standard (mediana, percentilele 10 și 90). A fost de asemenea calculat indicele Body size (marimea corpului), care este recunoscută ca fiind una dintre cele mai

importante trăsături determinate la un organism, într-o mare măsură, tipul și puterea interacțiunilor ecologice la care indivizii sunt supuși (De Roos, 2003).

Incertitudinea absolută a fost evaluată prin variația totală a diferiților metrici, ceea ce a arătat că indicatorii, inclusiv măsura sensibilității, atât în calitate de mărime a sensibilității cât și ca sensibilitate taxonomică, au o incertitudine mai mică decât diversitatea taxonomică, cât și față de măsura corpului (Tabelul 4.19).

**Tabelul 4. 19.** Incertitudinea absolută a diferiților metrici și comparația statistică a incertitudinilor (*F* ratios; n.s.,  $P < 0.05$ ;  $P < 0.01$ )

	MedianSize	10-90	d	H'	ES50	M-ISS
$\sigma^2$	1,11	0,72	0,45	0,33	0,27	0,18
<b>MedianSize</b>						
<b>10-90</b>	1,55					
<b>d</b>	2,50	1,61				
<b>H'</b>	3,35	2,16	1,34			
<b>ES50</b>	4,14	2,67	1,66	1,24		
<b>M-ISS</b>	6,15	3,97	2,46	1,84	1,48	

Variația măsurătorilor normalizate este cuprinsă între 0.18 pentru M-ISS și 1.11 pentru median size spectra. La ambele ecosisteme, indicele „size spectra” a arătat, în general, o incertitudine relativ mică spre deosebire de indicii bazați pe indici taxonomici, chiar dacă ținem cont de faptul că indicii bazați pe diversitatea taxonomică sunt în general mai puțin variabili decât indicii taxonomici. Incertitudinea relativă a fost evaluată de asemenea, pentru Cetine calculul indicilor de diversitate (d, ES50, H') au arătat un procent de variație foarte mare, față de măsurile legate de dimensiunea corpului (median size, percentilele 10-90, M-ISS).

#### 4. 2.2. Analiza statistică a datelor

Metoda abordată pentru studiul acestor trei ecosisteme de tranziție, este aceeași descrisă anterior, ea bazându-se pe analiza regresivă statistică multivariată. Analiza datelor obținute în urma acestui studiu a început prin evaluarea influenței reciproce a parametrilor fizici și chimici măsurați. În acest fel, din datele analizate au fost luate în considerare doar seturile de valori care au evidențiat relații de interdependență între parametrii fizici și chimici, cu scopul de a selecta factorii cu valorile semnificative.

Tinând cont de faptul că speciile de *Chironomidae* prezintă o sensibilitate ridicată la variațiile temperaturii (Larocque, 2003) și ale oxigenului dizolvat (Walker, 2001), s-a analizat corelația dintre abundența numerică a acestei specii funcție de cei doi parametri: temperatura și oxigenul dizolvat, numărul indivizilor acestei specii fiind în creștere în condițiile în care crește și concentrația oxigenului dizolvat (aspect subliniat și de Luoto, 2010).



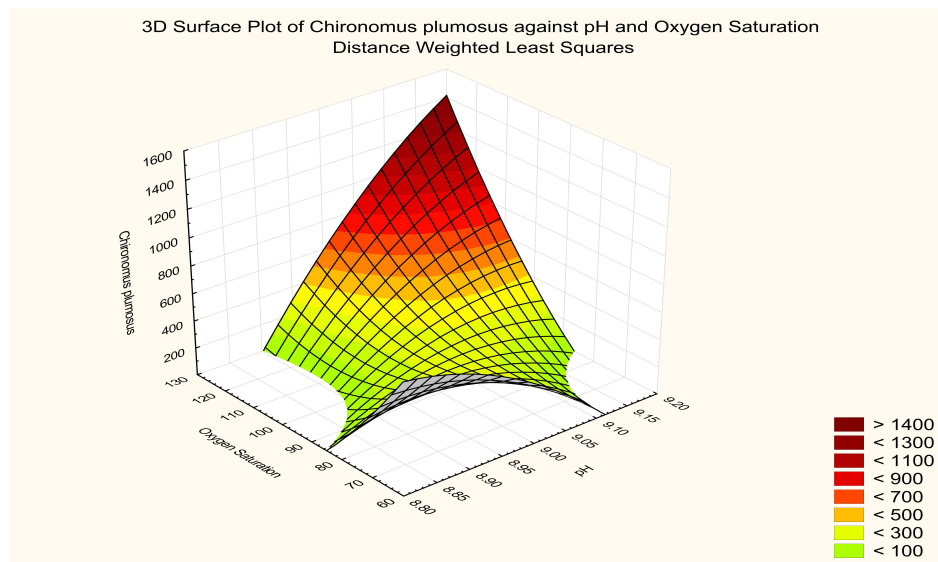


Fig. 4. 56. Corelația dintre Chironomidae, regimul oxigenului și pH (Cesine)

Se constată astfel existența unei corelații semnificative între abundența *Chironomidelor* și valorile oxigenului dizolvat, odată cu creșterea concentrației de oxigen dizolvat fiind evidentă tendința de creștere a numărului de indivizi ai acestei specii, înregistrându-se un maxim în jurul valorii de 10,5 mg/l.

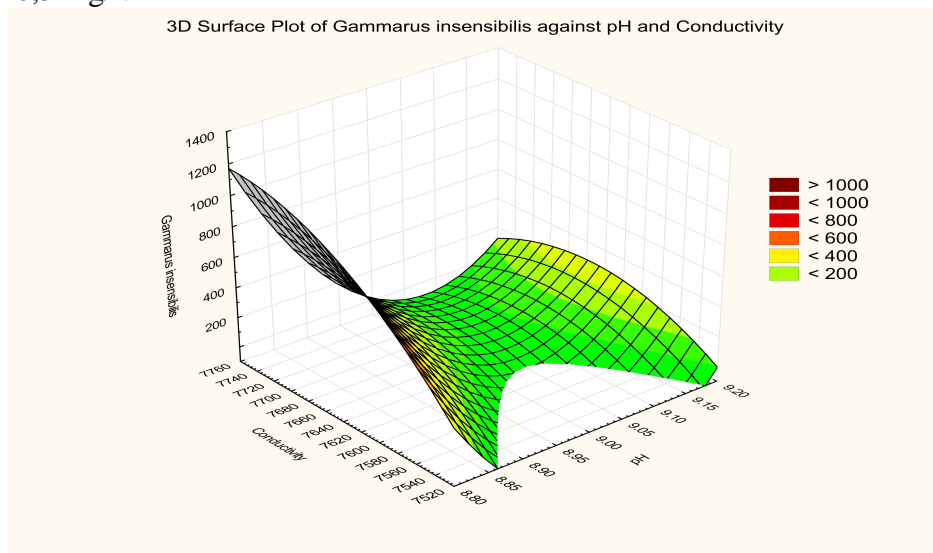


Fig.4.59 Corelația dintre Gammarus, pH și conductivitatea (Cesine)

În ceea ce privește conductivitatea, specia *Chironomus* tolerează valori ridicate atunci când totalul ionilor crește, fiind înregistrat un optim în jurul unei conductivități de 7760 mS/cm. Se observă de asemenea o ușoară tendință de intoleranță a speciei față de valorile ridicate ale pH-ului. Conform rezultatelor, specia tinde să prefere ape cu un pH optim în jurul valorii de 8,80, având o tendință de intoleranță la valori ce trec peste 9.

