

UNIVERSITATEA “OVIDIUS” CONSTANȚA
ȘCOALA DOCTORALĂ DE ȘTIINȚE APLICATE
DOMENIUL FUNDAMENTAL: BIOLOGIE

REZUMATUL TEZEI DE DOCTORAT

Conducător de doctorat:

Prof. Univ. Dr. TOFAN Lucica

Student - doctorand:

SALI (căs. Suliman) Iasemin

Constanța, 2023



UNIVERSITATEA "OVIDIUS" CONSTANȚA
ȘCOALA DOCTORALĂ DE ȘTIINȚE APLICATE
DOMENIUL FUNDAMENTAL: BIOLOGIE

Cercetări privind comunitățile zooplanctonice în zonele de reconstrucție ecologică Carasuhat (regim natural de inundare) și Zaghen (regim controlat de inundare)



Conducător științific:

Prof. Univ. Dr. TOFAN Lucica

Student - doctorand:

SALI (căs. Suliman) Iasemin

Lucrare realizată în cadrul proiectului „Program pentru creșterea performanței și inovării în cercetarea doctorală și postdoctorală de excelență - PROINVENT” Contract nr: 62487/03.06.2022 POCU/993/6/13 - Cod SMIS: 153299

Constanța, 2023



CUPRINSUL INTEGRAL AL TEZEI

INTRODUCERE.....	1
PARTEA I. PARTEA GENERALĂ	3
CAPITOLUL 1. STADIUL ACTUAL AL CUNOAȘTERII	3
1.1. Modificări antropice și reconstrucție ecologică în Delta Dunării	3
1.2. Istoricul cunoașterii zooplanctonului în Delta Dunării	6
1.3. Rolul zooplanctonului în ecosistemele acvatice	8
1.4. Caracterizarea principalelor grupe zooplanctonice studiate	9
1.5. Răspândirea și toxicitatea metalelor grele în mediul acvatic.....	18
PARTEA A II A CONTRIBUȚII PERSONALE	23
CAPITOLUL 2. ORGANIZAREA PROGRAMULUI INDIVIDUAL DE CERCETARE	23
2.1. Modelul conceptual.....	23
2.2. Scopul și obiectivele programului individual de cercetare	23
2.3. Organizarea spațială și temporală a programului individual de cercetare.....	24
2.4. Identificarea variabilelor de stare	28
2.5. Materiale și metode de studiu	29
2.5.1. Metode de determinare a parametrilor biologici.....	29
2.5.1.1. Colectarea și conservarea probelor biologice.....	29
2.5.1.2. Analiza calitativă și cantitativă a probelor biologice.....	30
2.5.1.3. Prelucrarea datelor obținute.....	31
2.5.2. Prelevarea, conservarea și analiza probelor fizico - chimice	32
2.5.2.1. Măsurarea in situ a parametrilor fizico - chimici și biologici	32
2.5.2.2. Metode spectrofotometrice de absorbție moleculară (UV-VIS)	33
2.5.3. Aplicarea tehnicilor de ecotoxicologie acvatică bazate pe microbiotestele Toxkit	38
2.5.3.1. Aplicarea microbiotestului THAMNOTOXKIT F TM	43
2.5.3.2. Aplicarea microbiotestului DAPHTOXKIT F TM MAGNA.....	48
CAPITOLUL 3. REZULTATE ȘI DISCUȚII	53
3.1. Caracterizarea unităților hidrogeomorfologice	53
3.1.1. Dinamica parametrilor fizico-chimici în ecosistemele acvatice studiate în perioada 2021-2022	53
3.1.2. Analiza concentrațiilor de nutrienți în ecosistemele acvatice studiate în perioada martie 2021 – octombrie 2022.....	55
3.1.3. Evaluarea prezenței metalelor grele în ecosistemele acvatice studiate în perioada martie 2021- octombrie 2022	64
3.2. Structura comunității zooplanctonice în sistemele ecologice studiate în perioada 2021-2022	74
3.2.1. Compoziția taxonomică și frecvența de apariție a zooplanctonului.....	74

3.2.2. Caracterizarea comunității zooplanctonice din punct de vedere trofic.....	87
3.2.3. Diversitatea și echitabilitatea zooplanctonului la nivelul ecosistemelor acvatice studiate	89
3.2.4. Dinamica densității numerice și în biomasă	92
3.2.4.1. Distribuția sezonieră a densității zooplanctonice.....	92
3.2.4.2. Distribuția sezonieră a densității în biomasă.....	97
3.2.4.3. Distribuția spațială a densității numerice a zooplanctonului	110
3.2.4.4. Distribuția spațială a densității în biomasă a zooplanctonului.....	112
3.3. Identificarea principalilor factori de comandă care influențează comunitățile zooplanctonice	116
3.4. Analiza statistică descriptivă și inferențială a parametrilor abiotici și biotici din ecosistemele acvatice studiate	129
3.4.1. Analiza statistică descriptivă realizată pentru anul 2021	129
3.4.2. Analiza statistică inferențială realizată pentru anul 2021.....	130
3.4.3. Analiza statistică descriptivă realizată pentru anul 2022	133
3.4.4. Analiza statistică inferențială realizată pentru anul 2022.....	134
3.5. Evaluarea toxicității probelor de apă prelevate din zona de studiu Zaghen, prin aplicarea tehnicilor de ecotoxicologie acvatică.....	137
CAPITOLUL 4. CONCLUZII GENERALE ȘI PERSPECTIVE	141
BIBLIOGRAFIE.....	147
ACTIVITATEA ȘTIINȚIFICĂ PE DURATA STAGIULUI DE DOCTORAT	174
ANEXE.....	179

Notă: în prezentul rezumat cuprinsul a fost păstrat sub aceeași formă ca în teza de doctorat.

MULȚUMIRI

Elaborarea acestei teze de doctorat a fost posibilă datorită sprijinului și îndrumării unor oameni deosebiți, care cu un înalt grad profesional și dedicare, au contribuit la formarea mea, însuflându-mi curajul de a merge mai departe.

În primul rând, doresc să mulțumesc, conducătorului meu științific doamna Prof. Univ. Dr. Tofan Lucica, pentru ideea acestei teze de doctorat, coordonarea atentă, răbdarea, înțelegerea și susținerea necondiționată, precum și pentru modelul său de perseverență și profesionalism.

Mulțumesc domnului CS I. Dr. Marian Tudor, directorul general al Institutului Național de Cercetare Dezvoltare Delta Dunării Tulcea, pentru recomandarea dezvoltării subiectului tezei și pentru sprijinul necondiționat pe care mi l-a oferit de-a lungul timpului.

Recunoștința mea se îndreaptă în mod special către doamna Prof. Univ. Dr. Rîșnoveanu Geta, pentru deschiderea, ajutorul și sfaturile constructive oferite cu generozitate căreia îi mulțumesc pe această cale și de asemenea pentru onoarea de a face parte din comisia de susținere publică și de a recenza această teză.

Le mulțumesc, de asemenea, membrilor comisiei de îndrumare: doamnei CS I. Dr. Iuliana – Mihaela Tudor, domnilor Prof. Univ. Dr. Dan Cogălniceanu și Conf. Univ. Dr. Marius Skolka, pentru recomandările prețioase care au contribuit la îmbunătățirea rezultatelor și a lucrării.

Totodată recunoștința mea se îndreaptă către colegii mei din cadrul Laboratorului de Hidrobiologie al Institutului Național de Cercetare Dezvoltare Delta Dunării Tulcea, Drd. Orhan Ibram și Bănescu Angelica, care m-au ajutat, îndrumat și susținut în această etapă.

Cercetările din cadrul acestei teze de doctorat nu ar fi fost posibile fără ajutorul colegilor din cadrul Laboratorului de Chimie al Institutului Național de Cercetare Dezvoltare Delta Dunării Tulcea, Dr. Adrian Burada, Dr. Cristina Despina, Daniela Secoleanu – Odor, Țigănuș Mihaela, căroră le mulțumesc și le sunt recunoscătoare pentru analiza probelor.

De asemenea adresez mulțumiri lui Dr. Marian Tudor pentru ajutorul acordat în realizarea analizei statistice și Dr. Marian Mierlă pentru realizarea hărților de distribuție.

Le mulțumesc tuturor colegilor care m-au susținut și m-au ajutat în realizarea cercetărilor pe teren.

Vreau să adresez cele mai calde mulțumiri familiei mele, soțului meu Levent și fetiței mele Alya, care m-au motivat și mi-au fost mereu alături, cu dragoste și multă răbdare.

Mulțumesc mamei mele dragi care mi-a dat putere să îmi urmez visurile și să fac orice cu pasiune, dorință și putere.

Mulțumesc doamnelor Prof. Univ. Dr. Monica Vlad, și Prof. univ. Dr. Ciugureanu Carmen-Adina pentru îndrumarea din cadrul proiectului “*Program pentru creșterea performanței și inovării în cercetarea doctorală și postdoctorală de excelență (PROINVENT)*”, în cadrul căruia am beneficiat de o bursă de cercetare, care mi-a fost utilă în activitatea de cercetare și de finalizare a tezei de doctorat.

Deoarece orice lucrare are nevoie de sprijin financiar, teza de doctorat este realizată ca rezultat al cercetărilor desfășurate în cadrul proiectului “Evaluarea stării ecologice a ecosistemelor acvatice de pe teritoriul Rezervației Biosferei Delta Dunării”, Program Nucleu “Delta Dunării” 2022, cod PN 19 12 01 02, Contract 41N/2019, dezvoltat de Institutul Național de Cercetare Dezvoltare Delta Dunării, Tulcea, care a asigurat cadrul general și suportul financiar pentru derularea programului individual de cercetare, precum și realizarea obiectivelor propuse.

INTRODUCERE

Intervenția umană asupra Deltei Dunării a cauzat schimbări majore în structura și modul de funcționare al întregii zone. Crearea de canale de rectificare pentru navigație, precum și îndiguirea unor suprafețe mari în scopul utilizării pentru agricultură, piscicultură sau silvicultură au generat efecte negative grave asupra ecosistemelor acvatice, astfel de exemple fiind și zonele umede Carasuhat și Zaghen, care au fost puternic afectate de activitatea antropică prin lucrările de îndiguire, care au avut loc în perioada 1960-1989, aceste lucrări au avut ca scop principal practicarea agriculturii.

Intervențiile antropice au dus la modificarea regimului hidrologic, ceea ce a determinat deteriorarea proceselor naturale și a echilibrului ecologic, pierderea habitatelor caracteristice și a funcțiilor tipice zonelor umede.

Zonele Carasuhat și Zaghen au fost recent renaturate prin activități de reconstrucție ecologică, prin care s-a urmărit restabilirea condițiilor naturale și reluarea funcțiilor lor ecologice inițiale.

Astfel, activitatea de cercetare din cadrul tezei de doctorat se bazează pe investigarea comunităților zooplanctonice precum și pe evaluarea stării ecologice a apei la nivelul celor două ecosisteme acvatice și despre modul în care parametrii ecologici ai acestor ecosisteme restaurate se apropie de cele ale unui lac natural - lacul Uzlina, oferind o perspectivă valoroasă asupra succesului proceselor de restaurare.

Prin compararea datelor colectate se pot identifica similarități sau diferențe în structura și dinamica comunităților zooplanctonice, de asemenea, pot fi furnizate informații valoroase despre starea ecosistemelor acvatice, servind ca bază pentru dezvoltarea și implementarea măsurilor de gestionare și conservare.

Utilizând metode interdisciplinare precum eșantionarea de probe, microscopia optică, spectrofotometria, ecotoxicologia, analiză statistică s-a reușit obținerea unui set complex de date, care oferă informații despre structura și compoziția comunităților zooplanctonice, abundență și biomasă, parametrii fizico-chimici de calitate ai apei, concentrația de nutrienți și metale grele și toxicitate.

Teza de doctorat cuprinde:

- 209 de pagini, dintre care 22 de pagini Partea Generală
- 97 de figuri
- 30 tabele
- 292 de referințe bibliografice

Structura tezei de doctorat este formată din patru capitole principale:

Primul capitol conține date din literatura de specialitate despre modificările antropice și reconstrucția ecologică din Delta Dunării, istoricul cunoașterii zooplanctonului din Delta Dunării, principalele grupe zooplanctonice studiate și despre importanța zooplanctonului în ecosistemele acvatice, răspândirea și toxicitatea metalelor grele în mediul acvatic

Capitolul al doilea, prezintă materialele și metodele utilizate pe parcursul activității de cercetare, precum metodele de prelevare a probelor fizico – chimice și biologice, metodele de analiză a zooplanctonului, a parametrilor fizico - chimici, a metalelor grele și a nutrienților, metodele de analiză a datelor și aplicarea microbiotestelor Toxkit în vederea evaluării toxicității probelor de apă. **Al treilea capitol**, cuprinde prezentarea rezultatelor și a discuțiilor bazate pe analizele efectuate. **Ultimul capitol**, descrie concluziile generate pe baza rezultatelor obținute. Lucrarea se încheie cu bibliografia și cu diseminarea rezultatelor cercetărilor.

PARTEA I. PARTEA GENERALĂ

CAPITOLUL 1. STADIUL ACTUAL AL CUNOAȘTERII

1.1. Modificări antropice și reconstrucție ecologică în Delta Dunării

Luând în considerare politicile promovate și implementate de-a lungul timpului în Delta Dunării, se pot identifica două perioade distincte: una caracterizată de **politici de dezvoltare economică** între anii 1860 și 1989, și alta marcată de **politici de conservare și restaurare ecologică** începând din 1990 și până în prezent (Giosan *et al.*, 2013, Bondar, 1990). Intervențiile pe scară largă care au avut loc în Delta Dunării începând cu anul 1860 au exercitat un impact major asupra structurii și funcțiilor ecosistemelor (Romanescu, 1999; Brețcan *et al.*, 2008; Romanescu și Stoleriu, 2014). Activitățile economice precum agricultura și piscicultura intensivă, exploatarea nisipului și navigația au transformat peisajul natural al Deltei Dunării, într-unul antropizat, dominat de poldere agricole și ferme piscicole (Dumitrescu, 2003). Totodată, dezvoltarea navigației fluvio-maritime și utilizarea intensivă a resurselor naturale au determinat schimbări semnificative în sistemul hidrologic (Niculescu *et al.*, 2017).

Potrivit lui Coleman *et al.*, (2008), începând cu anul 1987, suprafața zonelor umede din Delta Dunării a scăzut cu 62% ca urmare a intervențiilor antropice.

La începutul anilor '90, suprafața zonelor îndiguite din Delta Dunării ajunsese la 977 km², ceea ce a dus la deteriorarea sau pierderea multor servicii ecosistemice oferite

comunităților locale. (Uhel *et al.*, 2010). Potrivit lui Gomez-Baggethun și colaboratorilor (2019), aproximativ două treimi din serviciile ecosistemice au înregistrat o scădere începând din anul 1960, acestea fiind legate de resursele naturale, ciclul nutrienților, controlul eroziunii, echilibrul sedimentar, protecția împotriva inundațiilor, habitatul pentru speciile de floră și faună, valori spirituale, turism și recreere. Construcția polderelor în special în partea de nord-vest a Deltei Dunării a avut un impact puternic asupra ecosistemelor acvatice (Staraș și Baboianu, 2005).

În 1990, Delta Dunării împreună cu lunca inundabilă, complexul lagunar Razim-Sinoie și zona costieră a Mării Negre au fost desemnate Rezervație a Biosferei. Această recunoaștere internațională a Deltei Dunării ca sit RAMSAR și includerea sa în programul Omul și Biosfera (MAB) lansat de UNESCO a dus la înființarea Administrației Rezervației Biosferei Delta Dunării și la începerea politicilor de conservare și restaurare. După căderea regimului comunist în 1990, politica de dezvoltare economică intensivă a fost înlocuită cu principiile dezvoltării durabile. În consecință, s-au demarat studii și proiecte pentru reconstrucția ecologică a terenurilor agricole degradate și ineficiente din punct de vedere economic, zonelor silvice și fermelor piscicole (Schneider, 2010).

În anul 1993 a fost demarat **primul program de reconstrucție ecologică**, care s-a concentrat pe terenurile agricole degradate și ineficient utilizate, poldere forestiere și incinte piscicole (Staraș, 1994). Zonele pilot de proiect au fost incintele agricole Babina (2100 ha) și Cernovca (1560 ha). Reconnectarea polderului Babina, care era utilizat în scop agricol, a avut loc în 1994, urmată de reconnectarea incintei Cernovca în 1996. Alte proiecte de restaurare ecologică au fost implementate la Furtuna - 2115 ha, Popina II - 3600 ha, Holbina I și II - 4370 ha, Dunăvăț II - 1260 ha (Gomoiu, 1996).

1.3. Rolul zooplanctonului în ecosistemele acvatice

Zooplanctonul este o grupare diversă de organisme heterotrofe de dimensiuni reduse care cuprinde o mare varietate de taxoni de la organisme unicelulare, cum ar fi ciliații și flagelații la animale multicelulare care plutesc liber sau sunt suspendate în coloana de apă a ecosistemelor acvatice. (Scheffer, 1998; Carpenter și Kitchell, 1996).

Zooplanctonul deține importanță deosebită în funcționarea ecosistemelor acvatice, consumând fitoplancton, bacterii, inclusiv zooplancton, în timp ce el însuși este consumat de o serie de nevertebrate și vertebrate, ca atare, zooplanctonul deține un rol important în transferul

materiei și al energiei în rețelele trofice din ecosistemele acvatice, influențând calitatea apei și susținând viața la niveluri trofice superioare.

Zooplanctonul joacă un rol important în transferul energiei între producătorii primari și consumatori contribuind în mod semnificativ la reciclarea nutrienților (Lampert și Sommer, 1997). Datorită poziției ei esențiale în ecosistemele acvatice, comunitatea zooplanctonului este strâns legată de alte niveluri ale rețelei trofice. Ea poate fi afectată de înfloririle algale în timpul proceselor "*bottom up*" (Jeppensen *et al.*, 2011; Stamou *et al.* 2019) și răspunde rapid sau pune presiune în controlul "*top down*", și determină compoziția și abundența fitoplanctonului (Naselli-Flores și Rossetti, 2010). Parametrii fizico - chimici precum, temperatura, oxigenul dizolvat, pH- ul, conductivitatea și turbiditatea pot determina asociațiile de specii în coloana de apă (Lampert 1997; Spoljar *et al.* 2018). De asemenea zooplanctonul poate fi un bun indicator al condițiilor de mediu și a statutului trofic (Anas *et al.*, 2013; Kuczynska-Kippen *et al.*, 2020). Datorită ciclurilor de viață scurte, speciile zooplanctonice răspund rapid la schimbări ale calității apei, de aceea compoziția specifică, abundența numerică și biomasa lor pot oferi informații importante referitoare la calitatea ecosistemului acvatic.

Prin componenta sa calitativă și cantitativă, zooplanctonul furnizează elemente utile pentru definirea stării ecologice a ecosistemului acvatic, oferind informații în ceea ce privește stadiul de evoluție al ecosistemului sub aspectul troficității (Sladeczek, 1983). În ultimele decenii, s-a observat o tendință de creștere a metodelor eficiente de monitorizare a mediului pe baza indicilor biotici (Duggan *et al.*, 2001; Carpenter *et al.*, 2006; Haberman și Haldna, 2014) și zooplanctonul poate fi considerat un indicator foarte important în evaluarea stării ecologice și a stării trofice a ecosistemului. În trecut, numeroase studii au punctat rolul indicator al zooplanctonului (Gulati, 1983; Sladeczek, 1983; Berzins și Pejler, 1989).

PARTEA A II A CONTRIBUȚII PERSONALE

CAPITOLUL 2. ORGANIZAREA PROGRAMULUI INDIVIDUAL DE CERCETARE

2.2. Scopul și obiectivele programului individual de cercetare

Scopul principal al acestui studiu este de a analiza și evalua eficacitatea procesului de reconstrucție ecologică în zonele Carasuhat și Zaghen cu accent pe compararea acestor zone cu lacul natural Uzlina și totodată de a aduce informații noi privind compoziția și structura faunei zooplanctonice, precum și a stării ecologice a ecosistemelor acvatice din Rezervația Biosferei Delta Dunării în vederea transpunerii în practică a prevederilor directivelor Uniunii Europene (Directiva Cadru privind Apa - DCA) și a convențiilor internaționale referitoare la conservarea, reconstrucția și utilizarea durabilă a ecosistemelor acvatice. Teza de doctorat are o importanță semnificativă și aduce contribuții valoroase în contextul Strategiei privind biodiversitatea pentru 2030, care se axează pe reconstrucția ecologică și al cărei obiectiv principal este redresarea biodiversității Europei până în 2030, în beneficiul naturii, al oamenilor și al climei.

Obiectivele și activitățile specifice care au stat la baza programului individual de cercetare sunt următoarele:

- ⇒ Caracterizarea spațio-temporală a comunităților zooplanctonice, în cadrul ecosistemelor acvatice restaurate prin lucrări de reconstrucție ecologică.
- ⇒ Identificarea factorilor cheie de control care modelează dinamica comunităților zooplanctonice în zonele restaurate.
- ⇒ Evaluarea stării ecologice a ecosistemelor acvatice studiate în funcție de prezența nutrienților și a metalelor grele;
- ⇒ Testarea toxicității apei prin utilizarea microbiotestelor Toxkit.

2.3. Organizarea spațială și temporală a programului individual de cercetare

Programul de cercetare a fost dimensionat în spațiu - la scara ecosistemelor acvatice reprezentate de zonele de reconstrucție ecologică Carasuhat, Zaghen și lacul natural Uzlina și în timp, pe o perioadă de doi ani, în intervalul martie 2021 – octombrie 2022.

Zona de studiu Carasuhat, este situată în partea de Vest a Deltei Dunării, se învecinează la Nord cu canalul Litcov, la Sud, Vest și Est cu brațul Sfântu Gheorghe. Amenajarea agricolă Carasuhat cu suprafața totală de 3436 ha a fost realizată între anii 1985-1989, însă lucrările au fost sistate în anul 1990. În perioada 1 martie 2012 - 30 august 2015, Administrația Rezervației Biosferei Delta Dunării (ARBDD), WWF România și Consiliul Local Mahmudia au inițiat proiectul *“Reconstrucția ecologică a terenurilor aparținând domeniului public al Consiliului Local Mahmudia în cadrul incintei agricole Carasuhat din Delta Dunării”* în urma căruia, a fost creată zona umedă Carasuhat, prin reconectarea a 924 ha din fosta incintă agricolă, la regimul hidrologic al brațului Sfântu Gheorghe.

Zona de studiu Zaghen se află în partea estică a municipiului Tulcea, respectiv în lunca adiacentă terasei pe care se află orașul, delimitată la Nord de Brațul Tulcea al Dunării, și drumul DJ222C Tulcea-Malcoci la Sud. În perioada 05.04.2012-07.04.2015 a fost implementat proiectul *“Reconstrucția ecologică în polderul Zaghen din Rezervația Biosferei Transfrontaliere Delta Dunării România/Ucraina”*, în urma căruia a fost inundată o suprafață de cca 200 ha.

Lacul Uzlina unde nu au fost realizate lucrări de reconstrucție ecologică, face parte din complexul lacustru Gorgova - Isac, este un lac natural cu un schimb activ de apă, având o suprafață de 749 ha (Oosterberg *et al.*, 2000).

Un total de cinci stații au fost selectate pentru zona de studiu Carasuhat (Figura 2.1), patru stații pentru zona de studiu Zaghen (Figura 2.2). În lacul Uzlina, au fost alese 5 stații de prelevare a probelor. (Figura 2.3).

Campaniile de eșantionare ale probelor pentru zona de studiu Carasuhat și lacul Uzlina au fost în lunile martie 2021, iulie 2021, octombrie 2021, martie 2022, iulie 2022, octombrie 2022, iar pentru zona de studiu Zaghen în lunile martie 2021, iulie 2021, octombrie 2021, martie 2022, octombrie 2022 și martie 2023.

Totuși, în timpul campaniilor de prelevare a probelor au fost întâmpinate o serie de limite generate fie de inaccesibilitatea în anumite zone și în anumite momente de timp datorate condițiilor hidrologice, în luna iulie 2022, datorită nivelului foarte scăzut al apei și al dezvoltării vegetației acvatice, accesul în zona de studiu Zaghen nu a fost posibil, din acest motiv nu au fost prelevate probe.



Figura 2.1. Localizarea stațiilor de prelevare, zona de studiu Carasuhat (Google Earth)



Figura 2.2. Localizarea stațiilor de prelevare, zona de studiu Zaghen (Google Earth)



Figura 2.3. Localizarea stațiilor de prelevare în zona de studiu Uzlina (Google Earth)

2.5. Materiale și metode de studiu

2.5.1. Metode de determinare a parametrilor biologici

2.5.1.1. Colectarea și conservarea probelor biologice

Probele de zooplancton au fost colectate din stratul de suprafață, la o adâncime de 0,5 - 1 m, folosind un recipient de plastic de 10 litri. Apa colectată a fost apoi filtrată printr-un fileu zooplanctonic cu dimensiunea ochiurilor de 55 μm . Cantitatea de apă colectată pentru fiecare eșantion, în vederea obținerii unei probe semnificative, a fost de 30 de litri (Tudor *et al.*, 2015). Probele au fost transferate cu grijă în recipiente de plastic cu un volum de 100 ml și etichetate corespunzător. Imediat după colectare, probele au fost conservate cu alcool etilic de 96%. La sfârșitul expediției, eșantioanele au fost transportate la laborator și lăsate să se sedimenteze timp de două săptămâni.

2.5.1.2 Analiza calitativă și cantitativă a probelor biologice

Ulterior sedimentării, supernatantul din probe este eliminat prin sifonare repetată, în funcție de abundența organismelor în probă, proba finală va avea un volum de 30 -50 ml. Din proba concentrată se transferă câte 1 ml într-o cameră de numărare Sedgwick-Rafter și se lasă câteva minute la sedimentat. Pentru analiza calitativă și cantitativă se analizează 2 ml de probă la microscopul optic Zeiss Axio Lab 1, utilizând factorul de mărire 10X. Organismele observate în câmpul microscopic se numără și se identifică în conformitate cu literatura de specialitate: Rudescu (1960), Damian – Georgescu (1963), Negrea (1983) și Błędzki și Rybak (2016).

2.5.1.3. Prelucrarea datelor obținute

În urma analizei probelor de zooplancton, datele au fost introduse într-o bază de date, calcularea densității, biomasei, abundenței relative, frecvenței, s-a realizat cu ajutorul programului Microsoft Excel. Analiza diversității specifice s-a realizat cu ajutorul indicilor Margalef (D), Shannon (H') și Pielou (J'), care au fost calculați cu ajutorul programului PAST 4.03 (Hammer *et al.*, 2001). Analiza statistică descriptivă și inferențială a fost realizată cu ajutorul programului IBM, SPSS (versiunea 27). (Morgan *et al.*, 2019). Analiza statistică univariată – corelații Pearson și analiza statistică multivariată pe baza tehnicilor de ordonare *nMDS* (non-metric Multi-Dimensional-Scaling), PCA (*Principal Component Analysis*) realizate cu ajutorul programului PAST 4.03 (Hammer *et al.*, 2001), analiza redundanței (*Redundancy analysis*) și partiția varianței realizate cu ajutorul programului R (versiunea 4.2.3), pentru

aceasta, datele au fost transformate prin logaritmare și standardizate folosind funcția decostand în R. Variabilele corelate ($p \leq 0.05$) și cele cu valori vif >4 au fost eliminate din analiză.

2.5.2. Prelevarea, conservarea și analiza probelor fizico - chimice

Temperatura apei ($^{\circ}\text{C}$), concentrația oxigenului dizolvat (mg/L), pH-ul (unități de pH), conductivitatea electrică ($\mu\text{S/cm}$) și concentrația de clorofilă "a" ($\mu\text{g/L}$) au fost măsurate in situ la fiecare stație de prelevare, utilizând sonda multiparametrică portabilă YSI EXO2 (Xylem, USA). Probele de apă necesare analizei parametrilor fizico-chimici, s-au prelevat din stratul de suprafață, în conformitate cu SR ISO 5667-1/2007, în recipiente de polietilenă etichetate corespunzător și fixate cu reactivi specifici, imediat după prelevare. După încheierea fiecărei expediții probele au fost aduse în Laboratorul de Chimie al Departamentului Laboratoare și Baze de Cercetare din cadrul I.N.C.D.D.D., Tulcea, acreditat R.E.N.A.R., și analizate în cel mai scurt timp. Determinarea concentrațiilor de nutrienți, s-a realizat prin spectrofotometrie cu absorbție moleculară, utilizând ca echipament analitic spectrofotometrul UV - VIS Lambda 10 Perkin Elmer. Analizarea conținutului de metale grele s-a efectuat prin metoda spectrometrică de masă cu plasmă cuplată inductiv, echipamentul folosit a fost spectrometrul de masă cu plasmă cuplată inductiv ICP-MS ELAN® DRC-e

2.5.3. Aplicarea tehnicilor de ecotoxicologie acvatică bazate pe microbiotestele Toxkit

Ultima parte a tezei de doctorat a avut ca obiectiv evaluarea toxicității probelor de apă din zona de studiu Zaghen, prin aplicarea microbiotestelor Toxkit: **Thamnotoxkit FTM** și **Daphtoxkit FTM** efectuate pe crustaceele de apă dulce *Daphnia magna* și *Thamnocephalus platyurus*. și constituie un articol acceptat spre publicare.