Parametrii fizico chimici monitorizați, nu arată în urma realizării testelor ANOVA,

relevanță în privința distribuției speciei de amfipod *Gammarus insensibilis*. Totuși, o ușoară tendință de intoleranță a speciei se manifestă față de valorile mari ale pH-ului. Conform rezultatelor, specia tinde să prefere ape cu un pH ușor alcalin, cu optimul în jurul valorii de 9,00, având o tendință de intoleranță la valori ce trec peste 9,10.

Celelalte specii prezintă de asemenea o sensibilitate ridicată față de variația pH-ului, abundența relativă fiind în creștere odată cu creșterea valorii pH-ului până la un interval cuprins între 8,5-9, ceea ce subliniază faptul că aceste specii se dezvoltă optim în mediu neutru-ușor alcalin, aspect subliniat și de Singh, 2008. Ceilalți parametri fizico-chimici măsurați nu trec nivelul de relevanță în urma testelor statistice efectuate.

Și în cazul ecosistemului celor trei lagune prezentate, în mare parte din corelațiile prezentate, modelul de ordin doi este suficient pentru a surprinde existența unei relații între doi parametri de stare și răspunsul speciilor de macronevertebrate. Modelul matematic prezentat, scoate în evidență sensibilitatea diferită a ecosistemului în raport cu cei doi parametri de stare observați.

## 4.2. Ecosisteme acvatice salmastre

### 4.3.1. Indici de calitate fizico-chimici (WQI) și biologici

În cazul salinei salmastre Margherita di Savoia, așa cum subliniază Davis, 2000 și Evagelopoulos, 2008, salinitatea joacă un rol important în determinarea variabilelor de mediu, în cazul studiului prezent fiind evidențiat faptul că salinitatea este un factor care influențează distribuția și diversitatea macronevertebratelor bentonice.

Valorile obținute pentru WQI sunt prezentate în figura 4.60, observându-se că valorile medii sunt cuprinse între limitele 48-71, cele mai slabe valori fiind identificate la stațiile S5 și S6, calitatea apei din punct de vedere fizico-chimic încadrându-se astfel la clasa de calitate medie.

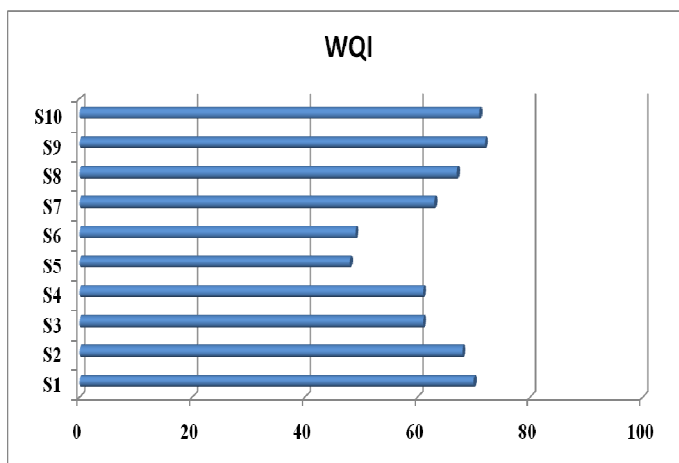


Fig. 4.60 Variația indexului WQI la cele două eșantioane de prelevări: 90-100 (foarte bună), 70-90 (bună), 50-70 (medie), 25-50 (slabă), 0-25 (foarte slabă)

Din punct de vedere al calității biologice, abundența relativă a prezentat diferențe de-a lungul stațiilor de prelevare, aspect pus pe seama variațiilor diferite ale factorilor de mediu între stațiile

de prelevare, ca rezultat al imputurilor de apă marină prin canalele de comunicare. S-a observat astfel că, în ceea ce privește: bogăția speciilor, abundența numerică și diversitatea au fost înregistrate valori mult mai mari în primăvară comparativ cu prelevările realizate toamna.

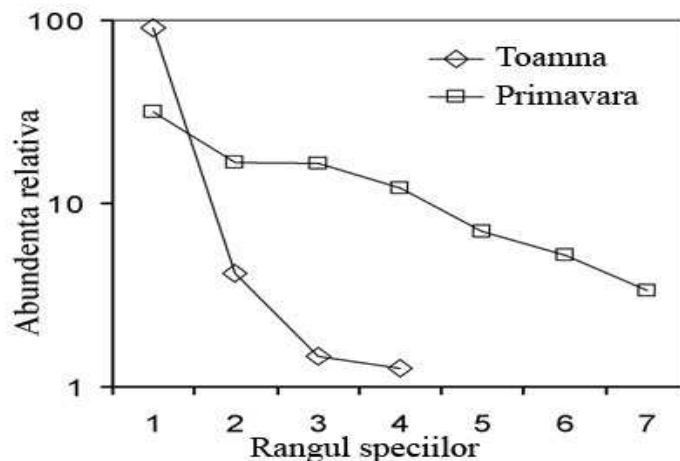


Fig. 4.61. Abundența relativă a speciilor (>1%).

Pe axa X sunt enumerate speciile, de la cele mai abundente la cele mai puțin abundente

Rezultatele studiului prezintă faptul că, comunitatea de macroinvertebrate bentonice din Margherita di Savoia este puternic influențată de variația temporală și spațială a parametrilor fizico-chimici. Temperatura s-a dovedit astfel a fi un parametru extrem de important în cazul distribuției macronevertebratelor. Sezonul toamna coincide cu etapa finală de evaporare a apei cauzate de creșterea temperaturii și reducerea precipitațiilor. În această perioadă are loc 70% din procentul de evaporare anuală a apei din Margherita di Savoia (Zeno, 2006). În această etapă finală există o creștere a condițiilor extreme de mediu față de sezonul de primăvară, ceea ce are ca rezultat reducerea bogăției și diversității speciilor bentonice, din totalul indivizilor identificați, 54.17% fiind găsiți în eșantioanele prelevate primăvara și 45.83% toamna.