În acest scop, în luna martie 2023, au fost prelevate probe de apă din 5 stații din zona de studiu Zaghen, care au fost analizate din punct de vedere ecotoxicologic în cadrul Laboratorului de Ecologie Aplicată al Facultății de Științe ale Naturii și Științe Agricole, Universitatea "Ovidius" Constanța. Ambele microbioteste au fost efectuate conform procedurilor standard de operare furnizate în kituri. (Tofan *et al.*, 2023). Organismele de testare (*Daphnia magna*, *Thamnocephalus platyurus*) au fost furnizate în kituri în formă latentă (criptobiotică) fiind expuse timp de 24 până la 48 de ore. La sfârșitul testului, se înregistrează

numărul organismelor moarte sau imobilizate, iar valorile LC50 și EC50 sunt calculate prin metode statistice (analiza probit). Analiza metalelor grele (Cd, Zn, Cu, Pb, Ni, Cr) a fost efectuată, cu ajutorul spectrofotometrului cu plasmă cuplată inductiv, Perkin Elmer ICP-MS ELAN® DRC-e.

CAPITOLUL 3. REZULTATE ȘI DISCUȚII

3.1. Caracterizarea unităților hidrogeomorfologice

3.1.1. Dinamica parametrilor fizico-chimici în ecosistemele acvatice studiate în perioada 2021-2022

Temperatura apei a prezentat variații sezoniere normale, cu valori cuprinse între 6.23 - 31.31 °C în Carasuhăț, 8.62- 29.6 °C în Zaghen și 5.61 -28.69 °C în Uzlina. **Concentrațiile oxigenului dizolvat** au fost cuprinse în intervalul 5.59 - 21.9 mg O₂/L în Carasuhăț, 4.19 -11.98 mg O₂/L în Zaghen și 5.69 -16.93 mg O₂/L în Uzlina. În general, tendința pentru **pH-ul apei** a fost de a se menține într-un interval alcalin, cu valori cuprinse între 7.56 - 8.67 în Carasuhăț, 7.20 - 8.81 în Zaghen și 7.62 - 8.85 în Uzlina. **Conductivitatea electrică** a înregistrat valori cuprinse între 303 - 439 μS/cm în Carasuhăț, 1886 - 2470 μS/cm în Zaghen și 271-454 μS/cm Uzlina și între 1886 -2470 μS/cm în zona de studiu Zaghen. În perioada de studiu, **clorofila "a"**, a avut valori cuprinse între 3.25 - 31.89 μg/L în Carasuhăț 22.39 – 85.46 μg/L în Zaghen și 2.13 - 24.13 μg/L în Uzlina. În Carasuhăț, mediile concentrațiilor de clorofilă "a" au înregistrat minime în timpul primăverii (5.75 μg/L) și maxime în vara anului 2021 (15.56 μg/L). În Zaghen, valorile medii sunt semnificativ mai ridicate, cu minime în primăvară (32.15 μg/L) și maxime în toamna anului 2021 (71.38 μg/L). În Uzlina, valorile medii au înregistrat minime primăvara (2.94 μg/L) și maxime în vara anului 2021 (16.11 μg/L). În Carasuhăț și Uzlina predomină condițiile de eutrofie, în timp ce zona de studiu Zaghen este caracterizată de condiții de hipereutrofie.

3.2. Structura comunității zooplanctonice în sistemele ecologice studiate în perioada 2021-2022

3.2.1. Compoziția taxonomică și frecvența de apariție a zooplanctonului

Analiza compoziției taxonomice a faunei zooplanctonice în perioada martie 2021- octombrie 2022, la nivelul ecosistemelor acvatice reprezentate de zonele de reconstrucție ecologică Carasuhăț și Zaghen și lacul natural Uzlina, a permis identificarea a 66 de taxoni

zooplanctonici, care aparțin celor trei grupuri funcționale majore ale zooplanctonului din ecosistemele acvatice de apă dulce, respectiv cladocere, copepode și rotifere (Tabelul 3.2)

Dintre aceștia, cladocerele *Bosmina coregoni*, *Ceriodaphnia reticulata*, *Alona rectangula*, *Alonella nana*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Pleuroxus aduncus*, rotiferele *Asplanchna sieboldi*, *Brachionus plicatilis*, *Cephalodella gibba*, *Euchlanis parva*, *Lecane unguolata*, *Lepadella patella*, *Mytilina bisulcata*, *Notholca squamula*, *Plationus patulus*, au fost identificate doar în zona de studiu Carasuhă. Rotiferul *Lecane lunaris*, a fost identificat doar în zona de studiu Zaghen. Cladocerul *Alona quadrangularis* și speciile de rotifere *Asplanchna girodi*, *Notholca foliacea*, *Trichocerca capucina*, *Trichocerca cylindrica*, *Trichocerca rattus*, *Trichotria pocillum* au fost identificate doar în zona de studiu Uzlina.

Analiza frecvenței de apariție în probe inclusă în Tabelul 3.2. permite diferențierea următoarelor constatări: criteriile de constanță ($F > 50$), exprimate în funcție de frecvență, au fost îndeplinite de următoarele specii: *Bosmina longirostris*, *Chydorus sphaericus*, *Moina brachiata*, *Asplanchna priodonta*, *Megacyclops viridis*, *Anuraeopsis fissa*, *Brachionus angularis*, *Brachionus calyciflorus*, *Brachionus diversicornis*, *Brachionus falcatus*, *Brachionus leydigi*, *Brachionus quadridentatus*, *Brachionus urceolaris*, *Keratella cochlearis*, *Keratella quadrata*, *Keratella serrulata*, *Keratella valga*, *Notholca acuminata*, *Ascomorpha ovalis*, *Polyarthra vulgaris*, *Pompholyx sulcata*, *Trichocerca longiseta*, *Filinia longiseta*.

Majoritatea acestor specii prezintă o mare adaptabilitate ecologică, fiind specii comune în ecosistemele acvatice permanente din Delta Dunării, indicând condiții trofice ridicate, ceea ce confirmă din nou caracterul eutrof al acestor ecosisteme acvatice.

În Carasuhă, s-a observat o diversitate mai mare de specii cu 55 de specii (40 de rotifere, 10 cladocere și 5 copepode). În zona Zaghen, caracterizată de inundații controlate, s-a înregistrat o diversitate mai redusă, cu 27 de specii (20 de rotifere, 3 cladocere și 4 copepode). În Uzlina, s-au identificat în total 46 de specii (39 de rotifere, 4 cladocere și 3 copepode). Rotiferele au dominat compoziția zooplanctonică în toate aceste zone, constituind majoritatea speciilor din fiecare ecosistem (Figura 3.37)

Tabel 3.2. Lista speciilor zooplanctonice identificate în ecosistemele acvatice studiate, în perioada martie 2021 - octombrie 2022

Nr. crt.	Grup taxonomic/ Familia	Specia	Componenta taxonomică	Carasuhat					Zaghen				Uzlina					*Frecvența %	
				Stația de prelevare															
				1	2	3	4	5	1	2	3	4	1	2	3	4	5		
CLADOCERA	Bosminidae	<i>Bosmina coregoni</i> (Baird, 1857)	<i>Consumatori primari</i>					x										C1	
		<i>Bosmina longirostris</i> (O. F. Muller, 1776)	<i>Consumatori primari</i>	x	x	x	x	x					x	x	x	x	x	C3	
	Daphniidae	<i>Ceriodaphnia reticulata</i> (Jurine, 1820)	<i>Consumatori primari</i>	x	x			x										C1	
		<i>Simocephalus vetulus</i> (O. F. Muller, 1776)	<i>Consumatori primari</i>	x	x			x				x						C1	
	Eurycercidae	<i>Alona quadrangularis</i> (O. F. Muller, 1776)	<i>Consumatori primari</i>														x	C1	
		<i>Alona rectangula</i> (Sars, 1862)	<i>Consumatori primari</i>				x											C1	
		<i>Alonella nana</i> (Baird, 1843)	<i>Consumatori primari</i>				x											C1	
		<i>Chydorus sphaericus</i> (O. F. Muller, 1776)	<i>Consumatori primari</i>	x	x	x	x	x		x	x	x	x		x	x	x	C3	
		<i>Pleuroxus aduncus</i> (Jurine, 1820)	<i>Consumatori primari</i>			x												C1	
	Moinidae	<i>Moina brachiata</i> (Jurine, 1820)	<i>Consumatori primari</i>	x	x		x	x	x	x	x	x					x	C3	
Sididae	<i>Diaphanosoma brachiurum</i> (Lievin, 1848)	<i>Consumatori primari</i>	x	x	x	x	x										C1		
COPEPODA	Cyclopidae	<i>Cyclops vicinus</i> (Ulianine, 1875)	<i>Consumatori secundari</i>	x	x			x	x			x						C1	
		<i>Eucyclops serrulatus</i> (Fischer, 1851)	<i>Consumatori secundari</i>		x	x			x	x	x		x			x		C1	
		<i>Macrocyclus albidus</i> (Jurine, 1820)	<i>Consumatori secundari</i>	x					x	x	x	x						C1	
		<i>Megacyclops viridis</i> (Jurine, 1820)	<i>Consumatori secundari</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	C4	
	Pseudodiaptomidae	<i>Calanipeda aquaedulcis</i> (Kritschagin, 1873)	<i>Consumatori primari</i>	x									x	x	x	x	x	C2	
ROTIFERA	Asplanchnidae	<i>Asplanchna girodi</i> (de Guerne, 1888)	<i>Consumatori secundari</i>												x			C1	
		<i>Asplanchna sieboldii</i> (Leydig, 1854)	<i>Consumatori secundari</i>		x													C1	
		<i>Asplanchna priodonta</i> (Gosse, 1850)	<i>Consumatori secundari</i>	x	x	x	x	x		x		x	x	x	x	x	x	C3	
	Brachionidae	<i>Anuraeopsis fissa</i> (Gosse, 1851)	<i>Consumatori primari</i>	x		x			x	x	x		x	x	x	x		C3	
		<i>Brachionus forficula</i> (Wierzejski, 1891)	<i>Consumatori primari</i>										x	x			x	C1	
		<i>Brachionus plicatilis</i> (Müller, 1786)	<i>Consumatori primari</i>					x										C1	
		<i>Brachionus rubens</i> (Ehrenberg, 1838)	<i>Consumatori primari</i>			x						x						C1	
		<i>Brachionus angularis</i> (Gosse, 1851)	<i>Consumatori primari</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	C4	
		<i>Brachionus budapestinensis</i> (Daday, 1885)	<i>Consumatori primari</i>					x					x			x		C1	
		<i>Brachionus calyciflorus</i> (Pallas, 1776)	<i>Consumatori primari</i>	x	x	x	x	x				x	x	x	x	x	x	C3	
		<i>Brachionus diversicornis</i> (Daday, 1883)	<i>Consumatori primari</i>	x	x	x			x	x	x	x		x	x	x	x	C3	
		<i>Brachionus falcatus</i> (Zacharias, 1898)	<i>Consumatori primari</i>		x	x	x						x	x	x	x	x	C3	
		<i>Brachionus leydigi</i> (Cohn, 1862)	<i>Consumatori primari</i>	x	x	x	x	x			x	x	x		x	x		C3	
		<i>Brachionus quadridentatus</i> (Hermann, 1783)	<i>Consumatori primari</i>	x	x	x	x	x		x		x	x	x			x	C3	
		<i>Brachionus urceolaris</i> (O. F. Muller, 1773)	<i>Consumatori primari</i>	x	x	x	x	x				x	x	x	x	x		C3	
		<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	<i>Consumatori primari</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	C4	

	<i>Keratella quadrata</i> (O. F. Muller, 1786)	<i>Consumatori primari</i>	x	x	x	x	x					x	x	x	x	x	C3
	<i>Keratella serrulata</i> (Ehrenberg, 1838)	<i>Consumatori primari</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	C4
	<i>Keratella valga</i> (Ehrenberg, 1834)	<i>Consumatori primari</i>		x	x		x	x	x	x		x	x		x		C3
	<i>Notholca acuminata</i> (Ehrenberg, 1832)	<i>Consumatori primari</i>	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	C3
	<i>Notholca foliacea</i> (Ehrenberg, 1838)	<i>Consumatori primari</i>											x	x			C1
	<i>Notholca labis</i> (Levander, 1901)	<i>Consumatori primari</i>	x		x	x	x						x	x	x	x	C2
	<i>Notholca squamula</i> (O. F. Muller, 1786)	<i>Consumatori primari</i>				x	x										C1
	<i>Plationus patulus</i> (O. F. Muller, 1786)	<i>Consumatori primari</i>				x											C1
Epiphanidae	<i>Epiphanes senta</i> (O.F. Muller, 1773)	<i>Consumatori primari</i>			x			x		x		x			x	x	C2
Euchlanidae	<i>Euchlanis deflexa</i> (Gosse, 1851)	<i>Consumatori primari</i>		x	x		x							x			C2
	<i>Euchlanis dilatata</i> (Ehrenberg, 1832)	<i>Consumatori primari</i>		x										x			C1
	<i>Euchlanis parva</i> (Rousselet, 1832)	<i>Consumatori primari</i>		x													C1
Gastropodidae	<i>Ascomorpha ovalis</i> (Bergendahl, 1892)	<i>Consumatori primari</i>	x	x	x	x	x					x	x	x	x	x	C3
Lecanidae	<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	<i>Consumatori primari</i>										x					C1
	<i>Lecane luna</i> (Muller, 1776)	<i>Consumatori primari</i>		x	x				x			x		x			C2
	<i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)	<i>Consumatori primari</i>								x							C1
	<i>Lecane unguolata</i> (Gosse, 1887)	<i>Consumatori primari</i>		x	x												C1
Lepadellidae	<i>Colurella uncinata</i> (O.F. Muller, 1773)	<i>Consumatori primari</i>		x	x		x							x			C2
	<i>Lepadella patella</i> (O.F. Muller, 1786)	<i>Consumatori primari</i>		x													C1
Mytilinidae	<i>Mytilina bisulcata</i> (Lucks, 1912)	<i>Consumatori primari</i>					x										C1
Nottomatidae	<i>Cephalodella gibba</i> (Ehrenberg, 1832)	<i>Consumatori primari</i>		x													C1
Synchaetidae	<i>Polyarthra vulgaris</i> (Carlin, 1943)	<i>Consumatori primari</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	C4
	<i>Synchaeta oblonga</i> (Ehrenberg, 1831)	<i>Consumatori primari</i>		x		x									x		C1
	<i>Synchaeta pectinata</i> (Ehrenberg, 1832)	<i>Consumatori primari</i>			x	x						x	x				C2
	<i>Synchaeta stylata</i> (Wierzejski, 1893)	<i>Consumatori primari</i>										x	x	x	x		C2
Testudinellidae	<i>Pompholyx complanata</i> (Gosse, 1851)	<i>Consumatori primari</i>		x										x			C1
	<i>Pompholyx sulcata</i> (Hudson, 1885)	<i>Consumatori primari</i>	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	C4
	<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)	<i>Consumatori primari</i>		x					x	x		x		x	x	x	C2
Trichocercidae	<i>Trichocerca capucina</i> (Wierzejski & Zacharias, 1893)	<i>Consumatori primari</i>											x				C1
	<i>Trichocerca cylindrica</i> (Imhof, 1891)	<i>Consumatori primari</i>											x	x		x	C1
	<i>Trichocerca longiseta</i> (Schränk, 1802)	<i>Consumatori primari</i>	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	C4
	<i>Trichocerca rattus</i> (Muller, 1776)	<i>Consumatori primari</i>											x				C1
Trichotriidae	<i>Trichotria pocillum</i> (O. F. Muller, 1776)	<i>Consumatori primari</i>												x			C1
Trochosphaeridae	<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)	<i>Consumatori primari</i>	x	x	x	x	x					x	x	x	x	x	C3

Legenda: x - prezent

* C1 – specii accidentale (<25.0%); C2 – specii accesorii (25.1-50.0%); C3 – specii constante (50.1-75.0%); C4 – specii euconstante (75-100%).

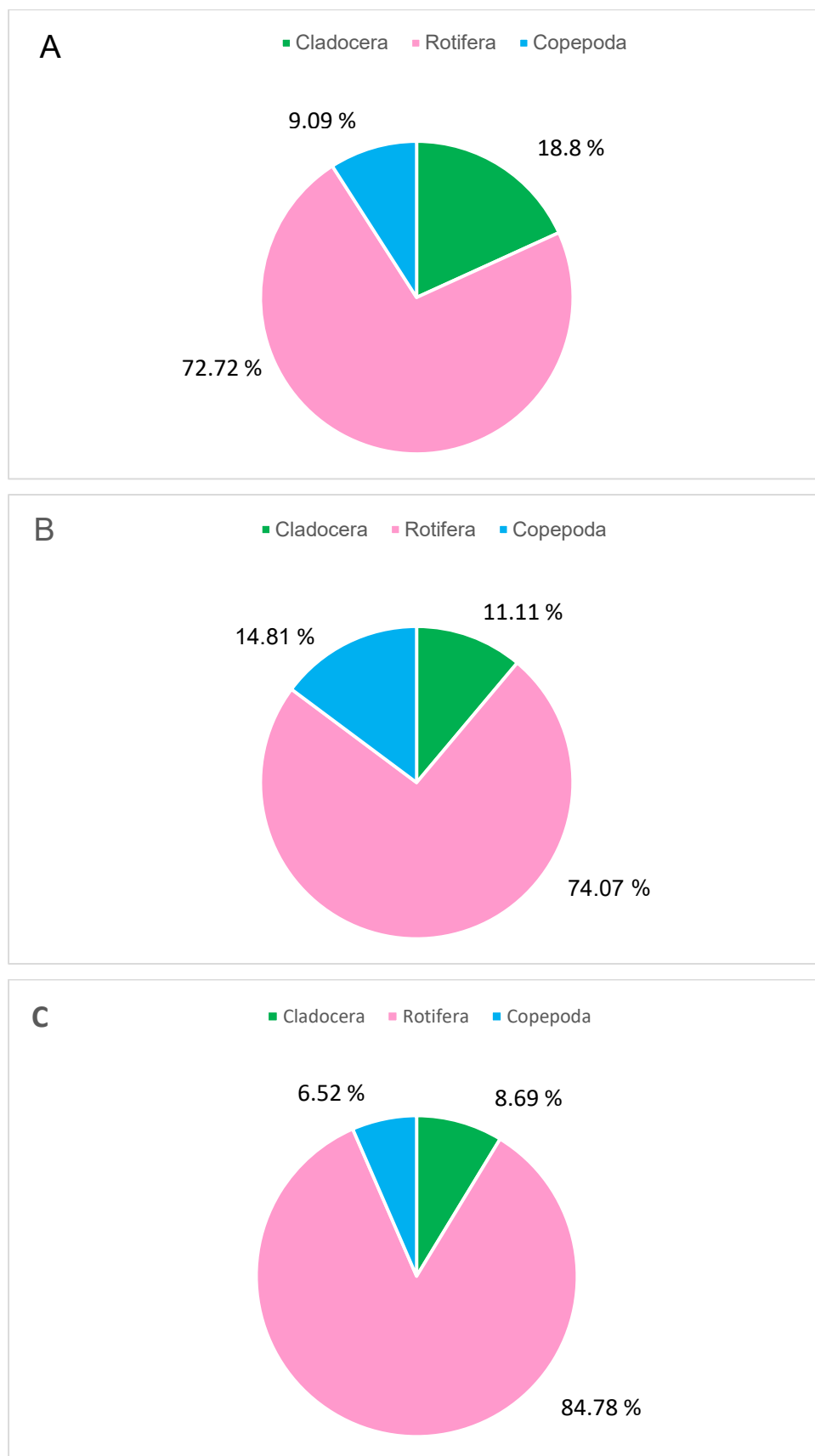


Figura 3.37. Compoziția specifică procentuală a comunității zooplanctonice în Carasuhat (A) și Zaghen (B) și Uzlina (C), martie 2021 – octombrie 2022.

3.2.3. Diversitatea și echitabilitatea zooplanctonului la nivelul ecosistemelor acvatice studiate

Pentru evaluarea diversității comunităților de zooplancton studiate, am ales indicele de diversitate Shannon – Wiener (H') și indicele Margalef (D).

Din analiza indicilor de diversitate și a numărului de specii (S), s-au observat variații, în ceea ce privește numărul de specii (S) și indicii de diversitate Shannon-Wiener (H') și de bogăție Margalef (D), între sezoane.

Pentru zona de studiu Carasuhat, se remarcă faptul că indicii de diversitate și bogăție înregistrați pentru comunitatea zooplanctonică au variat într-un interval larg având valori de $H' = 0.75$ (Octombrie 2021), $D = 1.39$ (Octombrie 2021) ca limite inferioare și $H' = 1.8$ (Martie 2021), până la $D = 3.62$ (Martie 2021) ca limite superioare ale domeniului de variație. În Zaghen, indicele de diversitate Shannon-Wiener (H') a înregistrat valori între 0.56 (Iulie 2021) și 1.6 (Martie 2021), indicele de bogăție Margalef (D) variind de la 0.76 (Martie 2022) până la 3.13 (Martie 2021). În lacul Uzlina, indicele de diversitate Shannon-Wiener (H') s-a situat în intervalul 0.94 (Octombrie 2022) și 1.74 (Martie 2022) iar indicele de bogăție Margalef (D) a variat de la 1.12 (Octombrie 2022) până la 3.11 (Octombrie 2021). Nu s-au observat variații semnificative, între sezoanele analizate în ceea ce privește indicii de uniformitate Pielou (J').

Dintre stații în Carasuhat, S1 și S4 au avut o compoziție mai puțin abundentă ($S=28$), în Zaghen stația 1, aflată în apropierea zonei de locuințe, a avut o compoziție specifică mai puțin abundentă ($S = 14$), iar în Uzlina, stația 5, a înregistrat cel mai mic număr de specii. ($S = 27$).

3.2.4. Dinamica densității numerice și în biomasă

3.2.4.1. Distribuția sezonieră a densității zooplanctonice

Densitatea numerică, exprimată prin numărul de indivizi raportat la unitatea de volum, este un parametru esențial pentru caracterizarea din punct de vedere cantitativ a comunităților biotice din ecosistemele acvatice. Estimarea numărului de indivizi este primul pas în elucidarea modului de funcționare al ecosistemului acvatic; aceste date, completate ulterior cu estimările de biomasă, vor reflecta importanța taxonilor în cadrul lanțurilor trofice acvatice. În zona de studiu Carasuhat, densitățile anuale zooplanctonice au înregistrat valori de 1483.583 ind/L în primul an de studiu, în cel de-al doilea an de studiu densitatea dublându-se, având o valoare de 2434.983 ind/L. O explicație pentru această situație ar putea fi nivelurile apei, care au fost mai scăzute în 2022 față de 2021 și temperatura apei, care a fost mai ridicată în 2022, nivelurile

mai mici ale apei și temperaturile mai ridicate, favorizând dezvoltarea organismelor zooplanctonice. În 2021, rotiferele au înregistrat cea mai mare valoare a densității – 850.71 ind/L, mai mult de 57.34% din densitatea totală a zooplanctonului, densitatea copepodelor a fost de 461.1 ind/L, reprezentând 31.08 %, densitatea cladocerelor a avut valoarea de 171.76 ind/L (11.57 % din densitatea totală). În 2022, densitatea rotiferelor s-a dublat, 1477.55 ind/L, reprezentând 61 % din densitatea totală; copepodele, a avut o densitate de 628.28 ind/L, reprezentând 26 % din total; cladocerele au înregistrat cea mai mică valoare a densității - 329.35 ind/L, ceea ce reprezintă 13 % din total. În zona de studiu Carasuhat, anul 2021 a prezentat un model marcat de un vârf în primăvară (791.78 ind/L), urmat de scăderi în vara și toamna, cu rotiferele (82.85%) jucând un rol prominent. În schimb, anul 2022 a evidențiat tendințe diferite, cu vara ca perioadă de vârf pentru densitatea zooplanctonului (907.41 ind/L), predominant condusă de rotifere (60.68%). (Figura 3.38).

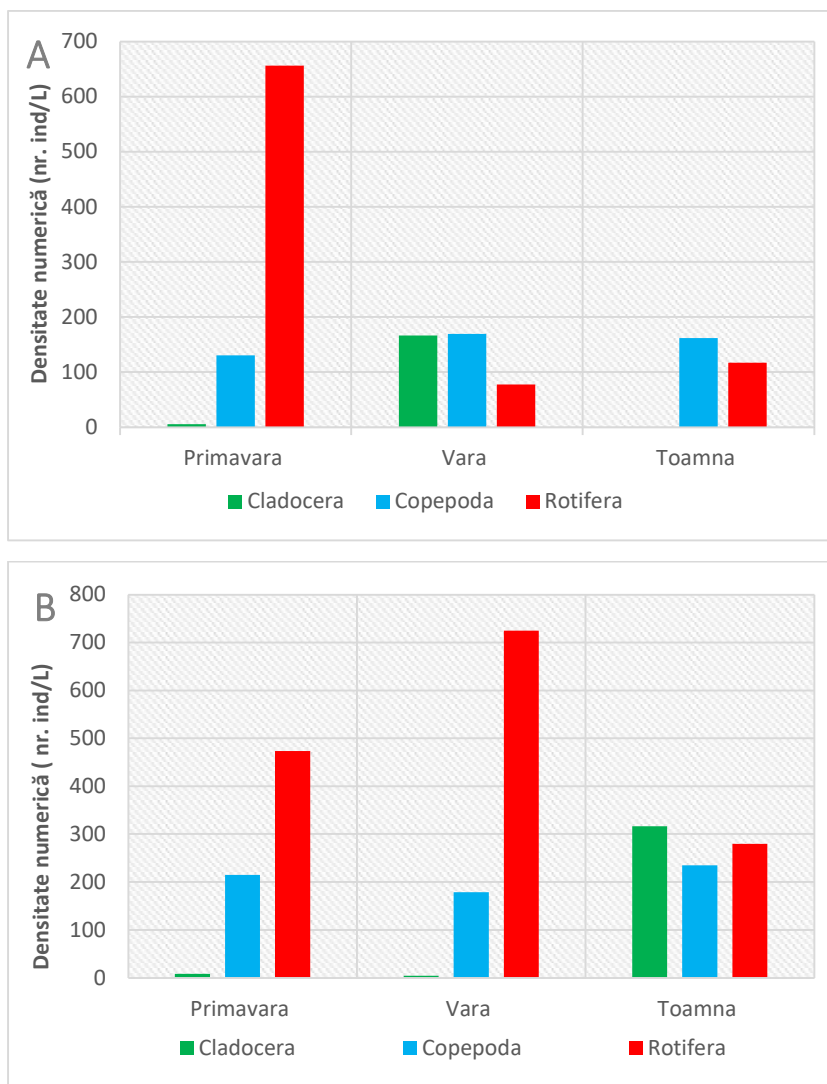


Figura. 3.38. Distribuția sezonieră a densității zooplanctonice în zona de studiu Carasuhat în 2021 (A) și 2022 (B)

În ecosistemele acvatice cu un grad mai ridicat de eutrofizare, cum ar fi zona de studiu Zaghen, se observă densități numerice și în biomasă mai mari ale zooplanctonului (Lampert și Sommer, 1997; May și O'Hare, 2005; Garcia-Chicote *et al.*, 2018). Cu toate acestea, această relație, s-a aplicat în zona Zaghen doar în 2021, deoarece în 2022 densitățile au fost mai mici, sugerând că interacțiunile ecosistemelor sunt mai complexe și sunt influențate de o multitudine de factori în afară de nivelul de eutrofizare. În 2021, cladocerele au prezentat cea mai mare densitate numerică 1286.533 ind/L (46.29% din total). Rotiferele au avut cea mai scăzută densitate, 539.73 ind/L, reprezentând 19.42%. În 2022, densitatea rotiferelor a crescut la 1070.41 ind/L (64.49%), în timp ce densitatea copepodelor a scăzut la 588.21 ind/L (35.44%), cladocerele au avut cea mai mică densitate la 0.06%. Vârful densității zooplanctonului a fost de 1572.83 ind/L în vara anului 2021 și de 1344.4 ind/L în toamna anului 2022, arătând o tendință de vara > toamna > primăvară în 2021 și toamna > primăvară în 2022 (Figura 3.39)