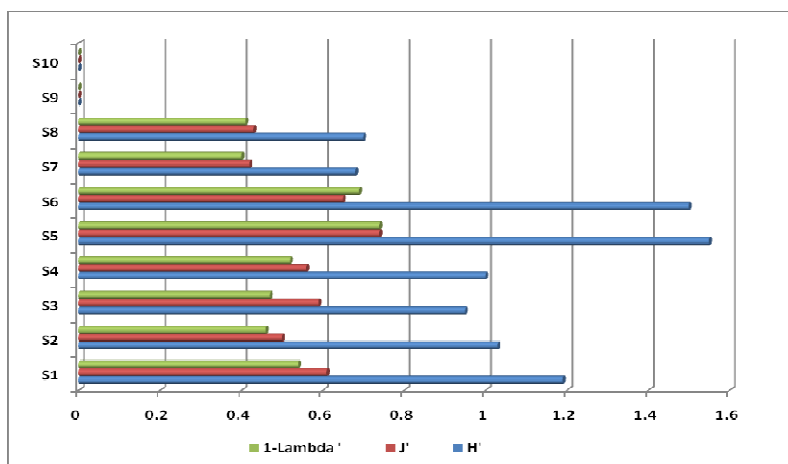


Fig. 4.61 Variația indicilor de similaritate de-a lungul celor 10 puncte de prelevare 1-Lambda (Simpson), J' (Pielou), H' (Shannon)

În ceea ce privește indicii de diversitate calculați, se poate observa că rezultatele obținute prezintă o variație aproape identică în cazul indicilor Pielou Evenness și Simpson, fiind observată o diversitate ridicată la staturile S5, S6 și S7 (figura 4.61.).

În cazul calculării similarității dintre indicele fizio-chimic WQI și indicii de diversitate, s-a obținut o similaritate de 99 % pentru indicii Pielou și Simpson și respectiv 98,8% pentru Shannon (fig. 4.64.).

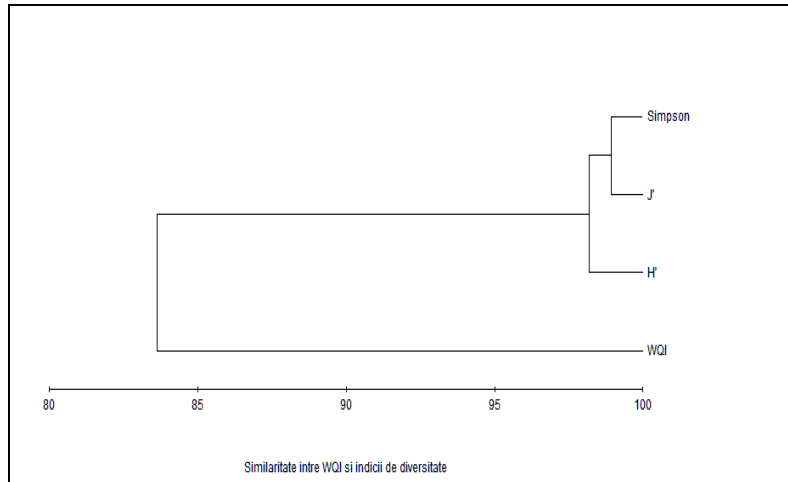


Fig. 4.64 Dendograma de similaritate Bray-Curtis dintre indicele WQI și indicii de diversitate

În figura 4.65 este reprezentată distribuția valorilor normalizate a indicilor WQI, Pielou, Shannon și Simpson la cele 10 stații de prelevare. În cadrul celor 10 stații de prelevare se observă că valorile cele mai bune ale calității apei au fost obținute la stațiile S5, S6 și S8 (cu excepția stațiilor S8, S9, S10 care prezintă cele mai slabe valori).

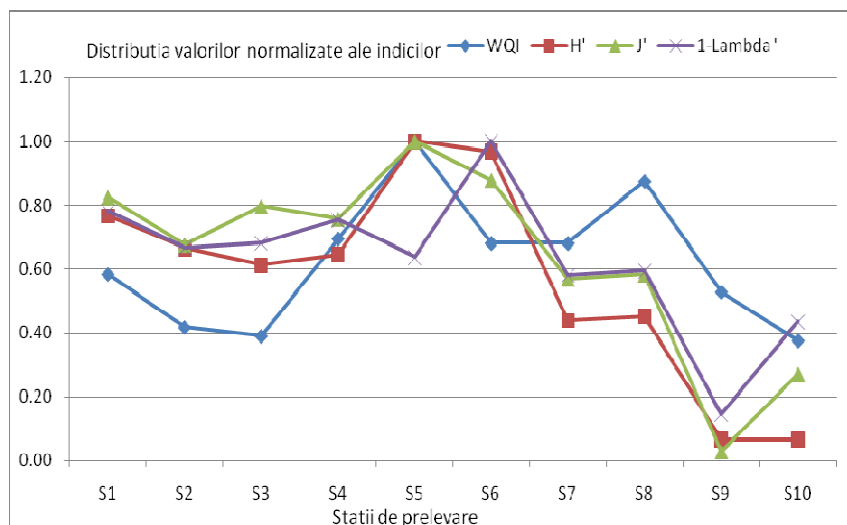


Fig. 4.65. Distribuția valorilor normalizate a indicilor WQI, Pielou, Shannon și Simpson la cele 10 stații de prelevare

Din punct de vedere al similarității, așa cum se poate observa în figura 4.66 la toate cele zece stații de prelevare, similaritatea maximă a fost determinată în jurul valorii de 93%, cu valori maxime în cazul stațiilor S1-S2, S7-S8, S3-S4-S5, cu excepția stației S9 care prezintă o disimilaritate ridicată față de celelalte stații.

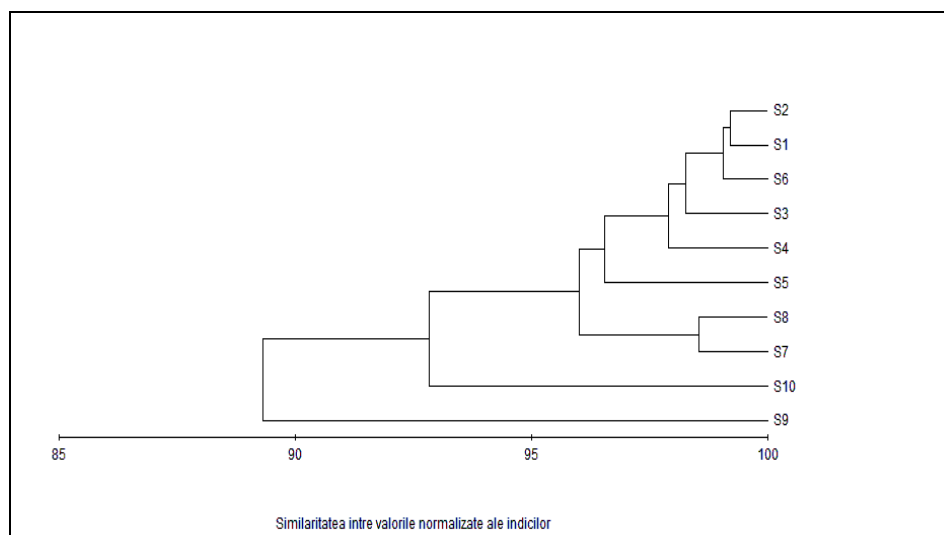


Fig. 4.66. Similaritatea între situri funcție de valoarea normalizată a indicilor cumulați (WQI, H', J', Lambda)

Se observă o variație similară a celor două tipuri de indici – atât a celor de calitate fizico-chimică a apei cât și biologică, fiind vizibilă o corelație maximă între indexul WQI și indicele de diversitate Shannon, fiind înregistrată între cei doi indici o similaritate de peste 92%.