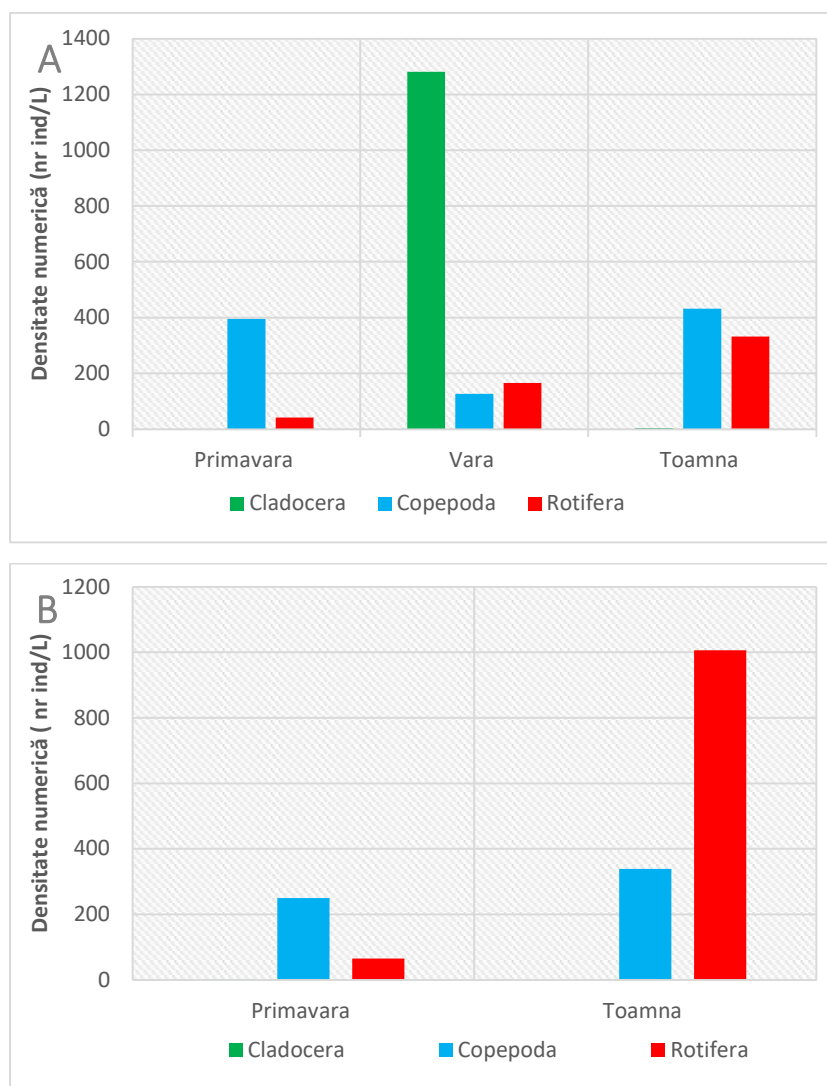


Figura. 3.39. Distribuția sezonieră a densității zooplanctonice în zona de studiu Zaghen în 2021 (A) și 2022 (B)

În lacul Uzlina, densitățile zooplanctonice au fost mai scăzute comparativ cu Carasuhat și Zaghen, având valori de 1128.71 ind/L în 2021 și 2460.52 ind/L în 2022. În 2021, rotiferele au avut cea mai mare densitate numerică, 843.22 ind/L (74.70% din total), în timp ce densitatea copepodelor a fost de 279.74 ind/L (24.78% din total), iar densitatea cladocercelor a fost mai mică, 5.75 ind/L (0.50% din total). În 2022, densitatea rotiferelor s-a dublat, ajungând la 1786.15 ind/L (peste 70% din total), iar densitatea copepodelor a fost de 644.5 ind/L (peste 26% din total), iar cladocerele au avut cea mai mică densitate, 29.86 ind/L (1.21% din total). Tendința generală din literatură s-a confirmat în 2021, când densitatea zooplanctonului a fost maximă în primăvară, 479.10 ind/L, iar în 2022, valoarea maximă a fost vara, 1079 ind/L, cu o contribuție majoră a rotiferelor, respectiv 88% în 2021 și 93% în 2022. (Figura 3.40).

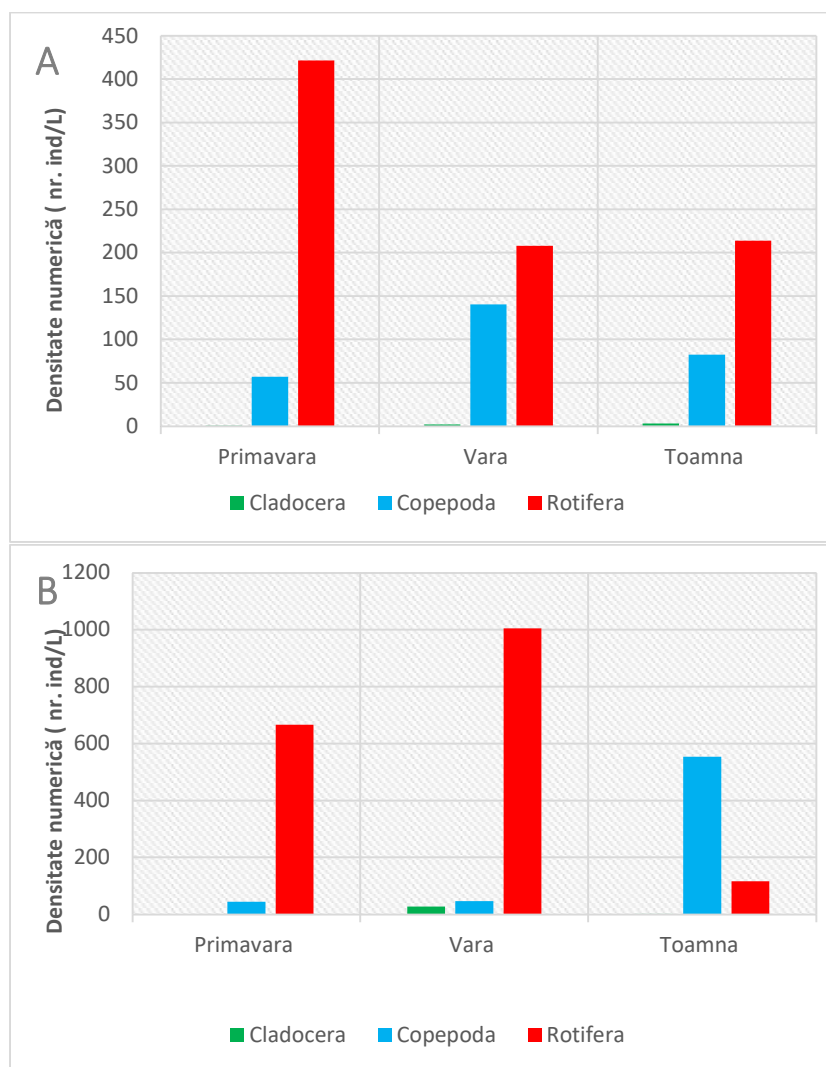


Figura. 3.40. Distribuția sezonieră a densității zooplanctonice în zona de studiu Uzlina în 2021 (A) și 2022 (B)

3.2.4.2. Distribuția sezonieră a densității în biomasă

În Carasuhat, biomasele zooplanctonului au înregistrat valori de 24.14 mg ww/L în 2021 și 35.87 mg ww/L în 2022. În 2021, rotiferele au dominat cu 8.80 mg ww/L (peste 36% din total), urmate de cladocere la 8.54 mg ww/L (35.41%). Biomasa de copepode a fost de 6.79 mg ww/L (28%). În 2022, cladocerele au prezentat cea mai mare biomasă (17.58 mg ww/L, 49% din total), urmate de rotifere la 10.14 mg ww/L (10% din total) și copepode la cel mai scăzut nivel, 8.13 mg ww/L (22.8% din total). Biomasa zooplanctonului a atins maximum în vara și a avut minimumul în toamnă în 2021, urmând tendința vara > primăvară > toamnă. În 2022, modelul s-a schimbat la toamnă > primăvară > vară (Figura 3.41).

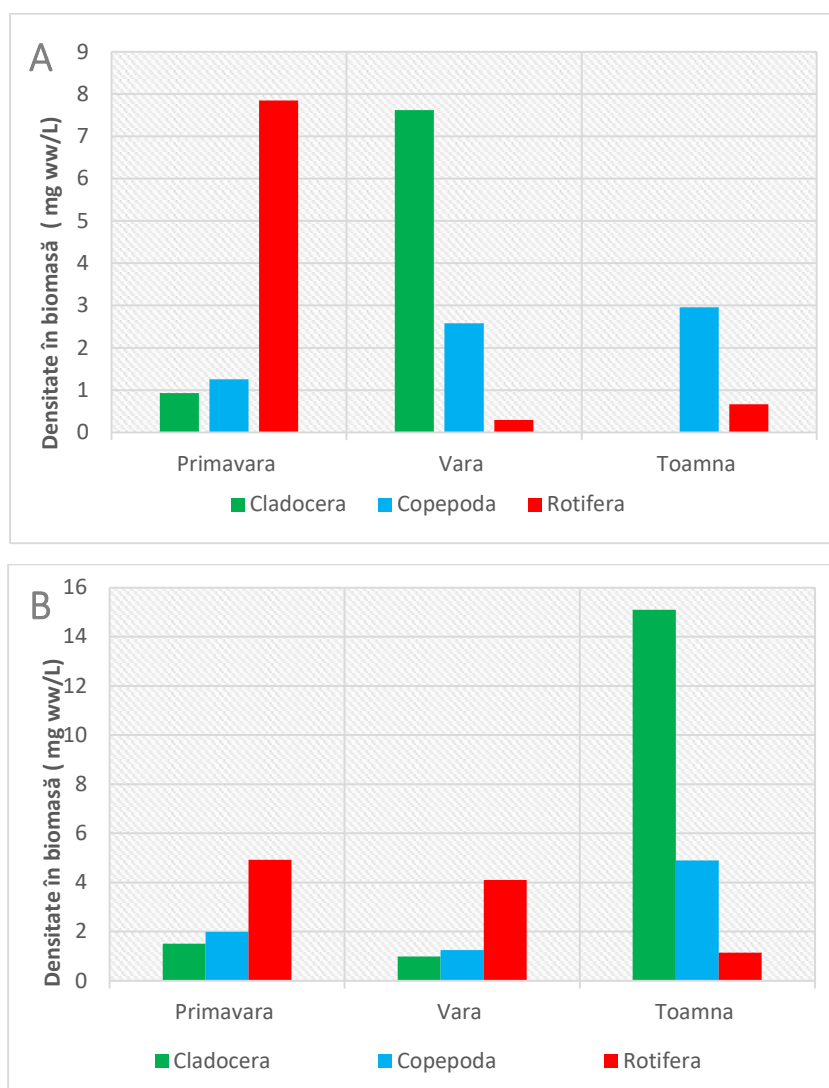


Figura. 3.41. Distribuția sezonieră a densității în biomasă a zooplanctonului în zona de studiu Carasuhat în 2021 (A) și 2022 (B)

Biomasele zooplanctonului în zona de studiu Zaghen au fost semnificativ mai mari, ajungând la 319.72 mg ww/L în 2021 și 58.04 mg ww/L în 2022. În 2021, cladocerele au dominat cu 288.24 mg ww/L (peste 90% din total), în timp ce biomasa de copepode a fost de 29.22 mg ww/L (9.13% din total); până în 2022, copepodele au avut cea mai mare biomasă la 56.96 mg ww/L (98.14% din total), urmate de rotifere la 0.85 mg ww/L (1.48% din total). Biomasa zooplanctonului a atins maximum în vara anului 2021 (294.56 mg ww/L, în mare parte cladocere), scăzând în primăvară și urmând tendința vara > toamnă > primăvară. În 2022, cea mai mare biomasă de 47.56 mg ww/L a fost înregistrată în primăvară, în principal datorită copepodelor (peste 98%) (Figura 3.42).

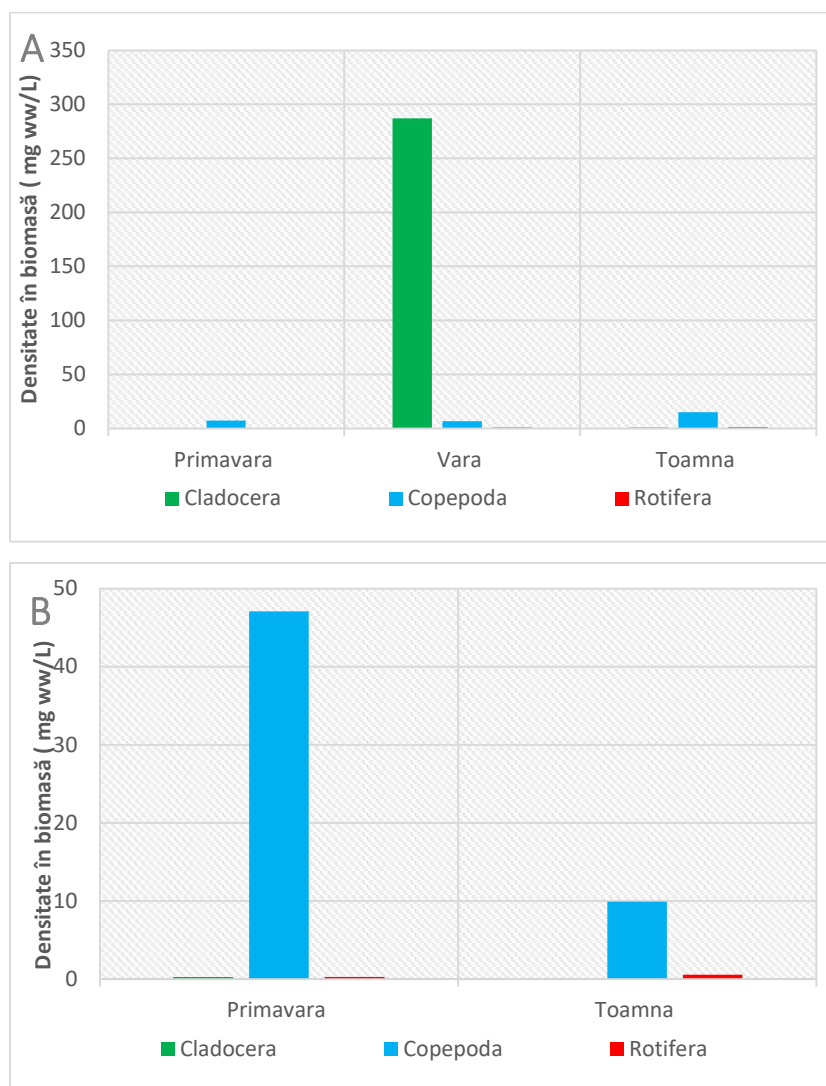


Figura. 3.42. Distribuția sezonieră a densității în biomasă a zooplanctonului, în zona de studiu Zaghen în 2021 (A) și 2022 (B)

Figura 3.43 ilustrează variațiile în densitatea și biomasa zooplanctonului în Uzlina în anii 2021 și 2022, cu valori mai scăzute decât în celelalte zone de studiu. Biomasa

zooplanctonului a crescut de la 15.78 mg ww/L în 2021 la 24.19 mg ww/L în 2022. În 2021, rotiferele au dominat (64%), în timp ce copepodele (32%) și cladocerele (3%) au contribuit de asemenea. În 2022, biomasa de rotifere a scăzut (50%), biomasa de copepode a crescut (44%), iar cladocerele au avut cea mai mică valoare (mai puțin de 4%). Biomasa a urmat tendința toamnă > primăvară > vară în 2021 și toamnă > vară > primăvară în 2022.