În urma calculării factorului de corelație, s-a obținut o corelație semnificativă între gradul de salinitate și ceilalți parametri abiotici. Distribuția și abundența speciei *Abra segmentum* este puternic influențată de gradientul de salinitate, fiind obținut un coeficient de corelație semnificativă de 0,86. S-au găsit de asemenea, corelații semnificative între această specie și temperatură, respectiv TSD. O corelație pozitivă ridicată (0,99) s-a obținut de asemeni cu valoarea concentrației de azotiți ( $\text{NO}_2$ ).

Structura comunităților de macronevertebrate bentonice în apele sărate, a fost și este încă studiată (Rossi, 2005; Barbone, 2010). Numeroase studii demonstrează că în medii hipersaline, salinitatea este un factor limitativ pentru speciile de macronevertebrate, care are ca și finalitate reducerea biodiversității (Colbum, 1988; Filippov, 1995), aspect care este confirmat și în cadrul observațiilor făcute de studiul respectiv.

*Chironomus salinarius* nu are nici o relație cu salinitatea, o corelație mai ridicată observându-se numai cu temperatura. O posibilă explicație a lipsei de corelație cu salinitatea poate fi aceea că această specie este capabilă de a tolera valori ridicate de salinitate, aspect subliniat și de Armitage în 1995. Această specie a fost observată că are o abundență ridicată imediat după inundații (Tremblay, 1999). Aceste organisme pot ocupa poziții importante în dinamica trofic al ecosistemelor acvatice, ca urmare a abundenței lor numerice și rolul său în circuitul nutrienților, ele descompunând materiile organice în particule fine (<1mm) și reprezintă o bogată sursă de hrană pentru prădători (Silva, 2008).

În Margherita di Savoia, concentrația TSD a fost corelată statistic semnificativ cu salinitatea, pH, fosfații ( $\text{PO}_4$ ), amoniul ( $\text{NH}_4$ ) și azotii ( $\text{NO}_2$ ). Acest lucru demonstrează faptul că, valoarea concentrației de substanțe dizolvate poate influența variației altor parametri abiotici, care exercită o presiune asupra speciilor bentonice.

Tavares (2009) au observat că valoarea conductivității este o variabilă foarte importantă în cadrul ecosistemelor acvatice, cele mai relevante rezultate obținându-se în cazul macronevertebratelor. În studiul prezent, a fost obținută de asemenea o corelație statistică între conductivitate și speciile bentonice, în special pentru speciile de *Chironomus*. În ceea ce privește influența pH-ului în Margherita di Savoia, acesta variază în funcție de adâncime, salinitate și valoarea concentrației de substanțe dizolvate, calculul coeficientului de corelație a arătat că a existat o corelație semnificativă între variația pH-ului și concentrația acestor factori abiotici.

#### 4.3.2. Analiza statistică a datelor

În urma realizării analizei de regresie (fig. 4.71), s-a observat faptul că se pot descrie condițiile optime pentru dezvoltarea acestei specii de *Chironomus* în condițiile extreme de mediu din salina marina. Acest interval se situează în domeniul unei temperaturi cuprinse între  $28-30,5^\circ\text{C}$  și în condițiile unei concentrații ale salinității situate în domeniul 80-85 ppt.

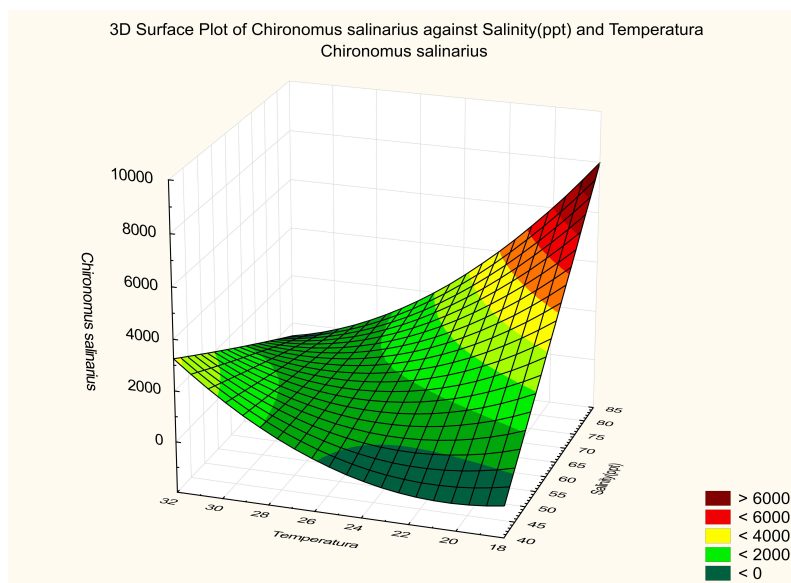


Fig. 4.71. Corelația dintre abundența speciei *Chironomus*, temperatură și salinitate

Foarte relevant este modelul regresiv obținut pentru specia *Chironomus*, solidele dizolvate și pH. În privința concentrației de solide dizolvate din apă se poate formula ipoteza faptului că această specie nu tolerează valori mai mari de 74 g/l și de asemenea are o dezvoltare optimă la un domeniul al pH-ului de 8,8-9.