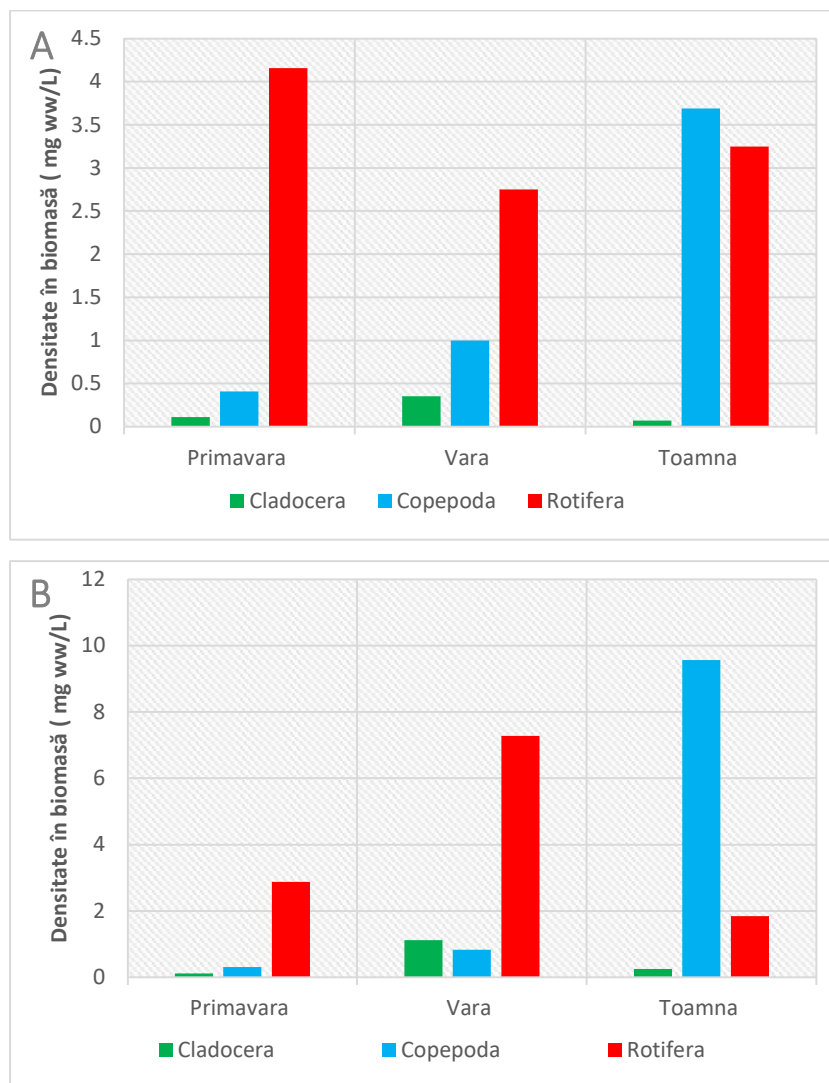


Figura. 3.43. Distribuția sezonieră a densității în biomasă a zooplanctonului în zona de studiu Uzlina, în 2021 (A) și 2022 (B)

În Zaghen, *Moina brachiata* a înregistrat 1281,2 ind/L în iulie 2021, cu o biomasă corespunzătoare de 287 mg ww/L. În aceeași zonă, în timpul toamnei din 2021, *Keratella valga* a înregistrat 611,93 ind/L. Lacul Uzlina a avut larve de nauplii cu o densitate medie de 364,40 ind/L în octombrie 2022. În zona Carasuhat, *Pompholyx sulcata* a avut 307,43 ind/L în martie 2021, în timp ce *Bosmina longirostris* a avut 266,42 ind/L în octombrie 2022. Densitatea

biomasei a inclus aceleași specii și a adăugat *Megacyclops viridis* (11,80 mg ww/L) și *Diaphanosoma brachiurum* (7,46 mg ww/L).

3.3. Identificarea principalilor factori de comandă care influențează comunitățile zooplanctonice

În urma analizei **corelațiilor Pearson** între parametrii fizico-chimici din zonele de studiu, s-au identificat diferențe semnificative ($p > 0.05$). Valorile corelațiilor Pearson care au depășit pragul de 0.75 sunt următoarele: clorofila "a" / conductivitate - corelație pozitivă cu o valoare de $r = 0.85$; clorofila "a" / perimetru - corelație negativă cu o valoare de $r = -0.8$; conductivitate / perimetru - corelație negativă cu o valoare de $r = -0.94$; arie / perimetru - corelație pozitivă cu o valoare de $r = 0.87$. Rezultatele analizei **nMDS (Non-metric Multidimensional Scaling)** reprezentată grafic în Figura 3.51, ilustrează că concentrațiile de clorofilă "a" și de nutrienți în zona Zaghen, suprafața și adâncimea în zona Carasuhat, precum și transparența și metalele grele în zona Uzlina, au fost parametrii cu cea mai mare importanță în diferențierea celor trei grupări.

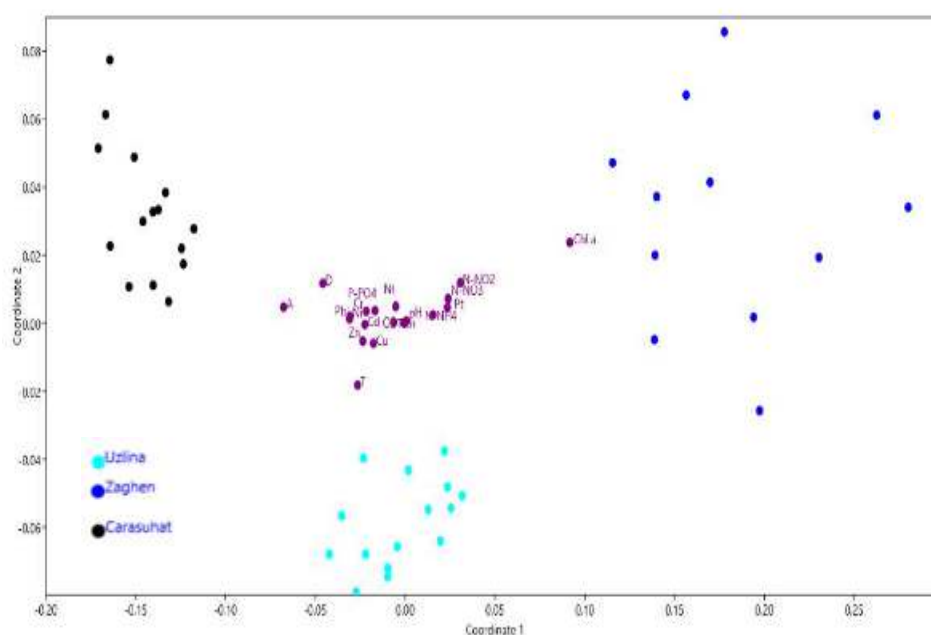


Figura 3.51. Analiza nMDS bazată pe variabilele morfometrice și fizico-chimice la nivelul sistemelor ecologice Carasuhat, Zaghen și Uzlina, în perioada martie 2021-octombrie 2022. Pe grafic s-au luat în considerare următoarele variabile de stare: T=transparența, A = aria, D = adâncimea, Tem=temperatura, Chl a= clorofila a, O= oxigen dizolvat, pH, nutrienți (Nt = azot total, N-NH4 = amoniu, N-NO3= azotați, N-NO2= azotiți, Pt=fosfor total, P-PO4= ortofosfați solubili), metale grele (Cu= Cupru, Pb= plumb, Cd= cadmiu, Cr= crom, Ni= nichel, Zn= zinc).

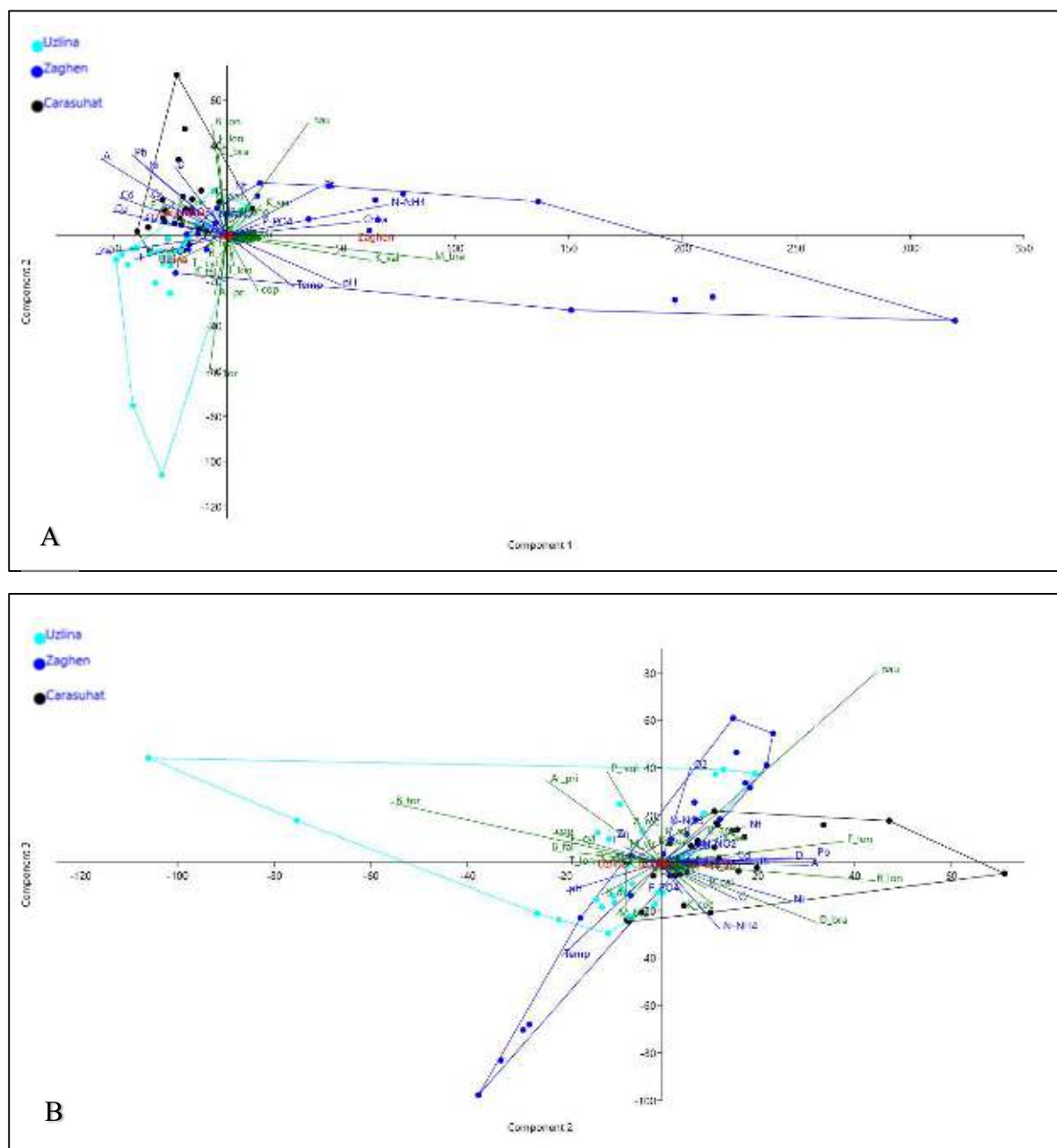


Figura 3.54 Analiza PCA la nivelul sistemelor acvatice studiate pe baza densității numerice și a variabilelor de mediu între componenta 1 și componenta 2 (A) și componenta 2 și 3 (B)

Analiza redundanței și partiția varianței evidențiază principalii factori de comandă care influențează comunitățile zooplanctonice și contribuția relativă a acestora. De-a lungul primelor două axe RDA, locația spațială PCNM, "**Principal Coordinates of Neighbor Matrices**", a reprezentat în mod independent 3.5% din variația comunității, (Figura 3.56) nutrienții au explicat 73%, (Figura 3.57) iar concentrațiile metalelor grele au putut explica 5.5% din variația totală (Figura 3.58). Toate efectele au fost semnificative la $\alpha = 0.05$. Speciile care au avut cele mai mari scoruri în analiza RDA au fost: stadiile larvare de nauplii și

copepodiți, rotiferele filtratoare *Keratella valga*, *Keratella serrulata*, *Pompholyx sulcata*, *Polyarthra vulgaris*, *Filinia longiseta*, *Brachionus calyciflorus*, *Keratella cochlearis*, *Brachionus angularis*, rotiferul prădător *Asplanchna priodonta*, cladocerele filtratoare *Moina brachiata* și *Diaphanosoma brachiurum*.