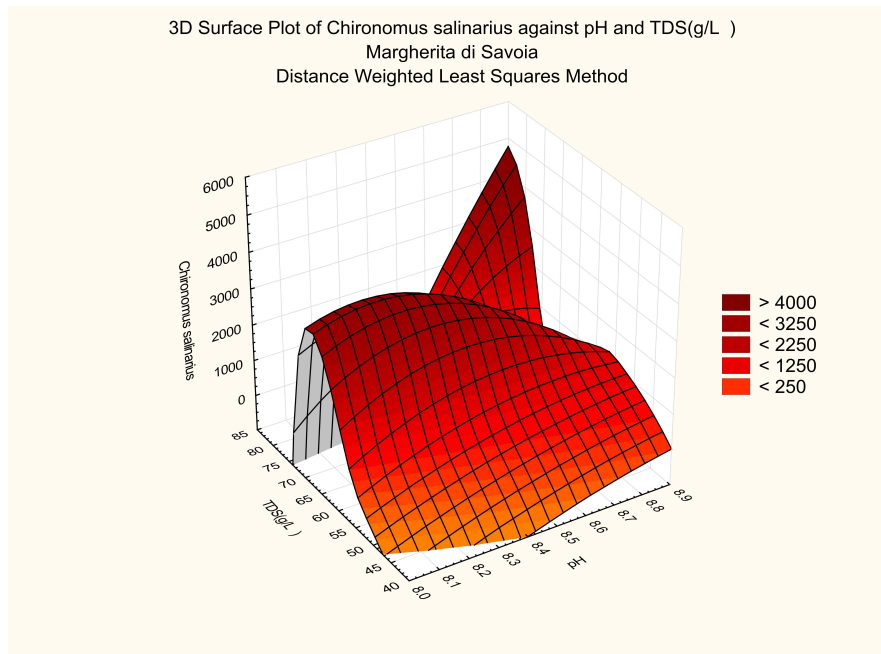


Fig. 4.72. Corelația dintre abundența speciei *Chironomus*, TSD și pH

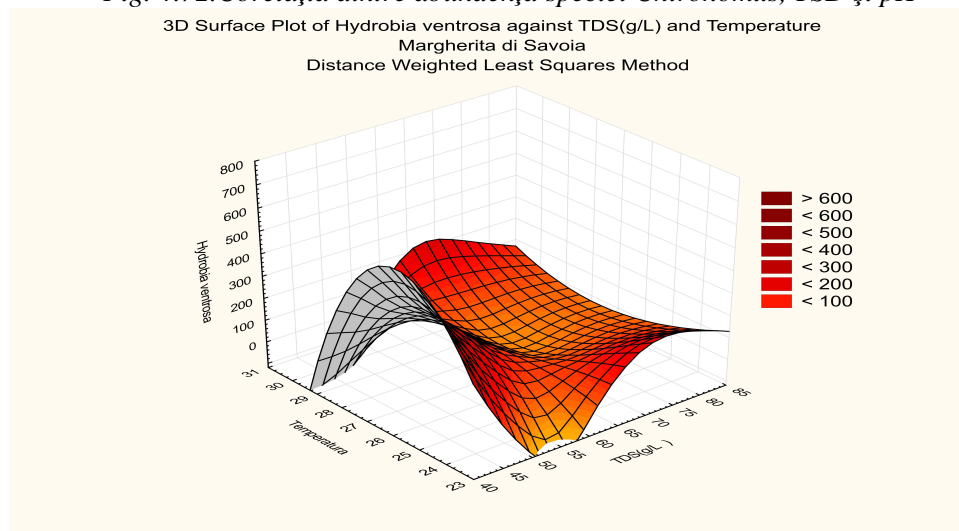


Fig. 4.73. Corelația dintre abundența speciei *Hydrobia ventrosa*, TSD și temperatura

În ceea ce privește concentrația solidelor dizolvate, specia *Hydrobia ventrosa* tolerează valori ridicate (80g/l) și un domeniu de temperatură cuprins între 26-20°C. S-a remarcat de asemenea, o toleranță mare a acestei specii la concentrații ridicate ale salinității (Grudemo, 2001). Pentru ceilalți parametri măsurați testele ANOVA nu au aratat că ar exista o influență semnificativă în privința distribuției acestei specii în habitatul Margheritei di Savoia.

#### 4.4. Sinteza monitorizării fizico-chimice și biologice

În studiul inițiat în aceasta lucrare, s-a încercat determinarea gradului de specificitate al fiecărui index în funcție de tipul ecosistemului. Astfel, au fost făcute determinări simultane pentru cuantificarea gradului de dependență reciprocă a parametrilor biologici și fizico-chimici (biotic-abiotic) și modul în care variațiile abioticului afectează evoluția și distribuția speciilor existente într-un ecosistem. S-a analizat inclusiv incertitudinea și neajunsurile utilizării aceluiaș index în cadrul mai multor ecosisteme, fără a se ține seama de particularitățile morfologice și funcționale ale respectivului ecosistem.

În cazul ecosistemelor acvatice studiate în această lucrare, a fost aprofundată necesitatea abordării simultane a celor două tipuri de monitoring – în primul rând analiza parametrilor fizico-chimici, care oferă într-un timp scurt informații ale factorilor de mediu la un moment dat, și analiza elementelor biologice, care oferă informații despre starea ecologică a ecosistemului acvatic pe o perioadă mai mare de timp, privită din punct de vedere al impactului mediului abiotic asupra viețuitoarelor acvatice.

În studiul prezent, conform DCA, evaluarea stării ecologice a ecosistemelor acvatice monitorizate, a fost făcută prin integrarea ambelor elemente de calitate a apelor (biologice și fizico-chimice), prin aplicarea principiului prezentat în schema de evaluare a calitatii apei. În figura 4.4.1 se poate observa prezentarea grafică a statutului ecologic al ecosistemelor ecologice studiate. Așa cum se poate observa în figura 4.4.1, în urma monitorizării elementelor de calitate biologice și fizico chimice, s-a determinat statutul ecologic al celor cinci ecosisteme acvatice prezentate în acest studiu, după cum urmează: râul Candelaro se încadrează la statutul de calitate ecologică slabă, în aceeași clasă fiind situată și salina marină Margarita di Savoia, laguna Le Cesine la starea ecologică moderată, iar cele două lagune Leahova și Sinoe au fost încadrate în statutul de calitate ecologică bună.

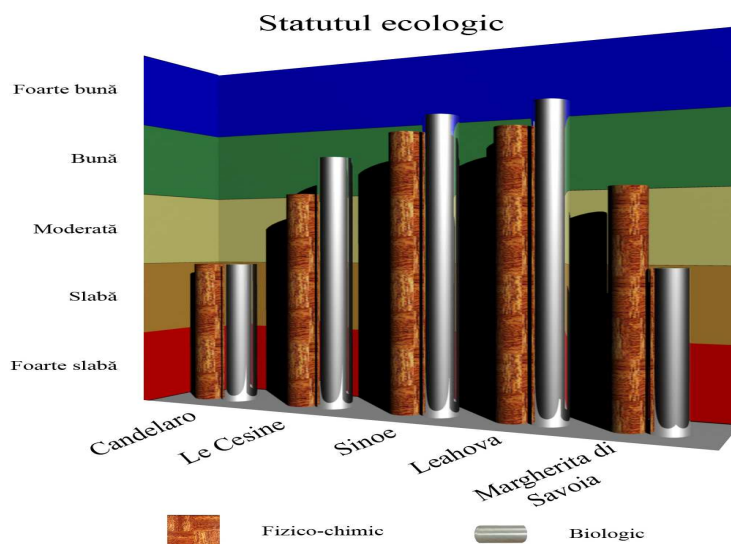


Fig 4.4.1. Statutul ecologic al ecosistemelor acvatice monitorizate (Candelaro, Le Cesine, Sinoe, Leahova și Margarita di Savoia)

Tinând cont de informațiile cuantificate în urma monitorizării fizico-chimice și biologice, se evidențiază importanța abordării simultane a celor două tipuri de monitoring – în primul rând analiza parametrilor fizico-chimici, care oferă informații într-un timp scurt despre concentrațiile factorilor de mediu din momentul prelevării și analiza elementelor biologice, care oferă informații despre o perioadă mai mare de timp, precedent momentului prelevării (caracter retrospectiv și perspectiv).

#### **4.5. MODELE MATEMATICE OBȚINUTE**

Analiza statistică folosită în studiul sistemelor complexe, reprezintă o metodă de examinare extrem de indicată. Un astfel de procedeu poate scoate în evidență, în primele etape ale analizei, corelații și legături între parametri de intrare și/sau mărimile independente. După această primă analiză, se poate trece la următoarea etapă și anume la analiza răspunsului sistemului respectiv, a mărimii de interes în funcție de valorile parametrilor de control. O astfel de strategie, preluată din automatică și anume din domeniul ingineriei sistemelor, poate fi implementată cu succes și în acest caz.

#### **4.6. CONCLUZII FINALE**

Scopul studiului din această lucrare, a instrumentelor și metodelor de monitorizare aplicate la cele cinci ecosisteme acvatice, este nu doar de a obține informații despre sursele și tipurile de contaminare sau poluare ale ecosistemelor acvatice, ci mai ales de a contribui la înțelegerea interacțiunilor dintre variabilele abiotice și biotice, care au ca și finalitate exercitarea anumitor presiuni asupra speciilor de macronevertebrate din cadrul ecosistemelor studiate.

În cadrul tezei de doctorat s-a urmărit realizarea unor studii referitoare la metodele științifice de monitorizare a ecosistemelor acvatice și, de asemenea dezvoltarea unui studiu aplicat ecosistemelor acvatice, cu scopul de a construi funcții de stare de tip potențial care să permită obținerea unor ecuații de stare, asemănătoare celor din termodinamică. Astfel, pornindu-se de la măsurători ale parametrilor fizico-chimici și biologici, s-au construit modele statistice de tip regresiv prin care s-au putut descrie unele relații de dependență dintre mărimile de stare ale ecosistemului și setul de mărimi fundamentale ales pentru a se construi reprezentarea.

Aceste studii au constatat în:

- recoltarea mai multor probe de apă și sediment de pe cinci ecosisteme acvatice care au inclus râul, laguna și salina marină, monitorizarea parametrilor de calitate fizico-chimică și biologică;
- prelevarea, sortarea, identificarea și cuantificarea speciilor de macronevertebrate bentonice prezente în eșantioanele prelevate;
- realizarea unei baze de date cu parametri monitorizați, pe baza cărora s-au făcut corelații statistice cu scopul de a observa starea de sănătate a ecosistemului acvatic monitorizat și de a găsi conexiuni între presiunile exercitate de factorii abiotici asupra macronevertebratelor și răspunsul lor la acțiunea acestora;
- construirea unor modele statistice de tip regresiv prin care s-a realizat descrierea relațiilor de dependență dintre mărimile de stare ale sistemului și setul de mărimi fundamentale ales pentru a se construi reprezentarea;

- concretizarea procedurii de analiză statistică sub forma unor modele regresive de tip polinomial.

Rezultatele experimentale obținute în cadrul programului de cercetare au permis acumularea de noi cunoștințe privind monitorizarea ecosistemelor acvatice, determinarea corelației dintre parametri fizico-chimici și biologici, folosindu-se modele statistice de tip regresiv.

În urma acestui studiu s-au evidențiat următoarele:

- Sistemele stresate de variația factorilor de mediu, prezintă o bogăție redusă a speciilor (diversitate redusă) și o predominanță a taxonilor toleranți la stres;
- În urma analizei corelației realizată la nivel de indici de calitate ecologică (WQI pentru calitatea fizico-chimică și indicii de biodiversitate pentru calitatea biologică a apei), a fost evidentă existența unei similarități importante între variația celor două tipuri de indicatori atât din punct de vedere spațial cât și temporal, în cazul tuturor celor cinci ecosisteme monitorizate;
- S-a reușit construirea unui model matematic - sub forma unei structuri analitice care să permită anticiparea sau evaluarea elementelor biologice în funcție de parametri fizico-chimici măsurați;
- Verificarea reprezentării obținute, a fost realizată folosindu-se un procedeu de identificare inversă a parametrilor fizico-chimici pe baza evaluării elementelor biologice (speciile de macronevertebrate). Rezultatele obținute au prezentat erori foarte mici, fapt care justifică observația că această metodă statistică ar trebui extinsă prin studiu și în cazul altor tipuri de ecosisteme acvatice;
- Caracterul specific a datelor experimentale nu a permis utilizarea analizei general folosite și anume a componentei principale. Din acest motiv, utilizând referințele din literatură, am analizat și am utilizat metode de analiză specifice, construind unele modele regresive;
- S-a reușit construirea unor funcții de stare de tip potențial (numite uneori funcții de stare) care permit obținerea unor ecuații de stare, asemănătoare celor din termodinamică;
- Cu ajutorul modelelor statistice de tip regresiv, au putut fi descrise relațiile de dependență dintre mărimile de stare ale sistemului și setul de mărimi fundamentale ales pentru a se construi reprezentarea matematică;
- În urma testării acestor modele pe mai multe categorii de sisteme acvatice (apă curgătoare, lagune și respectiv salina marină), au fost obținute rezultate pozitive, reușindu-se utilizarea aceluiași metode pentru construirea unor modele regresive de tip polinomial;
- Abordarea multifactor cât și abordarea regresivă au dus la obținerea unor rezultate coerente și au permis construirea unor reprezentări care să evidențieze diferențele dintre ecosistemele studiate. Analizele efectuate au condus la ipoteza faptului că, pe baza rezultatelor care prezintă similitudini în cazul unor zone apropiate geografic sau diferențe puternice pentru ecosistemele diferite, poate fi posibilă construirea unui model matematic global;
- S-a realizat ulterior o investigație asupra reprezentărilor obținute și, așa cum era de așteptat, s-a observat faptul că aceste modele – reprezentari specifice ecosistemului

studiat - sunt de fapt “amprente” – reprezentări locale specifice fiecărui ecosistem în parte. Astfel, cu titlul de exemplu, putem evidenția faptul că, pentru cele două zone lagunare învecinate, studiate, modelele prezintă similitudini evidente. Pentru sisteme lagunare din zone diferite, modelele prezintă structura diferite;

- Extinzându-se procedura de analiză statistică s-a reușit integrarea componentelor biologice în ecuațiile de stare de tip analitic;

- S-a evidențiat în faptul ca se pot include în expresiile de stare complexe, atat componentele fizico-chimice cât și cele de tip biologic, reușindu-se obținerea unor potențiale de tip funcție de stare care să includă toate aceste componente la un loc;

- Lucrarea de față se înscrie în contextul actual al tendinței de a identifica noi modele și abordări în domeniul studiului ecosistemelor acvatice. Acestui subiect îi sunt dedicate mai multe articole aflate în lucru în acest moment sau trimise spre publicare.

### **BIBLIOGRAFIE SELECTIVA**

- Burger, J., Environmental management: Integrating ecological evaluation, remediation, restoration, natural resource damage assessment and long-term stewardship on contaminated lands, Published by Elsevier B.V., pp 6-19, Science of the total environment 400, 2008
- Brand, L., The transport of terrestrial nutrients to South Florida coastal waters. In The Everglades, Florida Bay, and Coral Reefs of the Florida Keys: An Ecosystem Sourcebook, J. W. Porter and K. G. Porter (eds.). CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 361–413, 2002
- Brundin, L., Chironomiden und andere Bodentiere der südschwedischen Urgebirgseen. Ein Beitrag zur Kenntnis der bodenfaunistischen Charakterzüge schwedischer oligotropher Seen. Report of the Institute of Freshwater Research Drottningholm, 30: 1-915, 1949.
- Brundin, L.. Fifty years' limnic zoogeography. Mitt. int.Ver. Limnol., 20: 287-300, 1974
- Caldararu, A., Rosati, I., Barbone, E., Georgescu, L.P., Iticescu C., Basset A., Implementing european water framework directive: uncertainty degree of metrics formacroinvertebrates in transitional waters, Environmental Engineering and Management Journal, Vol.9, No. 9, 1259-1266, 2010,
- Ciolpan, O., Monitoringul integrat al sistemelor ecologice , ARS DOCENDI 2005
- Costanza, R. Toward an operational definition of ecosystem health, in Ecosystem Health: New Goals for Environmental Management , pp. 239–256, Island Press, 1992
- De Roos AM, Persson L, McCauley E., The influence of size-dependent life-history traits on the structure and dynamics of populations and communities. Ecology Letters 6: 473–487, 2003
- Gibson, G. R., M. L. Bowman, J. Gerritsen, and B. D. Snyder. Estuarine and Coastal Marine Waters: Bioassessment and Biocriteria Technical Guidance. EPA 822-B-00-024. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C., 2000.