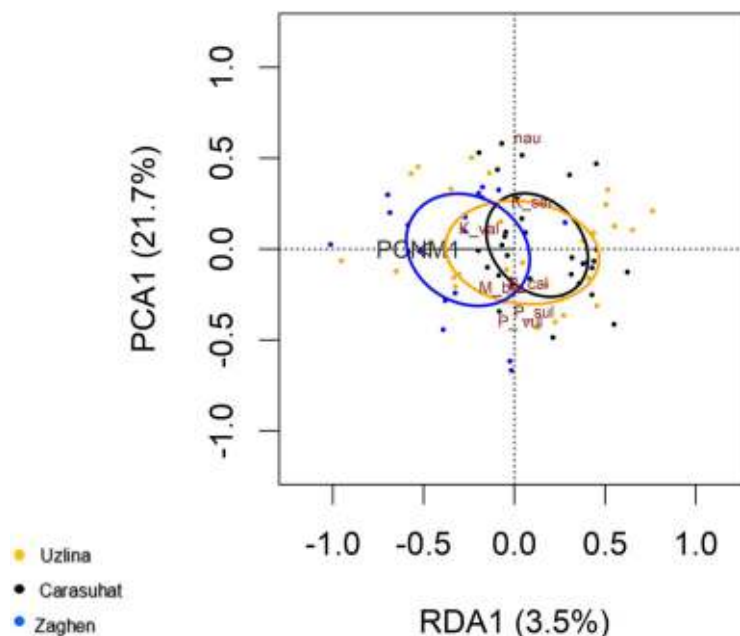


Figura 3.56. Diagrama analizei de redundanță (RDA) pentru densitatea numerică și variabila spațială PCNM. Abrevierile folosite în figură: nau, nauplii; cop, copepodit; *K_ser*, *Keratella serrulata*; *K_val*, *Keratella valga*; *M_bra*, *Moina brachiata*; *B_cal*, *Brachionus calyciflorus*; *P_vul*, *Polyarthra vulgaris*; *P_sul*, *Pompholyx sulcata*.

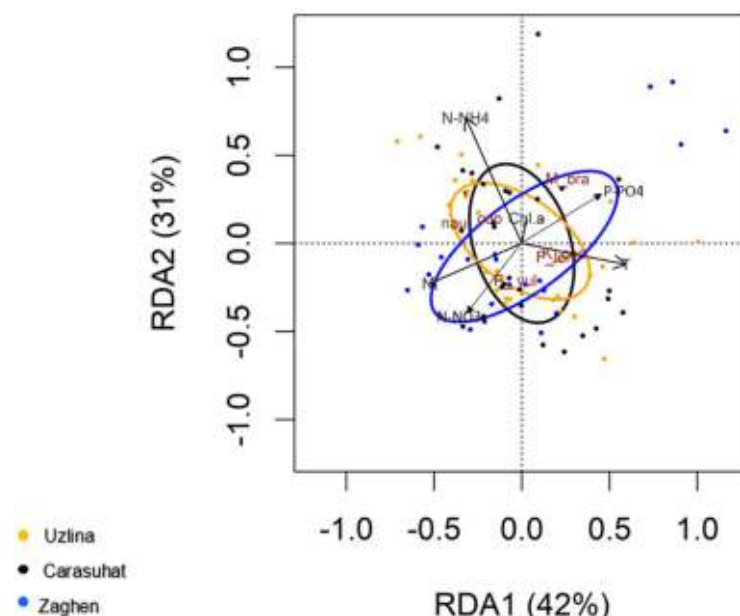


Figura 3.57 Analiza RDA a densității numerice și concentrațiile de nutrienți, clorofilă “a” și transparență Abrevierile folosite în figură: nau, nauplii; cop, copepodit; *M_bra*, *Moina brachiata*; *K_coc*, *Keratella cochlearis*; *F_lon*, *Filinia longiseta*; *P_vul*, *Polyarthra vulgaris*

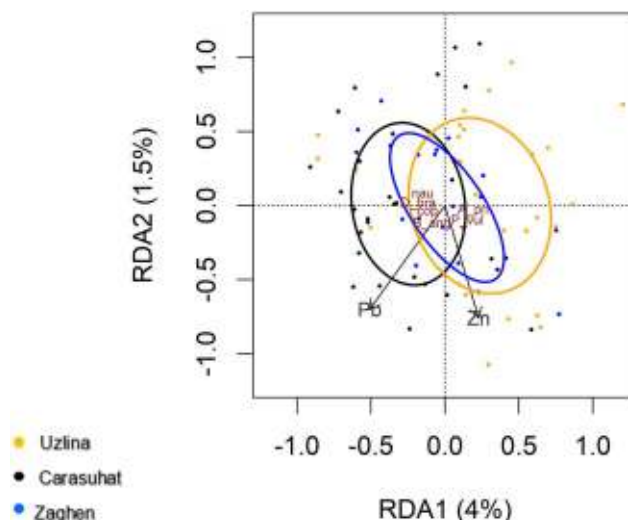


Figura 3.58 Analiza RDA a densității numerice și concentrațiile metalelor grele Abrevierile folosite în figură: nau, nauplii; cop, copepodit; *P_vul*, *Polyarthra vulgaris*; *B_ang*, *Brachionus angularis*; *A_pri*, *Asplanchna priodonta*; *D_bra*, *Diaphanosoma brachiurum*

Analiza de partiție a variației a arătat că structurarea spațială (relațiile spațiale la scara complexului deltă-pcnm) a comunităților zooplanctonice a fost semnificativă ($p = 0.007$) și a explicat 2% din variația observată în compoziția și densitatea numerică a acestora. Concentrațiile nutrienților, împreună cu clorofila “a” și transparența au avut un efect independent înalt semnificativ statistic ($p = 0.001$) explicând 14% din variația totală. În mod surprinzător, concentrațiile metalelor grele, Pb și Zn, au avut o contribuție semnificativă în modelarea structurii comunității de nevertebrate zooplanctonice ($p = 0.006$), explicând 2% din variația totală (Figura 3.59). Acțiunea corelată a variabilelor spațiale și fizico-chimice explică 4% din variația totală, iar acțiunea corelată a tuturor variabilelor - 3%, indicând o autocorelare slabă a impactului nutrienților și metalelor grele. Variația (reziduală) neexplicată a fost de 75%.

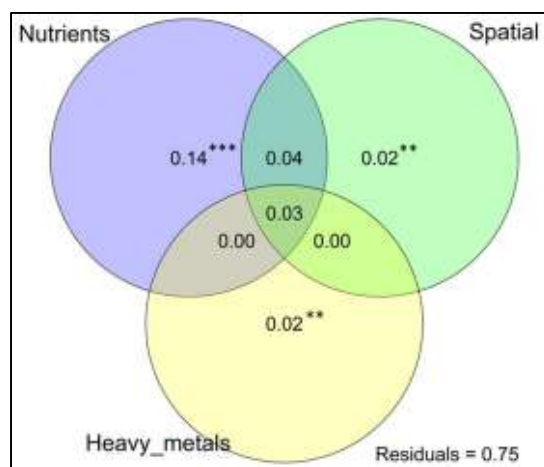


Figura 3.59. Analiza de partiție a variației în densitatea numerică a zooplanctonului

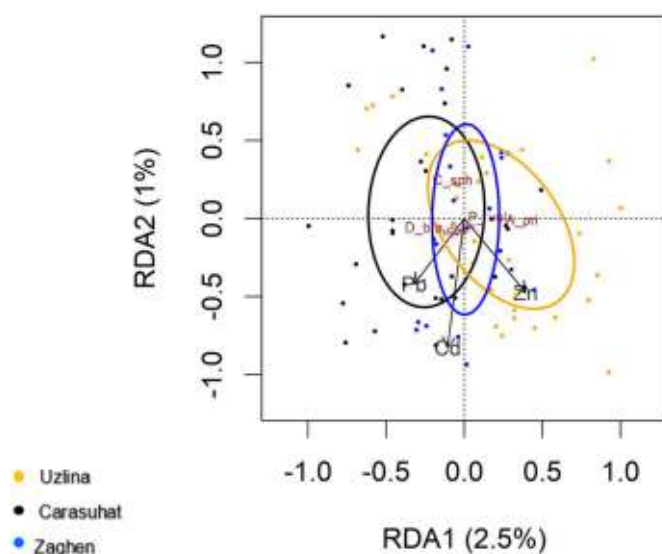


Figura 3.62. Analiza RDA a densității în biomasă și concentrațiile metalelor grele. Abrevierile folosite în figură: *C_sph*, *Chydorus sphaericus*; *D_bra*, *Diaphanosoma brachyurum*; *P_vul*, *Polyarthra vulgaris*; *A_pri*, *Asplanchna priodonta*; *B_log*, *Bosmina longirostris*; *M_alb*, *Macrocyclus albidus*, *C_vic*, *Cyclops vicinus*.

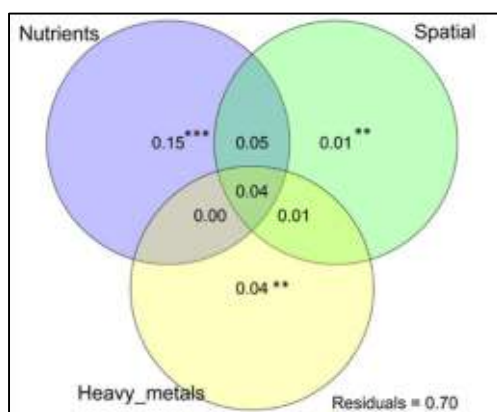


Figura 3.63. Analiza de partiție a variației în densitatea în biomasă a zooplanctonului

3.5. Evaluarea toxicității probelor de apă prelevate din zona de studiu Zaghen, prin aplicarea tehnicilor de ecotoxicologie acvatică

În luna martie 2023, în zona de studiu Zaghen, concentrațiile metalelor grele au fost următoarele: Zincul și cuprul s-au încadrat în clasa I de calitate (stare ecologică foarte bună). Cadmiul, nichelul și cromul în a doua clasă de calitate (stare ecologică bună). La stația 1, situată în apropierea zonelor rezidențiale, concentrația de plumb s-a încadrat în a treia clasă de calitate (stare ecologică moderată), indicând un posibil impact antropic. Rezultatele testelor de toxicitate (Tabelul 3.19) au relevat sensibilități variabile între cele două specii. Metalele grele de la stațiile 1 și 2 au avut un impact toxic mai puternic asupra lui *Thamnocephalus platyurus* în comparație cu *Daphnia magna*, în concordanță cu cercetările anterioare (Persoone *et al.*,

2003). Valori semnificative ale unei toxicități reduse, care au dus la mortalitate, au fost înregistrate doar pentru apele colectate de la primele două stații: *Daphnia magna* (exponere de 48 de ore): mortalitate de 15%, *Thamnocephalus platyurus* (exponere de 24 de ore): mortalitate de 20%. Pentru a evalua toxicitatea, Unitățile de Toxicitate (TUs) au fost calculate pe baza valorilor EC50 derivate din probit și limitele de încredere, conform abordării lui Persoone *et al.*, 2003. Valoarea TU pentru un compus specific reprezintă concentrația la care apare un efect de 50% (EC50 al apei reziduale exprimat ca % diluție) pentru un anumit punct final biologic specific. Cu toate acestea, scorul de toxicitate bazat pe TU nu a putut fi calculat pentru contextul nostru din cauza ratelor de mortalitate sub 50% pentru ambele specii.

Tabelul 3.19. Determinarea efectelor toxicității acute (EC%) la *D. magna* și *T. platyurus* prin testarea apelor conținând elemente metalice, prelevate din Zaghen, în luna martie 2023

Probe de apă / Stații Zaghen	EC % <i>Daphnia magna</i> 48 h	EC % <i>Thamnocephalus platyurus</i> 24 h
1	15	20
2	15	20
3	10*	10*
4	10*	10*
5	10*	10*

*Observație: 10% mortalitate este acceptată pentru validarea controlului (microbiotests.com)

Cu toate că am observat rate scăzute de mortalitate (sub 50%) și probele de apă au fost considerate extrem de puțin toxice doar pentru primele două stații, descoperirile noastre subliniază importanța monitorizării biologice continue. În plus, pentru a evalua riscurile de contaminare în ecosistemele acvatice din Rezervația Biosferei Delta Dunării, recomandăm includerea altor microbioteste, cum ar fi cele care implică algele și bacteriile, putând servi în evaluarea riscului contaminării mediului acvatic dulce din Delta Dunării cu metale grele sau cu alte grupe de poluanți periculoși. Aceste teste suplimentare pot contribui și la evaluarea eficienței sistemelor de tratare a apelor uzate deversate în întregul bazin hidrografic al Dunării, inclusiv orașul Tulcea, precum și alte surse directe de poluare din Delta Dunării, pentru o mai bună protecție a ecosistemelor deltaice.

CAPITOLUL 4. CONCLUZII GENERALE ȘI PERSPECTIVE

În cadrul acestei teme de cercetare doctorală, am investigat modul în care zonele de reconstrucție ecologică Carasuhat și Zaghen s-au refăcut în urma procesului de reconstrucție ecologică, iar parametrii lor ecologici se apropie de cei ai unui lac natural - lacul Uzlina, din Rezervația Biosferei Delta Dunării. Am monitorizat dinamica comunității zooplanctonice și am evaluat starea ecologică a acestor zone, bazându-ne pe 80 de probe colectate în timpul a 6 expediții desfășurate în perioada martie 2021 și octombrie 2022.

Astfel, în urma interpretării rezultatelor obținute, am formulat următoarele concluzii:

Temperatura apei a înregistrat variații sezoniere normale, fiind observate diferențe de la o zonă de studiu la alta. Cele mai mari temperaturi fiind înregistrate în luna iulie 2021. Tendința generală pentru pH-ul apei este de menținere în registrul alcalin. Conductivitatea specifică a apei a variat mult, evidențiind variabilitatea sa naturală. Valori mai mari au fost măsurate la stațiile din zona de studiu Zaghen. Distribuția spațială a concentrațiilor de oxigen dizolvat indică diferențe între zonele studiate. Valorile mai scăzute ale oxigenului dizolvat observate în Zaghen, pot fi atribuite încărcării mai mari cu nutrienți și circulației reduse a apei. Măsurătorile de clorofilă "a" au pus în evidență cele mai ridicate valori în zona de studiu Zaghen.

Analizând concentrațiile de azot și fosfor, în general, ecosistemele acvatice studiate au demonstrat stări ecologice de la foarte bune la slabe, în funcție de zona de studiu și de categoria de nutrienți. Starea ecologică foarte bună și bună a fost în mod frecvent asociată cu concentrațiile de azot amoniacal și fosfor total, în timp ce valorile azotiților, azotaților, azotului total și ortofosfaților au variat mai mult, indicând stări de la foarte bune la slabe.

Concentrațiile de cadmiu, zinc, cupru, plumb, nichel și crom din probele de apă, se încadrează în principal în clasele de calitate I și II, ceea ce indică o stare ecologică foarte bună sau bună. Cu toate acestea, s-au înregistrat câteva depășiri ale limitelor stabilite pentru aceste clase în cazul plumbului, nichelului, cromului și cadmiului, dar numai într-un număr mic de probe. În plus, în zonele de studiu Carasuhat și lacul Uzlina s-au constatat concentrații mai mari ale metalelor grele, posibil datorită influenței semnificative a bazinului hidrografic al fluviului Dunărea, care aduce apă și sedimente bogate în aceste elemente metalice. Pe de altă parte, zona de studiu Zaghen, care este un sistem ecologic izolat, nu a prezentat aceeași tendință. Prin urmare, deși există fluctuații și unele excepții, ecosistemele acvatice studiate mențin în mare parte o stare ecologică foarte bună sau bună în ceea ce privește nivelurile

metalelor grele. Monitorizarea continuă a acestor metale grele în apă este esențială pentru a asigura menținerea acestor stări de calitate.