- Georgescu, L.P., Voiculescu, M., Dragan, S., Timofti, M., Caldararu, A., Study of spatial and temporal variations of some chemical pollutants of Lower Siret River, sent for publication to JEPE , 2010
- Jorgensen, S., Constanza, R., Fu-Liu Xu, “Ecological indicators for assessment of ecosystem health”, pp 5-30, 2005
- Johnson, R. K., W. Goedkoop & L. Sandin, Spatial scale and ecological relationships between the macroinvertebrate communities of stony habitats of streams and lakes. *Freshwater Biology* 49: 1179–1194, 2004.
- Livingston, R. J. 2001. *Eutrophication Processes in Coastal Systems*. CRC Press, Boca Raton, FL. Morton, T. G., A. J. Gold, and W. M. Sullivan. Influence of overwatering and fertilization on nitrogen losses from home lawns. *Journal of Environmental Quality* 17:124–30,
- Magurran, A. E., *Measuring Ecological Diversity*. Blackwell Publishing, Oxford. 256pp, 2004
- Marin-Guirao, L., Cesar, A., Marin, A., Lloret, J., Vita, R., Establishing the ecological quality status of soft-bottom mining-impacted coastal water bodies in the scope of the Water Framework Directive. *Mar. Pollut. Bull.* 50 (4), 374–387, 2005.
- Marques JC, Pardal MA, Nielsen SN, Jorgensen SE. Analysis of the properties of exergy and biodiversity along an estuarine gradient of eutrophication. *Ecol Modell*;102:155–67, 1997
- Mason NWH, MacGillivray K, Steel JB, Wilson JB. An index of functional diversity. *Journal of Vegetation, Science* 14: 571–578, 2003.
- Mason NWH, Mouillot D, Lee WG, Wilson JB. Functional richness, functional evenness and functional divergence: proposed primary components of functional diversity. *Oikos* 111 : 112–118, 2005
- Naumann, E. 1932. *Grundzüge der regionalen Limnologie*. Die Binnengewässer, 11. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 176 pp.
- Oksanen, J., Kindt R., Legendre P., O'Hara B., Simpson G. L., Solymos P., Stevens M. H. H., Wagner H. *vegan: Community Ecology Package*, 2008
- Rosenberg, D.M., Davies, I.J., Cobb, D.G., and Wiens, A.P. *Ecological Monitoring and Assessment Network (EMAN) Protocols for Measuring Biodiversity: Benthic Macroinvertebrates in Fresh Waters*. Dept. of Fisheries & Oceans, Freshwater Institute, Winnipeg, Manitoba. 53, Appendices, 1997
- Spellman, Frank R., *The Science of water: concepts and applications/ 2nd ed.* p. cm. Includes bibliographical references and index., ISBN 978-1-4200-5544-3, 2008,
- Thienemann, A., *Chironomus Leben Verbreitung und wirtschaftliche Bedeutung der Chironomiden*. Die Binnengewässer, 20 Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 834 pp., 1954.
- The State of Queensland, Department of Natural Resources and Mines, Health and Safety Guidelines for community-based waterway monitoring”, SBN 1921062 681, 2005,
- Thienemann, A., *Chironomus Leben Verbreitung und wirtschaftliche Bedeutung der Chironomiden*. Die Binnengewässer, 20 Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 834 pp., 1954.



- Using M-AMBI in assessing benthic quality within the Water Framework Directive: Some remarks and recommendations, Correspondence / Marine Pollution Bulletin 56, 1377–1379, 2008
- Vitousek, P.M. et al., Human domination of earth's ecosystems, Science 277, 494–499, 1997
- Wetlands in Global Change Context: Impacts and Management Issues , UNESCO Proceedings Series, Venice, in press.
- William S., Kurtz, J., Jackson, L., Fisher, W., Strategies for evaluating indicators based on guidelines from the Environmental Protection Agency's Office of Research and Development, Ecological Indicators 1, 49–6, 2001
- Wurts, W.A. , Daily pH cycle and ammonia toxicity. World Aquaculture, 34(2): 20-21, 2003

## ACTIVITATEA ȘTIINȚIFICĂ ÎN CADRUL PROGRAMULUI DE DOCTORAT

Teza de doctorat se bazează pe următoarele publicații:

### I. Publicații ISI

1. Georgescu P.L., Voiculescu M., Drăgan S., **Căldăraru C.**, Timofti M., Study of spatial and temporal variations of some chemical pollutants of the lower Siret River, Journal of environmental protection and ecology, volume 11, issue 3, pages 837-844, 2010
2. Georgescu P.L., Voiculescu M., Drăgan S., **Căldăraru C.**, Timofti M., Study of spatial and temporal variations of some physicochemical parameters of the lower Siret River, Journal of environmental protection and ecology, volume 11, issue 3 pages 986-992, 2010
3. Olaru V., Voiculescu M., Georgescu L.P., **Căldăraru A.**, Integrated management and control system for water resources, Environmental engineering and management journal, volume 9, pages 423-428, 2010
4. Georgescu P.L., Voiculescu M., Drăgan S., **Căldăraru C.**, Timofti M.C., Study of antropogenic effects on the quality of lower Pprut River, Journal of environmental protection and ecology, volume 11, issue 3, pages 986-992, 2010
5. **Căldăraru, A.**, Rosati I., Barbone E., Georgescu L.P., Iticescu C., Basset A., Implementing european water framework directive: uncertainty degree of metrics for macroinvertebrates in transitional waters, Environmental engineering and management journal, vol.9, 1259-1266, 2010
6. Barbone E., Rosati I., **Căldăraru A.**, Georgescu L.P., Iticescu C., Basset A., Abiotic filtering of benthic invertebrate guilds in the Margherita di Savoia saltworks, Environmental engineering and management journal , acceptat 2011
7. Iticescu C., Georgescu L.P., Murariu G., **Căldăraru A.**, Potential effects of pH variation depending on the temperature in the drinking water supply system, Journal of environmental protection and ecology, acceptat 2011

8. Murariu, M., **Căldăraru**, A., Georgescu L., Voiculescu, M., Puscasu, G., Basset, B., Investigation of Water Parameters in a River System with a Two-Dimensional Regression Analysis Model, American Institute of Physics, Volume 1387, Issue 1, pp. 259-264; doi:10.1063/1.3647084 , 2011

În articolele 1, 2 și 3 s-a inițiat studiul acestei lucrări, iar ulterior, în urma efectuării părții experimentale, și anume realizarea prelevărilor, prelucrării datelor, fiind schițată astfel prima formă a textului. În lucrările 4, 5 au fost realizate aplicații în vederea stabilirii stării de sănătate a unui ecosistem de apă conform DCA, folosind indicii fizico-chimici și biologici. În această perioadă s-au efectuat primele corelații între parametrii fizico-chimici și biologici, perioada care a coincis cu mobilitatea internațională când s-au studiat ecosistemele acvatice din Italia.