Reconectarea celor două zone umede la regimul hidrologic al Dunării a avut un impact pozitiv asupra comunității zooplanctonice, permițând dezvoltarea unei comunități similare cu cea a ecosistemelor permanente din Rezervația Biosferei Delta Dunării, acest aspect fiind preponderent în special în zona Carasuhat. Aceste rezultate aduc noi perspective asupra reconstrucției ecologice și managementului ecosistemelor acvatice și pot fi valoroase pentru conservarea biodiversității și îmbunătățirea calității mediului acvatic.

Analiza nMDS a evidențiat că concentrațiile de clorofilă “a” și de nutrienți în zona Zaghen, suprafața și adâncimea apei în zona Carasuhat, precum și transparența apei și conținutul de metale grele în zona Uzlina, au fost parametri semnificativi în diferențierea celor trei zone. Analiza RDA a arătat că variabilele PCNM, clorofila “a”, azotul total, amoniu, pH-ul, azotiții, transparența, ortofosfații, cadmiul, plumbul și zincul, au influențat semnificativ compoziția comunității zooplanctonice în sistemele acvatice studiate.

Rezultatele testelor de toxicitate indică o toxicitate foarte scăzută a apei din zona de studiu Zaghen. În viitor, este esențial să ne concentrăm pe cercetarea relației dintre nivelurile de metale în apă și sedimente, factorii de bioacumulare (BAFs) și nivelurile de metale în diferite specii de zooplancton. Aceasta ne-ar permite să identificăm cei mai sensibili bioindicatori, facilitând astfel o monitorizare mai eficientă și o evaluare mai precisă a impactului poluării asupra ecosistemelor acvatice.

Direcții ulterioare de cercetare

Originalitatea prezentei cercetări derivă din abordarea interdisciplinară a celor trei zone de studiu și evaluarea lor prin prisma parametrilor fizico - chimici și biologici. Cercetarea prezentată în teza de doctorat aduce o contribuție semnificativă în domeniul ecologiei și managementului ecosistemelor acvatice, furnizând o perspectivă cuprinzătoare asupra stării ecologice și proceselor ce au loc în zonele de reconstrucție ecologică. Datele referitoare la structura și dinamica comunităților zooplanctonice și starea ecologică a zonelor de reconstrucție ecologică Carasuhat și Zaghen și lacul Uzlina, prezentate în teza de doctorat, pot furniza informații valoroase ce vor servi ca bază pentru dezvoltarea și implementarea măsurilor de gestionare și conservare adecvate. În viitor pentru o evaluare ecotoxicologică mai cuprinzătoare alături de crustacee (consumatori primari), ar putea fi adăugate și alte specii cum ar fi alge și bacterii (nivelul producătorilor și al consumatorilor), pentru a reprezenta toate

nivelurile unui lanț trofic, în ecosistem, evaluarea ecotoxicologică având un rol important în determinarea riscului contaminării mediului acvatic din Rezervația Biosferei Delta Dunării. Rezultatele studiilor realizate au o mare adresabilitate, atât pentru autoritățile publice cât și pentru sfera viitoarelor cercetări, în cadrul cărora ne propunem monitorizarea pe termen lung a celor două zone, pentru a evalua progresul reconstrucției ecologice identificând eventualele probleme și intervenind acolo unde este necesar, astfel se poate asigura conservarea și protecția adecvată a acestor ecosisteme fragile și valoroase.

BIBLIOGRAFIE SELECTIVĂ

1. Anas, M.U.M., Scott, K.A., Wissel, B. (2013). Suitability of presence vs. absence indicator species to characterize stress gradients: lessons from zooplankton species of boreal lakes. *Ecological Indicators*, 30, 90–99. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013>.
2. Berzins, B., Pejler, B. (1989). Rotifer occurrence and trophic degree, *Hydrobiologia*, 182, 171–180.
3. Błędzki, L.-A., Rybak, J.-I. (2016). *Freshwater Crustacean Zooplankton of Europe Cladocera and Copepoda (Calanoida, Cyclopoida): Key to species identification*, Springer International Publishing Switzerland, ISBN 978-3-319-29870-2, 923 pp
4. Bondar, C. (1990). Hydrological study. Hydrotechnical works for improving the Razim- Sinoe lake complex exploiting conditions. Study Contract DDNI Tulcea - INMH Bucharest, 229.
5. Brețcan, P., Murărescu, O., Samoilă, E., Olimpia, P., Street, R.C.I., 2008. The modification of the ecological conditions in the Razim-Sinoie lacuster complex as an effect of the anthropic intervention, XXIV th Conference of the Danubian Countries Bled, Slovenia, 12 .
6. Caroni, R., Irvine, K. (2010). The potential of zooplankton communities for ecological assessment of lakes: redundant concept or political oversight? în: *Biology and environment: proceedings of the royal Irish Academy*. Jstor, 35–53. <https://doi.org/10.3318/bioe.2010.110.1.35>.
7. Carpenter, S.R., Kitchell J.(1996). *The trophic cascade in lakes*. Cambridge Univeristy Press, 385 pp.
8. Coleman, J.M., Huh, O.K., Braud, D.(2008). Wetland loss in world deltas. *Journal of Coastal Resources*, 24, 1–14

9. Damian-Georgescu, A. (1963). Crustacea, Copepoda, Fam.Cyclopidae (forme de apă dulce). Fauna Republicii Populare Romîne. Editura Academiei Republicii Socialiste România, București, 205 pp
10. Directiva Cadru Apă 2000/60/CE, a Parlamentului European și a Consiliului din 23 octombrie 2000 de stabilire a unui cadru de politică comunitară în domeniul apei CE
11. Duggan, I.C., Özkundakci, D., David, B.O. (2020) Long-term zooplankton composition data reveal impacts of invasions on community composition in the Waikato lakes, New Zealand. Aquatic Ecology. <https://doi.org/10.1007/s10452-020-09803-8>
12. Dumitrescu, A. (2003). The Impact of the Social and Economic Policies on the Local People of the Danube Delta and the Necessary Measures, Scientific Annals of the Danube Delta Institute for Research and Development, 9, 75-83.
13. García-Chicote, J., Armengol, X., Rojo, C. (2018). Zooplankton Abundance: A Neglected Key Element in the Evaluation of Reservoir Water Quality. Limnologica, 69, 46–54.
14. Giosan, L., Constantinescu, S., Filip, F., Deng, B.(2013). Maintenance of large deltas through channelization: nature vs. humans in the Danube Delta, Anthropocene,1, 35–45.
15. Gómez-Baggethun, E., Tudor, M., Doroftei, M., Covaliov, S., Năstase, A., Onăra, D.F., Cioacă, E. (2019). Changes in ecosystem services from wetland loss and restoration: An ecosystem assessment of the Danube Delta (1960–2010). Ecosystem Services, 39, 1-17.
16. Gomoiu, M-T. (1996). Facts and remarks on the Danube Delta. Geo-Eco-Marina, 1, 99-113.
17. Gulati, R.D. (1983). Zooplankton and its grazing as indicators of trophic status in Dutch lakes. Environmental Monitoring Assessment, 3, 343–354.
18. Haberman J., Haldna M. (2014). Indices of zooplankton community as valuable tools in assessing the trophic state and water quality of eutrophic lakes: long term study of Lake Vortsjarv. Journal of Limnology 73(2), 263–273. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2014.828>
19. Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P.D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis, Palaeontol Electron 4: 1. 31.
20. Kuczynska-Kippen, N., Spoljar, M., Zhang, C., Pronin, M. (2020). Zooplankton functional traits as a tool to assess latitudinal variation in the northern-southern

- temperate European regions during spring and autumn seasons. *Ecological Indicators* 117, 106629, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020>.
21. Lampert, W., Sommer, U. (1997). *Limnoecology, The ecology of lakes and streams*, Oxford University Press, New York.
22. Lampert, W. (1997). Zooplankton research: the contribution of limnology to general ecological paradigms. *Aquatic Ecology*, 31, 19–27.
23. May, L., O'Hare, M. (2005) Changes in rotifer species composition and abundance along a trophic gradient in Loch Lomond, Scotland, UK. *Hydrobiologia* 546, 397–404. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-4282-3>
24. Morgan, G.A., Barrett, K.C., Leech, N. L, Gloeckner (G.W. 2019). *IBM SPSS for Introductory Statistics Use and interpretation*, Ed. Taylor&Francis, 252p.
25. Naselli-Flores, L., Rossetti, G. (2010) Fifty years after the homage to Santa Rosalia: old and new paradigms on biodiversity in aquatic ecosystems, în: *Santa Rosalia 50 years on Developments in Hydrobiology*, 213, Springer, Netherlands, 246 pp.
26. Negrea, Ș. (1983). *Cladocera. Fauna Republicii Socialiste România*, Editura Academiei Republicii Socialiste România, Bucuresti, 399 pp.
27. Niculescu, S., Lardeux, C., Hanganu, J. (2017). *Alteration and Remediation of Coastal Wetland Ecosystems in the Danube Delta. A Remote-Sensing Approach*. Coastal Research Library, Springer International Publishing, 21 (17), 513-554, 10.1007/978-3-319-56179-0ff. fhal-01598043
28. Oosterberg, W., Staras, M., Bogdan, L., Buijse, A. D., Constantinescu, A., Hanganu, J., Ibelings, B. W., Menting, G. A. M., Năvodaru, I., Torok, L. (2000) *Ecological Gradients in the Danube Delta-Present State and Man-Induced Changes*. RIZA Report Nr. 2000.015, RIZA the Netherlands, DDNI Romaia and Danube Delta Biosphere Reserve Authority, 166 pp.
29. Ordin nr. 161 din 16 februarie 2006 pentru aprobarea Normativului privind clasificarea calității apelor de suprafață în vederea stabilirii stării ecologice a corpurilor de apă, publicat în MONITORUL OFICIAL nr. 511 din 13 iunie 2006, <https://legislatie.just.ro/Public/DetaliiDocumentAfis/72574>
30. Persoone G, Marsalek B, Blinova I, Törökne A, Zarina D, Manusadzianas L, Nalecz-Jawecki G, Tofan L, Stepanova N, Tothova L, Kolar B. (2003). A practical and user-friendly toxicity classification system with microbiotests for natural waters and wastewaters. *Environ Toxicol*, 18(6), 395-402. doi: 10.1002/tox.10141.

31. Romanescu, G. (1999). The Danube Delta: Some Hydromorphodynamic Aspects: Deltaic Changes During the Modern and Contemporary Historical Stages. Suceava University Press, Suceava, Romania, 164 pp.
32. Romanescu, G., Stoleriu, C. (2014). Anthropogenic interventions and hydrological-risk phenomena in the fluvial-maritime delta of the Danube (Romania). *Ocean and Coastal Management*, 102, 123–130.
33. Rudescu, L. (1960). *Trochelminthes* (vol II, Fascicula II), Fauna Republicii Populare Romîne, Editura Academiei Republicii Populare România, București, 1192 pp.
34. Scheffer, M. (1998). *Ecology of shallow lakes*. Chapman & Hall, UK, ISBN 0412749203, 346 pp.
35. Schneider, E. (2010). Floodplain restoration of large European rivers, with examples from the Rhine and the Danube. In: *Restoration of Lakes, Streams, Floodplains, and Bogs in Europe*. Springer, Dordrecht, 185–223.
36. Sladeczek, V. (1983). Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia*, 100 (1), 169–201.
37. Spoljar, M., Drazina, T., Lajtner, J., Duic, S.M., Radanovic, I., Wallace, R., Matulic, D., Tomljanovic, T. (2018). Zooplankton assemblage in four temperate shallow waterbodies in association with habitat heterogeneity and alternative states, *Limnologica*, 71(4), 51–61. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2018>.
38. SR EN ISO 5667-1 (2007). *Calitatea apei. Prelevare. Partea 1: Ghid general pentru stabilirea programelor și a tehnicilor de prelevare*
39. Stamou, G., Katsiapi, M., Moustaka-Gouni, M., Michaloudi, E. (2019). Trophic state assessment based on zooplankton communities in Mediterranean lakes. *Hydrobiologia*, 844, 83–103, <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3880-9>.
40. Staraș, M. (1994). Studiu sectorial privind managementul resurselor pescaresti din Rezervatia Biosferei Delta Dunarii. Banca Europeană pentru reconstrucție si dezvoltare si Administratia Rezervației Biosferei Delta Dunării. Seminarii și Workshopuri – Tulcea Sept. 1994
41. Staraș, M., Baboianu, G. (2005). Human induced changes and rehabilitation measures in the Danube Delta, Romania. *ICAM Dossier* 3, 280–286.
42. Tofan, L., Niță, V., Nenciu, M., Coatu, V., Lazăr, L., Damir, N., Vasile, D., Popoviciu, D.R., Brotea, A.-G., Curtean-Bănăduc, A.M., Avramescu, S., Aonofriesei, F., 2023 - Multiple Assays on Non-Target Organisms to Determine the Risk of Acute

Environmental Toxicity in Tebuconazole-Based Fungicides Widely Used in the Black Sea Coastal Area. *Toxics* 11, 597. <https://doi.org/10.3390/toxics11070597>

43. Tudor, I.-M., Ibram, O., Török, L., Covaliov, S., Doroftei, M., Tudor, M., Năstase, A., Năvodaru, I. (2015) Metode de monitorizare a indicatorilor biologici în ecosistemele acvatice ale Deltei Dunării. Cap. 3. pp 95-123. În Tudor I.-M. (ed.), Ghid metodologic de monitorizare a factorilor hidromorfologici, chimici și biologici pentru apele de suprafață din Rezervația Biosferei Delta Dunării, ISBN 978-606-93721-8-0, Editura Centrul de Informare Tehnologică Delta Dunării, Tulcea, România, 143 pp.
44. Uhel, R., Spyropoulou, R., Breton, F., Beltrame, C., Arévalo, J., Richard, D., Gómez-Baggethun, E., Martín López, B., Lomas, P., Tomas, P., Ezzine, D., Nichersu, J., Marin, J. (2010). Ecosystem accounting and the cost of biodiversity losses: The case of coastal Mediterranean wetlands. European Environmental Agency.