În ultimile articole acceptate 6, 7 și 8, cât și în cele care urmează a se publica, sunt cuprinse primele rezultate ale aplicării regresiei matematice ca și instrument de evaluare a stării de sănătate a unui ecosistem, acvatic. Pe lângă aceste lucrări, sunt o serie de articole trimise spre publicare, actualmente aflat în faza de corectare.

## **II. Lucrări publicate în reviste indexate în baze de date internaționale**

1. **Căldăraru A.**, Georgescu L.P., Voiculescu M., An introduction to monitoring aquatic ecosystems, Annals of the “Dunărea de Jos” University of Galați, Mathematics, physics, chemistry, informatics fascicle II, supplement, year II (XXXII), 2009

2. **Căldăraru A.**, Gogoncea V., Murariu G., Georgescu L.P, Praisler M., Stoian I., Toward a new software tool for flood assesmnet gis system, Annals of the “Dunărea de Jos” University of Galați, Mathematics, physics, chemistry, informatics fascicle II, supplement, year II (XXXII), 2009

3. **Căldăraru A.**, Gogoncea V., Murariu G., GEorgescu L.P, Praisler M., Stoian I., 2d numerical simulation for specific diffusion processes, The annals of the “Dunărea de Jos” University of Galați, Mathematics, physics, chemistry, informatics fascicle II, supplement, year II (XXXII), 2009

4. Timofti M., Voiculescu M., Georgescu L.P., Dragan S., **Căldăraru A.**, Comparison between anthropogenic effects of some chemical pollutants of lower Siret and Prut Rivers”; The annals of the “Dunărea de Jos” University of Galați, Mathematics, physics, chemistry, informatics fascicle II, supplement, year II (XXXII), 2009

5. Drăgan S., Voiculescu M., Georgescu L.P., Timofti M., **Căldăraru A.**, Comparison between anthropogenic effects on some physico–chemical parameters of lower Siret and Prut rivers, The annals of the “Dunărea de Jos” University of Galați, mathematics, physics, chemistry, informatics fascicle ii, supplement, year II (XXXII), 2009

7. **Căldăraru A.**, Georgescu L.P., Voiculescu M., Evaluation Of Ecological Ecosystem Health - The Annals Of The “Dunărea de Jos” University of Galați, Mathematics, Physics, Chemistry, Informatics, Fascicle II, Year III (XXXII), 2009

8. Sion (Bosneagă) A., **Căldăraru A. C.**, Georgescu L. P., Ene A., A Complete Monitoring Analysis on water and soil from Prut River, Galati County, Annals of the “Dunărea de Jos” University of Galați, Mathematics, Physics, Theoretical Mechanics, Fascicle II, Year III (XXXIV), 2011,

9. Georgescu L.P., Iticescu C., Murariu G., **Căldăraru A.**, Water Quality Index of the Danube River nearby Galati city, Annals of "Dunărea de Jos" University of Galati Mathematics, Physics, Theoretical Mechanics Fascicle II, Year III (XXXIV), 2011

### **III. Participări la conferințe**

1. Georgescu L.P. , Voiculescu M., Dragan S., Timofti M., **Căldăraru A.**; Dispersion of some pollutants coming from Galati Municipal wastewater in Danube River; International Conference Management and sustainable protection of the environment, B.E.N.A. Association; Alba Iulia, Romania-Poster Presentation, 2009

2. Georgescu L.P. , Voiculescu M., Dragan S., Timofti M., **Căldăraru A.**, Dispersion study on some pollutants in Danube River, taking into account the affluents in lower Danube area; International Conference Management and sustainable protection of the environment, B.E.N.A. Association; Alba Iulia, Romania-Poster Presentation, 2009

3. **Căldăraru A.**, Voiculescu M., Georgescu P. Lucian, Evaluation of ecological ecosystem health, International symposium on applied physics-material science, Environment and Health (Isap 1), Universitatea Dunarea de Jos, Galati; 2009; Poster Presentation

4. **Căldăraru A.**, G. Murariu, L.P. Georgescu, C. Iticescu , Nitrates directive, key tool in protecting water ecosystems against agricultural pressures, Geophysical Research, European Geosciences Union, Hydrological Sciences, Viena, Austria, Poster Presentation, 2011

5. **Căldăraru A.**, G. Murariu, L.P. Georgescu, C. Iticescu, The interaction between taxometrics and environmental variables, as indicator of aquatic ecosystem state, Geophysical Research, European Geosciences Union, Hydrological Sciences , Viena, Austria, Poster Presentation, 2011

6. **Căldăraru A.**, Voiculescu M., Georgescu L.P., Development of scientific tools for monitoring the health of aquatic ecosystems, Geophysical Research, European Geosciences Union, Viena, Austria, Poster Presentation, 2010

7. **Căldăraru A.**, Dragan S., Voiculescu M., Georgescu L. P., Ecological research in the context of aquatic ecosystems evolution, International conference on fishery and aquaculture, A view point upon the sustainable management of the water resources in the Balkan area, 2010, Galati, Romania, Poster Presentation

8. Barbone E., Rosati I., **Căldăraru A.**, Basset A., Abiotic and biotic filtering of invertebrate guilds in the Margherita di Savoia saltworks (Italy), International conference on fishery and aquaculture, a view point upon the sustainable management of the water resources in the Balkan area, Galati, Romania, Poster Presentation, 2010

9. **Căldăraru A.**, Rosati I., Barbone E., Georgescu P.L., Basset A., Implementing european water framework directive: Uncertainty degree of metrics for macroinvertebrates in transitional waters, International conference on fishery and aquaculture, a view point upon the sustainable management of the water resources in the Balkan area, Galati, Romania, Poster Presentation, 2010,

10. **Căldăraru A.**, Gogoncea V., Murariu G., Georgescu L.P., Voiculescu M., Toward a new software tool for flood assesment gis system, seminar știintific: Metode avansate de analiza

și control, Scoala doctorală de științe aplicate, Facultatea de Stiinte, Galati, Romania, Prezentare orala, 2009

11. **Căldăraru A.**, Gogoncea V., Murariu G., Georgescu L.P., Voiculescu M., 2 D Numerical simulation for specific diffusion processes, Seminar Stiintific: Metode avansate de analiza și control, Scoala doctorală de științe aplicate, Facultatea de Stiinte, Galati, Romania, Prezentare orala, 2009

12. **Căldăraru A.**, Georgescu L.P., Voiculescu M., An introduction to monitoring aquatic ecosystems; Seminar Stiintific: Metode avansate de analiza și control, Scoala doctorală de științe aplicate, Facultatea de Stiinte, Galati, Romania, Prezentare orala, 2009

### **Stagii de cercetare în străinătate**

Departamentul de Biologie și Științele Mediului, din cadrul Universității din Salento, Lecce, Italia, noiembrie 2009– iulie 2010.